Czerwona lista ptaków Polski





Czerwona lista ptaków Polski

Pamięci profesora Ludwika Tomiałojcia (1939–2020)

Czerwona lista ptaków Polski

Autorzy:

Tomasz Wilk, Tomasz Chodkiewicz, Arkadiusz Sikora,

Przemysław Chylarecki, Lechosław Kuczyński

Ogólnopolskie Towarzystwo Ochrony Ptaków – Marki 2020

Narodowy Instytut Wolności
Centrum Rozwoju Społeczeństwa Obywatelskiego

Publikacja przygotowana w ramach projektu „Rozwój instytucjonalny Ogólnopolskiego Towarzystwa Ochrony Ptaków", finansowanego przez Narodowy Instytut Wolności - Centrum Rozwoju Społeczeństwa Obywatelskiego ze środków Programu Rozwoju Organizacji Obywatelskich na lata 2018–2030.

Program Rozwoju Organizacji Obywatelskich na lata 2018–2030
PROO

Wydawca:

Ogólnopolskie Towarzystwo Ochrony Ptaków
ul. Odrowąża 24
05-270 Marki
www.otop.org.pl
biuro@otop.org.pl

Copyright by **Ogólnopolskie Towarzystwo Ochrony Ptaków**, Marki 2020

ISBN 978-83-89830-36-4

Nakład: 1000 egzemplarzy

Egzemplarz bezpłatny

Korekta:
Joanna Fifielska

Akwarela na okładce:
Agnieszka Ciszewska

Zdjęcia:
BirdLife Finland, Łukasz Bożycki, Tomasz Chodkiewicz, Micha Fager, Leszek Iwanowski, Grzegorz Jędro, Marcin Karetta, Cezary Korkosz, Miłosz Kowalewski, Maciej Kowalski, Grzegorz Leśniewski, Jan Lontkowski, Zymantas Morkvenas, Michał Piekarski, Bogdan Przystupa, Arkadiusz Sikora, Marcin Sołowiej, SEO/BirdLife Spain, Tomasz Wilk, Waldemar Wojdylak

Projekt, skład i łamanie:
Larus Studio Witold Ziaja

Przygotowanie do druku, druk i oprawa:
Bogucki Wydawnictwo Naukowe, ul. Górna Wilda 90, 61–576 Poznań

Zalecany sposób cytowania/Recommended citation:
Wilk T., Chodkiewicz T., Sikora A., Chylarecki P., Kuczyński L. 2020. Czerwona lista ptaków Polski. OTOP, Marki.

Autorzy

Tomasz Wilk
Ogólnopolskie Towarzystwo Ochrony Ptaków
ul. Odrowąża 24, 05–270 Marki

Tomasz Chodkiewicz
Muzeum i Instytut Zoologii PAN
ul. Wilcza 64, 00–679 Warszawa
Ogólnopolskie Towarzystwo Ochrony Ptaków
ul. Odrowąża 24, 05–270 Marki

Arkadiusz Sikora
Stacja Ornitologiczna
Muzeum i Instytut Zoologii PAN
ul. Nadwiślańska 108, 80-680 Gdańsk

Przemysław Chylarecki
Muzeum i Instytut Zoologii PAN
ul. Wilcza 64, 00–679 Warszawa

Lechosław Kuczyński
Pracownia Ekologii Populacyjnej
Wydział Biologii
Uniwersytet im. Adama Mickiewicza
ul. Uniwersytetu Poznańskiego 6, 61–614 Poznań

Spis treści

Podziękowania ... 8
Przedsłowie ... 9
Streszczenie ... 10
Summary ... 11

Rozdział 1. Wprowadzenie ... 12

Rozdział 2. Metodyka oceny statusu zagrożenia krajowej awifauny ... 14
2.1. Kategorie zagrożenia ... 14
2.2. Kryteria ... 15
2.3. Ocena stanu zagrożenia krajowej awifauny – opis procedur ... 18
2.4. Podsumowanie przeprowadzonych analiz ... 27
2.5. Jakość dostępnych danych ... 28

Rozdział 3. Podsumowanie wyników – zagrożone gatunki ptaków w Polsce ... 29
3.1. Informacje ogólne ... 29
3.2. Przynależność systematyczna ... 33
3.3. Zajmowane siedliska ... 35
3.4. Rozmieszczenie przestrzenne w kraju ... 38
3.5. Zmiany w czasie ... 40

Rozdział 4. Przegląd zagrożonych gatunków ptaków ... 44

RE **WYMARŁE REGIONALNIE** ... 45
Szlachar *Mergus serrator* ... 46
Strepet *Tetrax tetrax* ... 47
Drop *Otis tarda* ... 48
Kulon *Burhinus oedicnemus* ... 49
Siewka złota *Pluvialis apricaria* ... 50
Biegus zmienny *Calidris alpina* ... 51
Bekasik *Lymnocryptes minimus* ... 52
Mewa mała *Hydrocoloeus minutus* ... 53
Nur czarnoszyi *Gavia arctica* ... 54
Czapla purpurowa *Ardea purpurea* ... 55
Orzełek *Hieraaetus pennatus* ... 56
Pustułeczka *Falco naumanni* ... 57
Kobczyk *Falco vespertinus* ... 58
Dzierzba rudogłowa *Lanius senator* ... 59
Nagórnik *Monticola saxatilis* ... 60
Krzyżodziób sosnowy *Loxia pytyopsittacus* ... 61

CR **KRYTYCZNIE ZAGROŻONE** ... 62
Świstun *Mareca penelope* ... 63
Rożeniec *Anas acuta* ... 64
Rycyk *Limosa limosa* ... 65
Batalion *Calidris pugnax* ... 66
Łęczak *Tringa glareola* ... 67
Rybitwa czubata *Thalasseus sandvicensis* ... 68
Gadożer *Circaetus gallicus* ... 69
Orlik grubodzioby *Clanga clanga* ... 70
Błotniak zbożowy *Circus cyaneus* ... 71
Kraska *Coracias garrulus* ... 72
Dzierzba czarnoczelna *Lanius minor* ... 73
Pomurnik *Tichodroma muraria* ... 74

EN **ZAGROŻONE** ... 75
Cietrzew *Lyrurus tetrix* ... 76
Sieweczka obrożna *Charadrius hiaticula* ... 77
Czajka *Vanellus vanellus* ... 78
Kulik wielki *Numenius arquata* ... 79
Dubelt *Gallinago media* ... 80
Mewa czarnogłowa *Ichthyaetus melanocephalus* ... 81
Orzeł przedni *Aquila chrysaetos* ... 82
Uszatka błotna *Asio flammeus* ... 83
Puszczyk mszarny *Strix nebulosa* ... 84
Droździk *Turdus iliacus* ... 85

VU **NARAŻONE** ... 86
Ohar *Tadorna tadorna* ... 87
Hełmiatka *Netta rufina* ... 88
Głowienka *Aythya ferina* ... 89
Podgorzałka *Aythya nyroca* ... 90
Cyranka *Spatula querquedula* ... 91
Płaskonos *Spatula clypeata* ... 92
Przepiórka *Coturnix coturnix* ... 93
Głuszec *Tetrao urogallus* ... 94
Perkoz rdzawoszyi *Podiceps grisegena* ... 95
Zausznik *Podiceps nigricollis* ... 96
Turkawka *Streptopelia turtur* ... 97
Derkacz *Crex crex* ... 98
Ostrygojad *Haematopus ostralegus* ... 99
Kszyk *Gallinago gallinago* ... 100
Mewa siwa *Larus canus* ... 101
Rybitwa białoczelna *Sternula albifrons* ... 102
Rybitwa czarna *Chlidonias niger* ... 103
Rybitwa białoskrzydła *Chlidonias leucopterus* ... 104
Rybołów *Pandion haliaetus* ... 105
Błotniak łąkowy *Circus pygargus* ... 106
Sokół wędrowny *Falco peregrinus* ... 107
Gawron *Corvus frugilegus* ... 108
Wodniczka *Acrocephalus paludicola* ... 109
Świergotek polny *Anthus campestris* ... 110
Ortolan *Emberiza hortulana* ... 111

NT **BLISKIE ZAGROŻENIA** ... 112
Łabędź krzykliwy *Cygnus cygnus* ... 113
Czernica *Aythya fuligula* ... 114
Krwawodziób *Tringa totanus* ... 115
Bąk *Botaurus stellaris* ... 116
Kania czarna *Milvus migrans* ... 117
Włochatka *Aegolius funereus* ... 118
Puchacz *Bubo bubo* ... 119
Dzięcioł trójpalczasty *Picoides tridactylus* ... 120
Słowik szary *Luscinia luscinia* ... 121
Muchołówka żałobna *Ficedula hypoleuca* ... 122
Pokląskwa *Saxicola rubetra* ... 123
Płochacz halny *Prunella collaris* ... 124
Siwerniak *Anthus spinoletta* ... 125
Pliszka cytrynowa *Motacilla citreola* ... 126

Rozdział 5. Co dalej? – kluczowe wyzwania w ochronie zagrożonych gatunków ptaków ... 127

Załączniki ... 135
Bibliografia ... 156
Indeks nazw polskich ... 174
Indeks nazw naukowych ... 175

Podziękowania

Publikacja ta w dużej mierze powstała dzięki zaangażowaniu kilku tysięcy wolontariuszy OTOP – uczestników programu MPPL oraz użytkowników portalu Ornitho.pl, których obserwacje wykorzystano do analiz. Ważnym elementem danych źródłowych były także dostępne publicznie wyniki Monitoringu Ptaków Polski, realizowanego przez Główny Inspektorat Ochrony Środowiska, w których zbieranie zaangażowanych jest kilkuset obserwatorów. Wszystkim im chcemy podziękować, mając nadzieję, że ta publikacja utwierdzi ich w przekonaniu, że wysiłek terenowy ma sens.

W przygotowaniu opracowania na różnym etapie pomagali nam pracownicy OTOP – w szczególności Bartosz Smyk (gromadzenie danych), Paulina Siejka (tłumaczenie, edycja) oraz Dorota Ochocińska, Jarosław Krogulec i Krzysztof Stasiak (konsultacja merytoryczna). Projekt „Rozwój instytucjonalny Ogólnopolskiego Towarzystwa Ochrony Ptaków", w ramach którego powstała niniejsza publikacja, sprawnie koordynował Mariusz Miotke, dzięki czemu zespół autorski mógł skupić się na przygotowaniu opracowania.

Dziękujemy Polskiemu Komitetowi Krajowemu IUCN, w szczególności Andrzejowi Kepelowi, za ważne uwagi dotyczące zawartości maszynopisu, a także za sprawne procedowanie recenzji opracowania przez Polski Komitet Krajowy IUCN. Swoje komentarze do opracowania przekazali nam również Dariusz Anderwald, Szymon Beuch, Michał Budka, Dawid Cząstkiewicz, Tomasz Iciek, Michał Korniluk, Dominik Krupiński, Katarzyna Malinowska, Michał Maniakowski, Dominik Marchowski, Romuald Mikusek, Tomasz Osiejuk, Tomasz Tumiel, Bartłomiej Woźniak, Przemysław Wylegała, Monika Zielińska, Piotr Zieliński. Ian Burfield oraz Andrew Stanbury służyli poradą w kwestiach interpretacji zapisów IUCN.

Dziękujemy również fotografom, którzy nieodpłatnie przekazali nam zdjęcia na rzecz niniejszej publikacji. Byli to: BirdLife Finland, Łukasz Bożycki, Micha Fager, Leszek Iwanowski, Grzegorz Jędro, Marcin Karetta, Cezary Korkosz, Miłosz Kowalewski, Maciej Kowalski, Grzegorz Leśniewski, Jan Lontkowski, Zymantas Morkvenas, Michał Piekarski, Bogdan Przystupa, Marcin Sołowiej, SEO/BirdLife Spain, Waldemar Wojdylak.

Przedsłowie

Nasz świat zmienia się szybko, dużo szybciej niż kiedykolwiek przedtem. Wzrost liczby ludności, zmiany klimatyczne, intensywne użytkowanie zasobów naturalnych, rozległe przekształcenia przestrzeni przyrodniczej – te ogólnoświatowe procesy powodują m.in. gwałtowne ubożenie zasobności środowiska naturalnego, zagrażając przy okazji trwaniu społeczeństw ludzkich. Jednym z efektów antropogenicznych przemian jest masowe wymieranie gatunków, na skalę spotykaną wcześniej jedynie podczas epizodów tzw. „wielkich wymierań" w dawnych epokach geologicznych. Czy wiemy, które gatunki są najbardziej narażone na ekstynkcję? Czy wiemy, jak i gdzie lokować zasoby w celu ochrony tych gatunków? Odpowiedzi na te pytania są tym istotniejsze, że środków przeznaczanych na ochronę przyrody jest zawsze znacznie mniej, niż wynika z realnych potrzeb. Ustalanie priorytetów ich efektywnej dystrybucji staje się więc konieczne.

Czerwona lista jest narzędziem ułatwiającym podejmowanie decyzji dotyczących ochrony zasobów naturalnych. To opracowanie, które w metodyczny i oparty na naukowej wiedzy sposób analizuje prawdopodobieństwo wymarcia gatunków i pozwala na ustalenie statusu ich zagrożenia. Czerwone listy wskazują więc te najbardziej krytyczne elementy świata przyrody, które wkrótce mogą zniknąć, jeśli nie zadziałamy w porę. Pomimo iż celem takich opracowań jest wyłącznie identyfikacja gatunków narażonych na wymarcie, a nie opracowywanie priorytetów ochronnych, to czerwone listy są jednym z kluczowych elementów budowania strategii ochrony przyrody – zarówno na poziomie globalnym, jak i lokalnym.

Drugą, równie ważną funkcją czerwonych list jest możliwość powiedzenia *sprawdzam* w zakresie wywiązywania się z różnorakich – krajowych, unijnych i globalnych – zobowiązań, dotyczących ochrony różnorodności biologicznej. Zapisy wielu kluczowych dla naszego kraju dokumentów strategicznych bazują na wskaźnikach opisujących liczbę gatunków zagrożonych czy też liczbę gatunków o niewłaściwym stanie ochrony. Przykładem mogą być m.in. Milenijne cele rozwoju Narodów Zjednoczonych (*United Nations Millennium Development Goals*), Unijna strategia na rzecz bioróżnorodności 2030 (*EU Biodiversity strategy for 2030*) czy też Konwencja o różnorodności biologicznej (*Convention on Biological Diversity*). W tym ostatnim dokumencie tzw. *Red List Index* jest wykorzystywany jako jeden ze wskaźników oceny osiągnięcia celów Strategii. Nie może więc być mowy o pełnym wdrożeniu rekomendacji, zawartych we wskazanych powyżej dokumentach strategicznych, bez odwrócenia lub co najmniej zahamowania regresu gatunków zagrożonych.

Jedną z kluczowych grup odbiorców niniejszego opracowania powinni więc być krajowi decydenci i jednostki odpowiedzialne za budowanie strategii ochrony przyrody w różnych skalach geograficznych i administracyjnych – całego państwa, województw, obszarów Natura 2000, parków narodowych i krajobrazowych, nadleśnictw. Ważnym odbiorcą są instytucje podejmujące decyzje o dystrybucji środków na ochronę przyrody. Naukowcy mogą używać Czerwonej listy ptaków Polski, aby szukać inspiracji do badań. Opracowanie to może być także wykorzystywane przez organizacje pozarządowe, decydujące, w jakim zakresie działań ulokować swój czas i zasoby kadrowe.

Nie bez przyczyny wybrano kolor czerwony jako wiodący w listach gatunków zagrożonych. W przyrodzie jest on sygnałem niebezpieczeństwa i dla nas powinien być znakiem STOP – *musimy już teraz zacząć działać*. Niech to opracowanie będzie impulsem do zmian na lepsze w ochronie krajowych zasobów przyrodniczych. Wszak opublikowanie czerwonej listy to nie koniec zadania, lecz dopiero początek...

Streszczenie

1. Czerwone listy to opracowania szacujące ryzyko zagrożenia wymarciem taksonów poddanych analizie. Wyniki czerwonych list są jednym z głównych elementów budowania strategii ochrony gatunków rzadkich i zagrożonych – zarówno globalnie, jak i na poziomie regionalnym.
2. Poprzednia krajowa czerwona lista analizująca status gromady ptaków została opublikowana w roku 2002. Niniejsza publikacja prezentuje aktualny stan zagrożenia krajowej awifauny prawie dwie dekady później, w roku 2020. Opracowanie przygotowano w oparciu o powszechnie uznaną metodykę Międzynarodowej Unii Ochrony Przyrody (IUCN).
3. Do analiz wykorzystano łącznie ok. 1,4 miliona obserwacji ptaków lęgowych z lat 2010–2019, pochodzących z dwóch źródeł: Monitoringu Ptaków Polski (realizowanego na zlecenie Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska) oraz portalu Ornitho.pl.
4. Analizami objęto 230 regularnie lęgowych (po roku 1800) gatunków ptaków Polski, wykluczając gatunki gniazdujące efemerycznie lub nieregularnie. Analizowano trzy parametry kluczowe w ocenie ryzyka ekstynkcji – liczebność, zasięg i trend populacji, uwzględniając również informacje m.in. o strukturze populacji, fragmentacji zasięgu oraz o stanie populacji w krajach ościennych.
5. Przeprowadzone analizy pozwoliły ustalić, że w Polsce w ostatnich 200 latach wymarło 16 gatunków ptaków (kategoria RE), a dalszych 47 gatunków (20% awifauny lęgowej) zagrożonych jest wymarciem, z czego 12 narażonych jest na ekstremalnie wysokie ryzyko wymarcia jako gatunki *krytycznie zagrożone* (CR). Kolejnych 14 gatunków jest *bliskich zagrożenia* (NT), dla 8 nie ustalono statusu (DD), a pozostałe 145 (63%) jest aktualnie niezagrożonych (LC).
6. Najbardziej zagrożone grupy ptaków to siewkowe i blaszkodziobe, gdzie odpowiednio aż 70% i 61% gatunków wymaga szczególnej ochrony. Dominujące typy siedlisk, w których występują ptaki zagrożone, to mokradła i łąki w dolinach rzek, zbiorniki wodne i rzeki, a także wybrzeże morskie. Zagrożone ptaki wyraźnie częściej i liczniej występują we wschodniej Polsce.
7. Udział gatunków zagrożonych w kraju jest wyższy niż w Europie i w skali globalnej. Dodatkowo, w porównaniu z poprzednią edycją czerwonej listy, znacznie (o 30%) zwiększyła się liczba gatunków zagrożonych i niemal podwoiła się liczba gatunków wymarłych.
8. Zidentyfikowanie gatunków zagrożonych we wcześniejszych edycjach czerwonych list w zbyt małym stopniu przyczyniło się do poprawy ich statusu. Wśród nielicznych (8) gatunków, które obniżyły w aktualnej czerwonej liście kategorię zagrożenia, jedynie w kilku przypadkach (np. bielik, sokół wędrowny) uznać można, że nastąpiło to na skutek realizacji działań ochronnych.
9. Kluczowym działaniem pozwalającym efektywnie przeciwdziałać powiększaniu się puli gatunków zagrożonych i wymarłych jest ochrona siedlisk. Trzy najistotniejsze zadania w tym zakresie to zaprzestanie działań powodujących niszczenie naturalnych dolin rzecznych i mokradeł, modyfikacja Wspólnej Polityki Rolnej, aby w większym zakresie realizowała cele środowiskowe, a także dostosowanie gospodarki leśnej do wymogów siedliskowych gatunków zagrożonych i rzadkich.
10. Wśród innych, równie istotnych wyzwań w zakresie ochrony gatunków zagrożonych wskazać należy istotne zwiększenie powierzchni i liczby terenów chronionych, w tym obszarów ochrony ścisłej, rozwiązania mające na celu ograniczenie presji wybranych drapieżników, ograniczenie łowiectwa w odniesieniu do ptaków, oraz realizację odpowiednio zaplanowanych prac badawczych i monitoringowych.



Summary

1. Red lists quantify the extinction risk of taxa. The results of red lists are therefore one of the key elements of building conservation strategies for rare or threatened species – both globally and at a regional level.
2. The last red list of birds in Poland was published in 2002. The current red list, published two decades later, presents an up-to-date assessment of threats to birds breeding in Poland. It has been compiled based on the current principles and guidelines of the International Union for Conservation of Nature (IUCN).
3. In the newly published red list, the estimation of the extinction risk was based on 1.4 million bird records obtained from two sources: Programme Monitoring of Birds in Poland (commissioned by the Chief Inspectorate of Environmental Protection) and the Ornitho.pl portal.
4. All the birds breeding in Poland after the year 1800 (230 species) were assessed, excluding ephemeral or irregular breeders. Three main population parameters were analysed, which have the largest impact on the extinction risk – abundance, range and trend, but data on the structure, fragmentation and state of populations in neighbouring countries were also used in the assessment.
5. The analyses allowed us to identify 16 bird species extinct in Poland after 1800 (category RE), with additional 47 species (20% of the breeding avifauna) being threatened with extinction. Of the latter, 12 are *critically endangered* (CR), facing an extremely high risk of extinction. Further 14 species are *near-threatened* (NT), 8 species are classified as *data deficient* (DD), and the remaining 145 (63%) species are assessed as taxa of *least concern* (LC).
6. The most endangered groups are shorebirds (Charadriiformes) and waterfowl (Anseriformes), in which 70% and 61% of species, respectively, are threatened with extinction. The prevailing types of ecosystems inhabited by endangered bird species in Poland are wetlands and meadows in river valleys but also lakes, ponds, rivers and the seacoast. Endangered birds occur more frequently in eastern Poland.
7. The percentage of threatened species in Poland is higher compared to the European and global assessments. Additionally, when compared with the previous red list, the number of endangered species has clearly increased (by ca. 30%), and the number of regionally extinct species has nearly doubled.
8. The identification of species as endangered in the previous Polish red list had only a marginal impact on the improvement of their status. Among the 8 species whose threat categories were downlisted, there are only a few (e.g., the White-tailed Eagle and the Peregrine Falcon) which clearly benefited from the conservation measures.
9. Habitat protection is the key element of a strategy to halt the increase in numbers of threatened and extinct species in Poland. Three main important tasks in this area are: first, to stop the destruction of natural river valleys and wetlands; second, to modify the Common Agriculture Policy so that it focuses more on environmental goals; and third, to adapt forest management to the habitat requirements of endangered and rare species.
10. Other important challenges in conservation of threatened avifauna are: to enlarge the protected areas network (including strictly protected areas), to mitigate the impact of generalist predators on ground-nesting birds, to limit bird hunting and implement sound research on demography of threatened species, and to continue monitoring schemes.


© Tomasz Wilk

Rozdział 1

Wprowadzenie

Rzadkie, zagrożone gatunki od dawna przyciągały uwagę ludzi – głównie ze względu na efemeryczność swojego występowania, duże rozmiary czy charyzmatyczny tryb życia. Stopniowo, wraz z rosnącą presją człowieka na zasoby przyrodnicze, zaczęto patrzeć także przez pryzmat ryzyka ich wymarcia i związanej z tym konieczności ochrony. Jednak dopiero w latach 60. ubiegłego wieku, wraz z powstaniem Międzynarodowej Unii Ochrony Przyrody (IUCN) narodziła się idea metodycznej klasyfikacji taksonów zagrożonych, mającej na celu wsparcie rozwijającego się systemu ochrony przyrody.

Klasyfikacja stopnia zagrożenia organizmów wiąże się z wieloma wyzwaniami – sam proces musi być przejrzysty, zrozumiały i dość prosty, a system kryteriów na tyle szczegółowy, aby precyzyjnie określać prawdopodobieństwo wymarcia danego taksonu. Jednocześnie metodyka i przyjęte założenia powinny być elastyczne, aby móc je stosować w odniesieniu do różnej jakości danych oraz do organizmów z różnych grup taksonomicznych, charakteryzujących się niekiedy bardzo odmiennymi cechami historii życiowych, takimi jak czas trwania pokolenia, system kojarzenia, stadność i stopień specjalizacji siedliskowej.

Klasyfikacja prawdopodobieństwa wymarcia taksonów zaproponowana przez IUCN wyszła naprzeciw potrzebie stosowania standaryzowanego systemu oceny zagrożenia organizmów. Jest to obecnie jedyny oficjalnie obowiązujący system tego rodzaju, stosowany zarówno globalnie, jak i na poziomie regionalnym (np. krajowym), w odniesieniu do wszystkich organizmów. Został opracowany w roku 1964, a w 1994 r. dokonano istotnej modyfikacji systemu kryteriów, znacznie ograniczając subiektywność w ich przyznawaniu. Obecnie działający zestaw kryteriów zasadniczo zgodny jest z tym przyjętym w roku 1994, z nielicznymi, drobnymi modyfikacjami, które w ciągu ostatnich trzech dekad wprowadzono, aby usprawnić proces oceny zagrożenia poszczególnych taksonów (IUCN 2012a). Stosowanie jednolitego na całym globie systemu klasyfikacji zagrożenia taksonów niesie wiele korzyści: 1) oceny zagrożenia wykonywane w różnych regionach świata, przez różne zespoły eksperckie, są porównywalne, mogą też być zestawiane i scalane, m.in. w celu wsparcia przygotowania klasyfikacji globalnych; 2) porównywalne są również oceny wykonywane dla tych samych obszarów w różnym czasie; 3) ograniczony zostaje subiektywizm przy ocenie stopnia zagrożenia, 4) system taki ułatwia zrozumienie, a także powtarzalność procedur ewaluacji poszczególnych taksonów.

Warto dodać, że IUCN, oprócz stworzenia samego systemu klasyfikacji zagrożenia, nadzoruje i koordynuje przebieg procesu oceny dla poszczególnych grup i taksonów, a także gromadzi i udostępnia uzyskane wyniki. Do dnia dzisiejszego prawdopodobieństwo wymarcia w skali globalnej ocenione zostało dla prawie 129 tys. taksonów w ramach prac koordynowanych przez IUCN (IUCN Statistics 2020). Prace te w przypadku ptaków realizuje, przy współpracy z IUCN, BirdLife International, aktualizując corocznie listę gatunków zagrożonych, a co cztery lata dokonując całościowej oceny zagrożenia awifauny światowej.

W Polsce powstały dotychczas dwie czerwone listy (wraz z towarzyszącymi im tzw. „czerwonymi księgami"), w których przeanalizowano gromadę ptaków – w 1992 oraz w 2002 roku (Głowaciński 1992a, b, 2001, 2002; szczegóły patrz rozdz. 3.5). Od tego czasu brak było opracowań kompleksowo weryfikujących status zagrożenia krajowej awifauny, choć w niektórych publikacjach podejmowano analizy cząstkowe, w odniesieniu do wybranych grup ptaków i tylko w oparciu o jedno z kryteriów, opisujące tempo redukcji populacji (Kuczyński & Chylarecki 2012, Chylarecki et al. 2018). Biorąc pod uwagę wytyczne IUCN, wskazujące, że klasyfikacja taksonu staje się nieaktualna po 10 latach (patrz też Rondinini et al. 2014), należy stwierdzić, że w kraju od dłuższego czasu brak było obowiązującej czerwonej listy, a niniejsza publikacja wypełnia tę istotną lukę.

Ocena stopnia zagrożenia lęgowych ptaków Polski, przeprowadzona na potrzeby tego opracowania, opierała się na aktualnie obowiązujących kryteriach i wytycznych IUCN. Ich stosowanie szczegółowo reguluje zestaw dokumentów, które są co jakiś czas aktualizowane (podczas oceny należy więc zawsze odnosić się do aktualnie obowiązującej wersji). Do przedstawionej tu oceny wykorzystano następujące dokumenty:

IUCN. (2012a). IUCN Red List Categories and Criteria: Version 3.1. Second edition. Gland, Switzerland and Cambridge, UK: IUCN – zwięzły, wprowadzający dokument dostarczający

podstawowych informacji o systemie klasyfikacji IUCN, prezentujący listę kryteriów oraz kategorii zagrożenia, wraz ze słownikiem podstawowych pojęć.

IUCN. (2012b). Guidelines for Application of IUCN Red List Criteria at Regional and National Levels: Version 4.0. Gland, Switzerland and Cambridge, UK: IUCN – dokument opisujący procedury podejmowane w przypadku stosowania kryteriów IUCN na poziomie regionalnym, w tym krajowym.

IUCN. (2013). Documentation standards and consistency checks for IUCN Red List assessments and species accounts. Version 2. Adopted by the IUCN Red List Committee and IUCN SSC Steering Committee – dokument opisujący wymagania, jakie spełnić powinien sam proces oceny stopnia zagrożenia taksonów, jak i sposób prezentacji jego wyników, aby były one zgodne z wytycznymi IUCN.

IUCN. (2019). IUCN Standards and Petitions Committee. Guidelines for Using the IUCN Red List Categories and Criteria. Version 14. Prepared by the Standards and Petitions Committee – szczegółowy dokument zawierający wytyczne do stosowania poszczególnych kryteriów. Wyjaśnia on wątpliwości dotyczące poszczególnych zapisów, terminów i procedur, jak i wskazuje problematyczne przypadki wraz z proponowanymi rozwiązaniami. W dokumencie zawarty jest również słownik pojęć pojawiających się w pracach dotyczących oceny stopnia zagrożenia taksonów.

Publikacje te objaśniają szczegółowo cały proces klasyfikacji stopnia zagrożenia. W niniejszym opracowaniu przedstawiono więc tylko najważniejsze informacje: opis kategorii zagrożenia oraz kryteriów wyznaczania gatunków zagrożonych, a także wybrane informacje dotyczące przeprowadzonego procesu oceny zagrożenia krajowej awifauny – zawarto je w rozdz. 2 (a także w zał. 1, 2 i 3).

Zgodnie z wytycznymi IUCN krajowe czerwone listy powinny zostać zatwierdzone przez krajowe komitety IUCN. Opracowania, które nie spełniają wymogów IUCN, nie mogą być oficjalnie nazywane „czerwonymi listami" ani korzystać z logo czerwonej listy. Stosowanie metod niezgodnych z wytycznymi IUCN nie pozwala na włączanie uzyskanych rezultatów do zbioru oficjalnych klasyfikacji IUCN oraz uniemożliwia porównanie uzyskanych wyników z innymi analizami tego typu (IUCN 2012a,b, 2019). Zgodnie z powyższym, niniejsze opracowanie zostało przedstawione do takiej oceny i w grudniu 2020 roku uzyskało pozytywną opinię Polskiego Komitetu Krajowego IUCN.



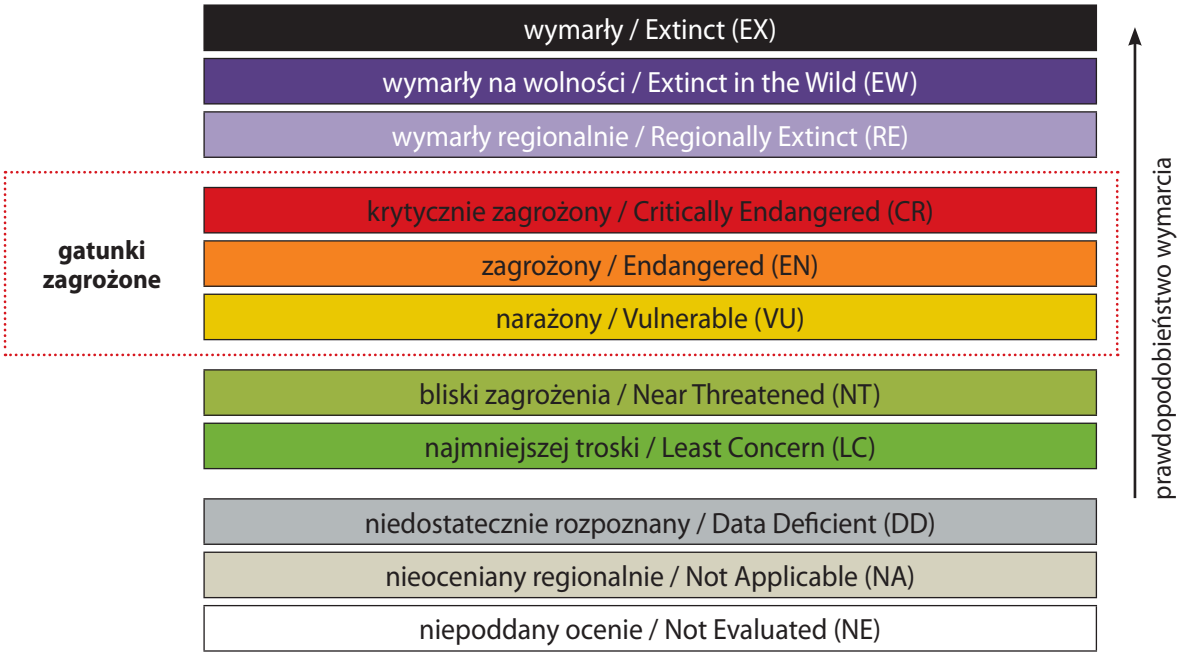
Rozdział 2

Metodyka oceny statusu zagrożenia krajowej awifauny

Przygotowanie Czerwonej listy gatunków zagrożonych wymarciem polega na analizie parametrów populacyjnych mających największy wpływ na ryzyko ekstynkcji, takich jak liczebność populacji, jej zmiany w czasie czy wielkość i fragmentacja zasięgu (IUCN 2012a, 2019). Parametry uzyskane dla poszczególnych gatunków zestawia się z wartościami progowymi kryteriów kwalifikujących, przy czym progi te są zróżnicowane dla poszczególnych kategorii zagrożenia, odzwierciedlając narastające narażenie gatunku na wymarcie. W wyniku takiej analizy uzyskuje się informację nie tylko o tym, czy dany takson jest zagrożony, ale także jak duże jest prawdopodobieństwo jego wymarcia. W rozdziale tym opisano ten proces, przybliżając kluczowe definicje i narzędzia służące do przygotowania Czerwonej listy, w szczególności kategorie zagrożenia (rozdz. 2.1) i kryteria kwalifikujące (rozdz. 2.2), a także opis procedur wykonanych na potrzeby niniejszego opracowania, wraz z informacjami o zakresie, jakości i sposobie wykorzystania danych o parametrach populacyjnych krajowej awifauny (rozdz. 2.3). Prace analityczne ściśle bazowały na wytycznych przedstawionych w publikacjach IUCN (2012a, b, 2019), gdzie można znaleźć szczegółowy opis wszystkich zagadnień związanych z powstawaniem czerwonych list.

2.1. Kategorie zagrożenia

Prawdopodobieństwo wymarcia gatunku ma charakter ciągły, jednak w ramach przyjętego systemu (IUCN 2012a) grupowane jest w kategorie odzwierciedlające narastające narażenie taksonu na wymarcie (ryc. 2.1). Wyróżniono 9 kategorii opisujących stopień zagrożenia taksonów w skali globalnej, a stosowanie kryteriów w skali regionalnej, np. krajowej (patrz rozdz. 2.3), pociąga za sobą wymóg stosowania dwóch dodatkowych kategorii: taksonu *wymarłego regionalnie* (RE) oraz taksonów *nieocenianych regionalnie* (NA), co łącznie daje 11 kategorii. Można je zasadniczo podzielić na cztery grupy zawierające: (1) gatunki wymarłe – kategorie EX, EW i RE; (2) gatunki zagrożone – kategorie CR, EN i VU; (3) gatunki niezagrożone – kategorie NT i LC oraz (4) gatunki, w przypadku których nie przeprowadzono oceny (NE, NA) lub podjęto próbę oceny, lecz dane okazały się niewystarczające, aby wskazać kategorię zagrożenia



Ryc. 2.1. Kategorie zagrożenia taksonów stosowane w Czerwonych listach IUCN (na podstawie IUCN 2012a, b). Kategorie RE i NA stosowane są tylko na poziomie regionalnym, np. krajowym (szczegóły patrz rozdz. 2.3).

Fig. 2.1. Categories of threat in IUCN Red lists (based on IUCN 2012a, b). Categories RE and NA are used only at a regional (e.g. national) level (see details in Chapter 2.3).

(DD). Szczegółowe definicje poszczególnych kategorii przedstawiono w zał. 1.

Ze względu na szerokie stosowanie (i często lepszą znajomość) angielskich skrótów oznaczających kategorie zagrożeń, w niniejszej publikacji przyjęto, że każdorazowo przy wskazywaniu kategorii zagrożenia podawany jest jej anglojęzyczny skrót, np. *krytycznie zagrożony* (CR). Mimo szerokiego stosowania terminu *gatunek z czerwonej listy* (ang. *red-listed species*), zgodnie z zaleceniami IUCN (2019), w niniejszym opracowaniu nie używamy go, ponieważ jego znaczenie może być niejasne – gatunki *najmniejszej troski*, mimo że nie są zagrożone, także umieszczane są (z kategorią LC) na Czerwonych listach IUCN. Dla taksonów z kategorii *krytycznie zagrożonych* (CR), *zagrożonych* (EN) i *narażonych* (VU) używamy w publikacji ogólnego terminu gatunki zagrożone (ang. *threatened*). Natomiast dla grupy obejmującej gatunki *wymarłe regionalnie* (RE), gatunki zagrożone (CR, EN, VU) oraz *bliskie zagrożenia* (NT) proponujemy, zgodnie z wytycznymi IUCN (2019) stosowanie terminu *gatunki wymagające szczególnej ochrony* (ang. *species of elevated conservation concern*).

2.2. Kryteria

Przyporządkowanie poszczególnych taksonów do kategorii zagrożenia odbywa się przy użyciu zestawu kryteriów oceniających prawdopodobieństwo wymarcia w oparciu o te cechy populacji, które mają na to prawdopodobieństwo największy wpływ – liczebności i tempa jej zmian oraz wielkości zasięgu i wzorca rozmieszczenia przestrzennego. Kryteria IUCN operują ilościowymi wartościami progowymi, kwalifikującymi takson do poszczególnych „poziomów" zagrożenia. Progi te ułatwiają zobiektywizowanie oceny statusu zagrożenia bez względu na przynależność taksonomiczną, biologię gatunku czy jakość danych. System klasyfikacji IUCN posługuje się aktualnie pięcioma kryteriami do oceny stanu zagrożenia (patrz pełny opis kryteriów w Tab. 2.1 i zał. 2, a definicje pojęć stosowanych w kryteriach w rozdz. 2.3.2):

A – kryterium redukcji populacji. Kwalifikuje takson jako zagrożony, ponieważ jego populacja szybko i znacząco się zmniejsza.

B – kryterium ograniczonego zasięgu. Kwalifikuje takson jako zagrożony, ze względu na niewielki zasięg występowania. Aby stosować to kryterium, takson musi spełniać jednocześnie dwa z trzech warunków dodatkowych: fragmentacja zasięgu / niewielka liczba lokalizacji, lub spadek parametrów populacyjnych, lub silne fluktuacje parametrów populacyjnych.

C – kryterium niewielkiej i jednocześnie malejącej populacji. Kwalifikuje takson jako zagrożony, ponieważ jego populacja jest nieliczna i jednocześnie zmniejsza liczebność. W kryterium C1 niewielka liczebnie populacja musi doświadczać ciągłego spadku w okresie odpowiadającym 1, 2 lub 3 pokoleniom; natomiast w kryterium C2 nieliczna populacja musi doświadczać spadku liczebności i równocześnie spełniać jeden z trzech warunków dodatkowych – niewielka liczba osobników w subpopulacjach, lub większość osobników w jednej subpopulacji, lub silne fluktuacje liczebności.

D – kryterium skrajnie niewielkiej liczebności populacji. Kwalifikuje takson, jeśli jego liczebność przekracza zdefiniowane wartości progowe bardzo małej populacji.

E – kryterium analiz ilościowych prawdopodobieństwa wymarcia. Kwalifikuje takson jako zagrożony, jeśli przekracza on zdefiniowane wartości progowe prawdopodobieństwa wymarcia, wyliczone na podstawie analiz ilościowych tego wskaźnika.

Większość kryteriów posiada podkryteria (patrz Tab. 2.1), które zespołowi ekspertów dokonującemu ewaluacji umożliwiają precyzyjne dopasowanie przyczyny zagrożenia w odniesieniu do danego taksonu, a odpowiedni opis spełnianych (pod)kryteriów, będący standardem w czerwonych listach, pozwala odbiorcy zidentyfikować tę przyczynę. Przykładowo zapis „EN B2ab(v)" oznacza, że gatunek został uznany za *zagrożony* (EN), ponieważ obszar zajmowany (czyli tzw. AOO, do którego odnosi się kryterium B2) liczy mniej niż 500 km^2 i jednocześnie zasięg jest pofragmentowany lub liczba lokalizacji jest mniejsza niż 5 (a), populacja podlega ciągłemu spadkowi (b), co stwierdzono na podstawie danych o liczebności populacji (v).

Kolejnym kategoriom zagrożenia odpowiadają coraz „wyższe wymagania" (progi kwalifikujące) poszczególnych kryteriów. Oznacza to, że o ile gatunek *narażony* (VU) spełnia tylko kryteria dla stopnia zagrożenia VU, to takson *krytycznie zagrożony* (CR) spełniać będzie przynajmniej jedno kryterium także dla wszystkich „niższych" stopni zagrożenia (a więc EN i VU). W kodzie zagrożenia taksonu podawana jest jednak tylko najwyższa kategoria, do której się on zakwalifikował. Przykładowo, jeśli gatunek spełnia kryterium A dla kategorii *zagrożony* (EN) oraz kryteria A, B i C dla kategorii *narażony* (VU), to gatunek uznajemy za *zagrożony* (EN) i w kodzie określającym status zagrożenia gatunku nie podajemy kryteriów kwalifikujących do kategorii VU (choć informacja o tym może znaleźć się w opisie słownym uzasadnienia statusu). Jeśli dany takson spełnia kilka kryteriów w danym stopniu zagrożenia (np. do kategorii *narażony* VU

kwalifikują go jednocześnie kryteria związane z redukcją populacji, małym zasięgiem i niewielką liczebnością), to w czerwonej liście należy je wszystkie wskazać (np. VU A2a; B2ab(v); D1). Każdy takson powinien być oceniony wg tylu kryteriów, na ile pozwalają dostępne dane, a optymalnie analiza powinna być przeprowadzona z wykorzystaniem ich wszystkich. Wystarczy jednak, że w procedurze oceny spełnione zostanie tylko jedno kryterium, aby zaklasyfikować takson do odpowiedniej kategorii zagrożenia.

Tabela 2.1. Podsumowanie kryteriów wykorzystywanych w procesie ewaluacji zagrożenia taksonów. Pełny ich opis znajduje się w zał. 2. Zasady stosowania kryteriów oraz definicje terminów użytych w tabeli wyjaśnione są w dokumentach źródłowych: *IUCN Red List Categories and Criteria (IUCN 2012a)* oraz *Guidelines for Using the IUCN Red List Categories and Criteria (IUCN 2019)*.

Table 2.1. Summary of the criteria used in the extinction risk evaluation. Full description is presented in Annex 2. Rules of applying the criteria and definitions of terms used in the table are given in: *IUCN Red List Categories and Criteria and Guidelines for Using the IUCN Red List Categories and Criteria* (IUCN 2012a, 2019).

A. Redukcja populacji. Spadek populacji (mierzony na przestrzeni 10 lat lub 3 pokoleń, w zależności, co trwa dłużej) w oparciu o którekolwiek z kryteriów od A1 do A4			
	Krytycznie zagrożony	Zagrożony	Narażony
A1 A2, A3, A4	≥ 90% ≥ 80%	≥ 70% ≥ 50%	≥ 50% ≥ 30%
A1	Redukcja populacji w przeszłości – zaobserwowana, oszacowana, wywnioskowana lub oparta na przypuszczeniach, w sytuacji gdy przyczyny redukcji są odwracalne ORAZ rozpoznane ORAZ ustały.	oparte na podstawie dowolnego punktu: (a) obserwacja bezpośrednia [nie dotyczy A3]; (b) indeks liczebności właściwy dla danego taksonu; (c) zmniejszenie obszaru zajmowanego (AOO), zasięgu (EOO) oraz/lub obniżenie jakości siedliska; (d) aktualny lub potencjalny poziom eksploatacji; (e) wpływu taksonów introdukowanych, hybrydyzacji, patogenów, zanieczyszczeń, konkurentów lub pasożytów	
A2	Redukcja populacji w przeszłości – **zaobserwowana, oszacowana, wywnioskowana** lub oparta na przypuszczeniach, w sytuacji gdy przyczyny redukcji mogą nie być odwracalne LUB mogą nie być rozpoznane LUB mogły nie ustać.		
A3	Przewidywana, wywnioskowana lub oparta na przypuszczeniach redukcja populacji, która może wystąpić w przyszłości (do maksymalnego okresu 100 lat). [(a) nie może być stosowane w przypadku A3]		
A4	Redukcja populacji – **zaobserwowana, oszacowana, wywnioskowana** lub oparta na przypuszczeniach, w okresie obejmującym zarówno przeszłość, jak i przyszłość (maks. do 100 lat w przyszłości), w sytuacji gdy przyczyny redukcji mogą nie być odwracalne LUB mogą nie być rozpoznane LUB mogły nie ustać.		
B. Zasięg geograficzny w formie B1 (zasięgu występowania) ORAZ/LUB B2 (obszaru zajmowanego)			
	Krytycznie zagrożony	Zagrożony	Narażony
B1. Zasięg występowania (EOO) B2. Obszar zajmowany (AOO)	< 100 km² < 10 km²	< 5 000 km² < 500 km²	< 20 000 km² < 2 000 km²
ORAZ spełnione co najmniej 2 z 3 poniższych warunków:			
(a) Rozmieszczenie pofragmentowane LUB liczba lokalizacji populacji:	1	≤ 5	≤ 10
(b) Obserwowany, oszacowany, wywnioskowany lub przewidywany ciągły spadek któregokolwiek z parametrów: (i) zasięg występowania; (ii) obszar zajmowany; (iii) powierzchnia, zasięg oraz/lub jakość siedliska; (iv) liczba lokalizacji lub subpopulacji; (v) liczba osobników zdolnych do rozrodu.			
(c) Bardzo silne wahania któregokolwiek z parametrów: (i) zasięg występowania; (ii) obszar zajmowany; (iii) liczba lokalizacji lub subpopulacji; (iv) liczba osobników zdolnych do rozrodu.			
C. Niewielka liczebność populacji oraz spadek parametrów populacji			
	Krytycznie zagrożony	Zagrożony	Narażony
Liczba osobników zdolnych do rozrodu	< 250	< 2 500	< 10 000
ORAZ co najmniej jeden z warunków kryterium C1 lub C2:			
C1. Zaobserwowany, oszacowany lub przewidywany (maksymalnie do 100 lat w przyszłości) ciągły spadek o co najmniej:	25% na przestrzeni 3 lat lub 1 pokolenia (w zależności, co jest dłuższe)	20% na przestrzeni 5 lat lub 2 pokoleń (w zależności, co jest dłuższe)	10% na przestrzeni 10 lat lub 3 pokoleń (w zależności, co jest dłuższe)
C2. Zaobserwowany, oszacowany, przewidywany lub wywnioskowany ciągły spadek ORAZ spełniony jest co najmniej 1 z 3 poniższych warunków:			
(a) (i) Liczba os. zdolnych do rozrodu w każdej subpopulacji: (ii) % os. zdolnych do rozrodu tylko w jednej subpopulacji:	≤ 50 90-100%	≤ 250 95-100%	≤ 1 000 100%
(b) Bardzo silne wahania liczebności os. zdolnych do rozrodu			
D. Bardzo mała lub ograniczona populacja			
	Krytycznie zagrożony	Zagrożony	Narażony
D1. Liczba osobników zdolnych do rozrodu	< 50	< 250	D1. < 1 000
D2. Stosowany tylko przy kategorii VU (narażone) Niewielki obszar występowania lub mała liczba lokalizacji, z istotnym czynnikiem zagrożenia, który w bardzo krótkim czasie może zmienić kryterium zagrożenia taksonu na CR lub EX.	–	–	D2. przykładowo: obszar występowania < 20 km² lub liczba lokalizacji ≤ 5
E. Statystyczna (ilościowa) analiza prawdopodobieństwa wymarcia			
	Krytycznie zagrożony	Zagrożony	Narażony
Wskaźnik prawdopodobieństwa wymarcia populacji na wolności:	≥ 50% na przestrzeni 10 lat lub 3 pokoleń, w zależności, co trwa dłużej (maks. 100 lat)	≥ 20% na przestrzeni 20 lat lub 5 pokoleń, w zależności, co trwa dłużej (max. 100 lat)	≥ 10% na przestrzeni 100 lat

Ramka 2.1. Kryteria dla kategorii *bliski zagrożenia* (NT)

Kategoria *bliski zagrożenia* (NT) obejmuje taksony, które wprawdzie nie kwalifikują się jako zagrożone wg żadnego z kryteriów, ale są bliskie spełnienia takiego wymogu. Wytyczne IUCN nie definiują wartości progowych pozwalających uznać gatunek za *bliski zagrożenia* (NT), wskazując jedynie, że parametry populacyjne powinny „być blisko" progów kwalifikujących dla najniższej kategorii zagrożenia, czyli *narażony* (VU) (IUCN 2019). W niniejszym opracowaniu przyjęto, że takson zostanie zaklasyfikowany jako *bliski zagrożenia* (NT), jeśli ewaluacja wykazała, że spełnia co najmniej jeden z następujących warunków:

– redukcja populacji (kryterium A) zawiera się w zakresie 21–29%, w odpowiednim dla taksonu oknie czasowym;
– zasięg występowania EOO i obszar zajmowany AOO (kryterium B) zawierają się odpowiednio w zakresach 20 000–30 000 km^2 (EOO) i 2000–3000 km^2 (AOO), a takson spełnia co najmniej 2 z 3 warunków dodatkowych wymaganych dla tego kryterium;
– liczebność populacji (kryterium C) zawiera się w zakresie 10 000–20 000 os.;
– liczebność populacji (kryterium D) zawiera się w przedziale 1000–2500 os.

Zbliżone kryteria dla kategorii NT przyjmowano również w innych krajach, np. Holandii i Wielkiej Brytanii (van Kleunen et al. 2017, Stanbury et al. 2017).

Dodatkowo kryterium *bliski zagrożenia* (NT) otrzymały wszystkie gatunki, które w pierwszym etapie oceny zakwalifikowano do kategorii *narażony* (VU), jednak podczas przystosowywania ocen uzyskanych wg kryteriów globalnych do krajowej skali opracowania, ich status zagrożenia został obniżony o jeden stopień (tzw. *downlisting*; patrz rozdz. 2.3.3)





Fot. 2.1. Kategoria *bliski zagrożenia* (NT) obejmuje taksony należące do jednej z dwóch grup: (A) gatunki, których parametry populacyjne są bliskie wartościom progowym dla kategorii *narażony* (VU) – np. krwawodziób *Tringa totanus*; lub (B) gatunki, które zakwalifikowane zostały jako *narażone* (VU), lecz obniżono ich status ze względu na fakt, że krajowa populacja może być zasilana z krajów ościennych – np. łabędź krzykliwy *Cygnus cygnus*.

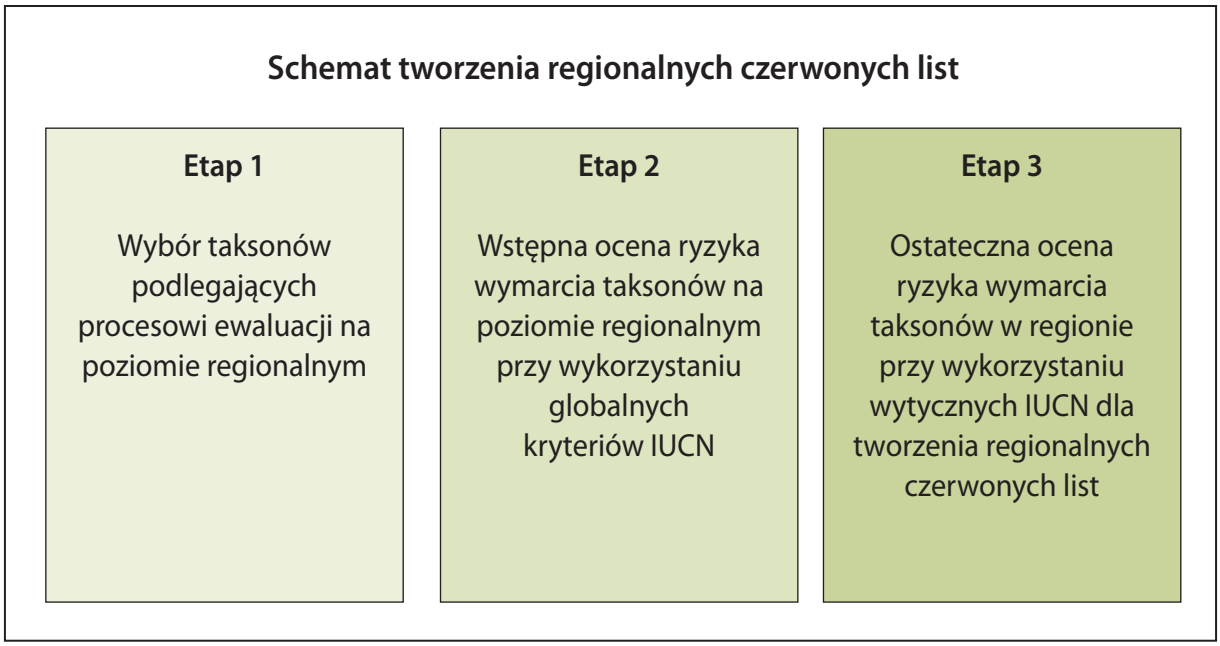
Stosowanie kryteriów IUCN wymaga precyzyjnych definicji poszczególnych terminów, aby zminimalizować problemy wynikające z różnej interpretacji zapisów. Dotyczy to m.in. takich określeń jak *wielkość populacji*, *czas trwania pokolenia*, *subpopulacja*, *redukcja liczebności populacji*, *ciągły spadek liczebności*, *fluktuacje liczebności* czy *lokalizacja*. Podczas prac nad niniejszym opracowaniem opierano się na definicjach wskazanych w wytycznych IUCN (2012a), a część kluczowych pojęć przybliżono w rozdz. 2.3.2.

2.3. Ocena stanu zagrożenia krajowej awifauny – opis procedur

Zaproponowane przez IUCN kryteria kwalifikowania gatunków zagrożonych przeznaczone są zasadniczo do dokonywania oceny ryzyka wymarcia na poziomie globalnym, a więc do całych, światowych populacji (IUCN 2012a, 2019). Sam proces wyznaczania taksonów zagrożonych może być również realizowany w mniejszych skalach geograficznych (np. kontynentu, bioregionu, państwa), jednak wyłącznie po wdrożeniu dodatkowych warunków i wytycznych, przedstawionych szczegółowo w dokumencie *Guidelines for Application of IUCN Red List Criteria at Regional and National Levels* (IUCN 2012b).

Przy obejmowaniu oceną (przy użyciu kryteriów globalnych) jedynie fragmentów zasięgu nie jest brany pod uwagę fakt, że analizowana populacja może być zasilana osobnikami z obszarów ościennych (tzw. efekt ratunkowy; ang. *rescue effect*), co w rzeczywistości zmniejsza ryzyko ekstynkcji (Gärdenfors i in. 2001, IUCN 2012b). Zatem „surowy" wynik ewaluacji na poziomie regionalnym błędnie wskazywałby ryzyko wymarcia taksonu, z reguły je zawyżając lub, rzadziej, zaniżając, np. jeśli przetrwanie lokalnej, stabilnej populacji silnie uzależnione jest od imigracji z populacji ościennych, które doznają aktualnie spadku liczebności. W celu minimalizacji tych problemów IUCN wskazuje konieczność uwzględnienia przy przygotowywaniu regionalnych czerwonych list dodatkowego etapu prac, mającego na celu dostosowanie statusu zagrożenia uzyskanego wg kryteriów globalnych do regionalnego wymiaru ewaluacji.

Przygotowywanie regionalnych czerwonych list powinno więc obejmować trzy zasadnicze etapy (ryc. 2.2). Po wybraniu taksonów podlegających ewaluacji (etap 1), stosujemy wobec nich globalne kryteria IUCN (etap 2), jednak z wykorzystaniem dodatkowych, regionalnych kategorii zagrożenia (*wymarły regionalnie* RE, *nie oceniany regionalnie* NA, patrz rozdz. 2.1), a następnie w etapie trzecim sprawdzamy, czy uzyskana ocena nie wymaga korekty, która bierze pod uwagę regionalny charakter analizowanej populacji. Korektę statusu zagrożenia na etapie trzecim dokonujemy m.in. w oparciu o analizę sytuacji populacji ościennych, których stan może mieć wpływ na możliwości zasilania ocenianej przez nas populacji i w konsekwencji na ryzyko wymarcia taksonu w obrębie analizowanego regionu (szczegóły – rozdz. 2.3.3).



Ryc. 2.2. Schemat przygotowywania regionalnych czerwonych list (za: IUCN 2019).

Fig. 2.2. The process of preparation of red lists at a regional level (based on IUCN 2019).

Warto przy okazji zaznaczyć, że IUCN odradza dokonywanie klasyfikacji zagrożenia taksonów w bardzo małych skalach geograficznych. Oprócz wskazanych powyżej problemów związanych z niewielką liczebnością lub zasięgiem, ocena zagrożenia subpopulacji na zbyt małych obszarach jest w większym stopniu obarczona błędem wynikającym z możliwości wymiany osobników z subpopulacjami ościennymi (IUCN 2012b), co potwierdzono również empirycznie (np. Charra & Sarasa 2018).

2.3.1. Wybór gatunków

Ocenę stopnia zagrożenia ograniczono tylko do gatunków ptaków lęgowych w Polsce. Proces ten obejmować może także taksony nielęgowe (migrujące lub zimujące) w danym obszarze (jednak z wyłączeniem gatunków występujących sporadycznie), a w przypadku gatunków lęgowych osobnej analizie mogą być poddane populacje lęgowe, wędrówkowe i zimujące (IUCN 2012b). Jednak ze względu na brak lub istotną niekompletność danych o krajowych populacjach przelotnych lub zimujących (ich liczebności, zasięgu, trendzie), uznano, że nie jest obecnie możliwe dokonanie oceny statusu zagrożenia dla populacji nielęgowych (patrz też Ramka 3.2). W związku z tym gatunki nielęgowe w Polsce zostały wykluczone z oceny, uzyskując kategorię *niepoddany ocenie* (NE). Natomiast w przypadku gatunków gniazdujących w kraju proces oceny dotyczył tylko ich populacji lęgowych (nie oceniano populacji migrujących/zimujących).

Proces analizy ograniczony został do gatunków gniazdujących w Polsce po roku 1800 i wyłącznie w odniesieniu do taksonów w granicach swojego naturalnego zasięgu (IUCN 2019). Uwzględniono w nim więc gatunki posiadające, wg kategoryzacji Asocjacji Europejskich Komisji Rzadkości (AERC), status gatunków w stanie dzikim (kategoria A, lub B; Komisja Faunistyczna 2020). Wprawdzie wytyczne IUCN (2019) wskazują, że gatunki pochodzące z introdukcji, które utworzyły samoutrzymujące się populacje (kategoria C; Komisja Faunistyczna 2020), także mogą być analizowane na potrzeby przygotowania czerwonych list, jednak wskazano w ich przypadku zestaw czterech obligatoryjnych warunków, którego nie spełnia żaden z krajowych taksonów pochodzących z populacji wprowadzonych przez człowieka. Z dalszych analiz wyłączono więc takie gatunki lęgowe jak bernikla kanadyjska *Branta canadensis*, gęsiówka egipska *Alopochen aegyptiaca*, kazarka rdzawa *Tadorna ferruginea*, mandarynka *Aix galericulata*, bażant *Phasianus colchicus*, gołąb miejski *Columba livia*, aleksandretta obrożna *Psittacula krameri*, które uzyskały kategorię *nieoceniany regionalnie* (NA).

Do procesu oceny stopnia zagrożenia nie powinny być także włączane gatunki gniazdujące efemerycznie, dla których analizowany obszar nie stanowi stałego miejsca gniazdowania (IUCN 2012b). Najczęściej ich wysoki status zagrożenia, związany m.in. z niską liczebnością i niewielkim zasięgiem, wynikałby z nieudanych prób kolonizacji kraju (a nie z zaniku stałych, rodzimych populacji).

Dodatkowo taksony takie cyklicznie stawać by się mogły „wymarłe regionalnie" w związku z nieregularnością lęgów. Za gatunki gniazdujące efemerycznie uznano te, których lęgi potwierdzono w kraju po roku 1800 jedynie od 1 do 5 razy: edredona *Somateria mollissima*, ogorzałkę *Aythya marila*, perkoza rogatego *Podiceps auritus*, mornela *Charadrius morinellus*, sieweczkę morską *Charadrius alexandrinus*, czaplę nadobną *Egretta garzetta*, raroga *Falco cherrug*, czarnowrona *Corvus corone*, zaroślówkę *Acrocephalus dumetorum*, świstunkę iberyjską *Phylloscopus ibericus*, świstunkę górską *Phylloscopus bonelli* oraz trznadla białogłowego *Emberiza leucocephalus*. Do grupy tej zaliczono również taksony, których lęgi odnotowano częściej niż 5 razy, jednak gniazdowały one nieregularnie i w niskiej liczebności – nie wytworzyły więc stałych populacji krajowych. Ujęto tu: mewę żółtonogą *Larus fuscus*, mewę romańską *Larus michahellis*, rybitwę popielatą *Sterna paradisaea*, szczudłaka *Himantopus himantopus*, szablodzioba *Recurvirostra avosetta* i brodźca pławnego *Tringa stagnatilis*. Dane o liczbie lęgów do roku 2016 przyjęto za: Tomiałojć & Stawarczyk (2003) oraz Stawarczyk et al. (2017),





Fot. 2.2. Analiza stanu zagrożenia krajowej awifauny objęła wszystkie gatunki lęgowe w Polsce po roku 1800, jednak z wyłączeniem taksonów gniazdujących efemerycznie lub nieregularnie, takich jak mornel czy szczudłak.

a dla lat 2017–2019 w oparciu o analizę raportów Komisji Faunistycznej (2018-2020). W przypadku taksonów, u których stwierdzono gniazdowanie par mieszanych, przy obliczaniu liczby lęgów uwzględniono tylko lęgi jednogatunkowe. Wskazane powyżej gatunki wyłączono z analizy oceny stanu zagrożenia, nadając im kategorię taksonów *nieocenianych regionalnie* (NA).

W przypadku gatunków gniazdujących historycznie, głównie (choć nie wyłącznie) w XIX wieku (nur czarnoszyi *Gavia arctica*, strepet *Tetrax tetrax*, karliczka *Porzana pusilla*, siewka złota *Pluvialis apricaria*, kobczyk *Falco vespertinus*, pustułeczka *Falco naumanni*, wieszczek *Pyrrhocorax graculus*, pustynnik *Syrrhaptes paradoxus*, krzyżodziób sosnowy *Loxia pytyopsittacus*, wróbel skalny *Petronia petronia*) dostępne dane literaturowe o lęgach są skąpe, utrudniając wnioskowanie, czy dawniej takson był regularnie lęgowy, czy też nie. Uznano, biorąc pod uwagę słabe rozpoznanie awifauny w czasach dawniejszych oraz działając zgodnie z zasadą przezorności, że bezpieczniej uznać te gatunki za regularnie lęgowe w przeszłości. Zostały one zatem uwzględnione w dalszych analizach (jako gatunki *wymarłe regionalnie* RE), a podejście takie przyjęto również we wcześniejszych edycjach krajowej Czerwonej listy (Głowaciński 1992a, 2002). Wyjątek stanowiły karliczka, wieszczek i wróbel skalny, których lęgi odnotowano jednokrotnie i są one w krajowej literaturze definiowane jako gatunki wyjątkowo lęgowe (Tomiałojć & Stawarczyk 2003), oraz pustynnik, którego lęgi związane były z pojawami inwazyjnymi, z definicji miały więc charakter efemeryczny (Hordowski 2014). Te cztery gatunki wyłączono z dalszych analiz, również przydzielając im kategorię taksonów *nieocenianych regionalnie* (NA). Dodatkowo w przypadku pardwy mszarnej *Lagopus lagopus* i sępa płowego *Gyps fulvus*, dawniej uważanych za gatunki historycznie lęgowe w Polsce i umieszczane w krajowych czerwonych listach jako wymarłe, nie można wg najnowszej wiedzy (Tomiałojć & Stawarczyk 2003) potwierdzić ich gniazdowania w kraju, więc w aktualnym opracowaniu nie ujęto ich w ocenie.

Gatunki lęgowe będące w ekspansji, kolonizujące analizowany obszar, mogą być włączane do procesu oceny stopnia zagrożenia jedynie po wykazaniu rozmnażania przez kilka lat z rzędu (IUCN 2012b). W warunkach krajowych przyjęto, że gatunek, którego gniazdowanie stwierdzono w kraju po raz pierwszy po roku 2009, musiał gniazdować co najmniej przez 5 lat z rzędu, aby traktować go jako stały element awifauny i włączyć do procesu oceny stanu zagrożenia. Jedynym gatunkiem, który spełniał to kryterium, był puszczyk mszarny *Strix nebulosa*. Pozostałe gatunki, których lęgi stwierdzono po raz pierwszy po roku 2009, wyłączono z analiz ze względu na efemeryczność lęgów (np. zaroślówka, świstunka iberyjska) lub status gatunku (np. aleksandretta obrożna).

W wyniku zastosowania powyższych kryteriów, spośród 259 gatunków, których lęgi odnotowano dotychczas na terenie Polski (Stawarczyk et al. 2017, Komisja Faunistyczna 2018-2020), wyłączono 29, a pozostałe 230 ujęto w analizie ryzyka wymarcia krajowej awifauny. Warto dodać, że oceny prawdopodobieństwa wymarcia można także dokonywać w przypadku jednostek taksonomicznych niższego rzędu niż gatunek (podgatunek lub subpopulacja; IUCN 2012a, 2019), jednak analizy w niniejszym opracowaniu ograniczono tylko do taksonów w randze gatunku.

2.3.2. Ocena stopnia zagrożenia krajowej awifauny wg kryteriów globalnych

Parametry populacji lęgowych (wielkość populacji, trend, zasięg) każdego z gatunków ocenione zostały przy użyciu zestawu kryteriów IUCN (IUCN 2012a, 2019; patrz rozdz. 2.2). W analizach wykorzystano kryteria A, B, C oraz D, nie stosowano jedynie kryterium E, bazującego na ilościowych analizach prawdopodobieństwa wymarcia, np. analizie żywotności populacji (*Population Viability Analysis, PVA*). Kryterium to jest rzadko używane ze względu na konieczność dysponowania trudnymi do oszacowania parametrami demograficznymi populacji. Kryterium E jest przez to konserwatywne względem pozostałych kryteriów (mało prawdopodobne, aby jako jedyne wykazało zagrożenie gatunku), przyjęto więc, że jego niestosowanie nie miało wpływu na uzyskany skład listy gatunków zagrożonych.

Poniżej przedstawiono opis procesu analizy poszczególnych parametrów na potrzeby przygotowywania aktualnej edycji Czerwonej listy ptaków Polski. Dla pełnego zrozumienia procedur istotne jest zaznajomienie się z definicjami stosowanych terminów i z opisem warunków wymaganych przy stosowaniu poszczególnych kryteriów, które przedstawione są w źródłowych publikacjach IUCN (2012b, 2019). Wartości wskazanych poniżej parametrów dla poszczególnych gatunków przedstawiono w zał. 3.

Redukcja populacji (kryterium A)

Redukcja populacji (*population reduction*) to wyrażony procentowo wskaźnik relatywnej zmiany liczebności. Została obliczona na podstawie oszacowań rocznego tempa zmian liczebności populacji (λ). Dla dwóch kolejnych sezonów λ jest ilorazem liczebności populacji, czyli N_{t+1}/N_t, gdzie N_t oznacza liczebność populacji w roku t. Populacje o stabilnej liczebności cechują się λ=1, podczas gdy war-

tości λ <1 charakteryzują populacje zmniejszające swoją liczebność, a λ >1 populacje rosnące.

Interpretując ten wskaźnik warto zauważyć, że tak wyznaczone tempo zmian liczebności nie jest addytywne, przykładowo przy λ=1,10 (populacji rosnącej w tempie 10% rocznie), jej liczebność po 5 latach nie będzie stanowić 150% stanu początkowego, lecz 161% tego stanu (100% *$1{,}10^5$).

W celu obliczenia wyrażonego procentowo wskaźnika redukcji populacji użyto tempa zmian liczebności populacji (λ) dla odpowiedniego dla gatunku przedziału czasowego, korzystając ze wzoru:

$$100\% * (\lambda^{(t_2-t_1)} - 1)$$

Zgodnie z wytycznymi IUCN, przedział czasowy (czyli t_2-t_1) dla którego wylicza się parametr redukcji populacji, wynosi 10 lat lub czas trwania 3 pokoleń, a do analiz wybiera się ten okres, który jest dłuższy. Dane o czasie trwania pokolenia dla poszczególnych gatunków pochodzą z publikacji Bird et al. (2020), która jest najnowszym źródłem danych o tym parametrze, weryfikującym oszacowania zawarte we wcześniejszych opracowaniach IUCN (do ocen stosowano oszacowanie oznaczone w publikacji jako G_FLS).

W celu obliczenia wartości redukcji populacji, w przypadku 130 gatunków wykorzystano dane z Monitoringu Ptaków Polski, głównie z programu Monitoring Pospolitych Ptaków Lęgowych. Jeśli dla gatunku dostępne dane umożliwiały wyliczenie trendu liczebności z więcej niż jednego programu monitoringu (było tak w przypadku 28 gatunków), wybierano wynik z niższą wartością błędu standardowego dla λ lub okresem prowadzenia monitoringu w większym stopniu pokrywającym się z oknem czasowym (różnym dla poszczególnych gatunków), wymaganym dla kryterium A. Dla pozostałych 100 gatunków nie dysponowano danymi monitoringowymi zebranymi we właściwym dla gatunku przedziale czasowym. Do wyznaczenia liczebności populacji w roku początkowym (czyli w czasie t_1) użyto danych literaturowych, a za liczebność w roku końcowym (czyli w czasie t_2) przyjęto oceny z okresu 2013–2018 (Chodkiewicz i in. 2019). Dla 21 gatunków dostępne były bardziej aktualne dane o liczebności w roku końcowym – w ich przypadku użyto danych z roku 2018 (głuszec *Tetrao urogallus*, cietrzew *Lyrurus tetrix*; Zawadzka et al. 2019, Komitet Ochrony Kuraków – dane niepubl.), z roku 2019 (łabędź krzykliwy *Cygnus cygnus*, podgorzałka *Aythya nyroca*, mewa czarnogłowa *Ichthyaetus melanocephalus*, rybitwa czubata *Thalasseus sandvicensis*, ślepowron *Nycticorax nycticorax*, kormoran *Phalacrocorax carbo*, rybołów *Pandion haliaetus*, orlik grubodzioby *Clanga clanga*, orzeł przedni *Aquila chrysaetos*, błotniak łąkowy *Circus pygargus*, kraska *Coracias garrulus*; MPP 2019, Kuczyński et al. 2020), z roku 2020 (ohar *Tadorna tadorna*, ostrygojad *Haematopus ostralegus*, sieweczka obrożna *Charadrius hiaticula*, rybitwa białoczelna *Sternula albifrons*, czapla siwa *Ardea cinerea*, czapla biała *Ardea alba*, błotniak zbożowy *Circus cyaneus*, żołna *Merops apiaster*; MPP 2020, P. Zabłocki et al. – dane niepubl.).

Wskaźnik redukcji populacji w kryterium A można stosować w obrębie czterech podkryteriów: A1–A4, różniących się sposobem wnioskowania o zmianach populacji, charakterem czynników powodujących te zmiany oraz okresem, dla którego obliczany jest ten parametr (tab. 2.1, zał. 2; IUCN 2019). W warunkach krajowych nie stosowano podkryterium A1, ponieważ w przypadku żadnego z gatunków nie można uznać, że zagrożenia będące przyczyną spadku populacji są w pełni zrozumiałe, odwracalne oraz że ustały. Nie używano również podkryteriów A3 i A4, zakładających wnioskowanie o redukcji populacji w przyszłości. Parametr redukcji populacji stosowano więc tylko w ramach podkryterium A2 odnoszącego się do sytuacji, gdzie spadek populacji lub jego przyczyny mogły nie ustać lub nie są w pełni zrozumiałe lub mogą być nieodwracalne.

IUCN (2019) wskazuje również różne typy informacji bazowych, stanowiących podstawę oceny tempa redukcji populacji – stosowane mogą tu być nie tylko dane o liczebności, ale także informacje o zmniejszaniu się zasięgu, zmieniającym się poziomie eksploatacji gatunku czy też wpływie specyficznych zagrożeń (patrz tab. 2.1, zał. 2). W warunkach krajowych redukcję populacji w ramach kryterium A wyliczano wyłącznie w oparciu o dane o zmianach liczebności populacji, wybierając jako źródło tych danych jedną z dwóch opcji. Dla gatunków, gdzie redukcję populacji wyliczano w oparciu o dane monitoringowe, uznano, że trend oparty jest o obserwacje bezpośrednie (a – *direct observation*), ponieważ wyliczenie trendu wymagało spełnienia tylko założeń statystycznych, np. o losowości próby (patrz. rozdz. 5.1 w: IUCN 2019). Natomiast jeśli trend wyliczano na podstawie ocen liczebności, to dla takich gatunków wybierano opcję indeks liczebności (b – *index of abundance*), ponieważ zakłada ona przyjęcie pewnych założeń biologicznych (np. o proporcji płci w próbie ptaków stwierdzonych w terenie) przy obliczaniu i interpretacji wyników. Wybór ten skutkuje różnicami w zapisie kodu zagrożenia dla gatunku – w zależności od wybranej opcji, poszczególne taksony mają kod A2a lub A2b.

Ciągły spadek (kryterium B i C)

Ciągły spadek (*continuing decline*) to niedawny, aktualny lub przewidywany w przyszłości spadek populacji, w przypadku którego zakłada się, że będzie postępował do czasu









Fot. 2.3. Wszystkie przedstawione powyżej gatunki zaklasyfikowane zostały jako *narażone* (VU), jednak umieszczenie ich w tej kategorii zagrożenia możliwe było dzięki różnym kryteriom: (a) ortolan *Emberiza hortulana* notuje silny spadek liczebności populacji, (b) rybitwa białoczelna *Sternula albifrons* posiada mały i pofragmentowany zasięg, (c) głowienka *Aythya ferina* charakteryzuje się niewielką i jednocześnie malejącą populacją, (d) głuszec *Tetrao urogallus* posiada skrajnie nieliczną populację.

podjęcia środków zaradczych (IUCN 2019). Wskaźnik ten może przypominać parametr redukcji populacji stosowany w kryterium A, a główne różnice polegają na tym, że: (i) ciągły spadek populacji nie ma wskazanego okresu, dla którego się go wylicza (kryteria B, C2), lub okres ten jest zmienny i generalnie krótszy (kryt. C1) od okresu wyliczania redukcji populacji; (ii) w kryterium C1 wartości progowe są niższe niż w kryterium A; (iii) parametr ten nie jest stosowany samodzielnie do wyznaczania gatunków zagrożonych, a jedynie wspólnie ze wskaźnikami dotyczącymi zasięgu (kryt. B), lub wielkości populacji (kryt. C). Przyjęta logika zakłada, że prawdopodobieństwo ekstynkcji taksonu o ograniczonym zasięgu lub o niewielkiej populacji znacznie zwiększa się, jeśli dodatkowo jego populacja podlega (lub podlegać może w przyszłości) istotnej redukcji liczebności (Mace et al. 2008, IUCN 2019). Podobnie jak w przypadku tempa redukcji populacji, parametr ciągłego spadku może również bazować na wskaźnikach innych niż liczebność populacji (np. zasięg, liczba lokalizacji). W przeprowadzonych analizach opierano się jednak wyłącznie na danych o zmianach liczebności, z wyjątkiem wodniczki *Acrocephalus paludicola*, u której parametr ciągłego spadku oparto o powierzchnię i jakość siedlisk.

Do obliczenia ciągłego spadku liczebności populacji na potrzeby kryterium C1 (w przypadku którego wskazane są konkretne wartości progowe tego parametru) wykorzystano dane z Monitoringu Ptaków Polski, obliczając ten parametr w sposób analogiczny jak wskaźnik redukcji populacji, jednak dla innych okien czasowych, zdefiniowanych w treści kryterium C1 (Tab. 2.1). Spośród 97 gatunków spełniających wstępny warunek kryterium C1 dotyczący niewielkiej liczebności populacji, dla 24 możliwe było wyliczenie tego wskaźnika na podstawie danych z MPP, a dla pozostałych 73 wartość parametru ustalono w oparciu o liczebność w roku startowym, pozyskaną z danych literaturowych. W przypadku kryteriów B i C2 istotny jest sam fakt spadku liczebności i nie ma zdefiniowanych wartości progowych dla tego parametru. Dla standaryzacji procesu przyjęto, że gatunki, których tempo redukcji populacji w okresie ostatnich 10 lat lub 3 pokoleń (a więc dla takiego samego okresu jak przyjęty na potrzeby kryterium A), wyniosła powyżej 10%, spełniać będą warunek ciągłego spadku populacji. Rozwiązanie takie przyjęto m.in. w brytyjskiej czerwonej liście (Eaton et al. 2015). Dodatkowo w przypadku świstuna *Mareca penelope*, bataliona *Calidris pugnax*, błotniaka zbożowego i dzierzby czarnoczelnej *Lanius minor* uznano, że ze względu na długotrwały spadek i praktyczny zanik populacji spełniają one kryterium ciągłego spadku w ramach kryterium B, mimo że nie były dla nich dostępne wartości tempa spadku, z uwagi na utrzymującą się skrajnie niską liczebność w ostatnich latach.

Wielkość populacji (kryterium C i D)

Wielkość populacji (*population size*) zgodnie z wytycznymi IUCN (2019) analizowana była jako liczba osobników dorosłych (nie par!), zdolnych do rozrodu. Parametr ten używany jest w ramach kryteriów C1 i C2 oraz D1. W kryteriach tych wskazane są wartości progowe niskich liczebności populacji, które kwalifikują takson jako zagrożony (tab. 2.1, zał. 2).

Ocenę tego parametru oparto o aktualne oceny liczebności wszystkich krajowych gatunków lęgowych (Chodkiewicz i in. 2019), mnożąc liczbę par przez dwa, aby uzyskać oszacowanie wyrażone liczbą osobników (zał. 3). Jedynie dla kilkunastu gatunków, objętych liczeniami cenzusowymi w ramach Monitoringu Ptaków Polski, przyjęto bardziej aktualny szacunek liczebności z lat 2018–2020 (szczegóły – patrz akapit *Redukcja populacji*). Dla mewy srebrzystej *Larus argentatus*, ze względu na brak aktualnego oszacowania, przyjęto wielkość populacji z lat 2008–2012 (Chodkiewicz et al. 2012). W przypadku gatunków podlegających ekstremalnym fluktuacjom (rybitwa czubata, rybitwa białoskrzydła *Chlidonias leucopterus*, uszatka błotna *Asio flammeus*) jako próg kwalifikujący przyjęto nie średnią, ale minimalną liczebność populacji, zgodnie z zasadą przezorności sugerowaną przez IUCN (2012a, 2019).

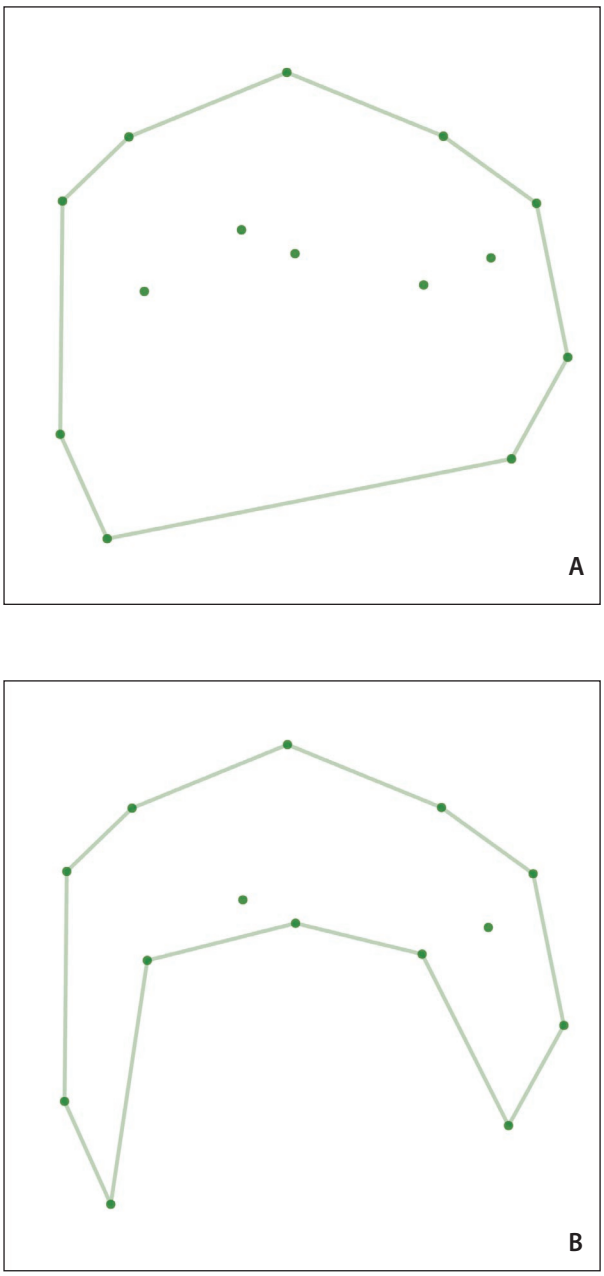
Zasięg występowania EOO (kryterium B)

Zasięg występowania (*Extent of occurence*) jest wskaźnikiem mierzącym rozległość (i tym samym różnorodność przestrzenną) zajmowanego areału. Definiuje się go jako pole powierzchni wielokąta stanowiącego otoczkę wypukłą zbioru wszystkich obserwacji, w których stwierdzono dany takson. Innymi słowy, jest to wielokąt wypukły, zdefiniowany skrajnymi współrzędnymi stwierdzeń.

Tak zdefiniowany zasięg występowania ma jednak swoje wady. Przede wszystkim jego wielkość jest silnie zależna od wartości skrajnych, które często są efektem błędów obserwacyjnych lub stwierdzeń efemerycznych (np. sporadycznych lęgów z dala od zwartego zasięgu). Dlatego, wg wytycznych IUCN, zalecaną metodą obliczania zasięgu występowania jest metoda *α-shape* (Edelsbrunner *et al.* 1983), odporna na wartości skrajne i przy odpowiednio licznych próbach pozwalająca na bardziej poprawne wyznaczenie obszaru zajmowanego przez dany gatunek (Burgman & Fox 2003). Na ryc. 2.3 zilustrowany został przykład otoczki wypukłej (A) i wklęsłej, oszacowanej metodą *α-shape* (B).

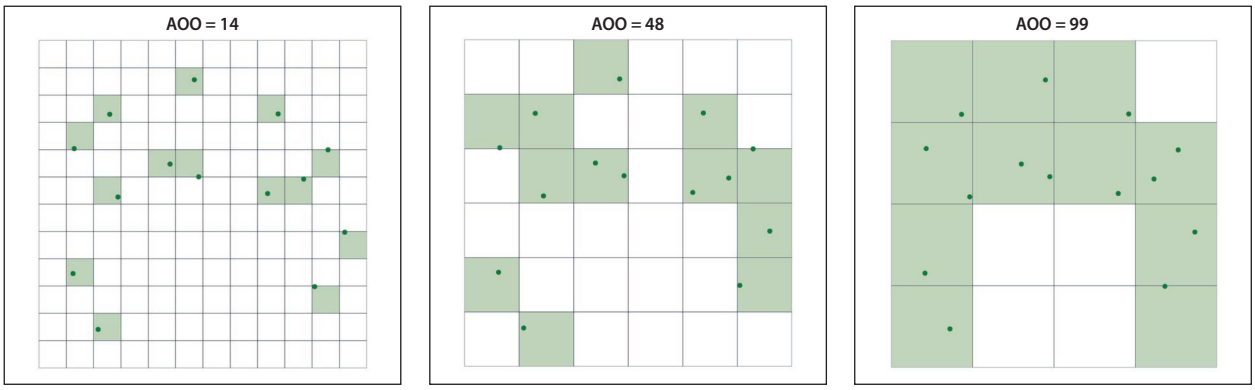
Obszar występowania AOO (kryterium B)

Obszar występowania (*Area of occupancy*) jest podzbiorem przestrzennym zasięgu występowania, ograniczonym do miejsc faktycznego występowania danego taksonu zdefiniowanych w ramach sieci równopolowych kwadratów *(grid)*, narzuconej na dany obszar geograficzny. Wiele badań wskazuje, że wielkość ta zależy zarówno od jakości i ilości dostępnych informacji, jak i od skali (np. Hartley & Kunin 2003), tzn. pole powierzchni obszaru występowania jest zależne od tego, jaką rozdzielczość przyjmiemy podczas analizy danych (ryc. 2.4). Dlatego,



Ryc. 2.3. Estymacja zasięgu występowania (EOO) przy pomocy różnych metod (na przykładzie tych samych hipotetycznych danych). Otoczka wypukła (A) jest silnie zależna od skrajnych lokalizacji, natomiast otoczka wklęsła wyznaczona metodą *α-shape* (B) lepiej oddaje faktyczny zasięg.

Fig. 2.3. Estimation of *extent of occurence* (EOO) with different methods (by using an exemplary data set). Convex polygon (A) is strongly dependent on extreme locations, whereas concave polygon outlined by the *α-shape* method (B) reflects more closely the real range of a species.



Ryc. 2.4. Zależność wielkości estymowanego obszaru występowania (AOO) od skali analizy (wielkości przyjętej siatki kwadratów), na przykładzie tych samych hipotetycznych danych.

Fig. 2.4. Relationship between estimated area of occupancy (AOO) and the scale of analysis (grid size), based on the same, hypothetical data set.

w celu ujednolicenia metodyki i zapewnienia porównywalności oszacowań, IUCN (2019) wyraźnie precyzuje skalę, dla której należy dokonywać estymacji AOO: wynosi ona, niezależnie od taksonu i zakresu opracowania, 4 km^2 (czyli sprowadzona zostaje do kwadratów 2 x 2 km). Wynika to z faktu, iż AOO estymowane w tej właśnie skali najsilniej koreluje z prawdopodobieństwem ekstynkcji (Keith et al. 2018).

Estymacja EOO i AOO

Dla potrzeb niniejszego opracowania do oszacowania EOO i AOO użyto danych pochodzących z dwóch źródeł: Monitoringu Ptaków Polski (łącznie 398 tysięcy rekordów) oraz bazy danych Ornitho.pl (łącznie ponad milion rekordów po roku 2010, z przypisaną kategorią lęgowości). Dla każdego gatunku zastosowane zostały zestawy filtrów (kryteriami były odpowiednie kategorie lęgowości oraz zakres czasowy stwierdzeń; patrz zał. 3), pozwalające na wyeliminowanie stwierdzeń błędnych lub niemających zastosowania dla niniejszej analizy. Uzyskane na podstawie tak zdefiniowanego zbioru danych mapy dla wszystkich gatunków były sprawdzane i korygowane przez zespół autorski, co pozwoliło na wyeliminowanie wątpliwych obserwacji.

Zasięg występowania został obliczony jako pole powierzchni wielokąta *α-shape* przy pomocy funkcji dostępnych w pakiecie `alphahull` (Pateiro-Lopez & Rodriguez-Casal 2019). Obszar występowania został oszacowany metodą skalowania (Azaele et al. 2012) przy pomocy procedury zaproponowanej przez Hui et al. (2006), z wykorzystaniem funkcji dostępnych w pakiecie `downscale` (Marsh et al. 2018). Obie miary powierzchni zostały obliczone dla układu odniesienia PUWG1992 i wyrażone w km^2. Wszystkie obliczenia zostały wykonane w środowisku R (wersja 4.0), przy użyciu specjalnie do tego celu napisanego oprogramowania. Spośród 214 gatunków lęgowych w Polsce po roku 2009, które poddano analizie (wyłączono gatunki *regionalnie wymarłe* RE), w przypadku 77 otrzymane parametry AOO lub EOO przekraczały wartości progowe dla gatunków zagrożonych. Ponieważ jednak sam niewielki zasięg występowania EOO lub obszar zajmowany AOO nie wystarcza, żeby zastosować kryterium ograniczonego rozmieszczenia – gatunek musi spełniać jednocześnie warunki dodatkowe (fragmentacja zasięgu, spadek lub silne fluktuacje parametrów populacji; IUCN 2012a). Ostatecznie jedynie 21 gatunków kwalifikowało się jako zagrożone ze względu na niewielki areał lęgowy (AOO lub EOO).

Duża fragmentacja populacji (kryterium B)

Parametr ten (*severely fragmented population*) wskazuje taksony, w przypadku których zwiększone ryzyko wymarcia wynika z faktu występowania większości osobników (min. 50% całkowitej liczebności taksonu) w małych i izolowanych subpopulacjach (IUCN 2012a, 2019). Parametr ten nie jest stosowany jako samodzielne kryterium, a jedynie jako warunek dodatkowy, konieczny do stosowania kryterium B związanego z ograniczonym zasięgiem. Ocena fragmentacji ograniczona więc była tylko do gatunków, które przekraczały progowe wartości wskaźników EOO i AOO dla gatunków zagrożonych (patrz wyżej – opis estymacji AOO i EOO).

Optymalnie, analiza stopnia fragmentacji powinna bazować na szczegółowych danych o rozmieszczeniu gatunku, a także takich informacjach jak zasięg dyspersji, wielkość terytoriów itp. Ze względu na brak lub niekompletność takich danych dla poszczególnych taksonów, oceny fragmentacji dokonano w uproszczony sposób, analizując: (1) przestrzenne rozmieszczenie taksonu w kraju – na podstawie map przygotowanych na potrzeby wyliczania AOO/EOO, (2) wielkość populacji, (3) warunek występowania min. 50% osobników w izolowanych subpopula-

cjach, (4) tryb życia (osiadły *vs* migrujący) i (5) zajmowane siedlisko – uznano, że ryzyko ekstynkcji w wyniku jednego zdarzenia jest wyższe w przypadku taksonów zasiedlających doliny rzeczne i związane z nimi obszary otwarte, czy podmokłe, niż w przypadku innych siedlisk. Pozwoliło to na wskazanie 29 taksonów (zał. 3), które spełniały kryterium dużej fragmentacji populacji.

Mała liczba lokalizacji (kryterium B)

Parametr ten (*small number of locations*) wskazuje taksony, których zasięg składa się z małej liczby lokalizacji – od 1 do 10 w zależności od kategorii zagrożenia (tab. 2.1). Termin „lokalizacja" oznacza geograficznie lub ekologicznie odrębny obszar, na którym pojedyncze zdarzenie zagrozić może wszystkim osobnikom danego taksonu. Wielkość lokalizacji zależy od obszaru objętego potencjalnym zagrożeniem i może obejmować część jednej lub wiele subpopulacji (IUCN 2012a). Podczas analizy przyjęto, że ryzyko wymarcia w wyniku jednego zdarzenia jest szczególnie wysokie w przypadku taksonów zasiedlających doliny rzeczne i związane z nimi obszary otwarte i podmokłe. Przykładowo, budowa zapory, poprzez zmianę stosunków wodnych, może zagrozić całej populacji na długim fragmencie doliny rzeki – dlatego więc np. całą populację ostrygojada w dolinie środkowej Wisły uznano za jedną lokalizację. Natomiast różne kompleksy stawów rybnych, na których gniazduje podgorzałka, uznano za osobne lokalizacje (ponieważ nie są zagrożone tym samym czynnikiem / zdarzeniem).

Parametr ten, podobnie jak informacja o fragmentacji populacji, stosowany jest jako warunek dodatkowy, konieczny do użycia kryterium B związanego z ograniczonym zasięgiem. Ocena liczby lokalizacji ograniczona więc była tylko do gatunków, które przekraczały progowe wartości wskaźników EOO i AOO dla gatunków zagrożonych. Łącznie wskazano 22 gatunki (zał. 3), które charakteryzują się niską (<10) liczbą lokalizacji.

Struktura populacji – subpopulacje (kryterium C2)

Subpopulacje wg definicji IUCN (2019) to geograficznie izolowane lub w inny sposób wyróżnialne grupy osobników, pomiędzy którymi istnieje niewielki kontakt demograficzny lub genetyczny. Parametr dotyczący subpopulacji używany jest jako jeden z warunków dodatkowych użycia kryterium C2, stosowanego w odniesieniu do gatunków o niskiej liczebności, które jednocześnie doświadczają spadku liczebności populacji. Kryterium C2 jest spełnione, jeśli dodatkowo u gatunków tych liczebność w każdej z subpopulacji jest niska (generalnie <1000 os., z różnymi progami dla poszczególnych kategorii zagrożenia; patrz tab. 2.1) lub jedna z subpopulacji grupuje większość (>90%) wszystkich osobników danego taksonu. Parametr ten opiera się na założeniu, że taka struktura populacji – układ z wieloma nielicznymi, relatywnie izolowanymi grupami osobników lub z jedną subpopulacją grupującą większość przedstawicieli gatunku, znacznie zwiększa ryzyko wymarcia taksonów. Ze względu na brak szczegółowych danych demograficznych, dokumentujących przepływ osobników między poszczególnymi populacjami, listę gatunków spełniających w warunkach krajowych założenia parametru „subpopulacje" wskazano ekspercko. Uznano, że wśród taksonów o liczebności <10 000 os. i ciągłym spadku liczebności >10% (a więc spełniających wymogi wstępne stosowania kryterium C2), warunek niskiej liczebności osobników w subpopulacjach spełniony jest w przypadku rożeńca *Anas acuta*, cietrzewia, łęczaka, gadożera *Circaetus gallicus*, orlika grubodziobego, kraski i pomurnika *Tichodroma muraria*, a u rożeńca, łęczaka, orlika grubodziobego, kraski i pomurnika dodatkowo spełniony jest warunek grupowania >90% osobników w jednej subpopulacji.

Ekstremalne fluktuacje populacji (kryterium B i C2)

Wskaźnik ten (*extreme fluctuations*) oznacza znaczące, szybkie i częste zmiany liczebności populacji lub zasięgu (IUCN 2019). Duże fluktuacje populacji zwiększają prawdopodobieństwo ekstynkcji, szczególnie w przypadku taksonów nielicznych i o ograniczonym zasięgu (Burgman et al. 1993; IUCN 2019). Parametr ten ujęty jest więc jako jeden z dodatkowych warunków przy stosowaniu kryterium B oraz kryterium C2.

Zgodnie z wytycznymi (IUCN 2019) za *ekstremalne fluktuacje* uznano takie, które skutkują zmianami liczebności różniącymi się o więcej niż jeden rząd wielkości. Wśród gatunków lęgowych w Polsce odnotowano trzy, w przypadku których wartości minimalne i maksymalne przedziałów liczebności (za: Chodkiewicz i in. 2019, dane MPP) spełniały ten warunek: rybitwa czubata, rybitwa białoskrzydła oraz uszatka błotna.

2.3.3. Dostosowanie uzyskanych kategorii zagrożenia do skali regionalnej

Ostatnim etapem przygotowywania regionalnych czerwonych list jest dostosowanie ocen zagrożenia uzyskanych wg globalnych kryteriów do lokalnej (w tym przypadku krajowej) skali opracowania. Na etapie tym oceniono, czy na ryzyko wymarcia populacji regionalnej w istotny sposób wpływa możliwość zasilania jej osobnikami imigrującymi z obszarów sąsiadujących (Gärdenfors i in. 2001, IUCN 2012b). Jeśli taki „efekt ratunkowy" populacji ościennych jest widoczny (albo przynajmniej nie da się go wykluczyć), obniżano uzyskaną wcześniej kategorię zagrożenia



Fot. 2.4. Koniecznym etapem przygotowywania regionalnych (np. krajowych) czerwonych list jest ocena tzw. efektu ratunkowego, związanego z możliwością zasilania lokalnej populacji z obszarów ościennych. Efektywna imigracja zmniejsza ryzyko wymarcia gatunku, więc w przypadkach takich stosuje się obniżanie wstępnie uzyskanej kategorii zagrożenia. Przykładem jest pliszka cytrynowa *Motacilla citreola* – uzyskaną w pierwszym etapie ocenę *narażony* (VU) obniżono następnie do poziomu *bliski zagrożenia* (NT), ponieważ populacje w krajach ościennych zwiększają liczebność, nie ma więc przesłanek, aby uznać, że potencjalna imigracja osobników z zewnątrz będzie w przyszłości ograniczona.

(tzw. *downlisting*). IUCN nie wskazuje precyzyjnie, w jaki sposób kwestie oceny „efektu ratunkowego" powinny być analizowane, podając jedynie listę zagadnień do rozważenia (IUCN 2012b), a w praktyce przygotowywania krajowych czerwonych list stosuje się tu dość zróżnicowane podejścia (np. Keller et al. 2005, Stanbury et al. 2017).

Zgodnie z powyższym, w odniesieniu do 74 gatunków, które w pierwszym etapie oceny wg kryteriów globalnych (rozdz. 2.3.2) uzyskały status: *krytycznie zagrożony* (CR), *zagrożony* (EN), *narażony* (VU) oraz *bliski zagrożenia* (NT), przeanalizowano następujące kwestie:

Czy krajowe populacje mogą być w istotny sposób zasilane imigrantami z populacji ościennych?

Dla zdecydowanej większości przedstawicieli krajowej awifauny brak jest dobrych danych o przepływie osobników pomiędzy krajową populacją lęgową a obszarami ościennymi. W przypadku mobilnej grupy, jaką są ptaki, uznano *a'priori*, że możliwości takiej nie można wykluczyć dla żadnego gatunku.

Czy spodziewamy się, że imigracja osobników z zewnątrz w przyszłości się zmniejszy?

Aby odpowiedzieć na to pytanie, przeanalizowano trendy populacji w sześciu krajach ościennych, do których należą: Niemcy, Czechy, Słowacja, Ukraina, Białoruś, Litwa (nie uwzględniono danych z Rosji, ponieważ dla Obwodu Kaliningradzkiego brak było aktualnych danych). Źródłem danych o kierunku trendu populacji w tych krajach były materiały dodatkowe Europejskiej czerwonej listy ptaków (BirdLife 2015; źródło: http://datazone.birdlife.org/info/euroredlist). Jeśli w co najmniej połowie krajów spośród tych, gdzie dany takson gniazdował, odnotowano spadek liczebności, przyjęto, że jest wysoce prawdopodobne, że imigracja osobników z zewnątrz może się w przyszłości zmniejszać. W sytuacji takiej utrzymywano kategorię zagrożenia uzyskaną w etapie pierwszym. Kategorię zagrożenia pozostawiono bez zmian również w kilku przypadkach, w których warunek o spadku liczebności w co najmniej połowie krajów nie był spełniony, jednak populacje ościenne były tak mało liczne, iż uznano, że poziom ewentualnej imigracji nie będzie gwarantować „efektu ratunkowego" dla populacji krajowej (rożeniec, świstun), lub też nie było miarodajnych danych z populacji białoruskiej i ukraińskiej (łęczak, gadożer).

Czy analizowana populacja regionalna ma charakter populacji „ujściowej" (sink population)?

Brak szczegółowych danych demograficznych uniemożliwił odpowiedź na to pytanie i aspekt ten nie był brany pod uwagę w dalszych procedurach.

W praktyce więc decyzja o zmianie kategorii zagrożenia uzyskanej wg kryteriów globalnych w etapie pierwszym podejmowana była w oparciu o informacje o trendach liczebności w krajach ościennych: uzyskaną wstępnie kategorię zagrożenia pozostawiono bez zmian, jeśli trendy spadkowe w krajach ościennych wskazywały, że poziom imigracji może się w przyszłości zmniejszać, lub obniżano o jeden stopień, jeśli nie znaleziono przesłanek mówiących o potencjalnym spadku imigracji w przyszłości.

2.4. Podsumowanie przeprowadzonych analiz

W Polsce stwierdzono dotychczas 462 gatunki ptaków (stan na dzień 20.11.2020; Komisja Faunistyczna 2020). Ocena stanu zagrożenia objęła tylko taksony lęgowe, więc 203 gatunki, których gniazdowania nigdy nie stwierdzono w kraju po roku 1800, wykluczono z dalszych analiz i zostały one zaklasyfikowane jako *niepoddane ocenie* (kategoria NE). Spośród 259 gatunków, których lęgi odnotowano dotychczas na terenie Polski, wyłączono 29 taksonów gniazdujących efemerycznie i nieregularnie, klasyfikując je jako *nieoceniane regionalnie* (NA). Pozostałe 230 gatunków ujęto w ocenie ryzyka wymarcia krajowej awifauny lęgowej.

Analiza opisanych w rozdz. 2.3.2. parametrów populacyjnych pozwoliła wyłonić w etapie pierwszym oceny (analiza wg kryteriów globalnych) 16 gatunków *wymarłych regionalnie* (RE), 58 taksonów spełniających kryteria gatunków zagrożonych (kategorie CR, EN, VU) oraz 16 taksonów *bliskich zagrożenia* (NT). W etapie drugim oceny (dostosowanie kategorii uzyskanej wg kryteriów globalnych do krajowej skali opracowania) spośród 74 gatunków, które wstępnie wskazano jako zagrożone lub *bliskie zagrożenia*, w przypadku 30 gatunków utrzymano kategorię bez zmian, a obniżono ją o jeden stopień w przypadku 44 gatunków (patrz zał. 3). Procedura ta sprawiła, że 11 gatunków zagrożonych (w kategorii *narażony* VU) otrzymało status *bliski zagrożenia* (NT), natomiast 13 gatunków *bliskich zagrożenia* (NT) utraciło ten status i przeszło do grupy gatunków *najmniejszej troski* (LC). Ostatecznie więc całość procedur analitycznych pozwoliła wskazać 16 gatunków *wymarłych regionalnie* (RE), 47 gatunków zagrożonych (kategorie CR, EN, VU) oraz 14 gatunków *bliskich zagrożenia* (NT), a szczegółowy opis tych taksonów przedstawiono w rozdz. 3 i 4. Wśród pozostałych 153 ocenianych gatunków, 145 nie kwalifikowało się wg żadnego z kryteriów – przyznano im więc kategorię taksonu *najmniejszej troski* (LC). Natomiast w przypadku 8 gatunków, mimo podjęcia próby oceny, dostępne dane



Fot. 2.5. Pójdźka *Athene noctua* jest jednym z gatunków, w przypadku których dane o parametrach populacyjnych okazały się na tyle niekompletne, że nie pozwoliły na ocenę statusu zagrożenia, a gatunek zaklasyfikowano jako *niedostatecznie rozpoznany* (DD). Zapewnienie odpowiedniej jakości danych do przeprowadzenia analizy ryzyka wymarcia, to duże wyzwanie, szczególnie dla gatunków o niskiej wykrywalności.

nie pozwoliły na określenie statusu zagrożenia – taksonom tym przyznano ocenę *niedostatecznie rozpoznany* (DD). Były to: cyraneczka *Anas crecca* (relatywnie duża liczba notowanych w okresie lęgowym ptaków, lecz niewiele obserwacji potwierdzających lęgi i związana z tym trudność wnioskowania o parametrach populacji), kropiatka *Porzana porzana*, zielonka *Zapornia parva*, bączek *Ixobrychus minutus*, płomykówka *Tyto alba*, sóweczka *Glaucidium passerinum*, pójdźka *Athene noctua* (skryty tryb życia, dane o wielkości populacji lęgowej i jej zmianach obarczone nieznanym błędem), wójcik *Phylloscopus trochiloides* (duża liczba rejestrowanych śpiewających samców, lecz nieznany – i prawdopodobnie bardzo niski – udział ptaków rzeczywiście przystępujących do lęgów).

2.5. Jakość dostępnych danych

Ptaki należą do najlepiej zbadanych grup kręgowców, a liczba obserwacji gromadzonych w ramach badań naukowych, programów monitoringowych oraz w internetowych bazach danych jest imponująca i wciąż dynamicznie rośnie. Również w Polsce zasób informacji o populacjach ptaków jest aktualnie bogatszy niż kiedykolwiek wcześniej. Wśród głównych elementów systemu gromadzenia informacji o obserwacjach ptaków w kraju wymienić należy program Monitoringu Ptaków Polski, będący częścią Państwowego Monitoringu Środowiska, realizowany na zlecenie Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska (https://monitoringptakow.gios.gov.pl/), składający się aktualnie z ok. 30 podprogramów, w ramach których monitorowanych jest ok. 170 ptaków lęgowych; a także ogólnopolska baza internetowa Ornitho.pl, w której aktywnych jest obecnie ok. 1600 obserwatorów. Na potrzeby analiz do niniejszego opracowania te dwa źródła danych dostarczyły łącznie ok. 1,4 mln obserwacji z lat 2010-2019. Mimo to, prace analityczne podjęte podczas przygotowania aktualnego wydania czerwonej listy wskazują na niedostatek pewnych danych:

- trendy liczebności – dla części gatunków brak danych o trendach, a tempo zmian liczebności wyliczono w ich przypadku w oparciu o mniej precyzyjne oceny liczebności dla poszczególnych okresów. Niedobór dobrej jakości danych monitoringowych jest szczególnie dobrze widoczny w grupie ptaków wodno-błotnych, a także wielu rzadkich ptaków leśnych;
- zasięg gatunku – dla pewnej grupy gatunków problematyczne było uzyskanie dobrej jakości danych o obszarze zajmowanym (AOO). Składają się na to dwa czynniki – dla wielu gatunków z grupy rzadkich lub słabo wykrywalnych nasze dane o rozmieszczeniu wciąż są mocno niepełne, a jednocześnie wytyczne (IUCN 2019) wskazują, że parametr ten powinien być wyliczany w stosunkowo drobnej siatce 2x2 km. Wprawdzie wpływ braków danych częściowo niwelowany był użytą w tym opracowaniu metodą skalowania (patrz rozdz. 2.3), ale jakość danych źródłowych ma duży wpływ na precyzję estymowanych wartości;
- struktura i łączność populacji w skali kraju – warunkami koniecznymi do stosowania niektórych kryteriów IUCN są dane o stopniu fragmentacji populacji lub liczbie izolowanych lokalizacji, w których one występują. Dla większości gatunków brak danych demograficznych, pozwalających określić faktyczne rozmiary wymiany osobników między sub-populacjami lub brak opracowań syntetycznych, podsumowujących wiedzę w tym zakresie;
- łączność populacji krajowej z populacjami z krajów ościennych – informacja niezwykle istotna, ponieważ ma wpływ na podjęcie decyzji o ewentualnej korekcie kategorii zagrożenia uzyskanej wg kryteriów globalnych (patrz rozdz. 2.3). Dla większości gatunków w niniejszym opracowaniu przyjęto a'priori, że istnieje możliwość zasilania krajowych populacji z zewnątrz. Jednak potrzebne są dane źródłowe weryfikujące to założenie – a więc np. badania z wykorzystaniem obrączkowania i technik telemetrycznych, umożliwiające określenie areałów lęgowych, stopnia filopatrii, czy tras przemieszczeń. Dodatkowo istotna byłaby synteza już istniejącego materiału naukowego dla poszczególnych gatunków. Przykładem takiego opracowania syntetycznego może być atlas ptaków migrujących Wielkiej Brytanii (Wernham et al. 2002), którego wyniki zostały wykorzystane w ocenie stopnia imigracji w brytyjskiej czerwonej liście ptaków (Eaton et al. 2005).

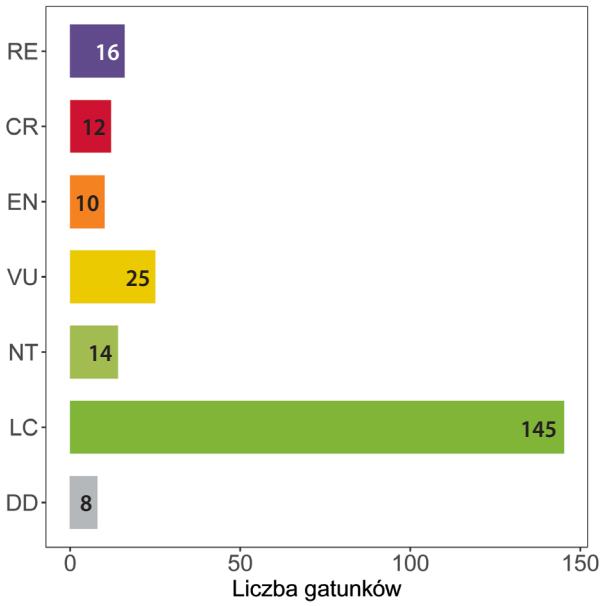
Wskazujemy powyższe problemy i luki w wiedzy, mając nadzieję, że wskaże to kierunki dalszych działań na rzecz poszerzania zakresu monitoringu, a dla naukowców stanie się inspiracją do podjęcia nowych tematów badawczych – ważnych nie tylko z naukowego, ale i aplikacyjnego punktu widzenia. Istotne jest również dalsze rozwijanie amatorskiego ruchu ornitologicznego, którego aktywność w wielkim stopniu pozwala zlikwidować wskazane tu braki w wiedzy (np. Collen et al. 2016). Wdrożenie wskazanych tu działań z pewnością pozwoli na precyzyjniejszą ocenę statusu zagrożenia krajowej awifauny w kolejnych edycjach czerwonych list (patrz też rozdz. 5).

Podsumowanie wyników – zagrożone gatunki ptaków w Polsce

3.1. Informacje ogólne

Krajowa awifauna składa się z 230 gatunków regularnie lęgowych (po roku 1800) oraz 29 gatunków gniazdujących efemerycznie lub sporadycznie, których nie uwzględniono w analizach (patrz rozdz. 2.3). Spośród gatunków regularnie lęgowych aż 16 wymarło dotychczas w naszym kraju (kategoria *wymarłe regionalnie* RE). Kolejnych 47 gatunków jest zagrożonych wymarciem, z czego 12 jest *krytycznie zagrożonych* (CR), 10 gatunków jest *zagrożonych* (EN), a 25 *narażonych na wyginięcie* (VU). Dodatkowo 14 gatunków jest *bliskich zagrożenia* (NT). Łącznie liczba gatunków wymagających szczególnej ochrony, a więc wymarłych regionalnie, zagrożonych oraz bliskich zagrożenia, wynosi 77 (tab. 3.1). Wśród pozostałych 153 ocenianych gatunków 145 nie kwalifikowało się jako zagrożone wg żadnego z kryteriów – przyznano im więc kategorię taksonu *najmniejszej troski* (LC). Natomiast w przypadku 8 gatunków, mimo podjęcia próby oceny, dostępne dane nie pozwoliły na określenie statusu zagrożenia – przyznano im ocenę *niedostatecznie rozpoznany* (DD) (patrz rozdz. 2.4 i zał. 4).

Spośród czterech stosowanych kryteriów oceny stopnia zagrożenia (patrz rozdz. 2), gatunki zagrożone i bliskie zagrożenia najczęściej kwalifikowane były ze względu na kryterium skrajnie małej populacji (kryterium D; 28 gatunków) oraz kryterium redukcji populacji (A; 24 gatunki), nieco rzadziej kryterium niewielkiej i jednocześnie malejącej populacji (C; 20 gat.) oraz kryterium ograniczonego zasięgu (B; 15 gatunków). Wszystkie kryteria wykorzystywane były w szerokim zakresie we wszystkich grupach siedliskowych i taksonomicznych ptaków, jednak widoczne są pewne wzorce odnoszące się do poszczególnych grup. Wśród gatunków zakwalifikowanych ze względu na kryterium redukcji populacji dominują ptaki krajobrazu otwartego oraz obszarów mokradłowych, w szczególności łąkowe ptaki siewkowe. Są to wciąż stosunkowo liczne gatunki, jednak szybko zmniejszające liczebność, a silny regres tej grupy potwierdzają zarówno dane krajowe (Chylarecki et al. 2018), jak i zbierane w skali całej Europy (Donald et al. 2006, PECBMS 2020). Kryterium redukcji populacji to jedyne kryterium, które kwalifikuje jako zagrożone gatunki wciąż jeszcze pospolite w kraju, o populacjach liczących niekiedy dziesiątki tysięcy osobników (np. gawron *Corvus frugilegus*, pokląskwa *Saxicola rubetra*, ortolan *Emberiza hortulana*). Natomiast wśród gatunków zaliczanych do zagrożonych w ramach kryterium skrajnie małej liczebności jest wiele gatunków ptaków szponiastych oraz sów. Częściowo wynikać to może ze specyficznych zagrożeń dotykających tych właśnie grup (np. prześladowanie ze strony człowieka), prawdopodobnie jednak jest to efekt ich długowieczności i niskiego tempa reprodukcji, a także dużych rozmiarów ciała i rozległych areałów występowania, przekładających się na niewielką liczebność (np. Bennett & Owens 1997, Hutchings et al. 2012).



Ryc. 3.1. Rozkład liczby gatunków ptaków regularnie lęgowych w Polsce z podziałem na poszczególne kategorie IUCN.

Fig. 3.1. Distribution of the number of bird species regularly breeding in Poland according to the IUCN categories.

Wśród ptaków regularnie lęgowych w Polsce (230 gatunków) aż 33% to gatunki wymagające szczególnej ochrony (wymarłe, zagrożone, bliskie zagrożenia), natomiast udział gatunków zagrożonych (kategorie CR, EN, VU) wynosi 20%, czyli co piąty lęgowy gatunek ptaka w Polsce zagrożony jest wymarciem. Bardzo niepokoi fakt, że udział gatunków zagrożonych w kraju jest wyższy, niż wartości rejestrowane w skali całego kontynentu europejskiego (13%; BirdLife 2015) oraz globu (14%; IUCN Statistics 2020) (ryc. 3.2). Co ciekawe, analiza zmian rozmieszczenia gatunków z załącznika I dyrektywy

Tabela 3.1. Aktualna lista gatunków *wymarłych regionalnie* (RE), zagrożonych (CR, EN, VU) oraz *bliskich zagrożenia* (NT) w Polsce. Lista wszystkich krajowych gatunków lęgowych, które poddano ocenie, wraz z tymi, które otrzymały kategorię *nieoceniany regionalnie* (NA), *najmniejszej troski* (LC) oraz *niedostatecznie rozpoznany* (DD), przedstawione są w zał. 4.

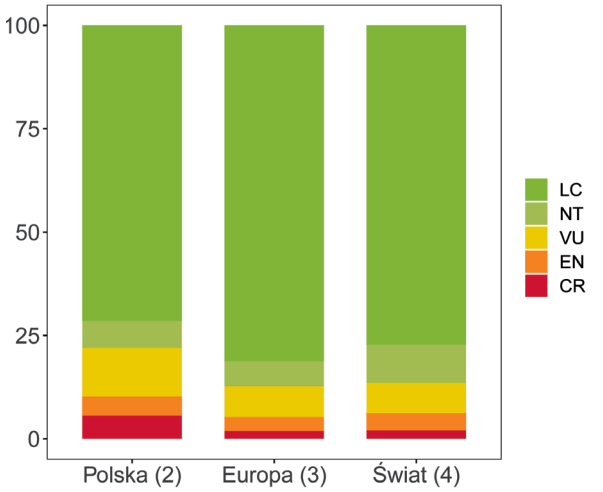
Table 3.1. Red list of breeding birds in Poland – ***regionally extinct*** (RE), threatened (CR, EN, VU) and ***near-threatened*** (NT). List of all assessed species breeding in Poland, including taxa qualified as ***least concern*** (LC), ***not applicable*** (NA) or ***data deficient*** (DD) is presented in the Annex 4.

wymarłe regionalnie (RE)	
szlachar	*Mergus serrator*
strepet	*Tetrax tetrax*
drop	*Otis tarda*
kulon	*Burhinus oedicnemus*
siewka złota	*Pluvialis apricaria*
biegus zmienny	*Calidris alpina*
bekasik	*Lymnocryptes minimus*
mewa mała	*Hydrocoloeus minutus*
nur czarnoszyi	*Gavia arctica*
czapla purpurowa	*Ardea purpurea*
orzełek	*Hieraaetus pennatus*
pustułeczka	*Falco naumanni*
kobczyk	*Falco vespertinus*
dzierzba rudogłowa	*Lanius senator*
nagórnik	*Monticola saxatilis*
krzyżodziób sosnowy	*Loxia pytyopsittacus*
krytycznie zagrożone (CR)	
świstun	*Mareca penelope*
rożeniec	*Anas acuta*
rycyk	*Limosa limosa*
batalion	*Calidris pugnax*
łęczak	*Tringa glareola*
rybitwa czubata	*Thalasseus sandvicensis*
gadożer	*Circaetus gallicus*
orlik grubodzioby	*Clanga clanga*
błotniak zbożowy	*Circus cyaneus*
kraska	*Coracias garrulus*
dzierzba czarnoczelna	*Lanius minor*
pomurnik	*Tichodroma muraria*
zagrożone (EN)	
cietrzew	*Lyrurus tetrix*
sieweczka obrożna	*Charadrius hiaticula*
czajka	*Vanellus vanellus*
kulik wielki	*Numenius arquata*
dubelt	*Gallinago media*
mewa czarnogłowa	*Ichthyaetus melanocephalus*
orzeł przedni	*Aquila chrysaetos*
uszatka błotna	*Asio flammeus*
puszczyk mszarny	*Strix nebulosa*
droździk	*Turdus iliacus*

narażone (VU)	
ohar	*Tadorna tadorna*
hełmiatka	*Netta rufina*
głowienka	*Aythya ferina*
podgorzałka	*Aythya nyroca*
cyranka	*Spatula querquedula*
płaskonos	*Spatula clypeata*
przepiórka	*Coturnix coturnix*
głuszec	*Tetrao urogallus*
perkoz rdzawoszyi	*Podiceps grisegena*
zausznik	*Podiceps nigricollis*
turkawka	*Streptopelia turtur*
derkacz	*Crex crex*
ostrygojad	*Haematopus ostralegus*
kszyk	*Gallinago gallinago*
mewa siwa	*Larus canus*
rybitwa białoczelna	*Sternula albifrons*
rybitwa czarna	*Chlidonias niger*
rybitwa białoskrzydła	*Chlidonias leucopterus*
rybołów	*Pandion haliaetus*
błotniak łąkowy	*Circus pygargus*
sokół wędrowny	*Falco peregrinus*
gawron	*Corvus frugilegus*
wodniczka	*Acrocephalus paludicola*
świergotek polny	*Anthus campestris*
ortolan	*Emberiza hortulana*
bliskie zagrożenia (NT)	
łabędź krzykliwy	*Cygnus cygnus*
czernica	*Aythya fuligula*
krwawodziób	*Tringa totanus*
bąk	*Botaurus stellaris*
kania czarna	*Milvus migrans*
włochatka	*Aegolius funereus*
puchacz	*Bubo bubo*
dzięcioł trójpalczasty	*Picoides tridactylus*
słowik szary	*Luscinia luscinia*
muchołówka żałobna	*Ficedula hypoleuca*
pokląskwa	*Saxicola rubetra*
płochacz halny	*Prunella collaris*
siwerniak	*Anthus spinoletta*
pliszka cytrynowa	*Motacilla citreola*

ptasiej w Europie wskazuje na silny zanik tej grupy w Europie środkowej, m.in. w Polsce (EBBA 2020), co potwierdzać może wysoki udział gatunków zagrożonych w naszym kraju.

W Polsce jedynie 4 gatunki lęgowe zagrożone w skali kraju są także zagrożone globalnie: głowienka, turkawka, orlik grubodzioby oraz wodniczka (wszystkie z globalną kategorią *narażony* VU). Kolejnych 8 gatunków wskazano globalnie jako *bliskie zagrożenia* (NT), są nimi: podgorzałka, ostrygojad, czajka, rycyk, kulik wielki, dubelt, droździk, świergotek łąkowy; BirdLife 2015, 2020). Wszystkie (z wyjątkiem świergotka łąkowego) zidentyfikowane zostały w niniejszej edycji czerwonej listy jako zagrożone w kraju (zał. 4), co potwierdza, że ich zła sytuacja w skali globalnej widoczna jest również w naszej części zasięgu. Szczególnie istotna, w kontekście ryzyka ekstynkcji w kraju, jest sytuacja gatunków, których znaczny odsetek populacji europejskiej gniazduje w Polsce, a których status krajowy w dużej mierze kształtuje stan zachowania gatunku w skali kontynentalnej. Wśród 31 gatunków, grupujących ponad 4% populacji europejskiej (zał. 4), jeden wskazano w aktualnej czerwonej liście jako zagrożony (wodniczka), a dwa jako *bliskie zagrożenia* (NT; pokląskwa, bąk). Spośród nich 2 gatunki o najwyższym udziale europejskiej populacji – wodniczka (17%) i pokląskwa (7%), charakteryzują się odmienną dynamiką populacji. Silniej zagrożona wodniczka (*narażony* VU) ustabilizowała w ostatnich latach swoją liczebność na głównych lęgowiskach w kraju, a jej kategoria zagrożenia pozostaje bez zmian, natomiast pokląskwa, w wyniku spadku liczebności populacji, po raz pierwszy pojawiła się na liście gatunków *bliskich zagrożenia* (NT).



Ryc. 3.2. Udział gatunków ptaków w poszczególnych kategoriach IUCN wśród wszystkich gatunków lęgowych prezentowany osobno dla Polski (2), Europy (3) (BirdLife 2015) oraz całego globu (4) (IUCN Statistics 2020). Rozwinięcie skrótów – patrz ryc. 2.1.

Fig. 3.2. The percentage share of bird species (among all breeding species) according to IUCN categories, presented separately for Poland (2), Europe (3) (BirdLife 2015) and globally (4) (IUCN Statistics 2020). Abbreviations – see full descriptions in Fig. 2.1.





Fot. 3.1. Wśród krajowych gatunków wskazanych jako zagrożone w niniejszej edycji czerwonej listy są taksony zagrożone globalnie, takie jak wodniczka (po lewej), a także gatunki, których znacząca część europejskiej populacji gniazduje w Polsce – np. pokląskwa (po prawej). Stan zachowania ich krajowych populacji w dużej mierze wpływać będzie na prognozy ich przetrwania w skali całego zasięgu.

Ramka 3.1. Gatunki krytycznie zagrożone – przetrwają czy wyginą?

Wśród gatunków umieszczonych na czerwonej liście znajduje się szczególna grupa tych *krytycznie zagrożonych* (CR), których przetrwanie wisi na przysłowiowym włosku i które w większości przypadków, bez naszych szybkich i efektywnych działań, wkrótce wyginą w granicach Polski. W grupie tej znajduje się aktualnie 12 taksonów: świstun, rożeniec, rycyk, batalion, łęczak, rybitwa czubata, gadożer, orlik grubodzioby, błotniak zbożowy, kraska, dzierzba czarnoczelna i pomurnik. Ich populacje krajowe liczą nie więcej niż kilka–kilkanaście par, z wyjątkiem nieco liczniejszych – rybitwy czubatej, która koncentruje się tylko na jednym stanowisku, oraz rycyka o wybitnie szybkim tempie zaniku. Wśród ptaków krytycznie zagrożonych 2 gatunki, świstuna i dzierzbę czarnoczelną, zaklasyfikowano do kategorii *prawdopodobnie wymarły* CR(PE), ponieważ ostatni lęg miał miejsce ok. 10 lat temu (Stawarczyk et al. 2017, KF 2020). Nieregularne (nie coroczne) lęgi w ostatnim czasie notowane są także w przypadku rożeńca, bataliona, a być może także łęczaka i gadożera, co potwierdza, że ich populacje są na skraju wymarcia w Polsce.

Wśród ptaków krytycznie zagrożonych aż 6 gatunków związanych jest z siedliskami podmokłymi (łąki w dolinach rzecznych, zbiorniki wodne, torfowiska), w tym jeden – rybitwa czubata, zasiedla wyłącznie tereny nadmorskie. Kolejne trzy krytycznie zagrożone ptaki szponiaste – orlik grubodzioby, gadożer i błotniak zbożowy, to gatunki związane z więcej niż jednym siedliskiem, jednak jako żerowiska wykorzystują one głównie trawiaste tereny podmokłe. Status tych gatunków wpisuje się w rozległe zmiany w biotopach mokradłowych, jakie mają miejsce w ostatnich dekadach (np. Jabłońska et al. 2014, Fraixedas et al. 2017). Przykładowo szacuje się, że połowa europejskich torfowisk została zniszczona (Joosten & Clarke 2002), a w Polsce 84% torfowisk zostało silnie przekształconych (Bragg & Lindsay 2003). Kolejne dwa krytycznie zagrożone gatunki – kraska i dzierzba czarnoczelna, występują w zróżnicowanym, ekstensywnie użytkowanym krajobrazie rolniczym z rozproszonymi zadrzewieniami i zakrzaczeniami. Ich regres wpisuje się w szeroki zanik tej grupy siedliskowej, obserwowany w skali kraju i Europy (Donald et al. 2006, Chylarecki et al. 2018, PECBMS 2020). Niepokojąca sytuacja kraski i dzierzby czarnoczelnej współgra także z zanikiem krajowych populacji innych gatunków zasiedlających to siedlisko – dzierzby rudogłowej, pustułeczki czy kobczyka, co sugerować może wspólny mechanizm wymierania, niedostatecznie rozpoznany, ale być może powiązany z ubożeniem bazy pokarmowej w wyniku stosowania pestycydów i upraszczania struktury krajobrazu (patrz np. Hallmann et al. 2017). Wspólnym czynnikiem oddziałującym na grupę gatunków krytycznie zagrożonych są także zmiany klimatu, dotykające szczególnie taksony związane z siedliskami mokradłowymi, takie jak: świstun, rożeniec, batalion, łęczak i orlik grubodzioby. Według aktualnych modeli klimatycznych (Huntley et al. 2007) w XXI wieku zniknąć może z Polski 6 krytycznie zagrożonych gatunków, których zasięgi przesuną się na północ Europy. Scenariusz klimatyczny



Fot. 3.2. Jednym z krytycznie zagrożonych gatunków w kraju jest kraska – mimo podejmowania intensywnych działań ochronnych w Polsce jej krajowa populacja wciąż się zmniejsza. Sugeruje to ponadregionalny mechanizm zaniku populacji i wskazuje na potrzebę wdrażania międzynarodowych programów ochronnych, obejmujących także trasy przelotu i zimowiska.

dla gatunków mających centra występowania na południu kontynentu (np. dzierzba rudogłowa) jest bardziej optymistyczny, prognozując zwiększenie ich liczebności w Polsce (Huntley et al. 2007), jednak widoczny regres wielu z tych gatunków w kraju wskazuje, że wpływ zmian klimatycznych maskowany jest przez inne istotne zagrożenia, prawdopodobnie zanik i spadek jakości siedlisk lęgowych.

Regres krajowych populacji gatunków krytycznie zagrożonych ma z reguły szerszy wymiar – dla 8 z nich trend spadkowy odnotowano w całej Europie, jedynie liczebność gadożera utrzymuje się na stałym poziomie, łęczaka i rybitwy czubatej fluktuuje, a trend pomurnika jest nieokreślony (BirdLife 2015). Wskazuje to na wspólne i działające w szerokiej skali mechanizmy oddziaływania na populacje (np. zanik terenów podmokłych, intensyfikacja rolnictwa), ale także na zagrożenia wykraczające poza lęgowiska, np. wspomniane już zmiany klimatu, eksploatację łowiecką oraz pogarszanie się stanu siedlisk w miejscach koncentracji na trasie wędrówek i zimowiskach. Przykładem może być: rycyk, który jest poddawany silnej presji łowieckiej w okresie wędrówek i zimowania (Hirschfeld & Heyd 2005, Kleijn et al. 2010) lub kraska, której zagrażają zmiany siedlisk na zimowiskach (Rodrıguez-Ruiz et al. 2014). Działania ochronne ukierunkowane na gatunki krytycznie zagrożone, oprócz inicjatyw wdrażanych w poszczególnych państwach, powinny więc być uzupełniane o skoordynowane w skali międzynarodowej przedsięwzięcia o dużej skali przestrzennej i czasowej.

3.2. Przynależność systematyczna

Zagrożone gatunki ptaków należą praktycznie do wszystkich grup systematycznych składających się na lęgową awifaunę Polski. Udział gatunków wymagających specjalnej ochrony (wymarłych, zagrożonych i bliskich zagrożenia) jest szczególnie wysoki (z wyłączeniem skrajnie nielicznych w gatunki dropi i nurów) w takich rzędach jak siewkowe, blaszkodziobe, sokołowe, grzebiące, perkozy i szponiaste – w ich przypadku to aż 50–70% gatunków występujących w Polsce (ryc. 3.3, tab. 3.2). Szczególnie alarmujący obraz uzyskano dla licznego w gatunki rzędu ptaków siewkowych, gdzie 70% taksonów lęgowych w Polsce wymarło, jest zagrożonych lub bliskich zagrożenia. Obraz taki jest zgodny z danymi literaturowymi, wskazującymi, że ptaki siewkowe doświadczają silnych spadków liczebności i kurczenia się zasięgów, zarówno w skali krajowej (np. Ławicki et al. 2011, Chylarecki et al. 2018), jak i całego kontynentu (Thorup 2006) oraz globu (Pearce-Higgins et al. 2017). Pewnym zaskoczeniem może być aż tak wysoki odsetek gatunków z czerwonej listy w grupie ptaków blaszkodziobych. W grupie tej do gatunków od dawna znajdujących się wśród zagrożonych (Głowaciński 1992a, 2002), takich jak kaczki związane z terenami zalewowymi (świstun, rożeniec, płaskonos) lub gatunki posiadające centra występowania poza Polską, z niską liczebnością w kraju (np. ohar, hełmiatka), dołączyły w ostatnim czasie stosunkowo liczne gatunki, które w szybkim tempie zmniejszają jednak liczebność – cyranka, głowienka i czernica. Regres wśród taksonów wodno-błotnych dotyczy także dwóch gatunków perkozów – rdzawoszyjego oraz zausznika, które po raz pierwszy znalazły się na liście krajowych gatunków zagrożonych. Wyniki te są w dużej mierze pochodną zniszczeń, jakich doświadczyły siedliska podmokłe w ostatnich dekadach, głównie za sprawą melioracji (Jabłońska et al. 2014) i intensyfikacji rolnictwa, których efekty dodatkowo pogłębiane są przez coraz częstsze susze, będące skutkiem postępujących zmian klimatu (Prudhomme et al. 2014). Niezwykle istotnym czynnikiem ryzyka w przypadku ptaków gniazdujących na ziemi lub w środowiskach wodnych – a więc właśnie ptaków siewkowych i blaszkodziobych – jest drapieżnictwo (McMahon et al. 2020), szczególnie ze strony silnie wzrastających liczebnie i zajmujących nowe tereny ssaków, takich jak lis czy norka amerykańska (Panek 2019, Brzeziński et al. 2020).

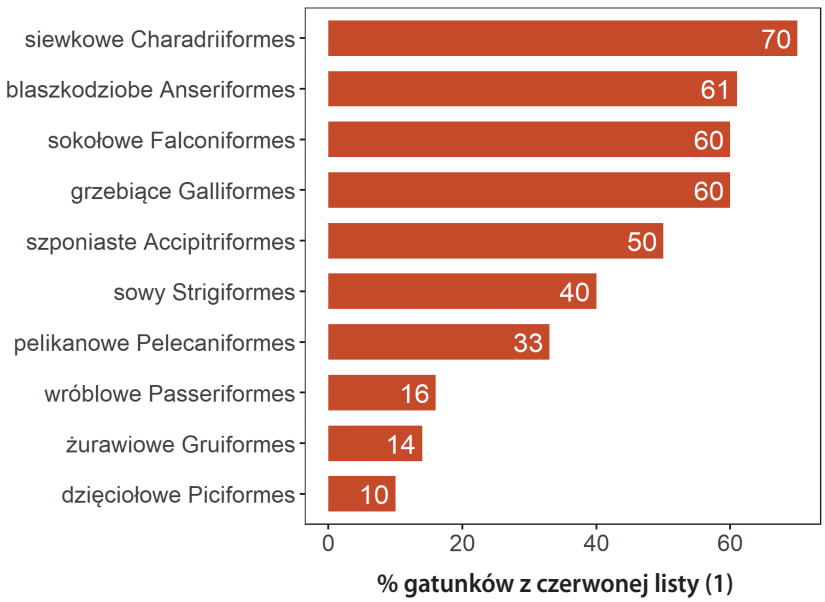


Fot. 3.3. Aktualna edycja czerwonej listy potwierdza obserwowany od dłuższego czasu silny regres innych ptaków siewkowych, ale wskazuje także na proces silnego zaniku ptaków zasiedlających siedliska wodne. Wśród nowych gatunków na liście zagrożonych znalazły się m.in. kszyk (na zdjęciu).

Tabela 3.2. Liczba i udział gatunków z poszczególnych grup systematycznych (rzędów) wśród gatunków *wymarłych regionalnie* (RE), *zagrożonych* (CR, EN, VU) oraz *bliskich zagrożenia* (NT).

Table 3.2. Taxonomic order (1) of all breeding bird species (2) in relation to the number (3) and percentage share (4) of the red listed (RE+CR+EN+VU+NT) species.

Lp.	Rząd (1)		Całkowita liczba gatunków (2)	RE	CR	EN	VU	NT	Liczba gatunków RE+CR+EN +VU+NT (3)	% gatunków RE+CR+EN +VU+NT (4)
1	blaszkodziobe	Anseriformes	18	1	2		6	2	11	61
2	grzebiące	Galliformes	5			1	2		3	60
3	perkozowe	Podicipediformes	4				2		2	50
4	gołębiowe	Columbiformes	4				1		1	25
5	lelkowe	Caprimulgiformes	1							0
6	krótkonogie	Apodiformes	1							0
7	kukułkowe	Cuculiformes	1							0
8	żurawiowe	Gruiformes	7				1		1	14
9	dropie	Otidiformes	2	2					2	100
10	siewkowe	Charadriiformes	30	5	4	5	6	1	21	70
11	nury	Gaviiformes	1	1					1	100
12	bocianowe	Ciconiiformes	2							0
13	pelikanowe	Pelecaniformes	6	1				1	2	33
14	głuptakowe	Suliforems	1							0
15	szponiaste	Accipitriformes	16	1	3	1	2	1	8	50
16	sowy	Strigiformes	10			2		2	4	40
17	dzioborożce	Bucerotiformes	1							0
18	dzięciołowe	Piciformes	10					1	1	10
19	kraskowe	Coraciiformes	3		1				1	33
20	sokołowe	Falconiformes	5	2			1		3	60
21	wróblowe	Passeriformes	102	3	2	1	4	6	16	16
		Razem	**230**	**16**	**12**	**10**	**25**	**14**	**77**	**33**



Ryc. 3.3. Udział gatunków z poszczególnych grup systematycznych (rzędów) wśród gatunków z czerwonej listy – wymarłych regionalnie (RE), zagrożonych (CR, EN, VU) oraz bliskich zagrożenia (NT). Na wykresie zaprezentowano jedynie rzędy z liczbą gatunków większą od 4.

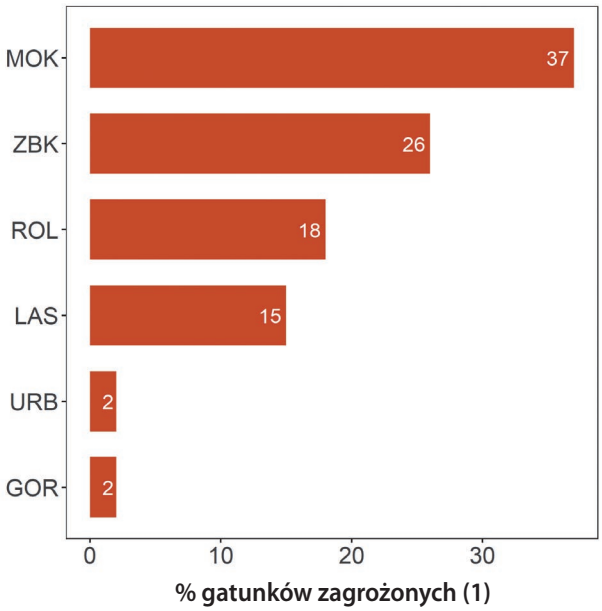
Fig. 3.3. The percentage share (1) of red-listed species (RE+CR+EN+VU+NT) among all breeding species in a given taxonomic order. The chart shows only orders with the number of species greater than 4.

3.3. Zajmowane siedliska

Jedną z kluczowych informacji pomagających zrozumieć mechanizm zaniku populacji taksonów zagrożonych wymarciem są ich preferencje siedliskowe. Poniżej zestawiono dane o biotopach lęgowych zajmowanych przez zagrożone gatunki ptaków, analizując wśród których grup siedliskowych występuje najwięcej zagrożonych gatunków. Przyporządkowanie poszczególnych taksonów do typów siedlisk zawarto w zał. 3, przy czym w przypadku gatunków z dwoma typami siedlisk każde z nich ujęto w analizach.

Większość (63%) zagrożonych gatunków ptaków jest związana z ekosystemami wodnymi: mokradłami (37%) lub zbiornikami wodnymi i rzekami (26%; ryc. 3.4). W krajobrazie rolniczym (poza terenami mokradłowymi) występuje 18% zagrożonych gatunków, a pozostałe 15% gatunków związanych jest ze środowiskiem leśnym. Jeden gatunek – pomurnik, występuje na skalnych ścianach, a sokół wędrowny gniazduje w wielu różnych środowiskach, głównie na terenach zurbanizowanych (ryc. 3.4).

Najwięcej zagrożonych gatunków ptaków (37%, ryc. 3.4) występuje na terenach podmokłych – zarówno ekstensywnie użytkowanych rolniczo, jak i na naturalnych siedliskach. Należą tu 4 gatunki kaczek – cyranka, płaskonos, świstun i rożeniec, oraz 7 gatunków ptaków siewkowych – czajka, kulik wielki, rycyk, batalion, dubelt, kszyk i łęczak. Listę tę uzupełniają derkacz, rybitwa białoskrzydła, uszatka błotna oraz wodniczka. Wszystkie te gatunki w dużej mierze zasiedlają obszary zalewowe w dolinach rzek (szczególnie „łąkowe" kaczki i ptaki siewkowe), ale także torfowiska – zarówno niskie (np. wodniczka, uszatka błotna), jak i wysokie (np. łęczak), oraz biotopy z otwartym lustrem wody (rybitwa białoskrzydła). Tak trudna sytuacja tej grupy ptaków ma w dużej mierze związek z rozległymi zmianami reżimu hydrologicznego rzek, które miały w Europie miejsce w ostatnich dekadach (np. Belletti et al. 2020, Grizzetti et al. 2017). Szczególnym zagrożeniem dla ptaków mokradłowych są wszelkie działania likwidujące okresowe zalewy dolin rzecznych, np. budowa obwałowań i zbiorników retencyjnych (np. Marcinkowski & Grygoruk 2017). Dodatkowym czynnikiem jest obniżanie się poziomu wód gruntowych w wyniku celowych ingerencji w koryto rzek i melioracji w dolinach rzecznych, dodatkowo wzmacnianych przez zmiany klimatyczne (Schneider et al. 2011, Prudhomme et al. 2014, Bloschl et al. 2017, 2020). Obszary pozbawione cyklicznych zalewów i o niższym uwodnieniu zajmowane są pod intensywniejsze formy zabiegów agrotechnicznych, a także łatwiej dostępne dla ludzi i drapieżników. Niszczenie lęgów przez drapieżniki wskazuje się jako drugie, najistotniejsze po zmianach siedliskowych, zagrożenie dla ptaków mokradłowych (np. MacDonald & Bolton 2008, Roodbergen et al. 2012), a sama presja drapieżnicza na przekształconych obszarach jest wyższa (Bellebaum & Bock 2009). Wszystkie te procesy prowadzą do wielkoskalowego obniżania jakości lub zaniku siedlisk lęgowych zajmowanych przez



Ryc. 3.4. Udział gatunków zagrożonych (CR, EN, VU) w wyróżnionych typach siedlisk (MOK – mokradła, ZBK – zbiorniki i rzeki, ROL – tereny rolnicze, LAS – lasy i zadrzewienia, URB – tereny zurbanizowane, GOR – góry). 18 gatunków przyporządkowano do dwóch typów siedlisk.

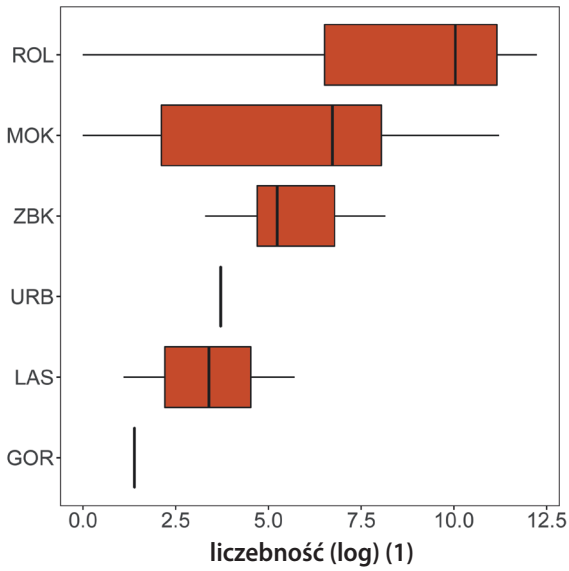
Fig. 3.4. The percentage share of threatened (CR, EN, VU) bird species (1) according to habitat types (MOK - wetlands, ZBK - lakes, ponds and rivers, ROL - farmland, LAS - forests and woodlands, URB - urban areas, GOR - mountains). 18 species were assigned to two types of habitats.

gatunki mokradłowe w Polsce. Znajduje to odzwierciedlenie w ich wysokim udziale wśród gatunków zagrożonych, a aż 5 z nich – świstun, rożeniec, rycyk, batalion i łęczak, mieszczą się w kategorii *krytycznie zagrożonych* (CR), a więc znajdują się na krawędzi wymarcia w kraju.

Kolejne 26% zagrożonych gatunków (ryc. 3.4) związanych jest z dolinami rzecznymi i zbiornikami wodnymi. Są to m.in. ptaki gniazdujące na eutroficznych jeziorach i stawach rybnych, takie jak kaczki: hełmiatka, głowienka i podgorzałka, oraz perkozy: zausznik i perkoz rdzawoszyi, a także rybitwa czarna. W tej grupie znajduje się również 7 gatunków gniazdujących głównie na wyspach lub brzegach rzek i wybrzeża morskiego – ohar, ostrygojad, sieweczka obrożna, mewa czarnogłowa, mewa siwa, rybitwa czubata oraz rybitwa białoczelna. Wysoki udział gatunków związanych z naturalnymi siedliskami rzecznymi nie jest zaskoczeniem, biorąc pod uwagę rozległe zmiany w ekosystemach rzecznych, jakich obecnie doświadczamy zarówno w skali kraju (np. Jabłońska et al. 2014), jak i całej Europy (Belletti et al. 2020). Hydrotechniczne modyfikacje koryta rzeki w istotny sposób redukują możliwości naturalnego tworzenia się wysp, łach i odsypów (np. Babiński 1992, Płąchocki & Doboszewski 2017) – budowa obwałowań i zbiorników zaporowych na dużych rzekach w kraju jest przyczyną zaniku siedlisk gatunków gniazdujących w korycie. Istotnym czynnikiem ryzyka, zarówno dla gatunków związanych ze zbiornikami eutroficznymi, jak i siedliskami korytowymi, jest drapieżnictwo ze strony ssaków. Krajowe populacje dwóch najważniejszych drapieżników ptaków wodnych – lisa i norki amerykańskiej, rosną liczebnie, a w przypadku tego drugiego zajmują również nowe obszary (Panek 2019, Brzeziński et al. 2019). Coraz więcej badań wskazuje, że ich wpływ na populacje ptaków może być dużo większy, niż do tej pory sądzono (Brzeziński et al. 2020, McMahon et al. 2019).

W krajobrazie rolniczym występuje 18% zagrożonych gatunków ptaków (ryc. 3.4). W grupie tej znajdują się 3 gatunki będące na krawędzi wymarcia w Polsce – błotniak zbożowy, kraska i dzierzba czarnoczelna, a także zmniejszający liczebność błotniak łąkowy. Listę uzupełnia 5 średnio licznych gatunków, tj. przepiórka, turkawka, gawron, świergotek polny i ortolan, a średnia liczebność populacji w tym zespole ptaków jest wyraźnie wyższa, niż w innych grupach siedliskowych (ryc. 3.5), co potwierdza, że jako zagrożone kwalifikują się często wciąż liczne gatunki krajobrazu rolnego, jednak silnie zmniejszające liczebność. Wysoki udział tej grupy ptaków wśród taksonów zagrożonych jest skorelowany z rozległymi spadkami liczebności pospolitych ptaków krajobrazu rolniczego, notowanymi zarówno w skali kraju (Chylarecki et al. 2018), jak i całej Europy (PECBMS 2020). Główną przyczyną regresu tej grupy ptaków jest intensyfikacja rolnictwa, skutkująca upraszczaniem struktury krajobrazu, likwidacją miejsc lęgowych, mechanizacją rolnictwa, prowadzącą do redukcji sukcesu lęgowego, a także ubożeniem bazy pokarmowej (np. Donald et al. 2001, Sanderson et al. 2013).

W siedliskach leśnych występuje 15% zagrożonych gatunków (ryc. 3.4). Należą tu 2 gatunki kuraków leśnych – głuszec i cietrzew, 4 gatunki ptaków szponiastych – rybołów, gadożer, orlik grubodzioby i orzeł przedni, a także puszczyk mszarny oraz droździk. W grupie tej dominują gatunki dwuśrodowiskowe (ptaki szponiaste, sowy, cietrzew), jak i gatunki silnie wyspecjalizowane siedliskowo – głuszec i dzięcioł trójpalczasty, a częściowo również puchacz. Ich obecność na liście może być związana z niedoborem specyficznych elementów drzewostanów (np. martwych i zamierających drzew, drzew weteranów czy też płatów starodrzewi lub trwale zalanych fragmentów lasów), które z reguły nie są promowane w ramach standardowej gospodarki leśnej (np. Winter et al. 2005, Winter & Moller 2008). Losy tych gatunków mogą się znacznie pogorszyć w związku z intensyfikacją pozyskania drewna w kraju, odnotowaną w ostatnich latach (Ceccherini et al. 2020). Fakt, że w grupie zagrożonych ptaków leśnych dominują gatunki o dużych rozmiarach ciała i niskim zagęszczeniu populacji, takie jak ptaki szponiaste i sowy, powoduje, że średnia liczebność populacji krajowych w tej grupie jest jedną z najniższych spośród wszystkich grup siedliskowych (ryc. 3.5).



Rys. 3.5. Średnia liczebność populacji gatunków zagrożonych w wyróżnionych typach siedlisk. Objaśnienia osi Y patrz ryc. 3.4.

Fig. 3.5. Mean log-abundance (1) of populations of threatened species inhabiting selected habitat types. For an explanation of the Y axis, see Figure 3.4.

Ramka 3.2. Znaczenie Polski dla nielęgowych populacji ptaków w kontekście ocen ryzyka wymarcia IUCN – przykład morskich gatunków kaczek

Analizie prawdopodobieństwa wymarcia w ramach czerwonych list podlegać mogą nie tylko populacje ptaków lęgowych, ale także populacje przelotne lub zimujące (IUCN 2019). Znaczące luki w naszej wiedzy o parametrach populacji nielęgowych (liczebność, zasięg, trend) nie pozwoliły objąć ich oceną w ramach niniejszego opracowania. Gromadzenie i analiza takich danych to jedno z ważnych wyzwań czekających kolejne edycje krajowych czerwonych list. O tym, jak istotną rolę dany kraj może odgrywać dla ochrony populacji nielęgowych, mogą świadczyć morskie ptaki występujące na krajowych wodach Morza Bałtyckiego.

Na całym Bałtyku w okresie nielęgowym występują istotne zgrupowania kaczek morskich. Krajowe zimowiska lodówki *Clangula hyemalis* skupiają 85% populacji biogeograficznej z północno-wschodniej Europy i zachodniej Syberii, ocenianej na 1,6 mln osobników. Kluczowe znaczenie mają wody w polskiej części Bałtyku, na których w ostatnich latach stwierdzono ok. 220–540 tys. lodówek (20–25% populacji biogeograficznej). Drugim równie ważnym gatunkiem jest uhla *Melanitta fusca*, której zimowe koncentracje na Bałtyku stanowią ponad 90% całej populacji biogeograficznej, szacowanej na ok. 450 tys. ptaków. W polskiej części Bałtyku gromadzi się ok. 110–240 tys. os., co stanowi 35–40% całej populacji biogeograficznej (Chodkiewicz et al. 2019, Wetlands International 2020). Oba te gatunki, ze względu na silne spadki liczebności, są *narażone* (VU) w skali globalnej oraz w skali Europy (BirdLife 2015, 2020), natomiast w regionie bałtyckim uznano je za *zagrożone* (EN) (HELCOM 2013), w oparciu o silne spadki ich liczebności w okresie zimowym: 65% u lodówki i 47% uhli w latach 1988–2009 (HELCOM 2013). Kolejnym gatunkiem, dla którego obszar nadbałtycki ma istotne znaczenie w okresie nielęgowym, jest ogorzałka *Aythya marila*, występująca szczególnie licznie w obrębie Zalewu Szczecińskiego. Wiosną 2011 wykazano tam nawet 95 tys. ptaków, a jesienią 27 tys. (Guentzel & Ławicki 2012). Tutejsze zgrupowanie wiosenne może stanowić do 73% liczebności populacji biogeograficznej gatunku z obszaru północno-zachodniej Europy i zachodniej Syberii (Marchowski & Leitner 2019). W latach 1990–2000 zimująca populacja ogorzałki w Europie zmniejszyła się o ponad 50% (HELCOM 2013). Umiarkowany spadek liczebności w latach 2011–2017 dotyczy również krajowych zimowisk (Chylarecki et al. 2018), natomiast w dłuższej perspektywie (lata 2002–2018) wykazano wzrost liczebności, którego przyczyn raczej należy szukać w przesuwaniu się zasięgu zimowisk, niż w faktycznym wzroście liczebności analizowanej populacji (Marchowski et al. 2018, 2020). Na kontynencie europejskim i w regionie Bałtyku ogorzałka jest gatunkiem *narażonym* VU (HELCOM 2013, BirdLife 2015).

Bałtyk jest jednym z akwenów o najwyższej na świecie śmiertelności ptaków w wyniku przyłowu (Žydelis et al. 2013), a jego rozmiar w Zatoce Puckiej w sezonach 2013/2014 oraz 2014/2015 został oszacowany na ok.

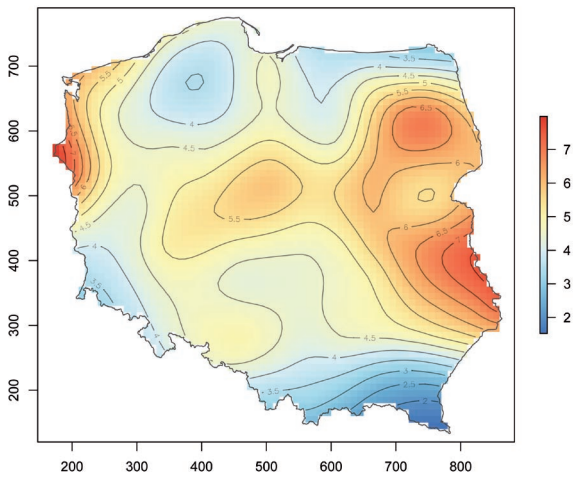


Fot. 3.4. Ze względu na niekompletność danych o populacjach migrujących i zimujących, nie zostały one objęte analizą w aktualnej edycji czerwonej listy. Przykład dużych populacji zagrożonych gatunków ptaków zimujących na polskich wodach Bałtyku, takich jak uhla, wskazuje, że ocena populacji nielęgowych powinna być jednym z priorytetów kolejnych opracowań tego typu.

3260 osobników rocznie, czyli ok. 7% średniej liczebności ptaków obecnych na tym akwenie (Psuty et al. 2017). Silny wpływ na ptaki zimujące na Morzu Bałtyckim ma intensywność ruchu jednostek pływających, a Bałtyk należy do akwenów najbardziej obciążonych ruchem statków na świecie – koncentruje się tu aż 15% globalnego transportu morskiego (Baltic LINes 2016), a prognozy wskazują na blisko dwukrotny wzrost natężenia ruchu statków w najbliższych kilkunastu latach (HELCOM 2018). Ważnym zagrożeniem są również morskie farmy wiatrowe (Fox & Petersen 2019). Obecnie w wielu częściach polskiej Wyłącznej Strefy Ekonomicznej odbywają się intensywne badania przedinwestycyjne i jesteśmy w przededniu powstania licznych obiektów tego typu. Zmiany klimatyczne mogą powodować podniesienie poziomu wody, wezbrania sztormowe, wzrost temperatury wody, ale także zmiany zasolenia wpływające na bazę pokarmową ptaków (Skov et al. 2011).

3.4. Rozmieszczenie przestrzenne w kraju

Rozmieszczenie przestrzenne gatunków zagrożonych w kraju wpisuje się w wyraźny i powtarzający się wzorzec. Najwięcej gatunków zajmuje rozległy obszar środkowo-wschodniej Polski, a także znacznie mniejszy fragment na północnym zachodzie, wyraźnie związany z Doliną Dolnej Odry (ryc. 3.6). Wśród gatunków zagrożonych dominują ptaki siewkowe oraz blaszkodziobe, związane w dużej mierze z obszarami mokradłowymi lub ekstensywnym krajobrazem rolnym (patrz rozdz. 3.2. i 3.3). Jednocześnie parametry ekstensywnego rolnictwa (np. udział łąk i pastwisk) są znacznie wyższe we wschodniej części kraju (Kuczyński & Chylarecki 2012, CLC 2018), co wyjaśnia obserwowany przestrzenny rozkład występowania gatunków zagrożonych. Obraz wyższego bogactwa gatunkowego ptaków związanych z krajobrazem otwartym we wschodniej części Polski potwierdzono także w innych badaniach (Kosicki & Chylarecki 2012), wskazując, że ta część kraju jest szczególnie ważna dla polnych i łąkowych gatunków zmniejszających liczebność (Kuczyński & Chylarecki 2012). Interesująca jest enklawa wysokiego bogactwa gatunków zagrożonych, widoczna w północno-zachodniej Polsce. Wysokie walory tego niewielkiego obszaru potwierdzać może fakt, że spośród wszystkich krajowych ostoi ptaków IBA aż trzy z czterech o największej liczbie (11) zagrożonych gatunków zlokalizowane były wzdłuż doliny Odry – PL002 Zalew Szczeciński, PL005 Dolina Dolnej Odry oraz PL062 Ujście Warty (Wilk et al. 2010).

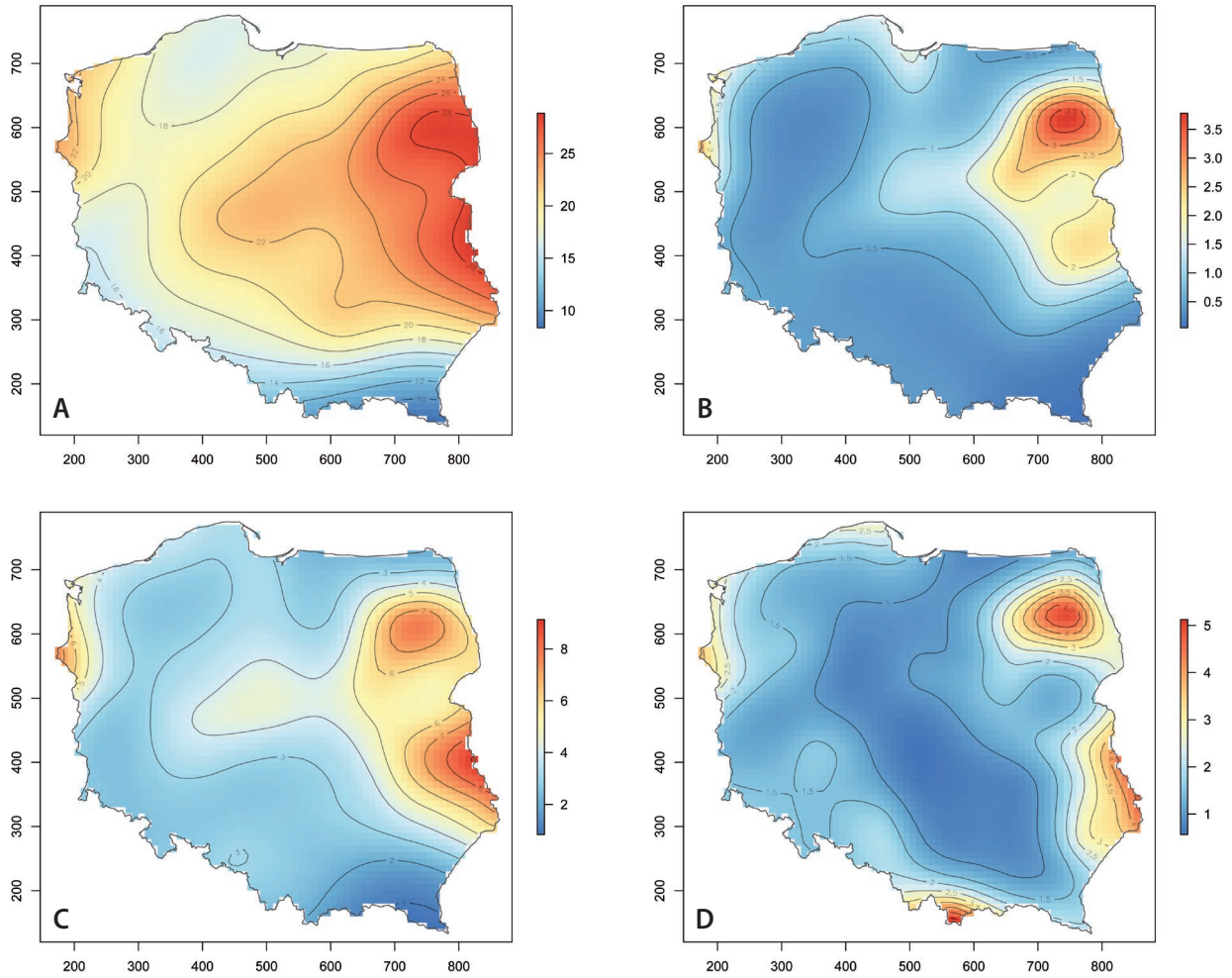


Ryc. 3.6. Przestrzenne rozmieszczenie gatunków zagrożonych w Polsce (łączna liczba gatunków w kategoriach CR, EN i VU). Interpolacja została wykonana przy pomocy uogólnionych modeli addytywnych (Wood 2017) na podstawie danych z Atlasu ptaków lęgowych Europy (EBBA 2020). Współrzędne na osiach podano w km.

Fig. 3.6. Spatial distribution of the number of the threatened species in Poland (the total no. of species belonging to CR, EN or VU categories). The trend surface was fitted using generalised additive models (Wood 2017) based on the data from the European Breeding Bird Atlas (EBBA 2020). Coordinates on axes are given in km.

Poszczególne kryteria IUCN dotyczą różnych parametrów populacyjnych (patrz rozdz. 2.2), dlatego interesujące było również sprawdzenie, jak rozmieszczenie gatunków zagrożonych i bliskich zagrożenia, zakwalifikowanych ze względu na różne kryteria, rozkłada się w przestrzeni geograficznej kraju (ryc. 3.7).

Wzorzec ten zasadniczo odpowiada temu uzyskanemu dla całego zespołu ptaków zagrożonych – a więc wyraźnie więcej gatunków zakwalifikowanych w ramach różnych kategorii zagrożenia występuje na wschodzie kraju. Dodatkowo, dla gatunków zagrożonych i bliskich zagrożenia, zakwalifikowanych ze względu na skrajnie niską liczebność populacji (kryterium D) oraz ograniczony zasięg występowania (kryt. B), szczególnie istotny jest region północno-wschodni, obejmujący Dolinę Biebrzy oraz Narwi, gdzie znajdują się jedne z największych w Europie kompleksów torfowisk niskich i obszarów zalewowych, a także wschodnią Lubelszczyznę, m.in. dolinę Bugu. Tak mocne wyróżnienie tego obszaru nabiera szczególnego znaczenia w momencie zagrożenia dolin rzecznych we wschodniej Polsce, m.in. Bugu, Wieprza, Tyśmienicy, przez planowaną wielkoskalową inwestycję związaną z drogą wodną E-40 (Stop E-40 2020). Widoczne są także dwa inne interesujące wzorce. Duże znaczenie dla gatunków zagrożonych ze względu na skrajnie niewielką liczebność populacji ma enklawa na południu



Ryc. 3.7. Przestrzenne rozmieszczenie w Polsce zasobności gatunków zagrożonych (CR, EN i VU) oraz *bliskich zagrożenia* (NT) z podziałem na poszczególne kryteria IUCN: A – silny spadek liczebności, B – mały zasięg, C – niewielka i jednocześnie malejąca populacja, D – skrajnie niewielka populacja. *Zasobność* zdefiniowana została dla każdego kwadratu EBBA jako suma iloczynów kategorii zagrożenia (wyrażona w postaci liczby, gdzie kategoria NT otrzymała wartość równą 1, natomiast kategoria CR najwyższą wartość równą 4) i (zlogarytmowanej) liczebności dla każdego gatunku (na podstawie danych EBBA2). Tak zdefiniowany wskaźnik jest łączną miarą liczebności gatunków w danej grupie (np. zaklasyfikowanych na podstawie kryterium A) oraz stopnia ich zagrożenia i przyjmuje wysokie wartości w miejscach, gdzie występuje dużo gatunków silnie zagrożonych, a jednocześnie licznych. Jest to więc wskaźnik pozwalający na lokalizację miejsc, w których ciągle jeszcze występują stosunkowo liczne populacje gatunków wymagających szczególnych wysiłków ochronnych. Współrzędne na osiach podano w km.

Fig. 3.7. Spatial distribution of the richness index of threatened and near-threatened species (i.e. belonging to the CR, EN, VU or NT category) according to the IUCN criteria used to evaluate a taxon: A - population reduction, B - geographic range, C - small population size and decline, D - very small or restricted population. "Richness index" was defined for every EBBA square as a sum of products of a threat category (expressed as a number, i.e. NT was assigned to 1 and CR to 4) and a log-abundance for every species (based on the EBBA2 data). This indicator is a compound measure of the total abundance of species in a given group (e.g. classified under the criterion A) and their degree of threat. It takes high values in regions where there are many highly endangered, yet numerous species. Therefore, this indicator is a useful tool for the delineation of sites where there are still relatively large populations of species requiring special conservation efforts. Coordinates on axes are given in km.

kraju, obejmująca głównie Tatry (ryc. 3.7.D), za co odpowiada obecność takich gatunków jak pomurnik, sokół wędrowny czy płochacz halny. Drugim interesującym wzorcem jest szerokie i stosunkowo równomierne rozmieszczenie gatunków zakwalifikowanych ze względu na kryterium A, a więc ze względu na znaczącą redukcję populacji. Jest to zgodne z oczekiwaniami, ponieważ jest to jedyne kryterium, które pozwala kwalifikować gatunki wciąż stosunkowo liczne i szeroko rozpowszechnione, ale doznające silnego regresu.

Przestrzenne rozmieszczenie gatunków zagrożonych i bliskich zagrożenia dobrze koresponduje z naszą dotychczasową wiedzą. Co więcej, wynika z niego ważna konkluzja: aby efektywnie chronić gatunki zagrożone, konieczne jest zróżnicowanie strategii działań – oprócz dedykowanych, lokalnie wdrażanych projektów ochrony czynnej, potrzebujemy szerokich rozwiązań systemowych. Są one niezbędne dla odwrócenia negatywnych trendów dotyczących szerokiej grupy gatunków zakwalifikowanych ze względu na spadki liczebności (kat. A), do której

w większości należą gatunki ekstensywnego krajobrazu rolnego i obszarów mokradłowych. Wśród najistotniejszych działań tego typu są z pewnością zmiany zasad funkcjonowania Wspólnej Polityki Rolnej oraz efektywniejsza ochrona dolin rzecznych, ale także pewne modyfikacje w zakresie gospodarki leśnej (szczegóły patrz rozdz. 5).

3.5. Zmiany w czasie

Analiza zmian indeksów związanych ze stopniem zagrożenia organizmów pomiędzy kolejnymi edycjami czerwonych list jest ważnym i pożytecznym narzędziem pozwalającym ocenić, czy działania ochronne podejmowane w odniesieniu do gatunków zagrożonych zdają egzamin i czy efektywnie wypełniamy krajowe lub międzynarodowe zobowiązania związane z ochroną przyrody. Przykładem może być wskaźnik *Red List Index*, opisujący, jak w skali globalnej zmienia się udział gatunków zagrożonych wymarciem (IUCN Statistics 2020), będący ważnym punktem odniesienia dla oceny efektywności działań podejmowanych na rzecz ochrony przyrody.

W Polsce dotychczas dwukrotnie, w roku 1992 i 2002, przeprowadzono całościową analizę oceny stanu zagrożenia fauny kręgowców (w tym ptaków). Wyniki zostały opublikowane w dwóch edycjach czerwonych list (Głowaciński 1992a, 2002) oraz towarzyszących im tzw. czerwonych ksiąg (Głowaciński 1992b, 2001). Niniejsza trzecia edycja czerwonej listy ptaków daje możliwość prześledzenia tego, jak zmieniały się w czasie kategorie zagrożenia dla poszczególnych gatunków, a także ogólny udział taksonów uznanych za zagrożone. Należy jednak wziąć pod uwagę, że wcześniejsze opracowania bazowały na właściwych dla danego okresu wytycznych i kryteriach IUCN, a w 1994 roku miała miejsce kompleksowa modyfikacja zasad wyznaczania gatunków zagrożonych wymarciem (IUCN 2012a), co pozwoliło na obiektywizację i standaryzację procesu oceny stanu zagrożenia taksonów. Efektem są znaczne różnice w metodyce wyznaczania gatunków zagrożonych pomiędzy wcześniejszymi i aktualnym wydaniem czerwonej listy. Najważniejsze z nich omówiono poniżej.

1. Odmienne kategorie zagrożenia. Pierwsza czerwona lista (Głowaciński 1992a) operuje innym zestawem kategorii niż dokument aktualnie obowiązujący, natomiast w czerwonej liście z roku 2002 (Głowaciński 2002) kategorie są takie same jak obecnie, jednak odmiennie stosowane było kryterium taksonu *najmniejszej troski* (LC).
2. Odmienne (lub nieopisane) zasady stosowania kryteriów kwalifikujących. W czerwonej liście z roku 1992 praktycznie nie stosowano kryteriów ilościowych, posługując się jedynie informacją o wielkości populacji, a sama ocena prawdopodobieństwa wymarcia miała raczej charakter intuicyjny. W opracowaniu z roku 2002 posługiwano się zasadniczo tym samym zestawem kryteriów ilościowych, jaki obowiązuje współcześnie, jednak w publikacji tej brakuje informacji o tym, w jaki sposób (i czy w ogóle) szacowano dla poszczególnych gatunków takie parametry jak tempo spadku populacji czy też zasięg występowania. W wielu przypadkach prawdopodobnie parametry te nie były oceniane, co z pewnością wpłynęło również na skład listy gatunków zagrożonych.
3. Różnice w stosowaniu korekty oceny zagrożenia na poziomie regionalnym. Wg informacji dostępnych w opracowaniach, we wcześniejszych edycjach czerwonych list (Głowaciński 1992a, 2002) nie był stosowany etap korekty kategorii zagrożenia, mający na celu dostosowanie kategorii uzyskanej wg kryteriów globalnych do regionalnego wymiaru publikacji. W niniejszej publikacji stosowano tę procedurę, zgodnie z aktualnymi wytycznymi IUCN (patrz rozdz. 2.3; IUCN 2012b).
4. Inny poziom wiedzy o gatunkach. Obecnie nasza znajomość parametrów populacyjnych poszczególnych gatunków jest nieporównywalnie większa, niż w ubiegłym wieku. Dzięki uruchomieniu programu Monitoringu Ptaków Polski dysponujemy dobrej jakości danymi o trendach populacji wielu gatunków, a inwentaryzacje realizowane w obszarach Natura 2000, dynamiczny rozwój amatorskiego ruchu ornitologicznego oraz rozwój nowych technologii i nowoczesnych metod analizy danych sprawiły, że znacznie precyzyjniej określać możemy wielkość populacji, tempo jej zmian czy wielkość zasięgu. Oznacza to, że niektóre kryteria, szczególnie te związane z redukcją populacji, są obecnie częściej używane, niż w poprzednich wydaniach krajowych czerwonych list.
5. Zmiany na liście gatunków ujętych w procesie oceny stopnia zagrożenia. Różnice w tym względzie mają dwie przyczyny. Po pierwsze, w kolejnych edycjach czerwonej listy w odmienny sposób traktowano zasadę, zgodnie z którą z procesu oceny powinny być wykluczane gatunki efemerycznie występujące na danym obszarze (IUCN 2019). W niniejszym wydaniu podjęto próbę ujęcia tej zasady w ilościowe ramy, choć jest to trudne ze względu na płynną granicę między gatunkami efemerycznie a regularnie, ale nie corocznie lęgowymi. Bardziej restrykcyjne stosowanie tej zasady w niniejszym opracowaniu spowodowało wykluczenie ujmowanych we wcześniejszych listach takich gatunków jak np. brodziec pławny, szczudłak czy karliczka (patrz rozdz. 2.3). Drugą przyczyną są zmiany demograficzne samych populacji – gatunki, które wcześniej wyłączano z oceny, ponieważ były efemerycznie lęgowe, obecnie trwale zasiedliły Polskę – dotyczy to np. łabędzia krzykliwego

czy mewy czarnogłowej, które w edycji czerwonej listy z roku 1992 i 2002 nie były analizowane, natomiast ujęto je w aktualnym opracowaniu.

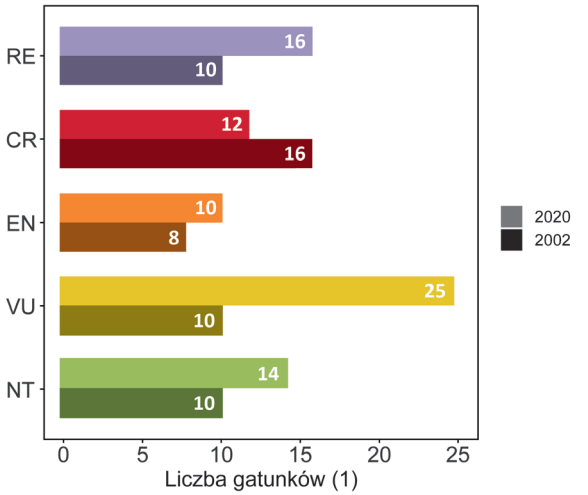
Znaczne różnice w systemie kwalifikacji taksonów zagrożonych praktycznie uniemożliwiają porównanie aktualnych wyników z pierwszą edycją czerwonej listy (Głowaciński 1992a). Porównanie z drugą edycją (Głowaciński 2002), ze względu na podobny zestaw kryteriów i kategorii, jest możliwe, jednak z uwagi na wskazane wyżej problemy metodyczne wyniki takiego porównania powinny być traktowane z ostrożnością – raczej jako ogólna informacja o zmianach w statusie całego zespołu ptaków zagrożonych w kraju, niż jako źródło wiedzy o zmianach kategorii zagrożenia poszczególnych gatunków. Każde kolejne wydanie krajowej czerwonej listy powinno być w zdecydowanie mniejszym stopniu obarczone tymi ograniczeniami, ze względu na „okrzepnięcie" zasad stosowania kryteriów IUCN.

Spośród 76 gatunków, dla których podano kategorię zagrożenia w poprzedniej czerwonej liście (Głowaciński 2002), w 31 przypadkach kategoria ta nie zmieniła się w stosunku do aktualnej oceny, natomiast zmianę statusu odnotowano w 45 przypadkach. Spośród nich dla 23 gatunków zarejestrowano podwyższenie kategorii zagrożenia, dla 8 gatunków jej obniżenie, natomiast w 14 przypadkach zmiany nie były kierunkowe (dotyczyły np. zmian w kategoriach *niedostatecznie rozpoznany* DD lub *nieoceniany regionalnie* NA). Wyraźnie więc widać, że w grupie gatunków zagrożonych dominują procesy pogłębiania się ryzyka ekstynkcji, co znajduje też potwierdzenie w rosnącej liczbie gatunków wymarłych w kraju (patrz niżej). W przypadku aktualizacji kategorii zagrożenia w kolejnych wydaniach czerwonych list sugeruje się podanie jej przyczyny (IUCN 2019), w szczególności wskazanie, czy rewizja statusu wynika z rzeczywistych zmian demograficznych populacji (*genuine reasons*), czy jest raczej wynikiem np. zmian w metodyce oceny (*non-genuine reasons*). W odniesieniu do 45 gatunków, dla których odnotowano aktualnie zmianę kategorii zagrożenia, w blisko połowie przypadków (21 gatunków) jako przyczynę wskazano rzeczywistą zmianę (pogorszenie lub poprawa) parametrów populacji, w 13 przypadkach uznano, że zmiany są wynikiem różnic metodycznych, a w 11 przypadkach powodem był dostęp do nowych danych (patrz zał. 4).



Fot. 3.5. Różnice w metodyce ocen i w jakości danych w kolejnych wydaniach krajowych czerwonych list utrudniają wnioskowanie o przyczynach zmian statusu poszczególnych gatunków. Przykładem może być świergotek polny, dla którego dopiero od niedawna dysponujemy wiarygodnymi oszacowaniami trendu liczebności populacji, co umożliwiło wskazanie go jako gatunku *narażonego* (VU).

Zestawienie liczby zagrożonych gatunków ptaków raportowanych w niniejszym opracowaniu oraz czerwonej liście sprzed dwóch dekad (Głowaciński 2002) wskazuje na wyraźny wzrost ich udziału w prawie wszystkich kategoriach zagrożenia (ryc. 3.8). Największe zmiany dotyczą kategorii *wymarły regionalnie* (RE) oraz *narażony* (VU). Liczba gatunków wymarłych w ciągu ostatnich 20 lat niemal się podwoiła. Do grupy tej dołączyły zarówno gatunki, które faktycznie przestały gniazdować w Polsce w XXI wieku – szlachar, mewa mała, czapla purpurowa, biegus zmienny, jak i te wymarłe pod koniec XX wieku – kulon, dzierzba rudogłowa, jak i wcześniej, w drugiej połowie XX wieku, co do których przestały istnieć przesłanki, że mogą one jeszcze gniazdować w kraju – np. bekasik, orzełek i nagórnik. Warto zauważyć, że faktyczna liczba taksonów wymarłych wkrótce może powiększyć się o trzy kolejne, w przypadku których w ostatnich 10 latach odnotowano zaledwie po jednym przypadku gniazdowania – są to świstun, błotniak zbożowy i dzierzba czarnoczelna. Wynik ten niesie ważny, choć jednocześnie nienapawający optymizmem przekaz – wymieranie gatunków w naszym kraju postępuje, a nawet w ostatnich dekadach przyspiesza. To także smutna konstatacja, że zidentyfikowanie w poprzednim wydaniu czerwonej listy gatunków *krytycznie zagrożonych* (Głowaciński 2002) nie przełożyło się na polepszenie ich statusu. Gatunki wskazane na początku wieku jako krytycznie zagrożone wymarły w naszym kraju (5 gatunków) lub utrzymały obecnie tę samą kategorię zagrożenia (8 gatunków) (patrz zał. 4). Jednym z nielicznych gatunków wskazanych jako k*rytycznie zagrożony* (CR) w poprzedniej edycji czerwonej listy, których status poprawił



Ryc. 3.8. Liczba gatunków w poszczególnych kategoriach IUCN, w poprzedniej edycji czerwonej listy z 2002 roku (dane za: Głowaciński 2002) oraz w aktualnej czerwonej liście (niniejsze opracowanie). Rozwinięcie skrótów kategorii znajduje się na ryc. 3.1.

Fig. 3.8. Number of bird species (1) for individual IUCN categories, presented separately for previous Red list (Głowaciński 2002) and current Red list (this study). Abbreviations described in Fig. 3.1.

się, jest sokół wędrowny (obecnie w kategorii *narażony* VU). Kluczowe w jego przypadku okazało się wsiedlanie ptaków młodych (Ławicki & Sielicki 2019).

Zestawienie (ryc. 3.8) wskazuje, że aktualnie ubyło gatunków o najwyższym statusie zagrożenia, w kategorii *krytycznie zagrożony* (CR). Niestety, jak wskazano powyżej, wynik ten jest w dużej mierze skutkiem wymarcia znacznej części gatunków ujętych wcześniej w tej kategorii (Głowaciński 2002). Dodatkowo aktualnie do grupy tej weszły kolejne taksony, których kategoria zagrożenia wzrosła





Fot. 3.6. Zidentyfikowanie w poprzedniej czerwonej liście (Głowaciński 2002) grupy gatunków *krytycznie zagrożonych* (CR) w Polsce, w większości przypadków nie przełożyło się na poprawę ich statusu. Większość z nich utrzymała kategorię ekstremalnie wysokiego ryzyka wymarcia (np. gadożer) lub wyginęła w naszym kraju (np. dzierzba rudogłowa).



Fot. 3.7. Liczba zagrożonych gatunków ptaków w Polsce zwiększyła się na przestrzeni ostatnich dwóch dekad o ok. 30%. Kilkanaście taksonów po raz pierwszy pojawiło się w grupie zagrożonych – wśród nich mewa siwa.

– rożeniec i batalion (z kat. EN na CR) oraz błotniak zbożowy (z VU na CR) (Głowaciński 2002). W kategorii *zagrożony* (EN) nie ma istotnych różnic pomiędzy dwoma edycjami czerwonej listy, natomiast bardzo istotnie wzrosła liczba gatunków w kategorii *narażony* (VU) – z 10 w roku 2002 do 25 obecnie. Częściowo wynika to z pewnością z pogarszającego się w ostatnich dekadach stanu populacji wielu gatunków, wskazywanych wcześniej (Głowaciński 2002) jako niezagrożone lub *bliskie zagrożenia* (NT), teraz natomiast spełniające kryteria dla wyższej kategorii – np. błotniak łąkowy, rybitwa białoczelna, rybitwa białoskrzydła czy perkoz rdzawoszyi. W znacznej mierze jest to także wynik pełniejszej informacji o parametrach populacyjnych gatunków. Aktualna analiza pozwoliła wskazać jako *narażone* (VU) gatunki, które wcześniej określano jako *niedostatecznie rozpoznane* (DD) – przepiórkę, derkacza i turkawkę. Dodatkowo, grupa gatunków stosunkowo licznych i szeroko rozpowszechnionych (np. głowienka, turkawka, kszyk, gawron, świergotek polny, ortolan) zakwalifikowała się obecnie po raz pierwszy do kategorii *narażony* (VU) ze względu na dane o spadkowym trendzie populacji, a więc parametrze w dużej mierze niedostępnym w poprzednich opracowaniach.

Dane te wyraźnie wskazują, że w ostatnich dwóch dekadach, od czasu opublikowania poprzedniej czerwonej listy, zbyt mały nacisk kładziono na ochronę gatunków zagrożonych i w wielu przypadkach nie udało się odwrócić trendów spadkowych, a 6 kolejnych gatunków wymarło na początku XXI wieku w kraju. Powyższe statystyki niosą więc wyraźne przesłanie – jeśli nie podejmiemy teraz dużego wysiłku w celu ochrony gatunków zagrożonych, to proces ubożenia krajowej fauny będzie postępował. Jednak czerwone listy pokazują także, że ochrona przyrody może przynosić efekty, wspierać odbudowę populacji zagrożonych gatunków i w efekcie zmniejszać realne ryzyko ich wymarcia. Przykładem mogą być wskazane powyżej krajowe populacje sokoła wędrownego i głuszca, które dzięki działaniom ochronnym obniżyły swoje kategorie zagrożenia, ale także bielika *Haliaeetus albicilla* czy kani rudej *Milvus milvus*, których populacje wzrastają w kraju (Chylarecki et al. 2018) i po raz pierwszy nie są one wymieniane jako gatunki zagrożone czy bliskie zagrożenia. Warto zaznaczyć, że obniżenie kategorii zagrożenia jest dowodem na skuteczność dotychczas podejmowanych działań, które powinny być kontynuowane, aby te (nieliczne) przykłady korzystnych trendów nie uległy odwróceniu. Obniżenie kategorii zagrożenia w żadnej mierze nie powinno skłaniać do zaniechania dotychczasowych działań ochronnych, lecz raczej przeciwnie – być potwierdzeniem ich skuteczności.

Rozdział 4

Przegląd zagrożonych gatunków ptaków

W niniejszym rozdziale przedstawiono krótkie opisy wszystkich gatunków wymagających szczególnej ochrony (*species of elevated conservation concern*) – a więc grupy obejmującej taksony *wymarłe regionalnie* (RE), zagrożone wyginięciem (kategorie CR, EN i VU) oraz *bliskie zagrożenia* (NT).

Opis każdego gatunku rozpoczyna informacja o kategorii zagrożenia oraz kod wskazujący, jakie kryteria (i podkryteria) dany gatunek spełnia w aktualnej edycji czerwonej listy. Szczegółowe informacje, ułatwiające zrozumienie systemu kwalifikacji gatunków zagrożonych umieszczono w rozdz. 2, gdzie opisano system kategoryzacji statusu zagrożenia (rozdz. 2.1), przedstawiono także zestaw kryteriów, wskazując również jak odczytywać podany przy każdym gatunku kod zagrożenia (rozdz. 2.2).

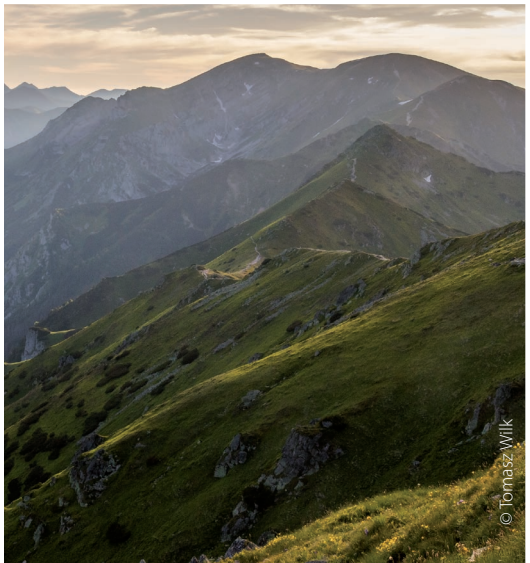
W części opisowej kluczową informacją jest *Uzasadnienie statusu*, gdzie przedstawiono słowny opis dokumentujący aktualną kategorię zagrożenia, odnosząc się do poszczególnych kryteriów IUCN. W opisie tym wskazano również, czy w przypadku danego gatunku, przy ocenie statusu na poziomie regionalnym, zastosowano obniżenie kategorii zagrożenia. Informacje ułatwiające zrozumienie *Uzasadnienia statusu* zawarto w rozdz. 2.3, gdzie opisano procedury podjęte w celu oceny ryzyka wymarcia. Natomiast w załączniku 3 przedstawiono wartości poszczególnych parametrów analizowane w odniesieniu do poszczególnych kryteriów. Cześć opisową uzupełnia również krótka informacja o statusie gatunku – jego liczebności, zasięgu, trendach populacji oraz statusie zagrożenia w Europie i w skali globalnej. W miarę możliwości skomentowano tu także sytuację populacji w krajach ościennych, która ma duży wpływ na status rodzimych populacji. Opis kończy syntetyczna informacja o kluczowych czynnikach zagrożenia dla danego gatunku.

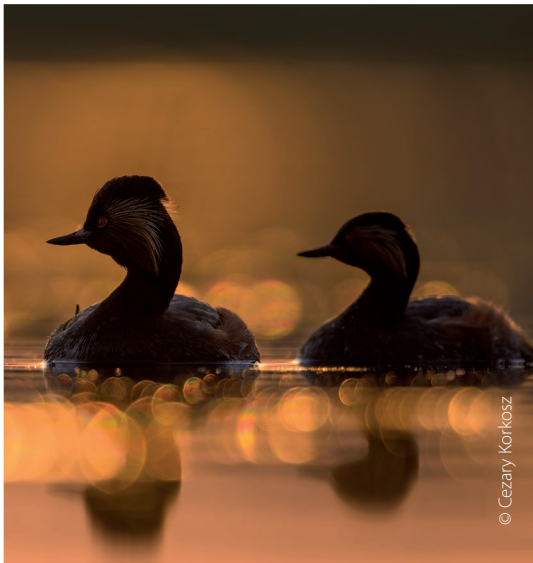












regionally extinct / **wymarłe regionalnie**



© Micha Fager

RE

Szlachar *Mergus serrator*

RE

Uzasadnienie statusu

Szlachar był w Polsce gatunkiem długotrwale lęgowym, a ostatnie potwierdzone przypadki gniazdowania miały miejsce na początku XXI wieku. Nie ma wątpliwości, że takson ten nie gniazduje obecnie w naszym kraju, dlatego też jego status określony został jako *regionalnie wymarły* (RE).



Informacje o gatunku

Zwartym zasięgiem zasiedla północną Holarktykę w strefie borealnej i mniej licznie w strefie umiarkowanej (EBBA 2020). W Europie występuje od północnej Rosji, przez Fennoskandię, kraje nadbałtyckie, Białoruś, Ukrainę, Płw. Jutlandzki, północne Niemcy, do Wielkiej Brytanii, Irlandii i Islandii (BirdLife 2015). Populację europejską oceniono na 71–120 tys. par, z trendem krótkoterminowym malejącym (BirdLife 2015). W krajach graniczących z Polską łączną liczebność szlachara oceniono na 680–820 par, w tym najliczniej w Niemczech i na Ukrainie (BirdLife 2015). Począwszy od lat 50. XX wieku trwa ustępowanie gatunku z lęgowisk śródlądowych, m.in. w Europie środkowej i w krajach bałtyckich (Sikora 2012). W Europie został uznany jako *bliski zagrożenia* (NT) (BirdLife 2015). W regionie nadbałtyckim populacja zimująca wskazana została jako *narażona* (VU) ze względu na silny spadek liczebności w ciągu 16 lat, sięgający 42% (HELCOM 2013).

W latach 1900–1950 na obszarze obejmującym obecnie północną część kraju wykryto 27 stanowisk lęgowych szlachara, w tym 20 na Mazurach i 7 na Pomorzu. W tym okresie był też bardzo nielicznie lęgowy na Suwalszczyźnie (Tischler 1941, Tomiałojć 1990). W następnym półwieczu, mimo prowadzenia ukierunkowanych poszukiwań, odnotowano również 27 stanowisk gatunku, w tym: 12 na Mazurach, 8 na Pomorzu i 7 na Suwalszczyźnie (Sikora 2001b, 2007, 2012). Ostatni lęg na Mazurach stwierdzono w roku 1991, a na Suwalszczyźnie w roku 1993. Na Pojezierzu Kaszubskim na jeziorach Wdzydzkich i Raduńskich silny spadek miał miejsce pod koniec lat 90., a szlachar wycofał się z tych lęgowisk w roku 2003. W latach 1986–1995 liczebność krajowej populacji oceniono na 40–60 par, w tym 40–50 na Pojezierzu Kaszubskim, oraz do 10 par w Krainie Wielkich Jezior Mazurskich i na jeziorach w Puszczy Augustowskiej. W latach 2000–2003 jego liczebność nie przekraczała już 15 par. Ostatnie lęgi krajowe odnotowano w roku 2003 na Jeziorach Wdzydzkich (Sikora 2007b, Sikora et al. 2013).

Zagrożenia

Dwie najistotniejsze przyczyny zaniku krajowej populacji szlachara to drapieżnictwo ssaków drapieżnych oraz płoszenie ptaków, związane z rosnącą antropopresją. W latach 90. na jeziorach kaszubskich sukces lęgowy szlachara wynosił 41%, a większość strat (45%) powodowana była przez plądrowanie lęgów przez ssaki drapieżne (norkę amerykańską, jenota lub kunę) i zagryzanie samic wysiadujących (22%). Wśród lęgów opuszczonych dominowały prawdopodobnie straty wywołane obecnością ludzi na wyspach (Sikora 1996). Kolejnym zagrożeniem dla gatunku jest eutrofizacja wód, która wpływa na zmniejszenie przejrzystości wody, co utrudnia wypatrzenie ryb (Strod et al. 2008) oraz przyśpiesza zarastanie brzegów jezior i wysp przez roślinność szuwarową. Na jeziorach kaszubskich wykazano, że 87% gniazd szlachara było na odcinkach brzegu pozbawionych pasa szuwarów (Sikora 1996). Istotnym zagrożeniem obniżającym sukces lęgowy na etapie wodzenia młodych jest turystyka wodna, w tym ruch szybkich jednostek pływających (Kahlert 1994). Okres lęgowy szlachara w Polsce jest zbieżny z największym nasileniem turystyki na jeziorach (Sikora 1996). Izolowana i mała populacja gatunku na Pomorzu wyginęła również z powodu niewielkich możliwości jej zasilania przez ptaki z innych lęgowisk (Sikora 2007b, 2013). W okresie nielęgowym zagrożeniami dla szlacharów są m.in. przypadkowe chwytanie w sieci rybackie, kolizje z turbinami wiatrowymi oraz zanieczyszczenie upierzenia substancjami ropopochodnymi (HELCOM 2013).

Strepet *Tetrax tetrax*

RE

Uzasadnienie statusu

Strepet sporadycznie gniazdował w Polsce do XIX wieku, a jego ostatni lęg odnotowano na początku XX wieku. Nie ma wątpliwości, że gatunek nie gniazduje w kraju od ponad 100 lat – jego status określono więc jako *wymarły regionalnie* RE.

Informacje o gatunku

Zasięg strepeta obejmował w przeszłości prawdopodobnie większość południowej i środkowej Europy, sięgając od Hiszpanii, przez Polskę do lęgowisk azjatyckich w Kazachstanie i Rosji. Gatunek ten jednak wyginął w 12 krajach Europy środkowej i południowej (m.in. w Niemczech, Czechach, na Słowacji i na Węgrzech), co spowodowało rozbicie areału lęgowego na dwie izolowane części: w południowo-zachodniej Europie oraz we wschodniej Europie i zachodniej Azji (BirdLife 2020, Collar et al. 2020, EBBA 2020). Najbliższa Polski populacja lęgowa znajduje się obecnie we wschodniej Ukrainie, jednak liczy ona jedynie ok. 100 os. (BirdLife 2015). Status globalny gatunku określono jako *bliski zagrożenia* (NT), natomiast w Europie strepet klasyfikowany jest jako *zagrożony* (VU), ze względu na spadki liczebności notowane w zachodniej części zasięgu (BirdLife 2015, 2020). Pierwotnym siedliskiem strepeta są suche stepy, jednak obecnie zasiedla również krajobraz rolniczy, preferując rozległe obszary będące mozaiką terenów o różnej intensywności użytkowania (BirdLife 2015, 2020).

W Polsce strepet prawdopodobnie zawsze był gatunkiem rzadko gniazdującym, a nieliczne stanowiska lęgowe znane były z Pomorza Gdańskiego i Zachodniego, Wielkopolski i Dolnego Śląska (Tomiałojć 1990, Głowaciński 2001), choć nie można wykluczyć, że na rzadziej penetrowanym ornitologicznie wschodzie kraju mógł nie być rejestrowany. Ostatni lęg odnotowano w roku 1909 pod Wągrowcem w Wielkopolsce (Głowaciński 2001), a obecnie jest to skrajnie rzadko stwierdzany ptak zalatujący (Stawarczyk et al. 2017).

Zagrożenia

Główną przyczyną redukcji populacji strepeta w skali globalnej jest intensyfikacja rolnictwa, która m.in. poprzez zanik obszarów odłogowanych oraz stosowanie pestycydów, powoduje niszczenie i fragmentację siedlisk lęgowych oraz negatywnie wpływa na bazę pokarmową (Garcia et al. 2007, BirdLife 2020, Collar et al. 2020). Wykorzystywanie maszyn rolniczych skutkuje niszczeniem zniesień i/lub śmiertelnością piskląt, przykładowo w południowej Francji czynnik ten jest przyczyną 40% strat lęgowych (Inchausti & Bretagnolle 2005). Także w Polsce intensyfikację użytkowania terenów otwartych podaje się jako główną przyczynę zaniku gatunku, wskazując, że również polowania mogły się przyczynić do wymarcia strepeta w kraju (Głowaciński 2001). Sugeruje się, że czynniki pogodowe w istotny sposób kształtują liczebność populacji, m.in. poprzez wpływ na przeżywalność samic i produktywność lęgów (Delgado et al. 2009). W rezultacie gatunek może być także podatny na zmiany klimatyczne, powodujące częstsze występowanie anomalii pogodowych. Nie ma obecnie perspektyw na powrót strepeta jako gatunku lęgowego w Polsce, ze względu na brak odpowiednich siedlisk lęgowych oraz znaczny dystans od pozostałych populacji tego zasadniczo osiadłego gatunku.



Drop *Otis tarda*

RE

RE

Uzasadnienie statusu

Ostatni krajowy lęg dropia miał miejsce w roku 1986 na Pomorzu Zachodnim. Od tego czasu brak jest obserwacji wskazujących na gniazdowanie w kraju, jego status określony więc został jako *wymarły regionalnie* (RE).

Informacje o gatunku

Zasięg dropia obejmuje południową i wschodnią Europę, północną Afrykę oraz Azję środkową (BirdLife 2020). Europejska część zasięgu jest pofragmentowana, z kluczowymi populacjami na Półwyspie Iberyjskim oraz w południowo-zachodniej Rosji (gdzie jest przedłużeniem azjatyckiej części zasięgu) (EBBA 2020). W Europie środkowej gatunek występuje aktualnie plamowo – głównie w Niemczech, w Austrii i na Węgrzech, a w niektórych krajach tej części kontynentu (np. Bułgaria, Czechy, Polska) drop wymarł (BirdLife 2015, EBBA 2020). Jedyne duże populacje ościenne występują w Niemczech (300 os.; EIONET 2020) i na Ukrainie (1200 os. BirdLife 2015). Pierwotnym siedliskiem gatunku są rozległe, płaskie obszary trawiaste (stepy), jednak obecnie zasiedla głównie krajobraz rolniczy. Oprócz struktury samego siedliska istotne są dla niego takie czynniki jak niski stopień antropopresji oraz bogata baza pokarmowa (BirdLife 2020). Globalna kategoria zagrożenia to *narażony* (VU), natomiast w skali europejskiej został uznany jako gatunek *najmniejszej troski* (LC) (BirdLife 2015, 2020).


© Cezary Korkosz

W Polsce drop jeszcze do XIX wieku występował jako gatunek lęgowy na większości obszaru Polski, m.in. na Mazurach, Śląsku, w Małopolsce i na Lubelszczyźnie (Głowaciński 2001, Tomiałojć & Stawarczyk 2003). Długotrwały regres populacji, nasilony szczególnie w XX wieku, sprawił, że w latach 60. gniazdował już na niewielkim obszarze zachodniej Polski (głównie Wielkopolska i Pomorze Zachodnie), a liczebność oceniano wtedy na ok. 300 os. (Tomiałojć 1990, Głowaciński 2001). Postępujący spadek populacji sprawił, że pod koniec lat 70. w kraju zostało jedynie kilkadziesiąt ptaków, a ostatni potwierdzony lęg gatunku miał miejsce w roku 1986 w woj. zachodniopomorskim (Tomiałojć & Stawarczyk 2003). Od tego czasu gatunek sporadycznie rejestrowany jest w kraju, jednak nie odnotowano przypadków gniazdowania (Stawarczyk i in. 2017).

Zagrożenia

Główne zagrożenia dla gatunku wiążą się z intensyfikacją rolnictwa. Należą tu m.in. zaorywanie obszarów trawiastych, zalesienia, zbyt intensywny wypas, budowa infrastruktury i dróg, melioracje, odrutowanie krajobrazu (płoty, ogrodzenia, linie energetyczne) oraz mechanizacja rolnictwa. Działania takie powodują zanik i fragmentację siedlisk, ubożenie bazy pokarmowej oraz płoszenie i zwiększoną śmiertelność ptaków (BirdLife 2017, EBBA 2020). Znaczna część lęgów jest niszczona w trakcie zabiegów rolniczych (Rocha et al. 2013). Istotnym czynnikiem ryzyka są także kolizje z liniami energetycznymi (Raab et al. 2012). Do redukcji populacji w czasach historycznych (a w niektórych częściach zasięgu również obecnie) przyczyniały się polowania (BirdLife 2017). Działania ochronne podejmowane w niektórych częściach zasięgu (np. Niemcy, Austria) skutecznie odbudowują populację (np. Raab et al. 2012), jednak efektywność programów reintrodukcji (np. w Anglii) jest znacznie niższa (Ashbrook et al. 2016). Mimo rosnącej liczebnie populacji niemieckiej, wydaje się, że perspektywy powrotu dropia jako gatunku lęgowego w Polsce, ze względu na brak odpowiednich siedlisk, są znikome.

Kulon *Burhinus oedicnemus*

RE

RE

Uzasadnienie statusu

Ostatni krajowy lęg kulona miał miejsce w roku 1995. Od tego czasu brak jest obserwacji potwierdzających gniazdowanie – nie ma więc wątpliwości, że gatunek ten aktualnie nie jest lęgowy w Polsce, a jego status określony został jako *wymarły regionalnie* (RE).



Informacje o gatunku

Kulon gnieździ się w południowej Europie oraz w północnej Afryce, na wschód sięgając do południowo-zachodniej Azji (Hume & Kirwan 2020). W Europie zasiedla głównie południową część kontynentu, z ponad połową populacji europejskiej grupującą się na Półwyspie Iberyjskim (BirdLife 2015, EBBA 2020). W drugiej połowie XX wieku gatunek wymarł w Holandii, Niemczech, na Słowacji i Białorusi. W krajach ościennych gniazduje już tylko na Ukrainie oraz skrajnie nielicznie w Czechach (EBBA 2020). Pomimo tych spadków liczebności gatunek nie jest uznany za zagrożony globalnie ani też w skali europejskiej (BirdLife 2015, 2020). Kulon jest gatunkiem pierwotnie zasiedlającym stepy i półpustynie, który współcześnie występuje również w podobnych siedliskach użytkowanych rolniczo. Siedliskiem lęgowym gatunku w Polsce były rozległe, otwarte tereny porośnięte skąpą roślinnością zielną lub niską murawą – przede wszystkim pastwiska na lekkich glebach, piaszczyste nieużytki i wydmy, duże wyspy w nurcie rzek, żwirownie i kamieniołomy (Sokołowski 1972, Witkowski 1990, Winiecki 2000).

Na początku XX wieku na terenach obecnej Polski gatunek był szeroko rozpowszechniony, prawdopodobnie nie występując jedynie na Mazurach (Tomiałojć 1990). Na samym Śląsku znanych było ponad 30 stanowisk lęgowych, powszechnie też zasiedlał tereny Wielkopolski (Witkowski 1990, Winiecki 2000). Po drugiej wojnie światowej był już gatunkiem nielicznym (Tomiałojć 1990), a w końcu lat 60. XX wieku krajowa populacja nie przekraczała 50–60 par, zaś pod koniec lat 80. liczyła już tylko 8–10 par (Tomiałojć 1990, Dombrowski 2004). Ostatnie stwierdzenia lęgów pochodzą z połowy lat 90., a do połowy pierwszej dekady obecnego wieku widywano w okresie lęgowym pojedyncze ptaki w 1–2 lokalizacjach (Dombrowski 2004, Stawarczyk et al. 2017).

Zagrożenia

Powody wymarcia gatunku w Polsce pozostają nierozpoznane. Niewątpliwie powierzchnia siedlisk gatunku zmniejszyła się silnie – piaszczyste nieużytki oraz wygony były w ostatnich dekadach zalesiane, konwertowane na grunty orne lub zarastały wskutek sukcesji. Proces ten postępował przy spadku powszechności wypasu oraz przy rosnącej eutrofizacji gleb wskutek depozycji azotu atmosferycznego (Bobbink et al. 2010). Z uwagi na niską rozrodczość (2 jaja w lęgu) kulon jest gatunkiem bardziej wrażliwym na zmniejszoną udatność lęgów niż inne ptaki siewkowe (składające 4 jaja w lęgu). Rosnąca od lat 70. XX wieku frekwencja lęgów ptaków siewkowych niszczonych przez drapieżniki, obserwowana w całej Europie (Roodbergen et al. 2012), zapewne przyczyniła się do wymarcia krajowej populacji kulona. Potwierdzeniem tej tezy są wyniki badań populacji francuskiej, gdzie liczebność lokalnej populacji zmniejszała się równolegle ze spadkiem udatności lęgów (Gaget et al. 2018). W Anglii populacja jest utrzymywana tylko dzięki wieloletniej ochronie (zabezpieczanie gniazd, odstrzał drapieżników, programy rolnośrodowiskowe; Green & Hirons 1991, Bealey et al. 1999, Thompson et al. 2004). Kulon jest gatunkiem wrażliwym na niepokojenie przez człowieka (Taylor et al. 2007), unikającym sąsiedztwa dróg o wysokim natężeniu ruchu pojazdów (Green et al. 2000).

Siewka złota *Pluvialis apricaria*

RE

Uzasadnienie statusu

Siewka złota jeszcze w XIX wieku była rzadkim, ale prawdopodobnie regularnie gniazdującym gatunkiem w północnej części kraju. Od co najmniej stu lat nie potwierdzono jej lęgów w Polsce, stąd też zaklasyfikowana została jako *wymarła regionalnie* (RE).

Informacje o gatunku

Siewka złota gniazduje w arktyczno-borealnej części Europy i zachodniej Azji. Kluczowe lęgowiska europejskie znajdują się na Islandii i w Skandynawii, a najbliższe stałe populacje lęgowe leżą na Litwie (35–45 par) i Białorusi (200–250 par) (BirdLife 2015, EBBA 2020, EIONET 2020). Gatunek zasiedla różne typy biotopów otwartych w strefie tundry, ale także śródleśne torfowiska, obszary górskie, mokradła i wrzosowiska, preferując miejsca z niską roślinnością, bogate w bezkręgowce (BirdLife 2016, EBBA 2020). Siewka złota nie jest obecnie zagrożona w skali globalnej i Europy, a w większości europejskich krajów jej populacja jest stabilna lub wzrasta liczebnie, w tym także w krajach ościennych: na Białorusi i Litwie (BirdLife 2015, 2020, EIONET 2020).


© Michał Faber

Informacje o gniazdowaniu siewki złotej w Polsce są dość skąpe – w XIX wieku lęgi potwierdzono w trzech miejscach na Pomorzu oraz k. Ostrołęki (Tomiałojć, Stawarczyk 2003), ale gatunek ten z pewnością gniazdował w większej liczbie lokalizacji, szczególnie w słabiej rozpoznanej ornitologicznie północno-wschodniej części kraju. Potwierdzeniem tego może być także historyczny, szeroki areał lęgowy podawany z innych krajów niżu centralnej Europy – w XIX i XX wieku gatunek gniazdował wtedy m.in. w Niemczech i Danii, populacje te jednak w większości również zanikły (Kox 2005, Gedeon et al. 2015). Zmniejszanie się liczebności przynajmniej na niektórych krajowych lęgowiskach zaczęło się już w XIX wieku lub wcześniej (Taczanowski 1882) i w XX wieku nie potwierdzono lęgów tego gatunku w Polsce, choć w latach 1970–1980 dokonano na Pomorzu kilku obserwacji mogących sugerować gniazdowanie pojedynczych par (Tomiałojć & Stawarczyk 2003).

Zagrożenia

Do głównych czynników ryzyka w naszej części zasięgu należy zanik siedlisk lęgowych, szczególnie torfowisk wysokich – głównego biotopu lęgowego tego gatunku w środkowej Europie, postępujący m.in. w wyniku wybierania torfu, melioracji i zalesień (Głowaciński 2001, Exo 2005, EBBA 2020). Co ciekawe, już w XIX wieku Taczanowski (1882) wskazał osuszanie mokradeł jako przyczynę zmniejszania się populacji k. Ostrołęki. Regres populacji może być dodatkowo pogłębiany przez zmiany klimatyczne, powodujące przesuszanie siedlisk (Prudhomme et al. 2014). Zmiany klimatyczne wpływają również negatywnie na dynamikę pojawów liczebności muchówek – istotnego składnika diety (Pearce-Higgins et al. 2010). Najbliższe stałe lęgowisko na Litwie znajduje się w odległości zaledwie ok. 30 km od granic Polski (Raudonikis 2004), jednak wydaje się, że obecnie brakuje odpowiednich siedlisk dla siewki złotej, aby gatunek ten powrócił jako regularnie lęgowy do kraju.

Biegus zmienny *Calidris alpina schinzii*

RE

RE

Uzasadnienie statusu

Gatunek wyginął w Polsce jako lęgowy na początku obecnego wieku i w związku z tym uzyskuje kategorię *wymarły regionalnie* (RE). Obecnie nie ma przesłanek, które wskazywałyby na możliwość jego powrotu na lęgowiska krajowe, tym bardziej że silny trend spadkowy dotyczy całej populacji nadbałtyckiej.

Informacje o gatunku

Lęgowiska biegusa zmiennego obejmują Holarktykę w strefie arktycznej i subarktycznej (Delany et al. 2009). Populacja europejska oceniana jest na 426–562 tys. par, a jej trend liczebności jest nieznany, choć wykazano zmniejszanie się zasięgu w ostatnim trzydziestoleciu (EBBA 2020). Gatunek ten nie jest wskazywany jako zagrożony globalnie ani w skali Europy (BirdLife 2015, 2020), jednak trend liczebności podgatunku *schinzii* zasiedlającego tereny nabałtyckie i wybrzeża nad Morzem Północnym oraz Islandię i południową część Grenlandii (HELCOM 2013) w perspektywie krótko- i długoterminowej jest negatywny, a w ostatnim piętnastoleciu spadek wynosił ponad 50%. Na obszarze nadbałtyckim podgatunek *schinzii* jest *zagrożony* (EN), co wynika z silnego spadku liczebności i kurczenia się areału (HELCOM 2013). Pod koniec lat 90. obszar nadbałtycki zasiedlała populacja licząca 1380–1660 par, a po kilkunastu latach już tylko 500–640 par. Obecnie na południowym Bałtyku lęgowy jest tylko w Meklemburgii, gdzie populacja nie przekracza kilku par (HELCOM 2013).

W Polsce w latach 1920–1940 stwierdzono lęgi gatunku na 11 stanowiskach rozmieszczonych na wybrzeżu od Wolina do Zalewu Wiślanego oraz potwierdzono gniazdowanie nad jez. Mamry w Krainie Wielkich Jezior Mazurskich (Tischler 1941, Tomiałojć & Stawarczyk 2003). Na początku lat 80. liczebność w Polsce oceniono na 80–100 par (Gromadzka 1983) skoncentrowanych w strefie wybrzeża morskiego, z pojedynczymi stanowiskami w Kotlinie Biebrzańskiej. Najliczniej gatunek ten zasiedlał wtedy lęgowiska nad Zatoką Pucką przy ujściu Redy oraz pobliskie łąki k. Mechelinek, gdzie koncentrowało się łącznie ok. 50 par lęgowych. Pod koniec lat 90. jego liczebność już wyraźnie spadła i nie przekraczała 30 par. Na początku XXI wieku populację oceniono na zaledwie 10 par, a ostatni lęg odnotowano w roku 2004 (Gromadzka 2007). Pojedyncze tokujące pary lub osobniki w siedlisku lęgowym odnotowano przy ujściu Redy w kolejnych latach, jednak bez potwierdzenia gniazdowania (dane MPP). W strefie przymorskiej zasiedlał słonawy, a na pojedynczych stanowiskach śródlądowych w dolinach Biebrzy i Narwi pastwiska na tarasie zalewowym (Gromadzka 2007).



© Tomasz Wilk

Zagrożenia

Wpływ na negatywny trend populacji podgatunku *schinzii* ma pogorszenie warunków siedliskowych, w tym osuszanie mokradeł i ich zarastanie w wyniku zaprzestania wypasu, oraz straty w lęgach spowodowane nasilającą się presją drapieżników (Król 1985, Gromadzka 2001, HELCOM 2013). Działania ochronne oparte wyłącznie na prowadzeniu wypasu w miejscach występowania są niewystarczające. Konieczne jest również zabezpieczanie lęgów przed zadeptywaniem i odpowiednie dobieranie terminów wypasu na terenach chronionych (Pakanen et al. 2016). Spadek liczebności związany jest także ze stopniowym obniżaniem przeżywalności ptaków dorosłych, na co może mieć wpływ drapieżnictwo, i pogarszającymi się warunkami siedliskowymi w miejscach postojowych podczas wędrówek i zimowania (Pakanen & Thorup 2016).

Bekasik *Lymnocryptes minimus*

RE

RE

Uzasadnienie statusu

Od roku 1977 nie ma obserwacji potwierdzających gniazdowanie – status gatunku określony został więc jako *wymarły regionalnie* (RE). Ze względu na skryty tryb życia i rzadkie, ale regularne obserwacje ptaków tokujących, nie można wykluczyć, że w przyszłości gatunek ten odnotowany zostanie jako lęgowy w kraju.

Informacje o gatunku

Zasięg lęgowisk bekasika obejmuje Eurazję w strefie borealnej oraz południową część tundry, z tendencją do kurczenia się lęgowisk na południu areału i poszerzania zasięgu na północy Rosji (EBBA 2020). Liczebność w Europie ocenia się na 19,6–44,1 tys. par, a trend krótkoterminowy określono jako stabilny (BirdLife 2015). Ocena liczebności gatunku w Europie jest niewątpliwe zaniżona i została oszacowana na ponad 1 mln osobników (Delany et al. 2009). W krajach sąsiadujących z Polską jest skrajnie nieliczny: na Białorusi (0–20 par) i Litwie (0–5 par) (BirdLife 2015). Obecnie w Europie jest uznawany za gatunek *najmniejszej troski* (LC). Brakuje długotrwałych danych monitoringowych, a wyniki z północnej Europy (np. Lindström et al. 2015, Väisänen et al. 2017) obejmują krótki okres czasu i nie dotyczą najważniejszych lęgowisk gatunku w Rosji, wobec czego ocena stopnia jego zagrożenia jest niepewna.

Dawniej w Polsce bekasik był prawdopodobnie liczniej lęgowy, niż współcześnie, np. znane były stanowiska na Pomorzu i Lubelszczyźnie oraz być może na Śląsku (Tomiałojć & Stawarczyk 2003). Ostatnie lęgi wykryto w roku 1977, kiedy to znaleziono dwa gniazda i stwierdzono toki kilkunastu ptaków na Bagnie Ławki w Kotlinie Biebrzańskiej (Okulewicz & Witkowski 1979). W latach 1998–2000 na tym samym terenie spotykano corocznie 1–3 tokujące ptaki w okresie, a kontrole objęły tylko niewielką część odpowiednich siedlisk (Maniakowski 2000). W latach 2014–2020 w Polsce odnotowano przynajmniej 20 stwierdzeń tokujących bekasików w okresie od 13.04 do 5.05 (baza Ornitho). Najpowszechniej spotykane były w dolnym basenie Biebrzy (9 stwierdzeń w 4 sezonach), a pojedyncze obserwacje w roku 2018 w basenie środkowym i górnym Biebrzy. W roku 2019 stwierdzono tokującego samca na Bagnie Wizna i kilka razy w Dolinie Górnej Narwi (2018 i 2019). Poza Podlasiem w ostatnich latach wykryty był w dolinie Szkwy (samiec tokujący w roku 2019) i w zachodniej części kraju, np. w roku 2017 w Wielkim Łęgu Obrzańskim odnotowano do 3 tokujących ptaków oraz w roku 2020 pojedynczego samca na Bagnach Rozwarowskich na Pomorzu (dane Ornitho). Na uwagę zasługuje stwierdzenie 3–4 tokujących ptaków w roku 2010 nad mszystym turzycowiskiem w dolinie Noteci k. śluzy Krostkowo, gdzie w lipcu tego samego roku odnotowano pojedynczego ptaka (Wylegała 2013), a tokujące samce spotkano w tej okolicy także roku 2018 i w roku 2015 w dolinie Warty k. m. Dąb (Wielkopolska Kartoteka Ornitologiczna). Powyższe obserwacje wskazują, że w niektóre lata dochodzić może do gniazdowania w kraju tego skrytego gatunku.


© Arkadiusz Sikora

Zagrożenia

Niejasne są przyczyny wycofywania się bekasika z kraju. Jako jedno z głównych zagrożeń w Europie wskazywane jest osuszanie terenów podmokłych, ich zarastanie oraz zmiana struktury siedliskowej, zagrażające biotopom bekasika (Pedersen 1994, 1997, EBBA 2020). Przesuwanie zasięgu na północ (EBBA 2020) i fragmentacja zasięgu w południowej części może sugerować, że zmiany populacyjne częściowo kształtowane mogą być czynnikami klimatycznymi. Istotny wpływ na jego populację mogą także mieć polowania odbywające się na trasie wędrówek i zimowania, w szczególności w zachodniej Europie (Pedersen 1994). W sezonie 2005/2006 liczebność strzelanych bekasików w Europie wyniosła ok. 81 tys., z czego 50 tys. we Francji (Hirschfeld & Heyd 2005) i w sezonie 2013/2014 – 43 tys. ptaków w samej Francji (Hirschfeld & Attard 2017).

Mewa mała *Hydrocoloeus minutus*

RE

RE

Uzasadnienie statusu

Gatunek stwierdzany był jako lęgowy do początku obecnego wieku (ostatni lęg w 2002 r.) i od tego czasu brak było obserwacji potwierdzających jego gniazdowanie w kraju. W związku z tym mewa mała została sklasyfikowana jako *wymarła regionalnie* (RE).

Informacje o gatunku

Mewa mała zasiedla północną i wschodnią Europę, zachodnią i środkową Azję oraz lokalnie Amerykę Północną (BirdLife 2020, EBBA 2020). Kluczowe lęgowiska w Europie znajdują się w Rosji (gdzie gniazduje ponad 50% populacji europejskiej) oraz w Skandynawii, natomiast w krajach Europy środkowej populacje są niewielkie (BirdLife 2015, EIONET 2020). Gatunek ten zasiedla różne typy zbiorników wodnych, rozlewiska w dolinach rzecznych i mokradła, preferując zbiorniki płytkie, z silnie rozwiniętą roślinnością wynurzoną lub pływającą (BirdLife 2020). Gniazduje w koloniach, niekiedy liczących setki par, czasami mieszanych, np. ze śmieszką *Chroicocephalus ridibundus*. Kolonie są często nietrwałe, a ptaki zmieniają ich lokalizacje, m.in. ze względu na płoszenie (BirdLife 2020, EBBA 2020). Mewa mała nie jest zagrożona w skali globalnej, natomiast w Europie status gatunku określono jako *bliski zagrożenia* (NT), co związane jest ze spadkiem liczebności notowanym w ostatnich dekadach, szczególnie w środkowej i wschodniej Europie (BirdLife 2015, 2020).

Krajowa populacja mewy małej znajdowała się na południowo-zachodnim krańcu europejskiego zasięgu gatunku. W Polsce lęgi mewy małej ograniczone były głównie do północnej części kraju, z kilkoma efemerycznymi stanowiskami w pasie Polski środkowej. W XIX i pierwszej połowie XX wieku gatunek ten gniazdował na Żuławach i Mazurach, odnotowano wtedy też (w latach 20.) największe krajowe kolonie – na Jez. Drużno, liczące 100–195 par. W kolejnych dekadach następował stopniowy regres populacji. W drugiej połowie XX wieku gatunek ten najczęściej gniazdował na Bagnach Biebrzańskich, efemeryczne lęgi rzadko stwierdzano także w innych częściach kraju, a ostatni lęg miał miejsce w roku 2002 w Ujściu Warty (Tomiałojć & Stawarczyk 2003, Stawarczyk et al. 2017).

Zagrożenia

Przyczyny zaniku krajowej populacji mewy małej są słabo rozpoznane, a proces ten ma szerszy wymiar, obejmując wszystkie kraje Europy środkowej (EIONET 2020). Zmniejszanie się populacji w centralnej części kontynentu (w tym w Polsce) i wzrost liczebności gatunku na północnych krańcach są zgodne z przewidywanym scenariuszem zmian zasięgu mewy małej (Huntley et al. 2007) i sugerują wpływ czynników klimatycznych w jego kształtowaniu, choć ścieżka ich oddziaływania na gatunek nie jest jasna (EBBA 2020). Lokalnie wycofywanie się mewy małej powodować mogą również zmiany siedliskowe, np. osuszanie lub przegradzanie zaporami dolin rzecznych (BirdLife 2018). Powrót mewy małej jako gatunku lęgowego do Polski staje się aktualnie coraz mniej prawdopodobny, ze względu na postępujący spadek liczebności w krajach ościennych (BirdLife 2015, EIONET 2020).



Nur czarnoszyi *Gavia arctica*

RE

Uzasadnienie statusu

Gatunek wyginął w Polsce jako lęgowy w pierwszej połowie XX wieku. Od tego czasu nie ma obserwacji potwierdzających jego gniazdowanie w kraju i gatunek uzyskuje kategorię *wymarły regionalnie* (RE).

Informacje o gatunku

Zasięg obejmuje Eurazję od Szkocji przez Płw. Skandynawski do Kamczatki w strefie borealnej i subarktycznej (EBBA 2020). Populacja w Europie została oszacowana na 53,8–87,8 tys. par z trendem krótko- i długoterminowym malejącym (BirdLife 2015). Najliczniej zasiedla Rosję i kraje Fennoskandii, natomiast skrajnie nieliczny jest w Estonii, na Łotwie, Litwie i Białorusi (ok. 20–35 par). W Europie i w skali globalnej jest to gatunek niezagrożony (BirdLife 2015, 2020), jednak długoterminowy trend spadkowy populacji lęgowej wykazano zarówno na niewielkich lęgowiskach na Litwie, Białorusi, Łotwie i w Estonii, jak i w obrębie ważnego lęgowiska w Rosji (BirdLife 2015). Ze względu na silny spadek liczebności populacja zimująca na Morzu Bałtyckim ma kategorię *krytycznie zagrożony* (CR) na regionalnej czerwonej liście obszaru bałtyckiego (HELCOM 2013). Pomiędzy liczeniami, prowadzonymi w latach 1988–1993 i 2007–2009, liczebność zimujących nurów czarnoszyich na Bałtyku zmniejszyła się drastycznie z ok. 13 tys. do 2,3 tys. ptaków (Durinck et al. 1994, Skov et al. 2011).


© Micha Fager

W Polsce nur czarnoszyi był dawniej lęgowy na Pomorzu i występował prawdopodobnie powszechniej, niż wynika to z zestawionych poniżej faktów. W drugiej połowie XIX wieku jego gniazdowanie potwierdzono na kilku stanowiskach w środkowej części Pomorza k. Koszalina, Miastka, Szczecinka i Chojnic (Hintz 1863, Nehring 1894, Robien 1928, 1935 w: Tomiałojć 1990). W pierwszej połowie XX wieku, w latach 1905, 1910–1915, widziano ptaki k. Głuska na jez. Ostrowiec, w granicach obecnego Drawieńskiego Parku Narodowego (Rüduger 1916), a w latach 1937–1938 k. Człopy na Pojezierzu Wałeckim (Rüppel & Rüppel 1938), i wtedy odnotowano ostatnie lęgi krajowe. Wycofanie się gatunku w Polsce może być związane ze spadkiem liczebności w krajach ościennych (BirdLife 2015).

Zagrożenia

Przyczyny wycofania się nura czarnoszyjego z lęgowisk krajowych nie są dobrze rozpoznane, być może wynikały częściowo z niskiej liczebności populacji i położenia na skraju jego południowego zasięgu. Jest gatunkiem o niskiej produktywności (Nilsson 1977, Eriksson & Hake 2000), co zwiększa ryzyko regresu populacji w wyniku działania czynników ryzyka, takich jak skażenia metalami ciężkimi i wahania poziomu wody w zbiornikach, na których ptaki zakładają gniazda (Hake et al. 2005). W okresie nielęgowym zagrożeniem dla nurów jest ubytek potencjalnych żerowisk i miejsc odpoczynku w wyniku intensywnego ruchu statków na Bałtyku, na którym koncentruje się aż 15% światowego transportu morskiego (Baltic LINes, 2016), i prognozuje się dalszy jego wzrost (HELCOM 2018). Istotnym zagrożeniem dla nurów są zanieczyszczenia wód morskich substancjami ropopochodnymi, które przy kontakcie z upierzeniem powodują utratę jego własności izolacyjnych i zatrucie ptaków (HELCOM 2013). Gatunek licznie chwyta się w sieci skrzelowe, szczególnie w południowej i środkowej części Bałtyku, gdzie obszary występowania gatunku pokrywają się z eksploatowanymi przez człowieka łowiskami. Szacuje się, że na Bałtyku w sieciach ginie corocznie kilkaset osobników tego gatunku (HELCOM 2013). Nur czarnoszyi jest gatunkiem o najwyższym ryzyku kolizji z turbinami wiatrowymi (Garthe & Hüppop 2004, HELCOM 2013).

Czapla purpurowa *Ardea purpurea*

RE

RE

Uzasadnienie statusu

W ostatnich 10 latach nie odnotowano gniazdowania czapli purpurowej w kraju (ostatni lęg miał miejsce w 2009 r.). W związku z tym gatunek ten uzyskuje kategorię *wymarły regionalnie* (RE). Jednak biorąc pod uwagę charakter gniazdowania w Polsce, niewykluczone, że gatunek ten powróci jako lęgowy do krajowej awifauny w przyszłości.



Informacje o gatunku

Czapla purpurowa posiada rozległy zasięg obejmujący, oprócz Europy, znaczną część Afryki i południową oraz wschodnią Azji. Występuje licznie w południowo-wschodniej Europie, z największymi populacjami na Ukrainie i w Rosji, a w pozostałej części kontynentu gniazduje w rozproszeniu, głównie w basenie Morza Śródziemnego (BirdLife 2020, EBBA 2020). Populacje ościenne są nieliczne, z wyjątkiem ukraińskiej, która liczy 6,7–11,9 tys. par (BirdLife 2015). Gatunek ten zasiedla obszary podmokłe, silnie zarośnięte roślinnością wynurzoną (głównie trzciną), tj. miejsca zalewowe, zbiorniki wodne i mokradła (BirdLife 2020, Martínez-Vilalta et al. 2020), a w Polsce lęgi stwierdzano głównie na stawach rybnych (Stawarczyk et al. 2017). Z reguły gniazduje pojedynczo lub w niewielkich koloniach (BirdLife 2020). Gatunek ten nie jest zagrożony w skali globalnej ani w Europie (BirdLife 2015, 2020).

Czapla purpurowa była gatunkiem lęgowym w Polsce prawdopodobnie co najmniej od XIX wieku. Jej rodzima populacja zawsze była skrajnie nieliczna, a lata lęgów przeplatane były okresami, kiedy nie odnotowywano gniazdowania (Tomiałojć & Stawarczyk 2003, Stawarczyk et al. 2017). Najczęściej lęgi stwierdzano w Dolinie Baryczy od lat 50. do 80. XX wieku. Drugim rejonem częstszego występowania była Dolina Górnej Wisły, gdzie wykryto także największą krajową kolonię gatunku – 5 gniazd w roku 2004 na Zb. Goczałkowickim. Poza tym pojedyncze pary stwierdzano w kilku miejscach południowej i środkowej części kraju. Ostatni pewny lęg czapli purpurowej miał miejsce w roku 2009 na stawach Przeręb (Tomiałojć & Stawarczyk 2003, Stawarczyk et al. 2017, Komisja Faunistyczna 2018–2020).

Zagrożenia

Głównym zagrożeniem dla gatunku jest degradacja roślinności wynurzonej wokół zbiorników wodnych, m.in. poprzez pozyskiwanie i niszczenie trzciny lub prace hydro- i agrotechniczne (BirdLife 2019). Lokalnie również w Polsce czynnik ten może powodować wycofywanie się ptaków z poszczególnych stanowisk, jednak efemeryczność lęgów i ostatnio zanik populacji lęgowej są raczej wynikiem położenia krajowej populacji na skraju zasięgu. Oscylacje północnej granicy rozmieszczenia, kształtowane być może warunkami pogodowymi, powodować mogą naprzemienne pojawianie się i zanikanie populacji tego gatunku w kraju. Nie jest więc wykluczone, że czapla purpurowa wróci jako lęgowy do krajowej awifauny, tym bardziej że jej ostatni lęg odnotowano stosunkowo niedawno.

Orzełek *Hieraaetus pennatus*

RE

RE

Uzasadnienie statusu

Orzełek wyginął w Polsce jako lęgowy w latach 80. XX wieku. Od tego czasu brak obserwacji potwierdzających jego gniazdowanie w kraju, dlatego gatunek ten uzyskuje kategorię *wymarły regionalnie* (RE).

Informacje o gatunku

Areał lęgowy orzełka obejmuje południowo-zachodnią Europę, Bałkany i wschodnią część kontynentu (EBBA 2020). Najliczniej gniazduje na Półwyspie Iberyjskim, gdzie koncentruje się 83% europejskiej populacji (BirdLife 2015). W sąsiedztwie Polski występuje jedynie na Białorusi i na Ukrainie, jednak w obu tych państwach rejestruje się znaczące spadki liczebności populacji, a negatywne zmiany odnotowano również w europejskiej części Rosji (BirdLife 2015). Kontrastują z tym dane z zachodniej Europy, głównie z Hiszpanii oraz Francji, gdzie odnotowano krótkoterminowe wzrosty liczebności populacji (EIONET 2020).

Orzełek gniazdował w lasach liściastych i mieszanych we wschodniej Polsce (Stajszczyk 2007b). Na początku XX wieku był niezbyt rzadkim ptakiem lęgowym m.in. na Lubelszczyźnie (Tomiałojć & Stawarczyk 2003). Przez cały ubiegły wiek trwał regres populacji lęgowej, a pod koniec stulecia oszacowano ją już tylko na 5–10 par prawdopodobnie lęgowych we wschodniej Polsce, głównie w Puszczy Białowieskiej i Dolinie Biebrzy (Pugacewicz 1993, Dyrcz et al. 1984, Tomiałojć & Stawarczyk 2003). W latach 1975––1990 liczebność w Puszczy Białowieskiej oceniano na 3–4 pary (Pugacewicz 1993), jednak zajęte gniazda wykryto tam tylko dwukrotnie, w tym ostatni pewny lęg w kraju w roku 1985 (Stawarczyk et al. 2017). Spadek liczebności odnotowano także w białoruskiej części Puszczy (Dombrovski & Ivanovski 2005). W skali kraju nie udokumentowano przypadków gniazdowania, które zakończyły się sukcesem lęgowym (Tomiałojć & Stawarczyk 2003). Interpretację lęgowości orzełka utrudnia fakt, że gniazdo może być zajmowane przez pojedynczego ptaka (Pugacewicz 1993), ponadto znaczna część par terytorialnych (15–50%) nie przystępuje do lęgów (Martinez et al. 2006).

Zagrożenia

Przyczyny wymarcia orzełka w Polsce pozostają nieznane. Skrajnie nieliczna krajowa populacja znajdowała się na skraju wschodnioeuropejskiego zasięgu gatunku, w którym notuje się spadek jego liczebności. Głównymi zagrożeniami na Ukrainie są zmniejszanie powierzchni starych lasów, nielegalny odstrzał oraz spadek liczebności susłów (Vyetrov & Myloboh 2009). Jest również zagrożony odstrzałem w trakcie wędrówek w zachodniej Europie (Balmori 2019).



© Cezary Korkosz

Pustułeczka *Falco naumanni*

RE

RE

Uzasadnienie statusu

Pustułeczka wymarła w Polsce jako gatunek lęgowy w latach 60. XX wieku. Od tego czasu brak obserwacji sugerujących możliwość gniazdowania, w konsekwencji gatunek został sklasyfikowany jako *wymarły regionalnie* (RE).



Informacje o gatunku

Globalny zasięg pustułeczki obejmuje północną Afrykę, południową Europę, Bliski Wschód i Azję środkową (Orta & Kirwan 2020a). Ten ciepłolubny gatunek zajmuje tereny otwarte z niską roślinnością, tj. stepy, półpustynie, pastwiska i ekstensywnie użytkowane obszary rolnicze. Gniazduje kolonijnie, często we wsiach i miasteczkach (Orta & Kirwan 2020a, BirdLife 2020). W Europie areał lęgowy obejmuje głównie region śródziemnomorski, z kluczową populacją w Hiszpanii, skupiającą ponad 50% populacji europejskiej, a także południowo-zachodnią Rosję (EBBA 2020). Kluczowe populacje na południu Europy są stabilne (EIONET 2020), a gatunek nie jest wskazywany jako zagrożony na świecie i w Europie (BirdLife 2020). Jednak w ostatnich dekadach północna część areału lęgowego pustułeczki znacznie się skurczyła – gatunek wyginął lub znacznie zmniejszył liczebność w takich krajach jak Słowenia, Węgry, Ukraina, Chorwacja, Rumunia, a także Polska (EBBA 2020).

W Polsce pustułeczka była lęgowa w XIX wieku (prawdopodobnie regularnie), przynajmniej na wschodzie kraju, gdzie miała być dość liczna (Taczanowski 1882, ale patrz: Tomiałojć & Stawarczyk 2003). W XX wieku odnotowano już tylko trzy pewne przypadki gniazdowania: w dolinie Pilicy, w okolicach Rzeszowa oraz na zamku Odrzykoń koło Krosna, gdzie w roku 1962 miał miejsce ostatni lęg gatunku w Polsce (Tomiałojć & Stawarczyk 2003, Stawarczyk et al. 2017). Od tego czasu gatunek odnotowano jedynie kilkukrotnie, bez dowodów pewnych lęgów (Stawarczyk et al. 2017), a spadki liczebności w krajach ościennych (EBBA 2020) wskazują, że regres w tej części zasięgu ma szerszy wymiar.

Zagrożenia

Głównym zagrożeniem dla pustułeczki jest degradacja siedlisk lęgowych poprzez intensyfikację rolnictwa, ale także zalesienia i rozwój infrastruktury. Jako szczególnie istotne wskazuje się używanie pestycydów, powodujące ubożenie bazy pokarmowej. Lokalnie negatywnie oddziałuje również usuwanie lub remontowanie starych budynków w krajobrazie rolniczym, będących głównym miejscem zakładania gniazd (BirdLife 2020, EBBA 2020, Orta & Kirwan 2020a). Czynniki te również w naszej części zasięgu wskazywane są jako istotne (Akimowa 2009). Gatunek ten dobrze reaguje na dedykowane działania ochronne (Iñigo & Barov 2010), jednak lęgowiska pustułeczki są obecnie znacznie oddalone od granic Polski – najbliższe leżą w Chorwacji oraz we wschodniej Ukrainie (BirdLife 2020, EBBA 2020) – co sprawia, że powrót tego gatunku jako lęgowego do Polski uznać należy za skrajnie mało prawdopodobny.

Kobczyk *Falco vespertinus*

RE

RE

Uzasadnienie statusu

Ostatni potwierdzony lęg kobczyka w Polsce miał miejsce w 1942 r. i od tego czasu brak obserwacji świadczących o pewnym gniazdowaniu. Gatunek ten sklasyfikowany został więc jako *wymarły regionalnie* (RE).

Informacje o gatunku

Areał lęgowy kobczyka rozciąga się od środkowej Europy do Azji centralnej (BirdLife 2020, Orta & Kirwan 2020b). Europejska część zasięgu pokrywa przede wszystkim wschód kontynentu, z najliczniejszą populacją w Rosji (25–55 tys. par). W Europie środkowej i południowo-wschodniej gatunek ten występuje nielicznie i nierównomiernie, z wyjątkiem dużej populacji węgierskiej liczącej ostatnio 950–1350 par. W krajach sąsiadujących z Polską populacje liczą kilka-kilkadziesiąt par (Słowacja i Białoruś), liczniej występuje jedynie na Ukrainie (3–5 tys. par) (BirdLife 2015, EIONET 2020). W ostatnich dekadach w wielu częściach zasięgu, w tym także w Europie środkowej, gatunek ten doświadczył znaczącego regresu populacji (Palatitz et al. 2009), który był podstawą do zaklasyfikowania go jako gatunku *bliskiego zagrożenia* (NT), zarówno globalnie, jak i w skali Europy (BirdLife 2015, 2020). Kobczyk zasiedla krajobraz otwarty (stepy, pastwiska, sady, uprawy rolne), z obecnymi zagajnikami, szpalerami i grupami drzew, gdzie wyprowadza lęgi (często kolonijnie), wykorzystując gniazda innych ptaków, z reguły gawronów (BirdLife 2015, Orta & Kiriwan 2020b).


© Grzegorz Leśniewski

W Polsce pewne lęgi kobczyka odnotowano zaledwie pięciokrotnie – trzy razy na Dolnym Śląsku, raz na Mazowszu i raz na Ziemi Świętokrzyskiej. Wszystkie miały miejsce w pierwszej połowie XX wieku (Tomiałojć & Stawarczyk 2003). Dość duża liczba obserwacji z okresu lęgowego może sugerować znacznie częstsze lęgi w przeszłości, jednak w przypadku tego późno migrującego gatunku trudno oddzielić je od obserwacji ptaków przelotnych. Ostatni potwierdzony lęg miał miejsce w roku 1942 pod Makowem Mazowieckim, a później dokonano jeszcze kilkukrotnie obserwacji sugerujących lęgi, jednak nie potwierdzono gniazdowania, np. dwukrotnie w latach 80. k. Przemyśla (Tomiałojć & Stawarczyk 2003). Ze względu na niewielkie populacje ościenne i notowany spadek ich liczebności (BirdLife 2015) obecnie mało prawdopodobny jest powrót kobczyka do naszego kraju jako gatunku regularnie lęgowego, choć niewielka odległość od lęgowisk na Ukrainie, Słowacji i Węgrzech sprawia, że nie można wykluczyć sporadycznych lęgów, szczególnie w latach inwazyjnych pojawów.

Zagrożenia

Kluczowym zagrożeniem dla kobczyka jest degradacja siedlisk lęgowych w wyniku intensyfikacji rolnictwa, a wśród głównych czynników ryzyka wymienia się zaorywanie użytków zielonych, zanik wypasu, nieodpowiednią dla gatunku strukturę upraw (zbyt wysoka roślinność), utrudniającą żerowanie, a także stosowanie pestycydów, ograniczające bazę pokarmową (Palatitz et al. 2009). Gatunek ten najchętniej zajmuje stare gniazda gawronów, więc wszelkie działania powodujące regres populacji gawrona negatywnie oddziałują również na kobczyka (BirdLife 2015, Palatitz et al. 2009). Powody wymarcia gatunku w naszym kraju nie są dobrze rozpoznane, ale prawdopodobnie tożsame z wymienionymi wyżej czynnikami. Głównym składnikiem diety kobczyka są duże owady, m.in. prostoskrzydłe, będące istotnym pokarmem dla innych gatunków ginących w Polsce (np. kraska, dzierzba czarnoczelna, dzierzba rudogłowa). Być może więc czynniki powodujące ograniczenie bazy pokarmowej są szczególnie istotne (patrz też Głowaciński 2001).

Dzierzba rudogłowa *Lanius senator*

RE

Uzasadnienie statusu

Ostatni pewny lęg dzierzby rudogłowej w Polsce miał miejsce w roku 1997. Od tego czasu brak obserwacji potwierdzających gniazdowanie tego gatunku w kraju, dlatego uzyskał on kategorię *wymarły regionalnie* (RE).


© Cezary Korkosz

Informacje o gatunku

Globalny zasięg dzierzby rudogłowej obejmuje południową Europę, Azję Mniejszą oraz północną Afrykę. Europejska część zasięgu pokrywa głównie basen Morza Śródziemnego, z kluczową populacją hiszpańską, skupiającą 90% populacji w Europie (BirdLife 2015, 2020, EBBA 2020). W ostatnich dekadach zanotowano kurczenie się areału lęgowego w jego północnej części, co spowodowało wymarcie gatunku w Niemczech, w Szwajcarii, na Słowacji i w Polsce, a także znaczne spadki liczebności m.in. we Francji i Włoszech (EBBA 2020, EIONET 2020). Obecnie najbliżej położone lęgowiska znajdują się na Półwyspie Bałkańskim (EBBA 2020). Zasiedla szerokie spektrum suchych siedlisk otwartych z bogatą bazą pokarmową (owady) i zakrzaczeniami lub drzewami, gdzie zakłada gniazda i skąd wypatruje ofiar (BirdLife 2020, EBBA 2020). Dzierzba rudogłowa nie jest zagrożona globalnie ani w Europie (BirdLife 2015, 2020).

W Polsce dzierzba rudogłowa była jeszcze w XIX wieku lęgowa na całym niżu, z wyjątkiem północnej części kraju (Tomiałojć 1990). Zanik populacji lęgowej, podobnie jak w przypadku dzierzby czarnoczelnej, rozpoczął się na początku XX wieku (a być może już w XIX wieku; Głowaciński 2001), postępując od północy i zachodu. W latach 1950–1980 areał lęgowy obejmował głównie Mazowsze i Podlasie, a populację oceniano wtedy na 200–300 par (Głowaciński 2001, Tomiałojć 1990). Pod koniec ubiegłego stulecia ptaki lęgowe notowane były już tylko na pojedynczych stanowiskach, głównie w środkowej części kraju, a populację szacowano wtedy na 5–10 par (Tomiałojć & Stawarczyk 2003). Ostatni pewny leg gatunku miał miejsce w roku 1997 w woj. mazowieckim (Stawarczyk et al. 2017).

Zagrożenia

Dzierzba rudogłowa preferuje ekstensywny krajobraz rolniczy z mozaiką różnorodnie użytkowanych płatów siedlisk i obecnymi krzewami, drzewami lub zadrzewieniami (BirdLife 2020, EBBA 2020). Główną przyczyną regresu populacji – zarówno krajowej, jak i w szerszej skali, jest więc prawdopodobnie intensyfikacja rolnictwa, ale także inne działania mające wpływ na krajobraz rolniczy, np. zalesienia oraz rozbudowa infrastruktury (EBBA 2020). Być może, podobnie jak w przypadku dzierzby czarnoczelnej, kluczowe są czynniki ograniczające bazę pokarmową (głównie owady) – a więc stosowanie pestycydów i upraszczanie struktury krajobrazu (BirdLife 2020, EBBA 2020). Scenariusz klimatyczny prognozował przesuwanie się zasięgu tego ciepłolubnego gatunku na północ (Huntley et al. 2007), jednak w rzeczywistości areał lęgowy najszybciej się kurczy właśnie na północnych krańcach zasięgu (EBBA 2020). Oznacza to, że inne czynniki, np. zanik bazy pokarmowej, niwelują efekt zmian klimatu lub też specyficzne aspekty zmian klimatycznych, np. mokre wiosny i przedłużające się okresy suszy na zimowiskach, negatywnie oddziałują na ten gatunek (BirdLife 2020).

Nagórnik *Monticola saxatilis*

RE

Uzasadnienie statusu

Nagórnik gniazdował w Polsce do lat 60. XX wieku z ostatnim pewnym lęgiem w roku 1969. Od tego czasu brak obserwacji potwierdzających gniazdowanie gatunku w kraju, dlatego uzyskuje on kategorię *wymarły regionalnie* (RE).



Informacje o gatunku

Zasięg nagórnika rozciąga się od północnej Afryki i zachodniej Europy przez Azję Mniejszą do Azji centralnej, gdzie zasiedla głównie wysoko położone, suche i nasłonecznione siedliska skalne, ale także górskie płaskowyże i obszary trawiasto-skalne. W Europie zajmuje głównie masywy górskie w południowej części kontynentu, będąc wyraźnie liczniejszy na wschodzie, z Turcją skupiającą 65% kontynentalnej populacji (Collar & Bonan 2020, EBBA 2020). Populacje środkowoeuropejskie zawsze były nieliczne, a wyraźny spadek liczebności w tej części kontynentu w ostatnich kilku dekadach sprawił, że nagórnik wymarł w Polsce, na Słowacji, Węgrzech i w Mołdawii, a karpacka populacja stała się znacznie bardziej pofragmentowana i ograniczona do południowej i wschodniej części pasma na Ukrainie i w Rumunii (EBBA 2020). Gatunek nie jest wskazywany jako zagrożony w skali globalnej ani też w Europie, jednak populacja europejska doświadcza w ostatnim czasie spadku liczebności (BirdLife 2015, 2020).

W Polsce gatunek ten jeszcze na przełomie XIX i XX wieku zasiedlał regularnie trzy rejony: Wyżynę Krakowsko-Częstochowską, gdzie gniazdował na rozległym obszarze, a także Tatry i Pieniny, oraz być może również Bieszczady (Głowaciński 2001, Tomiałojć & Stawarczyk 2003). Już na początku XX wieku zaznaczył się regres populacji, a gatunek ten wycofał się z najważniejszego lęgowiska na Wyżynie Krakowsko-Częstochowskiej (choć lęg po długiej przerwie odnotowano tam także w latach 60). Później rzadkie, ale regularne obserwacje ptaków, w tym stwierdzenia lęgów, miały miejsce w Tatrach, Pieninach i Bieszczadach do lat 60. ubiegłego wieku, z ostatnim potwierdzonym lęgiem gatunku w kraju w roku 1969 na Połoninie Caryńskiej (Tomiałojć & Stawarczyk 2003, Stawarczyk et al. 2017). Potem gatunek rejestrowany był znacznie rzadziej, jednak być może skrajnie niewielka populacja utrzymywała się w kraju do lat 80., na co wskazują obserwacje gniazdowania prawdopodobnego w Tatrach i Pieninach, odpowiednio w latach 1985 i 1987. W ostatnich trzech dekadach nagórnik stał się ptakiem bardzo rzadko notowanym, bez oznak lęgowości (Stawarczyk et al. 2017).

Zagrożenia

Zanik krajowej populacji nagórnika ma związek z szerszym regresem gatunku na północnej granicy zasięgu występowania w Europie środkowej. W niższych położeniach za wycofywanie się gatunku odpowiada prawdopodobnie zarastanie siedlisk lęgowych (Collar & Bonan 2020, EBBA 2020), mające związek z zarzucaniem wypasu, ale także celowym zalesianiem i postępującą sukcesją siedlisk trawiasto-skalnych. Można przypuszczać, że takie właśnie siedliskowe przyczyny (patrz Dubiel & Kozak 2004) spowodowały zanik populacji nagórnika na Wyżynie Krakowsko-Częstochowskiej. Przyczyny regresu populacji w wyższych położeniach górskich są słabiej rozpoznane – wskazuje się tutaj czynniki klimatyczne, rosnącą presję wspinaczy skałkowych, a także lokalny wzrost populacji drapieżników (w Tatrach – sokoła wędrownego *Falco peregrinus*) (Głowaciński 2001, Bobrek 2016, EBBA 2020). Krajowa populacja nagórnika była podatna na wyżej wskazane zagrożenia dodatkowo z powodów demograficznych – niewielkiej liczebności związanej z położeniem na skraju zasięgu (Bobrek 2016). Ze względu na regres populacji ościennych, szansa na trwały powrót nagórnika jako gatunku lęgowego w kraju jest obecnie znikoma.

Krzyżodziób sosnowy *Loxia pytyopsittacus*

RE

RE

Uzasadnienie statusu

Krzyżodziób sosnowy gniazdował w Polsce do lat 60. XX wieku. Od tego czasu nie ma obserwacji wskazujących na lęgi tego gatunku w kraju, dlatego uzyskuje on kategorię *wymarły regionalnie* (RE).

Informacje o gatunku

Krzyżodziób sosnowy zasiedla obszary nizinnych borów w północnej i północno-wschodniej Europie i w południowo-zachodniej Syberii (EBAA 2020). Niewielka izolowana populacja gniazduje w Szkocji. Jego liczebność fluktuuje i jest oceniana w Europie na 0,42–1,56 mln par (BirdLife 2015). Gatunek podejmuje inwazyjne naloty z powodu zmiennego urodzaju nasion sosny w obrębie lęgowisk, jednak nie są one tak intensywne i występują rzadziej niż u krzyżodzioba świerkowego, m.in. z powodu mniejszych wahań urodzaju nasion sosny niż świerka. Ostatni nalot tego gatunku w Europie miał miejsce w sezonie 2017/2018, kiedy to szczególnie licznie spotykano krzyżodzioby sosnowe w wielu krajach, a część z tych ptaków przystąpiła do lęgów, m.in. w Niemczech i Holandii (Sueur & Wroza 2018). W odróżnieniu od pozostałych europejskich krzyżodziobów, gatunek ten przemieszcza się głównie jesienią (Newton 2008).

Ostatnie lęgi gatunku w Polsce wykryto w Borze k. Helu w kwietniu roku 1962, znajdując 3 gniazda. W okresie pozalęgowym w tym samym roku na pow. ok. 4 km^2 w mieszanym stadzie z krzyżodziobem świerkowym *Loxia curvirostra* liczącym 200–300 os., udział krzyżodzioba sosnowego wynosił ok. 70% (140–210 osobników) (Gotzman & Wisiński 1965). Dawniej potwierdzono lęgi również w Borach Tucholskich (Dobbrick 1912, 1920) i koło Głuska na Pomorzu Zachodnim (Schalow 1916), a ogólnikowe informacje o jego bardziej powszechnym gniazdowaniu nie są poparte faktami. Obserwacje ptaków dorosłych podczas inwazyjnych nalotów nie świadczą o przystępowaniu do lęgów. Ponadto nie wiadomo, na ile dawniejsze wizualne oznaczenia były prawidłowe (Tomiałojć & Stawarczyk 2003, Stawarczyk et al. 2017). W sezonie 2017/2018 podobnie jak w Europie Zachodniej (Sueur & Wroza 2018) wykazano wyjątkowo liczne skupienia gatunku w Polsce w borach nadmorskich koło Stilo. Ptaki rejestrowano w okresie od 7 stycznia do 5 marca 2018 r., w grupkach od 2 do 31 osobników. Obserwowano wtedy pary ptaków, w tym śpiewające samce, jednak nie potwierdzono ich gniazdowania (Komisja Faunistyczna 2019). Nie można wykluczyć nieregularnego gniazdowania tego gatunku w Polsce w latach inwazyjnych nalotów, podobnie jak ma to miejsce w innych krajach Europy środkowej i zachodniej.

Zagrożenia

Zmiany klimatyczne prawdopodobnie powodują kurczenie się południowej części zasięgu krzyżodzioba sosnowego oraz przesuwanie się zasięgu na północ, a równocześnie przewiduje się zmniejszenie globalnego areału gatunku (Huntley et al. 2007). Być może wycofanie się gatunku z krajowych lęgowisk jest częścią tego procesu. Dodatkowo prognozuje się, że zmiany klimatyczne wpłyną na okres produkowania nasion drzew iglastych, które stanowią podstawowy pokarm krzyżodziobów. Wskutek niestabilności pokarmowej wzrosnąć może mobilność ptaków poszukujących odpowiednich żerowisk i w efekcie może zmieniać się zasięg gatunku oraz prawdopodobnie też zwiększy się częstość hybrydyzacji u europejskich gatunków krzyżodziobów (Mezquida et al. 2018). Potencjalnym zagrożeniem dla siedlisk gatunku może być zbyt intensywna gospodarka leśna w borach nadmorskich. Obszar Polski położony jest kilkaset kilometrów od stałych lęgowisk gatunku i wobec prognozy przesuwania się jego zasięgu na północ, zmniejsza się szansa na jego powrót jako gatunku lęgowego w Polsce.


© Micha Fager

critically endangered / **krytycznie zagrożone**



© Leszek Iwanowski

CR

Świstun *Mareca penelope*

CR(PE) B2ab(v); D1

CR

Uzasadnienie statusu

W ciągu ostatnich lat odnotowano tylko jeden przypadek lęgu świstuna w kraju, co przekłada się na skrajnie niskie parametry liczebności populacji i zasięgu. Dostępne dane sugerują, że jest to aktualnie gatunek wymarły w Polsce, ponieważ jednak ostatni lęg miał miejsce stosunkowo niedawno (2010) i nie można wykluczyć gniazdowania pojedynczych par w słabo zbadanych obszarach, świstuna sklasyfikowano jako takson *krytycznie zagrożony, prawdopodobnie wymarły* (CR(PE)). Kategorię *krytycznie zagrożony* (CR) przyznano w oparciu o kryterium skrajnie niewielkiej populacji oraz kryterium ograniczonego zasięgu z niewielką liczbą lokalizacji w połączeniu ze spadkiem liczebności. Ze względu na skrajnie niewielkie populacje ościenne, prognozę zasilania krajowej populacji uznano za nikłą i status zagrożenia gatunku uzyskany w oparciu o kryteriach globalne utrzymano na poziomie krajowym w kategorii *krytycznie zagrożony* CR.

Informacje o gatunku

Areał lęgowy świstuna obejmuje północną część Eurazji, od Islandii po Pacyfik. W Europie najliczniej występuje na Półwyspie Skandynawskim oraz w Rosji. Mniej licznie zasiedla Islandię, Wyspy Brytyjskie, Holandię, północne Niemcy, kraje nadbałtyckie i Białoruś (BirdLife 2015, EBBA 2020). Gatunek jest stabilny liczebnie w skali całego kontynentu, choć w ostatnich dwóch dekadach spadki liczebności odnotowano w ważnych europejskich populacjach w Szwecji i Finlandii, a w środkowej części kontynentu zasięg gatunku znacznie się zmniejszył (BirdLife 2015, EBBA 2020, EIONET 2020). Świstun nie jest zagrożony globalnie ani też w Europie (BirdLife 2015, 2020). Zasiedla dość szerokie spektrum siedlisk wodnych, wyraźnie preferując jednak płytkie, zarośnięte zbiorniki wodne w otwartym krajobrazie (BirdLife 2015, EBBA 2020).

W pierwszej połowie XX wieku świstun w Polsce gniazdował głównie nad jeziorami Mazur i na Pomorzu, natomiast pod koniec stulecia znany był tylko z pojedynczych stanowisk z bagiennych dolin rzecznych Biebrzy i Narwi. Efemeryczne miejsca gniazdowania znane były też ze stawów rybnych w innych częściach kraju. W XXI wieku wykryto jedynie dwa lęgi, w roku 2009 nad Zalewem Szczecińskim oraz w roku 2010 w Dolinie Biebrzy (Tomiałojć & Stawarczyk 2003, Górski & Nowakowski 2007, Stawarczyk et al. 2017, Tumiel et al. 2020).

Zagrożenia

Na zanik populacji świstuna w kraju nakładają się prawdopodobnie dwie główne przyczyny: zanik siedlisk lęgowych w obszarach zalewowych oraz zwiększająca się presja drapieżników. W dolinach rzecznych następuje utrata siedlisk lęgowych w wyniku zmniejszania się powierzchni łąk i pastwisk oraz obszarów zalewowych. Jest to skutkiem zmian (zarzucaniem lub intensyfikacją) w gospodarce rolnej oraz niskimi stanami wód w okresie wiosennym (np. Tumiel et al. 2020), powodowanymi działalnością człowieka (budowa obwałowań i zbiorników zaporowych) i zmianami klimatu (Bloschl et al. 2017, 2020). Wpływ zmian klimatycznych na gatunek może też potwierdzać generalny zanik populacji na południowym skraju europejskiego zasięgu - w Polsce, na Ukrainie i w południowej Szwecji (EBBA 2020). Zmniejszenie ilości potencjalnych miejsc lęgowych na stawach rybnych powiązane jest ze zbyt intensywną gospodarką (brak roślinności przybrzeżnej) lub zaniechaniem gospodarki rybackiej i zarastaniem stawów (Fox et al. 2016). Podobnie jak w przypadku innych gatunków ptaków wodno-błotnych, drapieżnictwo, szczególnie ze strony wzrastających liczebnie lisa i norki amerykańskiej (Panek 2019, Brzeziński et al. 2019, 2020), jest prawdopodobnie istotnym czynnikiem limitującym populacje. Wśród ptaków zastrzelonych w Danii i Finlandii stwierdza się w ostatnim czasie mniej młodych osobników, co świadczyć może o coraz niższym sukcesie lęgowym gatunku na głównych lęgowiskach syberyjskich i skandynawskich (EBBA 2020), za co może odpowiadać zwiększona presja lisa i ptaków krukowatych (McMahon et al. 2020).



© Cezary Korkosz

Rożeniec *Anas acuta*

CR A2b; B2ab; C2a(i,ii); D1

CR

Uzasadnienie statusu

Krajowa populacja lęgowa rożeńca jest na krawędzi wymarcia – gatunek ten występuje w kilku lokalizacjach, gdzie łącznie od kilku do kilkanastu par wyprowadza (prawdopodobnie nie co roku) lęgi. Ze względu na silną redukcję populacji, skrajnie niewielką wielkość populacji, połączoną ze spadkiem liczebności, oraz niewielki i pofragmentowany obszar zajmowany (AOO), w powiązaniu z niewielką liczbą lokalizacji i zmniejszaniem się parametrów populacyjnych, rożeniec zakwalifikowany został w Polsce jako gatunek *krytycznie zagrożony* (CR). Kryterium związane z ograniczonym zasięgiem występowania (EOO) kwalifikuje go dodatkowo do kategorii niższego stopnia. Z uwagi na niską liczebność w krajach ościennych i w konsekwencji ograniczone możliwości zasilania krajowej populacji z zewnątrz, ocenę *krytycznie zagrożony* (CR) uzyskaną wg kryteriów globalnych utrzymano na poziomie krajowym.

Informacje o gatunku

Zwarty areał lęgowy rożeńca ograniczony jest do północnej i wschodniej Europy (EBBA 2020). Zdecydowana większość europejskiej populacji lęgowej występuje w Rosji (200–250 tys. par; BirdLife 2015), licznie gniazduje również w Finlandii (4000–18 000 par; EIONET 2020).



© Miłosz Kowalewski

Ponadto znane są niewielkie i rozproszone stanowiska lęgowe w pozostałej części kontynentu (EBBA 2020). Ważne populacje w krajach ościennych znajdują się na Ukrainie (300–900 par) i na Białorusi (70–150 par) (BirdLife 2015). Rożeniec zmniejsza liczebność w całej Europie (BirdLife 2015). W Finlandii w latach 1986–2018 odnotowano silny spadek liczebności wynoszący ok. 80% (EIONET 2020). Nie jest wskazywany jako zagrożony w skali Europy lub globu (BirdLife 2015, 2020).

W Polsce rożeniec gniazduje na rozległych łąkach i pastwiskach położonych na terenach zalewowych w dolinach rzecznych (Wylegała 2007d). Jeszcze w XIX wieku gatunek ten występował na znacznej części kraju, oprócz północnej Polski, także na Śląsku, Lubelszczyźnie i w świętokrzyskim (Tomiałojć 1990). W latach 80. liczebność populacji oszacowano na 100–150 par, a pod koniec stulecia już tylko na 40–60 par (Tomiałojć & Stawarczyk 2003). Od roku 2007 w całym kraju odnotowano zaledwie 7 przypadków gniazdowania, które miały miejsce w dolinach Warty oraz Biebrzy (Stawarczyk et al. 2017). Wyjątkowo w roku 2014 stwierdzono 12 gniazd koło Brzostowa i Chylin w Dolinie Biebrzy (Stawarczyk et al. 2017). Aktualnie w kraju nie gniazduje więcej niż 15 par (Chodkiewicz et al. 2019).

Zagrożenia

Głównymi zagrożeniami dla populacji rożeńca są utrata siedlisk lęgowych oraz drapieżnictwo. Negatywny wpływ na populację ptaków gniazdujących na terenach zalewowych dolin rzecznych mają antropogeniczne zmiany reżimu hydrologicznego rzek, prowadzące do zmniejszenia się częstotliwości lub całkowitego zaniku rozlewisk w dolinach rzecznych (budowa zbiorników zaporowych, obwałowania koryt). Zanik siedlisk jest również związany z zanikiem wolnego wypasu zwierząt gospodarskich i intensyfikacji koszeń na użytkach zielonych (Winiecki & Mielczarek 2018, EBBA 2020). Innym negatywnym czynnikiem oddziałującym na populację rożeńca jest silna presja drapieżników przy jednoczesnym spadku liczebności gatunków parasolowych (czajka, rycyk; Winiecki & Mielczarek 2018). Niski sukces lęgowy dotyczy również innych populacji na kontynencie. Wskazują na to m.in. dane dotyczące ptaków odstrzelonych w Danii. Odnotowano tam istotny spadek udziału młodych ptaków wśród samic, wskazujący na spadek sukcesu lęgowego (Fox & Christensen 2018).

Rycyk *Limosa limosa*

CR A2b

CR

Uzasadnienie statusu

Zasięg rycyka w Polsce jest stosunkowo szeroki – gatunek nie spełnia więc kryterium ograniczonego rozmieszczenia. Również liczebność populacji nie przekracza progu kwalifikującego dla taksonów zagrożonych w ramach kryterium skrajnie niewielkiej populacji. Jednak gatunek ten w ciągu ostatnich trzech pokoleń (23 lata) doświadczył bardzo mocnego spadku liczebności (-84%), co pozwala zakwalifikować go jako *krytycznie zagrożony* (CR). Dodatkowo rycyk spełnia kryterium niewielkiej i jednocześnie malejącej populacji dla niższej kategorii zagrożenia. Ze względu na spadek liczebności w krajach ościennych, status gatunku otrzymany w oparciu o kryteria globalne utrzymany zostaje w skali krajowej – w kategorii *krytycznie zagrożony* (CR).

Informacje o gatunku

Rycyk gnieździ się w środkowej i wschodniej Europie, w zachodniej części kontynentu występuje plamowo (EBBA 2020). Poza Europą lęgowiska znajdują się w środkowej i wschodniej Azji. Występuje we wszystkich krajach ościennych, najliczniej w Niemczech oraz na Ukrainie i Białorusi (BirdLife 2015). Europejska populacja zmniejszyła się o 59% w latach 1984–2017 (PECBMS 2020). Globalnie rycyk został sklasyfikowany jako *bliski zagrożenia* (NT), natomiast w Europie jako gatunek *narażony* (VU) (BirdLife 2015, 2020).

W Polsce gatunek gnieździ się przede wszystkim w pasie nizin centralnej części kraju, liczniej na wschodzie. Nieliczne stanowiska występują na południu kraju i na Pomorzu. Większość lęgowisk jest zlokalizowanych w zalewowych dolinach rzek. Rycyk występuje tu głównie na wilgotnych kośnych łąkach i pastwiskach z niską obsadą bydła. Wymaga dostępu do terenów płytko zalanych (obrzeża starorzeczy, brzegi rzek, wypełnione wodą obniżenia terenu) jako żerowisk. W latach 1970–1980 krajowa populacja była oceniana na 7000–8000 par lęgowych (Tomiałojć 1990), ale od tego czasu nastąpił drastyczny spadek liczebności, najsilniej zaznaczony na zachodzie kraju. W Wielkopolsce i północno-zachodniej Polsce w latach 1980–2010 liczebność spadła o 85–90% (Wylegała et al. 2011, Ławicki et al. 2011), na Pomorzu w latach 1990–2010 o 95% (Sikora et al. 2013). W skali całego kraju spadek populacji od lat 80. XX wieku do roku 2016 oszacowano na 80–90% (Chodkiewicz et al. 2019).


© Tomasz Wilk

Zagrożenia

Wiodącymi zagrożeniami dla rycyków gniazdujących w Polsce są zmiany siedliskowe, prowadzące do zaniku ich biotopów lęgowych, oraz straty w lęgach, powodowane przez drapieżne ssaki i ptaki. Zalewowe łąki są osuszane i odcinane od wiosennych zalewów w ramach projektów hydrotechnicznych: budowy wałów powodziowych i zbiorników zaporowych, pogłębiania i prostowania koryt, melioracji szczegółowych, konserwacji cieków. Obniżenie poziomu wód gruntowych upośledza możliwości żerowania oraz ułatwia wjazd sprzętem zmechanizowanym, prowadząc do niszczenia lęgów. Straty w lęgach zwiększa też przyspieszanie terminów prac agrotechnicznych (nawożenie, pierwszy pokos), spowodowane głównie zmianami klimatycznymi (Kentie et al. 2018). Malejąca powszechność wypasu prowadzi do zarastania lęgowisk na pastwiskach. W ostatnich dekadach notuje się bardzo wysokie straty w lęgach, spowodowane drapieżnictwem ssaków i ptaków (Chylarecki et al. 2006, MacDonald & Bolton 2008, Roodbergen et al. 2012, Teunissen et al. 2008), nasilone w lokalizacjach i sezonach o niższym poziomie zalewów, intensywniejszej gospodarce rolnej i mniej licznych populacjach (Kentie et al. 2015, Moller et al. 2018, Evans 2004). W konsekwencji produktywność w wielu miejscach jest niewystarczająca do podtrzymania żywotnych (samoodtwarzających się) populacji lokalnych.

Batalion *Calidris pugnax*

CR B1ab(v)+B2ab(v); D1

CR

Uzasadnienie statusu

Krajowa populacja bataliona znajduje się na krawędzi wymarcia. Skrajnie niewielki i pofragmentowany zasięg występowania (EOO) i obszar zajmowany (AOO), z niewielką liczbą lokalizacji w połączeniu z ciągłym spadkiem liczebności kwalifikuje ten gatunek jako *krytycznie zagrożony* (CR) w ramach kryterium ograniczonego zasięgu. Również mała liczebność populacji pozwala uznać bataliona za gatunek *krytycznie zagrożony* (CR) w kryterium skrajnie niewielkiej populacji. Ze względu na spadki liczebności notowane w krajach ościennych, możliwości zasilania krajowej populacji uznano za ograniczone i utrzymano ocenę uzyskaną wg kryteriów globalnych również w skali krajowej.

Informacje o gatunku

Batalion gnieździ się w północnej Europie i Azji, zasiedlając strefę tundry i lasotundry (EBBA 2020). Istotne spadki liczebności wykazano w prawie wszystkich krajach Europy, w tym w Rosji (EBBA 2020, EIONET 2020), jednak gatunek nie jest zagrożony globalnie ani też w skali europejskiej (BirdLife 2015, 2020). Batalion gniazduje na zalewowych łąkach i pastwiskach w dolinach rzek, najchętniej w miejscach, gdzie wyniesienia mineralne znajdują się w pobliżu zagłębień okresowo wypełnionych wodą oraz gdzie łąki graniczą z pastwiskami, a na wybrzeżu na słonoroślowych pastwiskach (Scheufler & Stiefel 1985; Chylarecki & Winiecki 2001; Tomiałojć & Stawarczyk 2003).


© Michał Piekarski

Krajowa populacja zmniejszała zasięg i liczebność przynajmniej od początków XX wieku. W latach 80. XX wieku batalion gniazdował regularnie na kilkunastu stanowiskach w dolinach rzek niżu Polski oraz na wybrzeżu Bałtyku (Tomiałojć 1990). Obecnie gniazduje na terenie Polski już tylko efemerycznie – w ostatnich dwóch dekadach odnotowano kilka lęgów w dolinach Biebrzy, górnej i środkowej Warty oraz Dolnego Bugu (Stawarczyk et al. 2017). Tym samym, jako gatunek lęgowy, batalion znalazł się aktualnie na krawędzi wymarcia w Polsce.

Zagrożenia

Na zachodzie kraju gniazdowanie batalionów było uzależnione od występowania silnych zalewów wiosennych w dolinach rzek (Chylarecki et al. 1992; patrz też Zöckler 2002). Zmiany reżimu hydrologicznego rzek, spowodowane budową zbiorników zaporowych czy obwałowań wzdłuż koryta odcinających łąki od zalewów, doprowadziły do utraty siedlisk lęgowych gatunku. Na regres populacji biebrzańskiej (nienarażonej na zabudowę hydrotechniczną doliny) prawdopodobnie nałożył się regres ekstensywnego użytkowania łąk (koszenie, wypas) oraz zmiany w hydrologii, gdzie postępujący zanik pokrywy śnieżnej spowodował zmniejszenie wiosennych zalewów w dolinie. Ponadto sukces lęgowy batalionów gniazdujących nad Biebrzą był – z powodu drapieżnictwa – niewystarczający do zachowania żywotnej populacji (Dyrcz et al. 1984; Chylarecki & Winiecki 2001). Batalion przystępuje do lęgów stosunkowo późno, przez co jego lęgi bardziej zagrożone są przyspieszaniem terminów pierwszego pokosu traw, obserwowanego w ostatnich dekadach (Thorup 2016). W Polsce batalion był gatunkiem łownym aż do roku 1995, a objęcie go ochroną gatunkową przypadło na okres, kiedy krajowa populacja była już bardzo nieliczna. Wymieranie gatunku w Polsce wpisuje się w silny regres gatunku w całej Europie środkowej i południowej Skandynawii (Zöckler 2002, EBBA 2020), gdzie liczebność w poszczególnych krajach spadła od roku 1980 o 70–95% (Roodbergen & Teunissen 2019; EIONET 2020), a przesuwanie się południowej granicy zasięgu sugeruje udział czynników klimatycznych. Obserwowana ostatnio zmiana tras wiosennej wędrówki batalionów z zachodniej Europy na wschód (Białoruś, Ukraina) mogło spowodować zmniejszenie liczby samic zatrzymujących się na lęgi w środkowej i północnej Europie (Rakhimberdiev et al. 2011, Verkuil et al. 2012).

Łęczak *Tringa glareola*

CR B2ab(v); C2a(i,ii); D1

CR

Uzasadnienie statusu

Krajowa populacja łęczaka jest skrajnie mała i znajduje się on na granicy wymarcia. Takie parametry populacyjne jak niewielki, pofragmentowany obszar zajmowany (AOO) w połączeniu ze spadkiem liczebności, skrajnie niewielka liczebność populacji oraz mała i jednocześnie zmniejszająca się populacja kwalifikują gatunek w ramach trzech różnych kryteriów jako gatunek *krytycznie zagrożony* (CR). Dodatkowo takson ten spełnia kryterium redukcji populacji dla niższej kategorii zagrożenia. Dane z jedynego stałego lęgowiska w kraju nie potwierdzają imigracji ptaków lęgowych z krajów ościennych, więc mimo stabilnego trendu białoruskiej populacji, możliwości zasilania krajowej populacji z zewnątrz oceniono jako ograniczone. Ocenę uzyskaną wg kryteriów globalnych utrzymano w związku z tym na poziomie krajowym w kategorii *krytycznie zagrożony* (CR).

Informacje o gatunku

Szeroko rozmieszczony gatunek północnej Palearktyki, występujący głównie w strefie tajgi i w północnej części strefy umiarkowanej. Populacja europejska jest oceniana na 0,76–1,52 mln par, z trendem krótkoterminowym stabilnym (UE) lub fluktuującym na całym kontynencie (BirdLife 2015). W Fennoskandii trend liczebności w ostatnich kilkunastu latach był wzrostowy (Lindström et al. 2016), jednak gatunek wykazuje regres w Europie środkowej, a wiele małych populacji w tej części kontynentu zanikło (Kirchner 1963, EBBA 2020). W krajach ościennych największa populacja zasiedla Białoruś (2500–3000 par), następnie Litwę (100–200 par), a w Niemczech i na Ukrainie jest to gatunek bliski wymarcia (BirdLife 2015). W Europie oraz w skali całego globu łęczak nie jest zagrożony (BirdLife 2015).

Krajowa populacja łęczaka w ostatnim stuleciu zmniejszyła się drastycznie, a największy regres dotyczył prawdopodobnie lat 30. ubiegłego wieku. W latach 90. nastąpił spadek liczebności na najważniejszym lęgowisku na Bielawskich Błotach (Pomorze Gdańskie), gdzie w latach 80. gniazdowało do 10 par, a współcześnie nieregularnie lęgnie się jedna para (Sikora & Półtorak 2019). Obecnie jego zasięg w Polsce ograniczony jest do 6 stanowisk, na których nieregularnie gniazduje nie więcej niż 1–3 par, a krajowa populacja gatunku nie przekracza 5 par. Najdłużej zajmowane stanowisko znajduje się na torfowisku Bielawskie Błota (Sikora & Półtorak 2019), a w dwóch miejscach na Nizinie Północnopodlaskiej, w nieeksploatowanej części kopalni torfu k. Lewsz oraz na Bagnie Ławki w Dolinie Biebrzy (Stawarczyk et al. 2017), potwierdzono gniazdowanie 1–2 par w 6 sezonach (Tumiel & Grygoruk 2009). Kolejne trzy stanowiska były zlokalizowane w południowo-zachodniej części kraju: na Zb. Turawskim (1–3 pary w 5 sezonach), na polach irygacyjnych we Wrocławiu Świniarach i na rozlewiskach w Robczysku pod Lesznem w Wielkopolsce (Ratajczak et al. 2012, Stawarczyk et al. 2017).



Zagrożenia

Niestabilność warunków siedliskowych oraz niska liczebność populacji lęgowej w kraju ograniczają możliwość swobodnego doboru partnera w kolejnych latach. Nie rekompensuje tego wysoka powracalność ptaków dorosłych na te same lęgowiska w kolejnych latach (Ryabitsev & Alekseeva 1998). Zmiany klimatyczne, a lokalnie także przeprowadzone prace melioracyjne, obniżają wilgotność i zasobność pokarmową w miejscach występowania gatunku. Na niektórych stanowiskach zagrożeniami są sukcesja roślinności i eksploatacja torfu, co zwiększa tempo degradacji siedlisk i skutkuje obniżeniem poziomu wody. Szczególnie groźne dla gatunku są ciepłe i suche wiosny, jak również ograniczenie opadów w okresie zimowym. W wyniku ubytku wody dochodzi do murszenia torfu i zahamowania procesów torfotwórczych, co dodatkowo wpływa na pogorszenie stanu siedlisk łęczaka (Sikora & Półtorak 2019). Czynniki klimatyczne uznano za zasadniczy powód wycofywania się gatunku w południowej części zasięgu (del Hoyo et al. 2014).

Rybitwa czubata *Thalasseus sandvicensis*

CR B1ac(iv)+B2ac(iv)

CR

Uzasadnienie statusu

Ze względu na istnienie tylko jednej kolonii rybitwy czubatej w kraju, zasięg występowania (EOO) i obszar zajmowany (AOO) gatunku jest skrajnie mały, pofragmentowany, a populacja silnie fluktuuje w różnych sezonach i z tych powodów gatunek zaklasyfikowano jako *krytycznie zagrożony* (CR) w ramach kryterium ograniczonego zasięgu. Dodatkowo kryterium skrajnie niewielkiej populacji kwalifikuje ten gatunek do niższej kategorii zagrożenia. Liczebność populacji w okresie trzech generacji (26 lat) wzrastała, gatunek ten nie spełniał więc kryteriów redukcji populacji oraz nielicznej i jednocześnie malejącej populacji. Ze względu na krótkoterminowy spadek liczebności populacji niemieckiej, będącej prawdopodobnie głównym źródłem ptaków gniazdujących w Polsce, utrzymano ocenę uzyskaną wg kryteriów globalnych również w skali krajowej w kategorii *zagrożony krytycznie* (CR).

Informacje o gatunku

Zasięg lęgowisk rybitwy czubatej obejmuje rozległy obszar, na którym jednak gatunek ten występuje dość lokalnie, na rozproszonych stanowiskach. W Europie zasiedla obszar nadbałtycki, wybrzeże Morza Czarnego i północnej części Morza Śródziemnego oraz wybrzeża nad Atlantykiem od południowej Norwegii do Hiszpanii z Wyspami Brytyjskimi włącznie (HELCOM 2013, EBBA 2020). Liczebność w Europie wynosi 80–148 tys. par z populacją fluktuującą w ostatnich dwóch dekadach, a trend długoterminowy od lat 80. ocenia się jako wzrastający (BirdLife 2015). Jest to gatunek niezagrożony globalnie i w Europie (BirdLife 2015, 2020). Najliczniej gniazduje w Holandii i na Wyspach Brytyjskich (populacja atlantycka) oraz na Ukrainie i w Rosji (populacja czarnomorsko-kaspijska) (BirdLife 2015). Rybitwa czubata kolonizowała Bałtyk w XX wieku w dwóch etapach: pierwszy obejmował głównie okres 1920–1930, a drugi 1960––1970. Wzrost populacji bałtyckiej w tym drugim okresie zbiegł się w czasie z silnym regresem populacji rybitwy czubatej nad Morzem Północnym. W latach 1990–2016 nad Bałtykiem wykazano wzrost liczebności gatunku (HELCOM 2018).


© Bogdan Przystupa

Pierwsze lęgi rybitwy czubatej w kraju odnotowano w latach 1929–1936 w okolicach Górek Zachodnich w Gdańsku, gdzie gniazdowało kilka par (Tomiałojć 1990). Po wielu latach 53 pary odnotowano w roku 1977 przy ujściu Wisły k. Świbna (Pągowski 1979), gdzie następnie w latach 1978–1982 gatunek gniazdował corocznie z silnymi wahaniami liczebności, w tym 290–300 par w ostatnim sezonie (Pągowski 1977, Tomiałojć 1990). Kolejne lęgi stwierdzono w ujściu Wisły w roku 1989 (co najmniej 1 para) oraz w roku 1991 – 24 gniazda (Tomiałojć & Stawarczyk 2003). Po kilkunastu latach przerwy, w roku 2006, około 140 par zagnieździło się na falochronie portowym w Gdyni. Od roku 2007 rybitwa czubata jest regularnie lęgowa przy ujściu Wisły, corocznie od 30 do 770 par (Meissner et al. 2014, Chylarecki et al. 2018). W sezonie 2016, kiedy osiągnęła najwyższą liczebność, koncentrowało się tu się ok. 20% populacji bałtyckiej, ocenianej na 3600––5000 par (Herrmann et al. 2008, 2012).

Zagrożenia

Zagrożeniami dla gatunku są presja turystów oraz drapieżnictwo, głównie ze strony lisa i jenota (HELCOM 2013). Istotny wpływ na losy kolonii mają wezbrania sztormowe, w czasie których dochodzi do ich zalania i całkowitych strat w lęgach (Wieloch 2007, Meissner et al. 2014, Chylarecki et al. 2018). Na zimowiskach w zachodniej Afryce prawdopodobnie istotnym zagrożeniem dla gatunku są polowania (Stein et al. 1998). Negatywny wpływ mają ponadto turbiny wiatrowe, szczególnie te lokowane na płytkich wodach morskich (Garthe & Hüppop 2004, Steinen 2006).

Gadożer *Circaetus gallicus*

CR C1+C2a(i); D1

CR

Uzasadnienie statusu

Krańcowo mała, ograniczona do pojedynczych par, krajowa populacja gadożera znajduje się na krawędzi wymarcia. Liczebność populacji kwalifikuje ten gatunek jako *krytycznie zagrożony* (CR) w kryterium skrajnie małej populacji. Gadożer należy do tej samej kategorii również w ramach kryterium niewielkiej i jednocześnie malejącej (w okresie jednej generacji) populacji o zdefiniowanej (rozdrobnionej) strukturze. Negatywny trend populacji, a także niewielki i pofragmentowany zasięg występowania (EOO) i obszar zajmowany (AOO) w połączeniu ze spadkiem liczebności w okresie trzech generacji (25 lat) kwalifikują gadożera dodatkowo w niższej kategorii zagrożenia. Ze względu na słabo rozpoznane główne populacje źródłowe w krajach ościennych – nieznany trend na Białorusi oraz fluktuacje liczebności na Ukrainie – uznano, że możliwości zasilania krajowej populacji mogą być w przyszłości ograniczone i utrzymano ocenę uzyskaną wg kryteriów globalnych również na poziomie krajowym.

Informacje o gatunku

Areał lęgowy gadożera obejmuje południową i wschodnią Europę, północno-zachodnią Afrykę oraz południowo-zachodnią Azję. Większość europejskiej populacji gniazduje na Półwyspie Iberyjskim (60%) oraz w południowej Francji (15%, BirdLife 2015). W krajach sąsiadujących z Polską występuje głównie na Białorusi (530–700 par, BirdLife 2015) oraz na Ukrainie (250–300 par, Domashevsky & Pysmenny 2009). Małe populacje zasiedlają Słowację (3–8 par) i Litwę (1–3 pary; EIONET 2020). Na całym kontynencie trend liczebności populacji w XXI wieku określono jako stabilny, a gatunek nie jest wskazywany jako zagrożony (BirdLife 2015, 2020).

Kontrastują z tym dane z Polski, gdzie od dłuższego czasu notuje się wyraźny regres liczebności gatunku. W latach 1970–1983 występowało w naszym kraju 20–30 par (Tomiałojć 1990), w latach 90. liczebność oceniono na 10–20 par, a na początku XXI wieku na 10–15 par (Chylarecki & Sikora 2007). Wówczas pewne lęgi gadożera odnotowywano jeszcze na Podlasiu, w Puszczy Augustowskiej i Białowieskiej, na Lubelszczyźnie, w Lasach Parczewskich i Puszczy Solskiej, i prawdopodobnie w Bieszczadach (Stajszczyk 2007a). Aktualnie jedynym pewnym miejscem lęgów gadożera jest Puszcza Solska, gdzie gniazduje jedna para (P. Stachyra – dane niepubl.). Regularne obserwacje dorosłych ptaków w sezonie lęgowym we wschodniej Polsce świadczą o możliwości gniazdowania kolejnych pojedynczych par w Polsce lub na Białorusi i Ukrainie (Chodkiewicz et al. 2020). W Polsce gadożer gniazduje w lasach z dużym udziałem wilgotnych borów i torfowisk, żerując na terenach otwartych (Orta et al. 2020b).



© Tomasz Wilk

Zagrożenia

Czynniki negatywnie wpływające na populacje gadożera to zmniejszanie się powierzchni terenów łowieckich i liczebności głównego składnika pokarmu – węży, poprzez niekorzystne zmiany w rolnictwie i użytkowaniu gruntów: wzrost powierzchni monokultur, stosowanie pestycydów, osuszanie terenów podmokłych (Orta et al. 2020b). Zagrożenia w polskiej części zasięgu są słabo rozpoznane, ale prawdopodobnie podobne. Gadożer jest gatunkiem wędrownym, na trasach migracji zagrożonym również przez odstrzał (Mebs & Schmidt 2006) oraz kolizje z liniami energetycznymi lub turbinami wiatrowymi (BirdLife 2015).

Orlik grubodzioby *Clanga clanga*

CR C1+C2a(i,ii); D1

CR

Uzasadnienie statusu

Liczebność krajowej populacji orlika grubodziobego kwalifikuje gatunek jako *krytycznie zagrożony* (CR) w kryterium skrajnie niewielkiej populacji. Nieduża liczebność i jej równoczesny spadek w okresie jednej generacji (9 lat) pozwala zaliczyć go do tej samej kategorii zagrożenia w ramach kryterium niewielkiej i jednocześnie malejącej populacji. Dodatkowo niewielki i pofragmentowany obszar zajmowany (AOO) w połączeniu ze spadkiem liczebności klasyfikuje orlika grubodziobego w niższej kategorii zagrożenia. Trend liczebności populacji nie przekracza progu kwalifikującego w ramach kryterium redukcji populacji. Ze względu na nieznany trend długoterminowy i negatywny trend krótkoterminowy populacji białoruskiej, kluczowej dla ewentualnego zasilania populacji krajowej, ocenę uzyskaną wg kryteriów globalnych utrzymano na poziomie krajowym w kategorii *krytycznie zagrożony* (CR).

Informacje o gatunku

Główny zasięg występowania orlika grubodziobego leży w Azji, a w Europie tereny lęgowe położone są wyłącznie we wschodniej części kontynentu. Większość populacji gniazduje w Rosji (78% europejskiej populacji), na Białorusi (16%) oraz na Ukrainie (4%; BirdLife 2015). W Unii Europejskiej, poza Polską, niewielka populacja gniazduje w Estonii (5–10 p.), a pojedyncze pary stwierdzane są w Finlandii oraz na Litwie (EIONET 2020). Na najważniejszych lęgowiskach, w Rosji i na Białorusi, rejestrowane są spadki liczebności populacji (BirdLife 2015). W skali globalnej orlik grubodzioby ma status gatunku *narażonego* (VU) (BirdLife 2020), a w Europie *zagrożonego* (EN). Orlik grubodzioby gniazduje w nizinnych, wilgotnych lasach w pobliżu terenów podmokłych (Meyburg et al. 2020). Poluje na naturalnych terenach podmokłych. W przeciwieństwie do orlika krzykliwego rzadziej żeruje na terenach rolniczych i użytkach zielonych (Maciorowski & Mirski 2014, Maciorowski et al. 2014).



© Jan Lontkowski

W roku 2019 gniazdowało w kraju 13 par orlika grubodziobego. Populacja lęgowa była skoncentrowana w dolinie Biebrzy, gdzie występowało 10 par lęgowych. Ponadto dwie pary stwierdzono w Puszczy Białowieskiej oraz jedną na Lubelszczyźnie (Cenian & Zygmunt 2019a, Komisja Faunistyczna 2020). Dane Państwowego Monitoringu Środowiska wskazują, że od początku XXI wieku liczebność populacji lęgowej pozostaje na stabilnym poziomie. Produktywność populacji w analizowanym okresie wykazuje lekki trend wzrostowy (Chylarecki et al. 2018, Cenian & Zygmunt 2019a).

Zagrożenia

Największym zagrożeniem dla krajowej populacji orlika grubodziobego jest wzrastający poziom hybrydyzacji z orlikiem krzykliwym. W latach 1996–2012 udział par mieszanych w populacji wzrósł o 30% (Maciorowski et al. 2015). W roku 2019 jedynie 8 z 13 lęgów tworzyły ptaki będące w obu przypadkach orlikami grubodziobymi, kolejne 5 par tworzyły samice orlika grubodziobego w parze z orlikiem krzykliwym lub mieszańcem obu gatunków (Cenian & Zygmunt 2019a). Istotnymi zagrożeniami są również osuszanie terenów podmokłych oraz intensyfikacja rolnictwa, głównie przekształcanie siedlisk bagiennych w użytkowane tereny rolnicze (Maciorowski et al. 2015), choć ze względu na lokalizację krajowych lęgowisk na obszarach parków narodowych, ma to w naszym kraju mniejsze znaczenie. W trakcie wędrówek i na obszarach zimowisk orlik grubodzioby jest narażony na nielegalny odstrzał, porażenia prądem oraz kolizje z liniami energetycznymi (Meyburg et al. 2020).

Błotniak zbożowy *Circus cyaneus*

CR B1ab(v)+B2ab(v); D1

CR

Uzasadnienie statusu

Błotniak zbożowy zasadniczo zanikł jako gatunek lęgowy w Polsce (z ostatnim potwierdzonym lęgiem w roku 1999) i podczas wstępnych prac nad opracowaniem traktowany był jako *wymarły regionalnie* (RE). Jednak w roku 2020 stwierdzono w kraju jedną gniazdującą parę, co pozwoliło zmienić status zagrożenia. Aktualnie gatunek traktowany jest jako *krytycznie zagrożony* (CR), spełniając dla tej kategorii kryterium ekstremalnie małej populacji oraz kryterium ograniczonego i pofragmentowanego obszaru występowania (AOO) w połączeniu ze spadkiem liczebności populacji. Prognozy dotyczące zasilania krajowej populacji z zewnątrz oceniono jako nikłe, bazując m.in. na nierozpoznanym trendzie długoterminowym w kluczowej populacji białoruskiej. W związku z tym status zagrożenia uzyskany wg kryteriów globalnych utrzymano również na poziomie kraju – w kategorii *krytycznie zagrożony* (CR).

Informacje o gatunku

Błotniak zbożowy gniazduje w Palearktyce, głównie w strefie borealnej, od zachodniej Europy po wschodnią Azję. Największa europejska populacja występuje w Rosji, licznie gnieździ się również we Francji. Ponadto znaczące populacje gniazdują w Finlandii i Szwecji, Hiszpanii, Wielkiej Brytanii i na Białorusi (BirdLife 2015, Orta et al. 2020a). Sąsiadująca z Polską populacja białoruska może być źródłem ptaków podejmujących próby lęgów w Polsce, gniazduje tam 600–800 par, a w latach 1998–2012 odnotowano tam krótkoterminowy wzrost liczebności o 10–13% (BirdLife 2015). Na większości areału lęgowego w Europie rejestruje się jednak spadki liczebności, co sprawiło, że status gatunku w Europie określono jako bliski zagrożenia (NT; BirdLife 2015). Błotniak zbożowy preferuje tereny otwarte, głównie podmokłe obszary otwarte. Gniazduje również w uprawach zbóż, na wydmach, wrzosowiskach i młodych uprawach leśnych (Zieliński 2007, Orta et al. 2020a).

W ubiegłym wieku błotniak zbożowy występował w rozproszeniu w całej niżowej części kraju i wszędzie zmniejszał liczebność (Tomiałojć & Stawarczyk 2003). Na początku lat 90. populacja liczyła już tylko 20–25 par, zmniejszając się do ok. 10 par w połowie tej dekady, a ostatni pewny lęg stwierdzono w roku 1999. W latach 2000–2019 odnotowywano jedynie pojedyncze ptaki wykazujące zachowania lęgowe (np. pary w siedlisku lęgowym i pojedyncze tokujące osobniki), jednak nie potwierdzono gniazdowania (Ławicki et al. 2013, Chodkiewicz et al. 2019). W roku 2020 stwierdzono lęg jednej pary w woj. opolskim (P. Zabłocki – dane niepubl.).



© Jan Lontkowski

Zagrożenia

Przyczyny wymierania gatunku w Polsce są słabo rozpoznane (Ławicki et al. 2013). W całym areale lęgowym jako główne zagrożenia wskazuje się przekształcenia siedlisk w wyniku intensyfikacji rolnictwa, zanikanie terenów podmokłych oraz zalesienia obszarów otwartych (Orta et al. 2020a). Można przypuszczać, że podobne czynniki oddziałują na krajową populację. Gniazda na użytkach zielonych są narażone na niszczenie ze względu na zbyt wczesny pokos, często mający miejsce podczas inkubacji jaj. Lęgi w uprawach zbóż są zagrożone podczas żniw, które odbywają się w okresie przebywania piskląt w gnieździe (Millon et al. 2002). Istotnym zagrożeniem dla ptaków lęgowych może być też ubytek areału siedlisk trawiastych, które błotniak zbożowy wykorzystuje jako żerowisko (Amar et al. 2005).

Kraska *Coracias garrulus*

CR C1+C2a(i,ii); D1

CR

Uzasadnienie statusu

Kraska to jeden z najszybciej zanikających gatunków w naszej awifaunie z krajową populacją znajdującą się obecnie na krawędzi wymarcia. Jej bardzo niska liczebność kwalifikuje ją jako gatunek *krytycznie zagrożony* (CR) w ramach kryterium skrajnie niewielkiej populacji. Tę samą kategorię zagrożenia kraska spełnia w ramach kryterium małej i jednocześnie zmniejszającej liczebność (w okresie jednej generacji, 4 lata) populacji o zdefiniowanej, rozdrobnionej strukturze. Dodatkowo gatunek ten zaklasyfikowany jest w niższych kategoriach zagrożenia, ze względu na znaczny spadek liczebności oraz ograniczony i pofragmentowany zasięg występowania (EOO) i obszar zajmowany (AOO). Ze względu na długoterminowy spadek liczebności notowany w prawie wszystkich państwach ościennych, możliwości zasilania populacji krajowej z zewnątrz uznano za ograniczone i status *krytycznie zagrożony* (CR) uzyskany wg kryteriów globalnych utrzymano również na poziomie krajowym.

Informacje o gatunku

Areał lęgowy kraski w Europie rozciąga się od strefy śródziemnomorskiej Hiszpanii, Francji oraz Włoch, przez Bałkany, aż po środkową i wschodnią Europę. Największe populacje występują w Rosji, Rumunii, Bułgarii, Hiszpanii oraz na Ukrainie (BirdLife 2015). W krajach sąsiadujących z Polską kraska licznie występuje na Ukrainie (4000–5000 par), a drobne populacje są również na Litwie (8–12 par) oraz Białorusi (20–50 par) (BirdLife 2015, EIONET 2020). Wyraźnie zmniejsza się liczebność w całej wschodniej Europie, natomiast w ostatniej dekadzie wzrost odnotowano na południu kontynentu – we Francji, Włoszech, Grecji, Chorwacji oraz na Węgrzech (BirdLife 2015, EIONET 2020).



© Łukasz Bożycki

Kraska zasiedla tereny zdominowane przez heterogeniczny krajobraz rolniczy. Preferuje mozaikę łąk, pastwisk, pól uprawnych, ugorów i drobnych kompleksów leśnych. Szczególną rolę odgrywają w nim ekstensywnie użytkowane pastwiska z pojedynczymi starymi drzewami lub ich kępami. Dawniej gniazdowała również w sąsiedztwie śródleśnych polan i zrębów (Górski et al. 2015). W Polsce jeszcze na początku XX wieku gatunek ten gniazdował na większości obszaru kraju, poza pasem gór (Górski et al. 2007). Zasięg gatunku kurczył się w kolejnych dekadach i obecnie kraska regularnie występuje tylko na terenie Równiny Kurpiowskiej, a pojedyncze pary przystępują do lęgów na Podkarpaciu (Dmoch et. al. 2019). Kraska należy do najszybciej zmniejszających liczebność gatunków w kraju. W latach 70. XX wieku liczebność w kraju szacowana była na ok. 1000 par (Górski et a. 2007), a w roku 2010 populację oceniono na 47 par. Przez kolejną dekadę rejestrowano ciągły spadek z jednoczesnym zmniejszaniem się areału lęgowego, a w roku 2019 stwierdzono już tylko 13 par (Dmoch et. al. 2019).

Zagrożenia

Kraska jest wrażliwa na zmiany związane z intensyfikacją rolnictwa prowadzące do kurczenia się siedlisk lęgowych i ubożenia bazy pokarmowej. Szczególnie negatywny wpływ na populację kraski ma upraszczanie struktury krajobrazu rolniczego, intensyfikacja użytkowania trwałych użytków zielonych lub zanik użytkowania powodujący sukcesję roślinności (Górski et al. 2015, Hebda et. al 2019). Wskazane zmiany siedliskowe być może wyjątkowo mocno oddziałują na ten gatunek poprzez modyfikację bazy pokarmowej, co wskazuje się jako szczególnie istotny czynnik w północnej części zasięgu (EBBA 2020). Kraska jest też zagrożona odstrzałem podczas migracji przez kraje śródziemnomorskie (Fry et al. 2020). Badania z wykorzystaniem nadajników wskazują, że populacje z Hiszpanii, Portugalii i Francji zimują na podobnym obszarze południowo-zachodniej Afryki, co powoduje, że gatunek jest wrażliwy na ewentualne zagrożenie na tym obszarze (Rodríguez-Ruiz et al. 2014). Może to być potencjalnym zagrożeniem również dla zmniejszającej liczebność populacji wschodnioeuropejskiej.

Dzierzba czarnoczelna *Lanius minor*

CR(PE) B2ab(v); D1

CR

Uzasadnienie statusu

Ostatni przypadek lęgu dzierzby czarnoczelnej w kraju odnotowano w roku 2010. Ponieważ miał on miejsce stosunkowo niedawno i nie można wykluczyć gniazdowania pojedynczych par w słabo penetrowanych regionach kraju, gatunek ten sklasyfikowano jako takson *krytycznie zagrożony, prawdopodobnie wymarły* CR(PE). Do kategorii *krytycznie zagrożony* dzierzbę czarnoczelną zakwalifikowano na podstawie kryterium skrajnie niewielkiej populacji lęgowej oraz ograniczonego obszaru występowania (AOO) z niewielką liczbą lokalizacji, w połączeniu ze spadkiem liczebności.

Informacje o gatunku

Globalny areał lęgowy dzierzby czarnoczelnej obejmuje południową i wschodnią Europę, Bliski Wschód i południowo-zachodnią Azję. W Europie zasięg jest ciągły, a gatunek najliczniejszy na Półwyspie Bałkańskim, wokół Morza Czarnego i w regionie kaspijskim. Dzierzba czarnoczelna zasiedla tereny otwarte, często ekstensywnie użytkowane obszary rolnicze, a istotnym elementem biotopu lęgowego są pojedyncze drzewa lub ich grupy (BirdLife 2015, 2020, EBBA 2020). W XX wieku na zachodnim skraju zasięgu, tj. w środkowej i zachodniej Europie, odnotowano silny spadek liczebności gatunku. Dzierzba czarnoczelna wymarła m.in. w Niemczech, Szwajcarii, Czechach, a w wielu innych krajach znacznie zmniejszyła liczebność (Panov 2008, EBBA 2020). Spośród krajów ościennych liczna populacja zasiedla jeszcze tylko Ukrainę (20–35 tys. par; BirdLife 2015). Kluczowe populacje w Rosji i na Ukrainie wydają się być stabilne, co powoduje, że gatunek nie jest wskazywany jako zagrożony globalnie lub w skali Europy (BirdLife 2015, 2020).

W Polsce dzierzba czarnoczelna jeszcze w XIX wieku zajmowała większość niżowej części kraju, włącznie z Pomorzem, Wielkopolską, Ziemią Lubuską i Mazurami. Zanik populacji rozpoczął się już na początku XX wieku, postępując od północy i zachodu, a w latach 60. areał lęgowy ograniczony był już głównie do południowo-wschodniej części kraju (Tomiałojć 1990). W kolejnych okresach regres populacji pogłębiał się – jeszcze w latach 80. populację szacowano na ok. 100 par, dwie dekady później już tylko na ok. 10 par (Tomiałojć 1990, Tomiałojć & Stawarczyk 2003), a ostatni pewny lęg gatunku stwierdzono w roku 2010 koło Bielska Podlaskiego (Stawarczyk et al. 2017).

Zagrożenia

Proces wymierania dzierzby czarnoczelnej w Polsce jest skorelowany z jej zanikaniem w całej środkowej Europie na zachodnim krańcu swego zasięgu. Główną przyczyną regresu jest szeroko rozumiana intensyfikacja rolnictwa, w szczególności stosowanie nawozów sztucznych i pestycydów, które poprzez zmianę warunków glebowych i bezpośrednią eksterminację bezkręgowców znacznie



zubażają bazę pokarmową gatunku (Głowaciński 2001, BirdLife 2015, EBBA 2020). Inne potencjalne ścieżki oddziaływania na dzierzbę czarnoczelną to upraszczanie struktury krajobrazu, w tym usuwanie samotnych drzew, zadrzewień i zakrzaczeń, gdzie gniazduje, ale lokalnie także zarzucanie gospodarki rolnej prowadzące do sukcesji, co utrudnia jej polowanie. Ze względu na zanik całej środkowoeuropejskiej populacji, szanse na powrót dzierzby czarnoczelnej jako gatunku regularnie lęgowego w Polsce aktualnie uznać należy za znikome.

Pomurnik *Tichodroma muraria*

CR B1ab(v)+B2ab(v); C2a(i,ii); D1

CR

Uzasadnienie statusu

Niewielki i pofragmentowany zasięg występowania (EOO) i obszar zajmowany (AOO) pomurnika, o niewielkiej (1) liczbie lokalizacji, wraz ze spadkiem liczebności kwalifikuje gatunek jako *krytycznie zagrożony* (CR) w ramach kryterium ograniczonego zasięgu. Również bardzo niska liczebność i notowany trend spadkowy pozwalają zaklasyfikować pomurnika do tej samej kategorii zagrożenia, w ramach kryteriów skrajnie niewielkiej populacji oraz małej i jednocześnie zmniejszającej liczebność populacji o zdefiniowanej, rozdrobnionej strukturze. Ze względu na spadek liczebności jedynej ościennej populacji na Słowacji, możliwości zasilania populacji krajowej w przyszłości uznano za ograniczone i utrzymano status gatunku *krytycznie zagrożonego* (CR) w skali kraju.

Informacje o gatunku

Pomurnik występuje w górach Europy oraz Azji środkowej (BirdLife 2020, Kirwan et al. 2020). Europejski zasięg obejmuje wszystkie wysokie pasma górskie w środkowej i południowej części kontynentu. Populacja zasiedlająca północną część Karpat – polskie i słowackie Tatry, a na Słowacji również Niżne Tatry oraz Małą i Wielką Fatrę, jest najbardziej na północ wysuniętą w Europie i wyraźnie izolowaną od pozostałych populacji w tej części kontynentu: alpejskiej i wschodnio-karpackiej (EBBA 2020). Gatunek uważa się za wyspecjalizowany siedliskowo – zasiedla skaliste ściany i turnie, preferując wapienne podłoże, z bogatą bazą pokarmową i z załomami, gdzie utrzymuje się wilgoć lub woda (Saniga 2004, Cichocki & Stępniewski 2016, EBBA 2020). Trend populacji wskazywany jest jako stabilny zarówno w skali globalnej (BirdLife 2020), jak i w większości krajów europejskich (EIONET 2020), jednak w niektórych pasmach górskich, m.in. w Karpatach, gatunek wyraźnie zmniejsza zasięg (EBBA 2020).

W kraju pomurnik zasiedla wyłącznie Tatry, gdzie zajmuje 2–4 (aktualnie być może zaledwie 1–2) lokalizacje w Tatrach Wysokich i Zachodnich. Tutejsza populacja w ostatnim czasie oceniana jest na 3–5 par lęgowych (Cichocki & Stępniewski 2016, Stawarczyk et al. 2017), choć jeszcze w latach 90. rejestrowano je znacznie częściej, z liczebnością szacowaną wtedy na 16–20 par (Stępniewski & Cichocki 2011). Oprócz spadku liczebności populacji tatrzańskiej odnotowano także zanik populacji w Pieninach (Cichocki & Stępniewski 2016). Historycznie natomiast (do XVIII wieku) pomurnik występował także w Sudetach (Głowaciński 1992b). Zmniejszanie się krajowej populacji idzie w parze ze spadkiem liczebności populacji słowackiej i jest częścią szerszego regresu dotyczącego prawdopodobnie całej północno-karpackiej części zasięgu (EBBA 2020, EIONET 2020).


© Leszek Iwanowski

Zagrożenia

Czynniki zagrażające krajowej populacji pomurnika nie są dobrze rozpoznane. Wśród potencjalnych zagrożeń wymienia się drapieżnictwo ze strony zwiększającej liczebność populacji sokoła wędrownego *Falco peregrinus* oraz płoszenie ptaków w miejscach lęgowych przez wspinaczy (w ramach nielegalnych form aktywności, w miejscach wyłączonych z ruchu wspinaczkowego) (Cichocki & Stępniewski 2016, Kauzal 2020, Kirwan et al. 2020). Być może również czynniki pogodowo-klimatyczne, tj. nasilające się w wyniku zmian klimatu okresy suszy, ale także intensywne opady w okresie letnim, mogą negatywnie oddziaływać na ten gatunek (EBBA 2020). Podatność populacji krajowej na zagrożenia potęgować może także niewielka jej liczebność oraz izolowany charakter – zwiększa to prawdopodobieństwo losowych zdarzeń, mogących powodować zanik populacji, oraz wpływ czynników genetycznych obniżających jej witalność.

endangered / **zagrożone**



© Cezary Korkosz

EN

Cietrzew *Lyrurus tetrix*

EN B2ab(v); C1+C2a(i)

EN

Uzasadnienie statusu

Status cietrzewia w kraju określono jako *zagrożony* (EN), ze względu na spełnianie kryterium ograniczonego i pofragmentowanego obszaru zajmowanego (AOO) połączonego ze spadkiem liczebności, a także kryterium niewielkiej i jednocześnie malejącej liczebnie populacji oraz kryterium małej populacji o zdefiniowanej (rozdrobnionej) strukturze. Dodatkowo gatunek ten spełnia kryteria redukcji populacji, skrajnie niewielkiej populacji oraz ograniczonego zasięgu występowania (EOO) dla kategorii zagrożenia niższego rzędu. Ze względu na spadek liczebności populacji, postępujący w prawie wszystkich krajach ościennych, perspektywy zasilania populacji krajowej w przyszłości uznano za ograniczone i utrzymano status zagrożenia cietrzewia w Polsce na poziomie *zagrożony* (EN).

Informacje o gatunku

Cietrzew zasiedla strefę borealną Europy i Azji. Ciągły zasięg obejmuje północną i wschodnią część kontynentu europejskiego (z kluczowymi populacjami w Skandynawii i Rosji), natomiast w środkowej Europie występuje nierównomiernie (BirdLife 2020, EBBA 2020). Siedliskiem gatunku jest mozaika terenów otwartych i wczesno sukcesyjnych oraz lasów, zapewniająca odpowiednią bazę pokarmową oraz cechująca się niską antropopresją. Na nizinach często zajmuje siedliska podmokłe: torfowiska, rozległe łąki w dolinach rzecznych, ale także wrzosowiska i poligony, a w górach tereny powyżej górnej granicy lasu (Zawadzka 2014, BirdLife 2020). Gatunek ten nie jest wskazywany jako zagrożony, zarówno w skali globalnej, jak i europejskiej (BirdLife 2015, 2020) – głównie ze względu na rozległy zasięg oraz liczne populacje w Skandynawii i Rosji. Jednak w wielu krajach środkowej Europy istotnie zmniejsza liczebność, w tym w najliczniejszej spośród krajów ościennych, liczącej ok. 18 tys. samców, populacji białoruskiej (BirdLife 2015, EBBA 2020, EIONET 2020).


© Grzegorz Leśniewski

W Polsce cietrzew jeszcze do XIX wieku występował na większości powierzchni kraju (Tomiałojć & Stawarczyk 2003), a do lat 60. jego zasięg we wschodniej części kraju był rozległy i prawie ciągły. Długotrwały regres populacji, nasilony szczególnie od lat 70., sprawił, że obecnie rozmieszczenie ograniczone jest do kilku izolowanych enklaw na Dolnym Śląsku, w Karpatach Zachodnich oraz lokalnie w północno-wschodniej Polsce (Kaszuba 2007, Zawadzka 2014). Populacja jeszcze w pierwszej połowie XX wieku liczyła kilkadziesiąt tysięcy osobników (Kaszuba 2007, Tomiałojć & Stawarczyk 2007), obecnie szacowana jest zaledwie na ok. 200 samców (Chodkiewicz et al. 2019). Cietrzew jest aktualnie jednym z najszybciej zanikających gatunków ptaków w kraju.

Zagrożenia

Regres krajowej populacji cietrzewia powodowany jest przez zespół czynników, wśród których najistotniejsze to: (1) zmiany siedliskowe (melioracje, intensyfikacja rolnictwa lub jego zarzucanie, zalesienia terenów otwartych), skutkujące zanikiem siedlisk wczesnosukcesyjnych i podmokłych; (2) zwiększone drapieżnictwo, szczególnie ze strony rosnącej populacji lisa; (3) płoszenie ptaków przez ludzi, szczególnie negatywnie oddziałujące na tokowiskach, gdzie prowadzi do rozbijania struktury grup lęgowych; (4) ekstremalne warunki pogodowe i zmiany klimatyczne – długotrwałe deszcze w okresie wodzenia piskląt, brak pokrywy śnieżnej umożliwiającej schronienie w zimie, wpływ na bazę pokarmową (Kaszuba 2007, Zawadzka 2014). Negatywny wpływ tych czynników następuje głównie poprzez redukcję sukcesu reprodukcyjnego (Jahren et al. 2016). Efekt wskazanych powyżej czynników może być potęgowany przez rozdrobnioną strukturę populacyjną i niską zmienność genetyczną izolowanych populacji w kraju (Zawadzka 2014). Podobne czynniki ryzyka wskazywane są dla innych europejskich populacji (Jahren et al. 2016).

Sieweczka obrożna *Charadrius hiaticula*

EN B2ab(v); C1

EN

Uzasadnienie statusu

Obszar zajmowany (AOO) sieweczki obrożnej jest niewielki i pofragmentowany, co wraz z ciągłym spadkiem liczebności kwalifikuje ten gatunek jako *zagrożony* (EN) w ramach kryterium ograniczonego zasięgu. Do tej samej kategorii zagrożenia sieweczkę obrożną kwalifikuje również kryterium niewielkiej i jednocześnie malejącej populacji. Redukcja populacji oraz skrajnie niewielka liczebność dodatkowo klasyfikują ten gatunek do niższej kategorii zagrożenia. Ze względu na spadki liczebności notowane w krajach ościennych uznano, że zasilanie polskiej populacji może być w przyszłości ograniczone i status zagrożenia utrzymano na poziomie krajowym w kategorii *zagrożony* (EN).



© Grzegorz Jędro

Informacje o gatunku

Lęgowiska sieweczki obrożnej są rozmieszczone wzdłuż wybrzeży północnej Palearktyki, od Wielkiej Brytanii, Islandii i Grenlandii poprzez całą Syberię aż po Czukotkę. W Skandynawii, na Islandii, a lokalnie w Wielkiej Brytanii i środkowej Europie (Polska, Białoruś, Ukraina) gatunek gnieździ się w głębi lądu, z dala od wybrzeży morskich. Populacja globalna i europejska jest wciąż oceniana jako niezagrożona (BirdLife 2015, 2020), ale lokalnie sieweczka obrożna doświadcza silnego regresu populacji, np. liczebność w Niemczech w latach 1980–2016 spadła o 45% (EIONET 2020), a w Wielkiej Brytanii w latach 1984–2007 o 37% (Conway et al. 2019).

W Polsce sieweczka obrożna gniazduje obecnie na kilku rozproszonych stanowiskach na wybrzeżu Bałtyku, a główna część krajowej populacji występuje w dolinach Wisły i Bugu (Chodkiewicz & Beuch 2020). Gatunek występuje na otwartych terenach o piaszczystym lub żwirowym podłożu, pozbawionych roślinności zielnej lub porośniętych niską murawą, z dostępem do płytko zalanych brzegów wód. Z reguły są to plaże nadmorskie i przyległe wydmy, szczególnie chętnie w ujściach rzek i na mierzejach. W głębi lądu gniazduje na piaszczystych wyspach i łachach odsłaniających się w korytach dużych, nieuregulowanych rzek, a także na przybrzeżnych odsypiskach oraz ekstensywnie spasanych pastwiskach na tarasie zalewowym. Efemeryczne stanowiska pojedynczych par występują w środowiskach antropogenicznych: kopalniach odkrywkowych, żwirowniach, na spuszczonych stawach. Krajowa populacja była w latach 80. XX wieku oceniana na 350–400 par, współcześnie już tylko na około 220 par (Tomiałojć 1990, Chodkiewicz & Beuch 2020). W ciągu ostatnich 50 lat znacznej redukcji uległ też zasięg występowania gatunku w Polsce – zniknęła większość stanowisk znad Bałtyku, sieweczka wycofała się też znad Warty, Pilicy i Narwi (Tomiałojć 1990, Chodkiewicz & Beuch 2020).

Zagrożenia

Wiodące zagrożenia dla trwałości polskiej populacji obejmują utratę siedlisk lęgowych oraz niską udatność lęgów. Siedliska gniazdowe są niszczone przez przekształcenia koryt rzecznych (np. pogłębianie, usuwanie przemiałów, łączenie wysp z lądem), zmiany reżimu hydrologicznego rzek, wpływające na odtwarzanie się wysp w nurcie (budowa zbiorników zaporowych i wałów przeciwpowodziowych), czy odcinanie nadbrzeżnych pastwisk od zalewów wiosennych (budowa wałów). Dodatkowo pastwiska zanikają wraz z powszechnym zaniechaniem wypasu bydła. Drapieżne ssaki (głównie rosnące liczebnie lis i norka amerykańska) oraz ptaki powodują bardzo wysokie straty w lęgach, niepozwalające na odtwarzanie się populacji lokalnych (Chylarecki i in. 2006). Rosnąca obecność ludzi na nadmorskich i nadrzecznych plażach potęguje straty w lęgach, które są nie tylko porzucane, rozdeptywane lub ulegają przegrzaniu, ale też jeszcze intensywniej niszczone przez drapieżniki; ptaki wycofują się też z plaż stosunkowo często odwiedzanych przez ludzi (Pienkowski 1984, Liley & Sutherland 2007).

Czajka *Vanellus vanellus*

EN A2a

EN

Uzasadnienie statusu

Czajka posiada w Polsce rozległy zasięg i wciąż stosunkowo liczną populację – nie spełnia więc kryteriów związanych z ograniczonym rozmieszczeniem lub niewielką liczebnością. Jednak dynamiczny regres populacji (-67%) odnotowany w ciągu ostatnich trzech pokoleń (17 lat) kwalifikuje ten gatunek jako *zagrożony* (EN) w ramach kryterium redukcji populacji. Ze względu na spadki liczebności notowane w prawie wszystkich krajach ościennych, możliwości zasilania w przyszłości krajowej populacji z zewnątrz uznano za ograniczone i utrzymano w skali kraju status gatunku bez zmian – w kategorii *zagrożony* (EN).

Informacje o gatunku

Czajka zasiedla prawie całą Europę, choć w basenie Morza Śródziemnego występuje plamowo. W Azji występuje w strefie klimatu umiarkowanego aż po wybrzeża Pacyfiku. W Europie w latach 1980–2017 liczebność czajki zmniejszyła się o 55% (PECBMS 2020). W krajach sąsiadujących z Polską odnotowano trend spadkowy w Niemczech, na Ukrainie i Słowacji, a na Białorusi i w Czechach fluktuacje liczebności (BirdLife 2015). Globalny status gatunku określono jako *bliski zagrożenia* NT, natomiast w Europie gatunek sklasyfikowano jako *narażony* VU (BirdLife 2015, 2020).

W Polsce czajka występuje powszechnie w siedliskach otwartych na terenie całego kraju, z wyjątkiem gór. Najliczniej zasiedla doliny dużych i mniejszych rzek, przede wszystkim na wschodzie kraju (Kuczyński, Chylarecki 2012). Preferuje ekstensywnie spasane pastwiska i zalewowe łąki, gdzie występuje w zagęszczeniach wielokrotnie wyższych, niż w innych siedliskach użytkowanych rolniczo. Nielicznie gniazduje też na świeżo przeoranych polach i w uprawach z niską roślinnością lub dużą ilością odkrytej gleby (zboża jare, warzywa) wczesną wiosną, szczególnie jeśli w pobliżu znajdują się zastoiska wody (Chylarecki 2004; Kuczyński, Chylarecki 2012). Krajowa populacja czajki wykazuje silny spadek liczebności przynajmniej od 30 lat, najsilniej wyrażony na pastwiskach i zalewowych łąkach w dolinach rzek, czyli w miejscach, gdzie gatunek występował w najwyższych zagęszczeniach (Krupa 2011, Wylegała et al. 2012c, Ławicki et al. 2011).


© Miłosz Kowalewski

Zagrożenia

Zagrożenia populacji czajki to utrata siedlisk lęgowych i zbyt niski sukces reprodukcyjny. Zanik siedlisk lęgowych wiąże się przede wszystkim z antropogenicznymi zmianami reżimu hydrologicznego rzek, prowadzącymi do odcięcia łąk i pastwisk od wiosennych zalewów (budowa obwałowań, zbiorników zaporowych, pogłębianie i prostowanie koryt), a także melioracjami szczegółowymi i pracami utrzymaniowymi na mniejszych ciekach (Nawrocki et al. 2014). Ważnym czynnikiem spadku jest też w ostatnich dwóch dekadach zaniechanie wypasu bydła na zachowanych jeszcze płatach pastwisk. Ptaki gniazdujące na gruntach ornych zagrożone są intensywniejszymi niż ongiś zabiegami agrotechnicznymi oraz zmianami struktury upraw – rosnącą powierzchnią upraw zbóż ozimych (na niekorzyść jarych, oferujących lepsze miejsca gniazdowe) oraz rzepaku, jak również postępującym przesuszeniem pól wciąż odwadnianych melioracjami (Shrubb 2007).

Sukces lęgowy czajek w wielu miejscach – tak w Polsce, jak i innych krajach Europy – jest niski i niewystarczający do odtwarzania się lokalnych populacji (Chylarecki et al. 2006, Roodbergen et al. 2012). Podstawową przyczyną tego stanu rzeczy są bardzo wysokie straty powodowane w lęgach przez drapieżne ssaki (głównie lisy) i ptaki (Teunissen et al. 2008, MacDonald & Bolton 2008, Roodbergen et al. 2012). Pogłowie lisów w Polsce jest współcześnie około trzy razy wyższe, niż na początku lat 90. XX wieku (Ławicki et al. 2011, Panek 2019), a drapieżniki powodują wyższe straty w siedliskach silniej przekształconych przez człowieka (Evans 2004, Bellebaum & Bock 2009).

Kulik wielki *Numenius arquata*

EN A2b; C1

EN

Uzasadnienie statusu

Niewielka populacja oraz jej spadek w okresie dwóch pokoleń (15 lat) kwalifikują kulika wielkiego jako gatunek *zagrożony* (EN) w ramach kryterium małej i jednocześnie malejącej populacji. Do tej samej kategorii zagrożenia kwalifikuje go kryterium redukcji populacji, w związku z silnym spadkiem liczebności (-79%) w okresie trzech pokoleń (23 lata). Niewielki obszar zajmowany w połączeniu ze spadkiem liczebności, a także skrajnie mała wielkość populacji klasyfikują kulika wielkiego w niższej kategorii zagrożenia w dwóch dodatkowych kryteriach. Ze względu na spadek liczebności w krajach ościennych i związaną z tym prognozę ograniczonego zasilania krajowej populacji z zewnątrz, status *zagrożony* (EN) uzyskany wg kryteriów globalnych utrzymano w skali krajowej.

Informacje o gatunku

Szeroki areał lęgowy kulika wielkiego rozciąga się od zachodniej Europy do wschodniej Azji (EBBA 2020). Największe populacje europejskie, liczące po kilkadziesiąt tysięcy par, występują w Finlandii i Rosji (BirdLife 2015). W otoczeniu Polski znaczenie mają populacje gniazdujące w Niemczech i na Białorusi, pierwsza licząca 3600–4800 par jest uznawana za stabilną, druga o wielkości 950––1200 par charakteryzuje się fluktuacjami liczebności (Gedeon et al. 2014, BirdLife 2015, EIONET 2020). Odmienny trend liczebności wykazano w pozostałej części Europy, gdzie w większości państw kulik wielki obniża liczebność (BirdLife 2015), a wzrost (o 16% w latach 2007–2018) odnotowano jedynie w Finlandii (EIONET 2020). Kulik wielki jest *bliski zagrożenia* (NT) w skali globalnej oraz *narażony* (VU) w Europie (BirdLife 2015, 2020).

Kulik wielki gniazduje w kraju na rozległych, ekstensywnie użytkowanych łąkach i pastwiskach położonych w dolinach rzecznych. Aktualnie, w wyniku silnego spadku liczebności i kurczenia się areału lęgowego, regularnie występuje jedynie na terenie Podlasia, Polesia Lubelskiego, północnego Mazowsza oraz doliny Neru, Noteci, Obry i Warty. Badania przeprowadzone w latach 2004–2010 wskazują na 73-procentowy spadek liczebności populacji w zachodniej Polsce (Ławicki & Wylegała 2011). W skali całego kraju monitorowany jest od roku 2015, a uzyskane dane wskazują, że w tak krótkim czasie liczebność zmniejszyła się o ok. 20% (Krupiński & Chodkiewicz 2019). W 2014 roku populację oszacowano na 150–250 par (Żmihorski 2014), a zaktualizowana ocena dla lat 2013–2018 wynosi 120–250 par (Chodkiewicz et al. 2019).

Zagrożenia

Przyczyny spadku liczebności kulika wielkiego obejmują utratę lub fragmentację siedlisk lęgowych w wyniku prac melioracyjnych, intensyfikacji rolnictwa, zaniechania użytkowania lub zalesień (Ławicki et. al 2011, BirdLife 2015, Lewtak et al. 2016). Przekształcenia siedlisk pogłębiane mogą być przez zmianę klimatu, mającą wpływ na uwodnienie biotopów w dolinach rzecznych (Huntley et al. 2007). Podobnie jak w przypadku innych



© Cezary Korkosz

ptaków siewkowych gniazdujących na ziemi, kulik wielki ma bardzo niski sukces lęgowy i produkcję młodych wskutek drapieżnictwa ssaków i ptaków krukowatych oraz zabiegów agrotechnicznych w sezonie lęgowym (Fletcher et al. 2010, Ławicki et al. 2011, Lewtak et al. 2016). Kulik wielki pozostaje gatunkiem łownym w takich krajach jak Dania, Wielka Brytania i Francja. Szacuje się, że podczas odstrzału w trakcie migracji i na zimowiskach ginie rocznie ok. 3–4% europejskiej populacji (Jensen & Lutz 2007).

Dubelt *Gallinago media*

EN A2a; C1

EN

Uzasadnienie statusu

Niewielka liczebność populacji oraz jej spadek w okresie dwóch generacji (6 lat) kwalifikują dubelta jako gatunek *zagrożony* (EN) w ramach kryterium małej i jednocześnie malejącej populacji. Do tej samej kategorii zagrożenia zalicza się go również w kryterium redukcji populacji, w związku z silnym spadkiem liczebności (-53%) w okresie 10 lat. Niewielki i pofragmentowany obszar zajmowany (AOO) w połączeniu ze spadkiem parametrów populacyjnych, a także skrajnie mała liczebność klasyfikują ten gatunek w niższej kategorii zagrożenia w ramach dwóch dodatkowych kryteriów. Ze względu na spadek liczebności w krajach ościennych i związaną z tym prognozę ograniczonego zasilania krajowej populacji z zewnątrz, status *zagrożony* (EN) uzyskany wg kryteriów globalnych utrzymano w skali krajowej.


© Marcin Kareta

Informacje o gatunku

Zasięg dubelta rozciąga się od Finlandii, krajów nadbałtyckich i wschodniej Polski, przez Białoruś i Ukrainę, aż do środkowej Rosji. Izolowana populacja występuje w górach Norwegii i Szwecji (Van Gils et al. 2020). Największą liczebność osiąga w Rosji, Norwegii i Szwecji (BirdLife 2015), a w krajach sąsiadujących z Polską na Białorusi, gdzie występuje 4600–6000 tokujących samców (2002 r.). Występuje również na Ukrainie, gdzie stwierdzono 500–700 samców (2000 r.) oraz na Litwie, z niewielką populacją 50–80 tokujących samców (BirdLife 2015, EIONET 2020). We wszystkich trzech krajach odnotowano spadki liczebności populacji, na Białorusi w latach 2000–2014 o ponad 50% (BirdLife 2015, Mongin & Davidyonok 2019). Regres liczebności dotyczy całej populacji europejskiej (BirdLife 2015) i światowej, co sprawiło, że gatunek ten zaklasyfikowano jako *bliski zagrożenia* (NT) w skali globalnej (BirdLife 2020).

W Polsce dubelt preferuje torfowiska niskie w dolinach rzecznych oraz rozległe łąki na terenach zalewowych rzek nizinnych. Występuje również na torfowiskach alkalicznych poza dolinami rzecznymi oraz kompleksach łąk potorfowiskowych (Korniluk & Piec 2016). Na terenach zalewowych preferuje mozaikę ekstensywnych i intensywnych pokosów, ewentualnie ekstensywnego wypasu (Korniluk et al. 2020). Kluczowe miejsca lęgowe znajdują się na Podlasiu i Lubelszczyźnie. Największa populacja zasiedla dolinę Biebrzy, poza tym na Podlasiu występuje głównie w dolinie Narwi oraz w dolinach rzek Puszczy Knyszyńskiej. Na Lubelszczyźnie stwierdzany w dolinach rzecznych Kotliny Zamojskiej i Równiny Bełskiej, Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim oraz w dolinie Bugu. Skrajnie nielicznie stwierdza się go w północnej części Mazowsza, Wielkopolsce oraz na Pomorzu Zachodnim. W roku 2020 w ramach krajowego monitoringu i programu ochrony stwierdzono 450 tokujących samców na 76 tokowiskach. W latach 2010–2020 liczebność populacji zmniejszyła się o połowę (dane MPP, Korniluk 2020).

Zagrożenia

Głównym zagrożeniem dla populacji lęgowej dubelta jest przesuszenie siedlisk (Korniluk & Piec 2016, Mongin & Davidyonok 2019). Powodowane jest ono zarówno regulacją i pogłębianiem koryt rzecznych, osuszaniem terenów bagiennych, jak i pogłębianiem rowów przy jednoczesnym braku zarządzania retencją wody w sieci melioracyjnej (Korniluk & Piec 2016). W ostatnich latach efekt ten został wzmocniony zmianami klimatu, które skutkują brakiem pokrywy śnieżnej, roztopów i zalewów wiosennych, w konsekwencji doprowadzając do ogólnego spadku poziomu wód. Istotny, negatywny wpływ na populacje ma również zbyt intensywne użytkowanie łąk lub utrata siedlisk lęgowych w wyniku porzucania użytkowania rolniczego i ich zarastania (Korniluk & Piec 2016, Mongin & Davidyonok 2019, Korniluk et al. 2020). Istotnym czynnikiem znacząco wpływającym na spadek populacji dubelta może być również drapieżnictwo, szczególnie ze strony wzrastającego liczebnie lisa (Korniluk & Piec 2016).

Mewa czarnogłowa *Ichthyaetus melanocephalus*

EN C1

EN

Uzasadnienie statusu

Obszar zajmowany (AOO) przez mewę czarnogłową jest niewielki i przekracza próg kwalifikujący dla kryterium ograniczonego zasięgu, jednak gatunek ten nie spełnia dodatkowych warunków (fragmentacja zasięgu, spadek lub silne fluktuacje parametrów populacji) wymaganych przy tym kryterium. Trend liczebności w okresie 3 generacji (21 lat) jest wzrostowy, gatunek nie spełnia więc kryterium redukcji populacji. Jednak silny spadek liczebności (-57%) w okresie jednej generacji (7 lat) w połączeniu z niewielką liczebnością populacji kwalifikuje mewę czarnogłową jako gatunek *zagrożony krytycznie* (CR). Dodatkowo mewa czarnogłowa spełnia kryterium skrajnie niewielkiej populacji dla niższej kategorii zagrożenia. Ze względu na możliwość zasilania krajowej populacji z państw ościennych, obniżono status zagrożenia o jeden stopień – do kategorii *zagrożony* (EN).

Informacje o gatunku

Gniazduje głównie na wybrzeżu Morza Czarnego na Ukrainie, gdzie skoncentrowana jest zdecydowana większość światowej populacji. Ponadto występuje na rozproszonych stanowiskach w całej Europie, z największymi populacjami we Francji, Rosji, Włoszech, Holandii, Turcji, Grecji i Belgii (BirdLife 2015, Burger et al. 2020, EBBA 2020). Na początku XXI wieku odnotowano redukcję liczebności wschodniej populacji o 30% (Ukraina, Rosja), natomiast w innych krajach Europy liczebność wzrastała lub była stabilna (BirdLife 2015).

Pierwszy lęg mewy czarnogłowej w Polsce stwierdzono w roku 1981 na Zalewie Wiślanym. W kolejnych latach skolonizowała dolinę Wisły, a następnie w latach 90. Śląsk, Małopolskę, Lubelszczyznę i Pomorze Zachodnie (Bukaciński et al. 2007, Zielińska et al. 2007). W latach 2000––2005 gniazdowało w Polsce 18–30 par, następnie nastąpił silny wzrost liczebności do 97 par w roku 2007. W kolejnych latach liczebność fluktuowała w granicach 42–97 par, jednak w ostatnich 7 latach wyraźnie się zmniejszyła (Zielińska et al. 2007, Chylarecki et al. 2018, Zielińska et al. 2019). W roku 2019 gniazdowały w Polsce 42 pary na kilkunastu stanowiskach, głównie w środkowej i południowej części kraju (Zielińska et al. 2019). Mewa czarnogłowa najczęściej gniazduje w koloniach innych mew i rybitw na zbiornikach zaporowych, żwirowniach, stawach rybnych oraz na nieuregulowanym odcinku Wisły. Preferuje wyspy o twardym gruncie i roślinności zielnej nie wyższej niż 20–30 cm (Zielińska et al. 2007).

Zagrożenia

Jednym z podstawowych czynników negatywnie wpływających na populację mewy czarnogłowej w Polsce są zmiany siedlisk, polegające głównie na zarastaniu kolonii lęgowych oraz wahaniach poziomu wód na zbiornikach (P. Zieliński – dane niepubl.). Wpływ na populację ma również drapieżnictwo ze strony norki amerykańskiej, lisa, a lokalnie nawet kotów (Bukaciński & Bukacińska 2015b, P. Zieliński – dane niepubl.). Zagrożona jest też niepokojeniem z uwagi na istotny wzrost intensywności turystyki rekreacyjnej, sportów motorowodnych i motorowych (Bukaciński & Bukacińska 2015b). Czynnikiem zwiększającym ryzyko redukcji liczebności populacji jest również spadek liczebności śmieszki, w której koloniach lęgowych gniazdują mewy czarnogłowe (Chylarecki et. al. 2018). Niska liczebność populacji mewy czarnogłowej w Polsce zwiększa również ryzyko hybrydyzacji ze śmieszką (Zieliński et al. 2019). Spadek liczebności krajowej populacji może być powiązany ze spadkami liczebności populacji wschodnioeuropejskich.



Orzeł przedni *Aquila chrysaetos*

EN D1

EN

Uzasadnienie statusu

Zasięg występowania (EOO) i obszar zajmowany (AOO) orła przedniego przekraczają próg kwalifikujący dla gatunków zagrożonych, jednak nie są spełnione warunki dodatkowe (fragmentacja zasięgu, spadek lub silne fluktuacje parametrów populacji) wymagane przy stosowaniu kryterium ograniczonego zasięgu. Gatunek nie spełnia też kryteriów redukcji populacji oraz niewielkiej i jednocześnie malejącej populacji. Liczebność populacji przekracza próg kwalifikujący dla kategorii *zagrożony* (EN), jednak znaczna część par (ok. 40–50%; Stój 2016, 2019) nie przystępuje do lęgów – po wzięciu tego czynnika pod uwagę, zredukowana liczebność populacji kwalifikuje orła przedniego jako *krytycznie zagrożony* (CR). Ze względu na dobrą sytuację gatunku na Słowacji i związaną z tym możliwość zasilania populacji krajowej z zewnątrz, obniżono ocenę uzyskaną wg kryteriów globalnych o jeden stopień – krajowy status gatunku to *zagrożony* (EN).

Informacje o gatunku

Orzeł przedni posiada szeroki zasięg obejmujący Afrykę, Europę, Azję i Amerykę Północną. W Europie zajmuje głównie południową, wschodnią oraz północną część kontynentu, brak go natomiast na rozległym obszarze Europy środkowej, co przejawia się również nieobecnością na niżu Polski (EBBA 2020, Katzner et al. 2020). W krajach ościennych występują małe, liczące kilka-kilkadziesiąt par populacje, z wyjątkiem Słowacji, którą zasiedla 120–165 par (BirdLife 2015, EIONET 2020). Zasiedla szeroki wachlarz otwartych biotopów – od tundry, przez obszary stepowe i łąkowe zlokalizowane w sąsiedztwie lasów, po tereny górskie i wysokogórskie, gdzie gniazduje na skałach (EBBA 2020, Katzner et al. 2020). W warunkach krajowych siedlisko orła przedniego to mozaika rozległych terenów leśnych i łąkowych o niewielkiej antropopresji i bogatej bazie pokarmowej (Stój 2016). Ze względu na rozległy zasięg, a także stabilne lub wzrostowe populacje w większości krajów, jest gatunkiem niezagrożonym – zarówno w Europie, jak i globalnie (BirdLife 2015, 2020).


© Cezary Korkosz

W Polsce główna część zasięgu obejmuje Karpaty – orzeł przedni gniazduje na rozległym obszarze od Beskidu Żywieckiego do Pogórza Przemyskiego i Bieszczad, a tutejsza populacja liczy 27–30 par (Stój 2019). Druga, niewielka enklawa zasięgu znajduje się na Pomorzu, gdzie gniazdują 1–2 pary tego gatunku. Łączna, aktualna liczebność krajowej populacji to 28–34 pary (Chodkiewicz et al. 2019) i jest ona w ostatnich kilkunastu latach stabilna, a długoterminowo od lat 80. XX wieku lekko wzrasta liczebnie (Chodkiewicz et al. 2019, Stój 2019). Słowacka populacja, mająca największy wpływ na zasilanie populacji krajowej, również się zwiększa (BirdLife 2015). Zasięg w Polsce nie zmienia się istotnie – nieznacznie rozszerzył się w Karpatach (Stój 2016), ale zanikła niewielka populacja zasiedlająca dawniej Warmię i Mazury (Tomiałojć & Stawarczyk 2003).

Zagrożenia

Wśród kluczowych zagrożeń dla populacji krajowej wymienia się zmiany siedliskowe, przede wszystkim zabudowę terenów otwartych oraz zarzucanie użytkowania rolniczego górskich łąk, powodujące zmniejszanie powierzchni żerowisk (Stój 2016). Istotne może być również niepokojenie ptaków przy gniazdach, mogące skutkować porzucaniem lęgów, oraz czynniki zwiększające śmiertelność ptaków – nieodpowiednia lokalizacja linii energetycznych powodująca kolizje oraz zatrucia ptaków. W Polsce w latach 1995–2014 była to przyczyna śmierci co najmniej 8 orłów przednich (Stój 2016), i jest to jedno z głównych zagrożeń również w innych częściach zasięgu (np. Whitfield et al. 2007, Katzner et al. 2020). W polskich Karpatach stwierdzono, że w latach 2012–2018 tylko 40–47% par obecnych w rewirach przystąpiło do lęgów (Stój 2016, 2019), co wskazuje, że istnieją czynniki wpływające na decyzję ptaków o niepodjęciu lęgu. Podatność na zagrożenia mogą zwiększać cechy demograficzne, np. niski poziom reprodukcji oraz niskie zagęszczenie populacji (Katzner et al. 2020).

Uszatka błotna *Asio flammeus*

EN D1

EN

Uzasadnienie statusu

Bardzo niska liczebność krajowej populacji kwalifikuje uszatkę błotną jako *krytycznie zagrożoną* (CR) w ramach kryterium skrajnie niewielkiej populacji. Dodatkowo niewielki i pofragmentowany obszar zajmowany (AOO) wraz z silnymi fluktuacjami parametrów populacyjnych kwalifikuje ten gatunek do niższej kategorii zagrożenia. Odnotowany w ostatnich 10 latach wzrost liczebności (będący raczej etapem fluktuacji populacji) sprawia, że gatunek ten nie spełnia kryteriów redukcji populacji oraz niewielkiej i jednocześnie malejącej populacji. Ze względu na możliwość zasilania krajowej populacji przez ptaki z krajów ościennych, status gatunku uzyskany wg kryteriów globalnych obniżono o jeden stopień – do kategorii *zagrożony* (EN).

Informacje o gatunku

Uszatka błotna posiada rozległy areał lęgowy obejmujący pięć kontynentów. W Europie ciągły zasięg obejmuje wschodnią i północną część kontynentu, na pozostałym obszarze rozmieszczenie ma charakter plamowy (Europa środkowa) lub gatunku brak zupełnie (rozległe obszary Europy południowej) (BirdLife 2020, EBBA 2020). W krajach ościennych występuje nielicznie, z populacjami liczącymi kilka-kilkadziesiąt par, z wyjątkiem Białorusi (500–1500 par) oraz Ukrainy (850–1700 par) (BirdLife 2015). Zasiedla szerokie spektrum siedlisk otwartych: od tundry, przez stepy, wrzosowiska, po różne typy biotopów łąkowych i podmokłych, a niekiedy intensywnie użytkowane obszary rolnicze (EBBA 2020). W Polsce gatunek ten zajmuje głównie rozległe torfowiska niskie lub kompleksy łąk w dolinach dużych rzek (Domaszewicz & Profus 2007). Ptaki w poszukiwaniu miejsc zasobnych w gryzonie mogą pokonywać duże dystanse, co powoduje znaczne fluktuacje liczebności (np. Village 1987, EBBA 2020). Sowa ta nie jest zagrożona globalnie ani w Europie (BirdLife 2015, 2020).

Uszatka błotna dawniej zasiedlała znaczną część niżu Polski, gniazdując m.in. na Śląsku, Ziemi Lubuskiej czy Mazowszu (Głowaciński 2001, Tomiałojć & Stawarczyk 2007). W drugiej połowie XX wieku zasięg ograniczony był już prawie wyłącznie do trzech obszarów: Doliny Biebrzy i Narwi, torfowisk na Lubelszczyźnie oraz okolic Zalewu Szczecińskiego (Domaszewicz & Profus 2007, Stawarczyk et al. 2017). W ostatnich dwóch dekadach gatunek gniazdował regularnie jedynie w Dolinie Biebrzy i Narwi, a pojedyncze lęgi notowano w innych częściach kraju (Stawarczyk et. al 2017, Komisja Faunistyczna 2017–2020). Jeszcze w latach 90. populacje oceniano na 20–100 par (Profus 2001), obecnie jedynie na 0–35 par (Chodkiewicz et al. 2019). Nawet biorąc pod uwagę skryty tryb życia i znaczne fluktuacje populacji, powyższe dane wskazują na długoterminowe zmniejszanie się zasięgu i liczebności uszatki błotnej w kraju. Regres odnotowano także w innych krajach Europy środkowej, m.in. w Niemczech i Finlandii (EBBA 2020, EIONET 2020).



© Grzegorz Jędro

Zagrożenia

Kluczowym zagrożeniem dla gatunku jest zanik siedlisk na skutek m.in. intensyfikacji rolnictwa, prowadzonych melioracji, rozbudowy sieci dróg i zabudowań. Efekty takich działań mogą być dodatkowo potęgowane przez czynniki klimatyczne, powodujące obniżanie się poziomu wód gruntowych (BirdLife 2020). Gatunek ten wymaga rozległych obszarów otwartych, co czyni go szczególnie wrażliwym na fragmentację siedlisk (Wiggins et al. 2020). Fragmentacja może również zwiększać presję drapieżników, co w przypadku tego gniazdującego na ziemi gatunku wskazywane jest jako szczególnie istotny czynnik ryzyka (Wiggins et al. 2020). Ścisła zależność uszatki błotnej od obfitości pokarmu sprawia, że na gatunek silnie oddziaływać mogą też wszelkie czynniki powodujące zanik lub zaburzenia cyklów występowania gryzoni, np. zmiany klimatyczne (Gliwicz & Jancewicz 2016) lub siedliskowe.

Puszczyk mszarny *Strix nebulosa*

EN D1

EN

Uzasadnienie statusu

Niewielki i pofragmentowany zasięg występowania (EOO) i obszar zajmowany (AOO) puszczyka mszarnego przekracza próg kwalifikujący dla gatunków zagrożonych, ale takson ten nie spełnia dodatkowych warunków (spadek lub silne fluktuacje parametrów populacyjnych) wymaganych przy stosowaniu kryterium ograniczonego zasięgu. Ze względu na wzrost populacji notowany w ostatnich latach, puszczyk mszarny nie spełnia także kryterium redukcji populacji lub kryterium małej i jednocześnie zmniejszającej się populacji. Jednak bardzo niska liczebność gatunku w Polsce kwalifikuje go jako takson *krytycznie zagrożony* (CR) w ramach kryterium skrajnie niewielkiej populacji. Uznano, że istnieje możliwość zasilania krajowej populacji przez populacje z państw ościennych (długoterminowy wzrost populacji białoruskiej i ukraińskiej) i w związku z tym obniżono uzyskaną ocenę o jeden stopień – do kategorii *zagrożony* (EN).



Informacje o gatunku

W Europie areał lęgowy ograniczony jest do strefy borealnej północno-wschodniej części kontynentu (BirdLife 2015, Bull & Duncan 2020). Ptaki gniazdujące w Polsce przynależą do enklawy występującej na białoruskim i ukraińskim Polesiu, oddalonej o 400–500 km od głównego zasięgu. W obu tych krajach zarejestrowano wzrost liczebności gatunku i aktualnie gniazduje tam 100–250 par na Białorusi oraz 60–110 par na Ukrainie (Ławicki et al. 2013). Stanowiska lęgowe z innych krajów ościennych są znane tylko z Litwy, gdzie występuje do 5 par (EIONET 2020). Trend liczebności dla Europy został określony jako wzrostowy (BirdLife 2015). Wzrost liczebności zarejestrowano na najważniejszych lęgowiskach położonych w Rosji (BirdLife 2015) oraz w Finlandii (EIONET 2020), a gatunek nie jest zagrożony w Europie i w skali całego globu (BirdLife 2015, 2020).

Puszczyk mszarny najczęściej gniazduje w rozległych lasach z mozaiką starodrzewi, terenów podmokłych, w tym otwartych śródleśnych torfowisk (Mikkola & Willis 1983, Kuzmenko 2018). W polskich warunkach lęgi zakłada przede wszystkim w gniazdach ptaków szponiastych oraz na sztucznych platformach gniazdowych, zlokalizowanych w bliskiej odległości (do 100 metrów) od siedlisk wilgotnych i bagiennych (B. Woźniak – dane niepubl.). Pierwsze przypadki gniazdowania puszczyka mszarnego w Polsce wykryto w roku 2010 (Keller et al. 2011). W kolejnych latach populacja fluktuowała w zakresie 0–9 par. Wszystkie dotychczas wykryte lęgi miały miejsce na Polesiu Lubelskim, większość par występowała w Lasach Sobiborskich, a pojedyncze lęgi odnotowano również w Lasach Włodawskich i w okolicy Białej Podlaskiej (Stawarczyk et al. 2017, B. Woźniak – dane niepubl.).

Zagrożenia

Główne czynniki negatywnie wpływające na populację puszczyka mszarnego to przesuszenie terenów bagiennych oraz zbyt intensywna gospodarka leśna (Bull & Duncan 2020). Obniżenie poziomu wód w lasach, np. w wyniku pogłębiania oraz regulowania koryt rzecznych, budowania głębokich rowów lub kanałów, czy usuwania przetamowań bobrowych, powoduje obniżenie jakości terenów żerowiskowych, m.in. poprzez sukcesję roślinności. W ostatnich latach zjawisko to zostało wzmocnione występowaniem okresów suszy oraz bezśnieżnych zim, doprowadzając do ogólnego spadku poziomu zwierciadła wód. Postępujące zmiany klimatyczne powodują zaburzenie w cyklach rozrodczych norników, będących głównym pokarmem puszczyka mszarnego (Hipkiss et al. 2008, Cornulier et al. 2013). Dodatkowym zagrożeniem stwierdzonym m.in. na Ukrainie jest nielegalny odstrzał ptaków (Domashevsky & Bumar 2009, BirdLife 2015). Może to wpływać również na liczebność populacji krajowej.

Droździk *Turdus iliacus*

EN A2b; B2ab(v)

EN

Uzasadnienie statusu zagrożenia

Obszar zajmowany (AOO) droździka w kraju jest obecnie skrajnie niewielki i pofragmentowany, co wraz ze spadkiem liczebności kwalifikuje ten gatunek jako *krytycznie zagrożony* (CR) w ramach kryterium ograniczonego zasięgu. Do tej samej kategorii zagrożenia kwalifikuje się w kryterium redukcji populacji ze względu na bardzo silny spadek liczebności (-81%) w ostatnich 10 latach. Bardzo niska liczebność populacji lęgowej droździka kwalifikuje go dodatkowo do niższej kategorii zagrożenia w ramach kryterium skrajnie niewielkiej populacji. Ze względu na możliwość zasilania z zewnątrz krajowej populacji, status gatunku określony przy użyciu kryteriów globalnych obniżono o jeden stopień, do kategorii *zagrożony* (EN).

Informacje o gatunku

Droździk jest szeroko rozmieszczony w północnej Palearktyce od Islandii przez północną część Wysp Brytyjskich i Skandynawię, euroazjatycką tajgę aż do wschodniej Azji. Optymalne warunki znajduje na obszarach, gdzie temperatura w sezonie lęgowym wynosi ok. 10°C (EBBA 2020). Jego liczebność w Europie szacowana jest na 13,2–20,1 mln par z trendem spadkowym (BirdLife 2015, EBBA 2020). Pomimo rozległego areału i wysokiej liczebności w skali globalnej, gatunek zarówno na całym świecie, jak i w samej Europie uzyskał status *bliski zagrożenia* (NT) ze względu na notowane spadki populacji (BirdLife 2015, 2020).

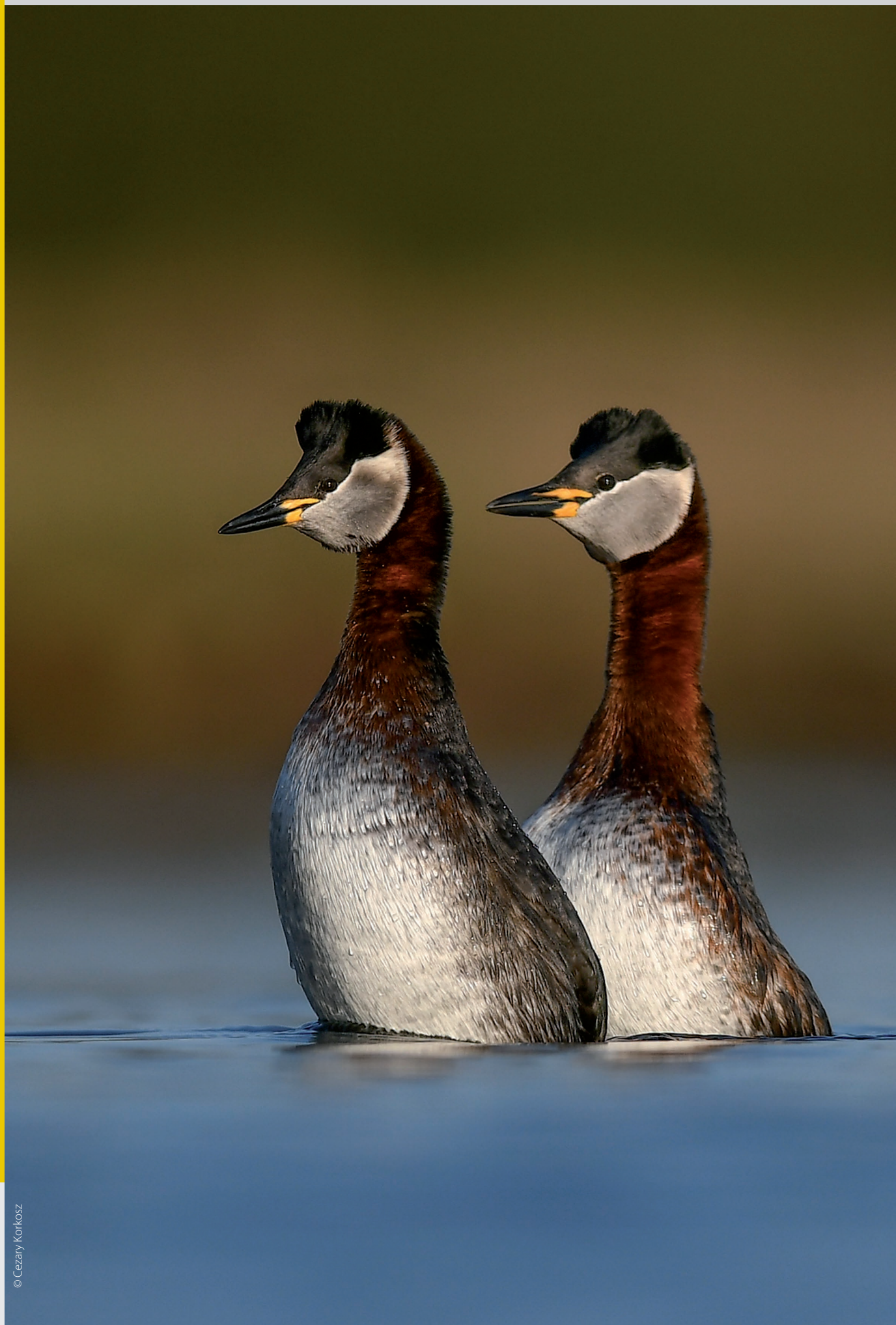
Pierwsze symptomy ustępowania droździka z Polski pochodzą z lat 90. i dotyczą stanowisk położonych w izolacji od regularnie zajmowanych lęgowisk (Tomiałojć & Stawarczyk 2003). W latach 90. jego liczebność oceniono na 500–1000 par (BirdLife 2004). W ciągu następnych dwóch dekad populacja droździka zmniejszyła się drastycznie i ostatnio oceniono ją na 50–150 par (Chodkiewicz et al. 2019), chociaż aktualnie prawdopodobnie nie przekracza 100 par. W kilku ważnych ostojach nastąpił wyraźny spadek populacji albo wycofanie się gatunku. W Dolinie Biebrzy na początku lat 90. liczebność droździka oceniono na 90–110 par (Gromadzki i in. 1994), w latach 2007–2010 na Czerwonym Bagnie potwierdzono 6 par (Dmoch et al. 2012), ostatnio brak dowodów gniazdowania. W Puszczy Augustowskiej w latach 1988–1994 liczebność droździka oceniono na 20–30 par (Zawadzka & Zawadzki 1995), a w roku 2010 wykryto zaledwie jedną parę (Zawadzka et al. 2011). W Bagiennej Dolinie Narwi w roku 1981 odnotowano ok. 30 par (Tomiałojć 1990), a w latach 2011–2012 nie potwierdzono tu lęgów (Tumiel et al. 2020). Wykazano również spadek populacji w Puszczy Białowieskiej – ze 110–130 par na początku lat. 90. do nie więcej niż 50 par w latach 2004–2012 (Pugacewicz 2012), w Puszczy Knyszyńskiej: z 15–20 par na początku lat 90. do 5–10 par w roku 2011 (Gromadzki et al. 1994, Tumiel et al. 2013), oraz w Puszczy Boreckiej, gdzie w latach 1993–1995 liczebność oceniono na 15–20 par (Gromadzki i in. 1994), a ostatnio nie potwierdzono obecności ptaków lęgowych (Sikora et at. 2016, A. Sulej – dane niepubl.).

Zagrożenia

Wysychanie siedlisk podmokłych w preferowanych przez droździka lasach wilgotnych, głównie łęgach i płytkich olsach (Tomiałojć & Stawarczyk 2003, Pugacewicz 2012), powoduje pogorszenie warunków troficznych i przyśpieszenie zarastania błotnistego podłoża, które jest wykorzystywane jako żerowisko przez ten gatunek (Pugacewicz 2012). Kurczenie się areału lęgowego, odnotowane na południowych krańcach zasięgu (EBBA 2020), zgodne jest ze scenariuszem klimatycznym prognozującym przesuwanie się zasięgu na północ (Huntley et al. 2007) i potwierdza, że czynniki klimatyczne mogą w istotny sposób kształtować występowanie droździka. Wpływ na jego populację mogą mieć ponadto polowania w zachodniej Europie, gdzie strzela się 1–2 mln osobników rocznie (Milwright 2002).


© Miłosz Kowalewski

vulnerable / **narażone**



© Cezary Korkosz

VU

Ohar *Tadorna tadorna*

VU B2ab(v); D1

VU

Uzasadnienie statusu

Ohar ma w Polsce niewielki i pofragmentowany obszar zajmowany (AOO) z niewielką liczbą lokalizacji, co w połączeniu ze spadkiem liczebności populacji kwalifikuje ten gatunek jako *zagrożony* (EN) w kryterium ograniczonego zasięgu. Dodatkowo niewielka liczebność ohara kwalifikuje go do tej samej kategorii w kryterium skrajnie niewielkiej populacji. Liczebność gatunku zmniejsza się, jednak spadek ten nie przekracza progu kwalifikującego w kryterium redukcji populacji. Ze względu na możliwość zasilania rodzimej populacji z sąsiednich krajów, status gatunku obniżono o jeden stopień – do poziomu *narażony* (VU).

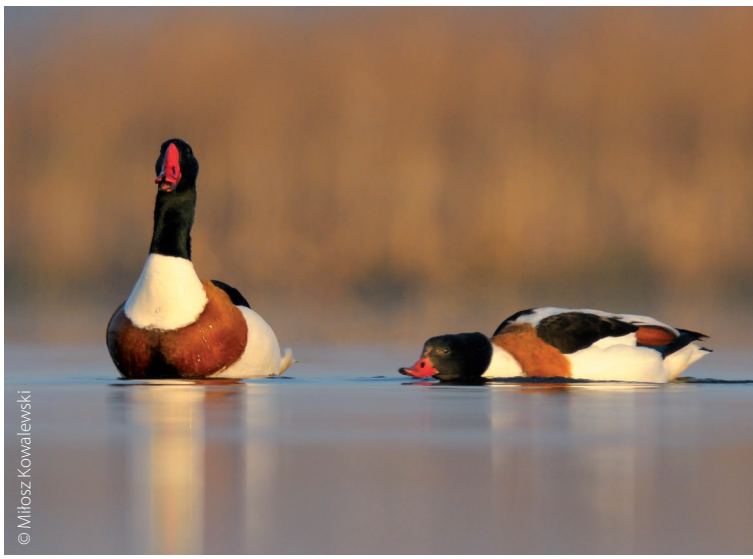
Informacje o gatunku

Gatunek o szerokim, palearktycznym zasięgu od Irlandii na zachodzie do środkowej Azji, na północy obejmując Płw. Skandynawski (EBBA 2020). W Europie jego lęgowiska zajmują dwa obszary: północno-zachodni (populacja atlantycka) i południowo-wschodni (populacja czarnomorsko-kaspijska). Areał rozproszony jest w strefie śródziemnomorskiej i w środkowej części kontynentu. Liczebność ohara w Europie wynosiła 51–69 tys. par. W krajach ościennych najliczniejsze populacje stwierdzono w Niemczech i na Ukrainie (BirdLife 2015). Gatunek nie jest zagrożony globalnie ani też w Europie (BirdLife 2015, 2020).

W Polsce zasiedla wybrzeże Bałtyku i doliny największych rzek, w tym Wisłę i dolną Odrę z przyujściowym odcinkiem Warty. Na początku lat 80. jego liczebność w kraju oceniono na ok. 30 par skupionych głównie na wybrzeżu Bałtyku (Tomiałojć 1990). Pierwsze lęgi śródlądowe w Polsce potwierdzono przy ujściu Warty k. Słońska w roku 1972, na Wiśle pod Płockiem w roku 1989 i na zb. Mietkowskim od 1990 roku (Nowysz & Wesołowski 1972, Dyrcz & Kołodziejczyk 1991, Tomiałojć & Stawarczyk 2003). W następnym dwudziestoleciu nastąpiły wyraźny wzrost populacji do 120–140 par i kolonizacja terenów śródlądowych (Tomiałojć & Stawarczyk 2003). Potem liczebność utrzymywała się na podobnym poziomie (Chodkiewicz et al. 2019). W roku 2020 populację krajową oszacowano na 100–120 par (Beuch et al. 2020), co oznacza niższą liczebność w stosunku do wcześniejszej oceny. W okresie ostatnich dwudziestu lat liczebność na wybrzeżu spadła o połowę (z 90–110 do 45–53 par), natomiast w tym samym czasie wykazano ponad dwukrotny wzrost populacji w głębi lądu (z 25–30 do 56–64 par). Najsilniejszy spadek dotyczył jezior przymorskich, Zatoki Gdańskiej i Zalewu Wiślanego (Kajzer & Ławicki 2005, Sikora et al. 1994, 2013). Z kolei w głębi lądu silny wzrost nastąpił w dolinie środkowej Wisły (od ok. 10 par pod koniec lat 90. do 35–40 par obecnie; Beuch et al. 2020).

Zagrożenia

Negatywny wpływ na populację ohara w Polsce może mieć intensyfikacja ruchu turystycznego, w szczególności użytkowanie sprzętu pływającego. W latach 2012–2019 wykazano bardzo silny (o ponad 60%) wzrost liczby turystów na obszarze przymorskim (GUS 2019b). Ohary są podatne na płoszenie: w przypadku turystów pieszych dystans ucieczki wynosi 30 m, a w przypadku kitesurferów ptaki reagują już z odległości 250–700 m (Laursen et al. 2005, Krüger 2016). Płoszenie ptaków powoduje zakłócenie ich budżetu czasowego i zmusza do spędzania większej ilości czasu na wodzie kosztem żerowania czy odpoczynku. Ma to szczególnie negatywne znaczenie na etapie wodzenia młodych (np. Kahlert 1994), lub podczas obniżenia temperatury powietrza i silnych wiatrów (Makepeace & Patterson 1991). Rozwój turystyki i infrastruktury turystycznej wiąże się również z deficytem miejsc do gniazdowania. Negatywny wpływ na sukces lęgowy ma ponadto drapieżnictwo ze strony ssaków i ptaków (Fuellhaas et al. 1997), więc wzrastające liczebnie populacje norki amerykańskiej i lisa mogą ograniczać jego liczebność.



Hełmiatka *Netta rufina*

VU D1

VU

Uzasadnienie statusu

Obszar zajmowany (AOO) hełmiatki w Polsce jest niewielki i pofragmentowany z niewielką liczbą lokalizacji, jednak gatunek ten nie spełnia dodatkowych warunków (spadek lub silne fluktuacje parametrów populacji) wymaganych przy stosowaniu kryteriów związanych z ograniczonym rozmieszczeniem. Trend liczebności gatunku w ostatnich 10 latach jest wzrostowy, gatunek nie spełnia więc kryteriów związanych z redukcją populacji. Niewielka liczebność hełmiatki kwalifikuje go jako takson *zagrożony* (EN), jednak ze względu na możliwość zasilania rodzimej populacji z państw ościennych, kategorię w skali krajowej obniżono do poziomu *narażony* (VU).

Informacje o gatunku

Gatunek palearktyczny z silnie rozproszonym zasięgiem w Europie środkowej i południowej oraz zwartym areałem lęgowym od południowo-wschodniej Europy, przez region kaspijski do środkowej Azji. Kolonizacja Europy przez hełmiatkę trwa od końca XIX wieku do chwili obecnej (Berndt 1997, EBBA 2020). Populacja europejska liczy 27,5–43 tys. par z nieznanym trendem liczebności w całej Europie i wzrostem w krajach Unii Europejskiej. W krajach granicznych z Polską najliczniej zasiedla Niemcy (1000––1100 par) i mniej licznie Czechy (250-300 par), Ukrainę (150–200) i Słowację (50–150). Populacja w Niemczech i w Słowacji w ostatnich latach wzrastała, natomiast spadek wykazano na Ukrainie. Jest to gatunek niezagrożony w Europie i globalnie (BirdLife 2015, 2020, EIONET 2020).


© Leszek Iwanowski

W okresie lęgowym europejska populacja hełmiatki jest zwykle silnie rozproszona, w znacznych skupieniach występując na pierzowiskach i zimowiskach (np. Keller 2000, Köhler et al. 2009).

Pierwszy lęg hełmiatki w Polsce odnotowano w roku 1968 na jez. Łuknajno (Martyniak et al. 1969) i od tego czasu do roku 2018 stwierdzona została na 38 stanowiskach, w tym na 34 potwierdzono jej gniazdowanie (Stawarczyk et al. 2017, Komisja Faunistyczna 2017, 2018, 2019). Przeważały lęgowiska zajmowane przez 1–2 sezony (53%), tylko na 3 stanowiskach (8%) ptaki te obserwowano co najmniej przez 10 sezonów. Hełmiatka występuje głównie w południowej części kraju, w tym najpowszechniej na stawach rybnych w dolinie górnej Odry i górnej Wisły. Rzadko pojawia się w pasie nizin środkowej Polski i nieco liczniej na pojezierzach na północy, jednak ostatnio regularnie tylko w Krainie Wielkich Jezior Mazurskich. W latach 2011–2018 potwierdzono jej obecność na 15 stanowiskach, w tym 3 na Warmii i Mazurach, 1 na Ziemi Łódzkiej, 8 na Śląsku i 3 w Małopolsce. W tym okresie 11 stanowisk było zajmowanych przez 1–2 sezony, a 4 przez 4–8 sezonów. Pomimo fluktuacji liczebności zaznacza się niewielki wzrost populacji lęgowej. Liczebność hełmiatki w Polsce w ostatnich latach oszacowano na 15–48 par (Chodkiewicz et al. 2019). W roku 2016 najliczniej zasiedlane stanowiska znajdowały się na Górnym Śląsku, w tym na stawach rybnych w Wielikącie (12–20 par) i w rez. Łężczok (18–24 par) (Komisja Faunistyczna 2017, 2018).

Zagrożenia

W Polsce na kilku najbardziej stałych lęgowiskach koncentruje się ponad 80% populacji krajowej. Głównym zagrożeniem są polowania zbiorowe (Wiehle & Bonczar 2007, Wiehle & Malczyk 2009), które odbywają w okresie, kiedy w miejscach lęgowych nadal przebywają rodziny z nielotnymi młodymi (Szyra 2012). Polowania stanowią również zagrożenie w okresie wędrówek i zimowania (Hirschfeld & Heyd 2005). Trzcinowiska hełmiatka wykorzystuje do gniazdowania, a podwodne łąki makrofitów jako żerowiska (Defaus du Rau et al. 2005). Zmniejszanie się areału szuwarów, pogarszanie bazy pokarmowej i obniżanie poziomu wody mogą wpływać negatywnie na jej populację. Ptaki lęgowe w Europie odznaczają się odrębnością genetyczną, mają inne wzorce demograficzne niż ptaki z areału azjatyckiego i nie są zasilane przez osobniki ze wschodniej części zasięgu (Gay et al. 2004).

Głowienka *Aythya ferina*

VU C1

VU

Uzasadnienie statusu

Obszar zajmowany (AOO) głowienki w Polsce przekracza próg kwalifikujący dla gatunków zagrożonych, jednak nie spełnia on koniecznych warunków dodatkowych (fragmentacja zasięgu lub silne fluktuacje parametrów populacji), wymaganych przy kryterium ograniczonego zasięgu. Także liczebność populacji nie pozwala na zastosowanie kryterium skrajnie małej populacji. Za to niska liczebność połączona ze spadkiem populacji w okresie 10 lat kwalifikuje głowienkę jako takson *narażony* (VU) w kryterium niewielkiej i jednocześnie malejącej populacji. Natężenie spadku pozwala zaliczyć ten gatunek do kategorii *bliski zagrożenia* (NT) również w ramach kryterium związanego z redukcją populacji. Ze względu na spadek liczebności postępujący w państwach ościennych i związaną z tym prognozę ograniczonego zasilania populacji krajowej w przyszłości, utrzymano ocenę *narażony* (VU) na poziomie krajowym.

Informacje o gatunku

Szeroki areał lęgowy głowienki rozciąga się w Eurazji od Płw. Iberyjskiego i Wysp Brytyjskich do Mongolii i zachodnich Chin. Populacja w Europie została oceniona na 198–285 tys. par, a trend liczebności jest malejący zarówno w perspektywie krótko-, jak i długoterminowej. Z powodu redukcji populacji w Europie, jak i w skali globalnej głowienka jest gatunkiem *narażonym na wyginięcie* (VU) (BirdLife 2015, 2020). W ostatnich 2–3 dekadach w niemal połowie krajów europejskich, w których populacje lęgowe liczyły przynajmniej 100 par, nastąpił spadek liczebności, w tym w 5 krajach o najwyższej liczbie par (Rosja, Czechy, Finlandia, Polska, Ukraina) (BirdLife 2015, Fox et al. 2016, Mischenko et al. 2020).

W Polsce w XIX wieku głowienka nie była tak liczna jak obecnie (Tomiałojć & Stawarczyk 2003) i bardziej rozpowszechniona jedynie na Mazurach (Tischler 1941). W XX wieku zaczęła stopniowo zasiedlać nowe obszary lęgowe i zwiększać liczebność. W latach 1985–1993 była umiarkowanie rozpowszechnionym gatunkiem, a jej liczebność oceniono na 20–30 tys. par (Sikora et al. 2007). Pierwsze sygnały o spadku populacji pochodzą z lat 80., np. z Zalewu Wiślanego, jezior przymorskich oraz z doliny Narwi (Tomiałojć & Stawarczyk 2003, przegląd w: Antczak & Mohr 2006). Obecnie liczebność głowienki w Polsce została oceniona na 2–6 tys. par, co oznacza spadek w ostatnich trzech dekadach aż o 80–90% (Chodkiewicz et al. 2019). Tempo spadku liczebności w okresie dwóch dekad dla 20 przebadanych obszarów wynosiło ok. 10% rocznie (Chylarecki et al. 2018).


© Miłosz Kowalewski

Zagrożenia

Utrata siedlisk, pogorszenie bazy pokarmowej oraz drapieżnictwo są wymieniane jako kluczowe zagrożenia dla tego gatunku (Wylegała & Ławicki 2019). Zaniechanie gospodarki rybackiej na stawach sprzyja ich zarastaniu, z kolei zbyt duża jej intensyfikacja powoduje, że na stawach karpiowych brakuje miejsc do zakładania gniazd, a ptaki konkurują z rybami o ograniczone zasoby pokarmowe (Fox et al. 2016). Kaczka ta preferuje do gniazdowania kolonie śmieszek *Chroicocepalus ridibundus*, który to gatunek w ostatnich latach zmniejsza liczebność w Polsce (Chylarecki et al. 2018), co może prowadzić do równoczesnego spadku liczebności i opuszczania lęgowisk przez głowienki (Fox et al. 2016). Istotny wpływ na jej populację krajową mają polowania, które są prowadzone w obrębie lęgowisk począwszy od połowy sierpnia, kiedy część ptaków wodzi jeszcze nielotne młode. Oprócz zastrzelonych osobników, polowania powodują rozbijanie stad rodzinnych (Wiehle & Bonczar 2007, Wylegała & Ławicki 2019). Ubytek populacji w wyniku polowań jest również bardzo istotny w okresie wędrówek i zimowania, np. w sezonie 2014/2015 w krajach unijnych odstrzelono 28,3 tys. głowienek (Hirschfeld & Attard 2017). Liczba ptaków odstrzelonych w tym sezonie była co prawda mniejsza o ok. 40%, niż przed dekadą, jednak równolegle zmniejszyła się populacja gatunku i tym samym względny jej ubytek z powodu polowań utrzymuje się na podobnym poziomie.

Podgorzałka *Aythya nyroca*

VU D1

VU

Uzasadnienie statusu

Podgorzałka ma w Polsce niewielki i pofragmentowany obszar zajmowany (AOO) z niewielką liczbą lokalizacji, jednak nie spełnia dodatkowych warunków (spadek lub silne fluktuacje parametrów populacji), wymaganych przy stosowaniu kryterium ograniczonego rozmieszczenia. Populacja podgorzałki w ostatnich 10 latach była stabilna, gatunek ten nie spełnia więc kryteriów związanych z redukcją populacji. Niska liczebność kwalifikuje ten gatunek jako *narażony* (VU) w kryterium skrajnie niewielkiej populacji. Ze względu na spadek liczebności notowany w krajach ościennych i ryzyko ograniczonego zasilania w przyszłości rodzimej populacji, kategorię *narażony* (VU) utrzymano w skali krajowej.


© Tomasz Wylegała

Informacje o gatunku

Lęgowiska podgorzałki obejmują Palearktykę od środkowej Europy do centralnej i południowo-wschodniej Azji (EBBA 2020). W Europie jej populację ocenia się na 17,4–30,1 tys. par z trendem krótkoterminowym nieznanym. Trend długoterminowy w wielu krajach jest malejący (BirdLife 2015). W Europie i w skali globalnej podgorzałka nie jest gatunkiem zagrożonym (BirdLife 2015, 2020). W krajach ościennych występuje rzadko i liczniej niż w Polsce tylko na Ukrainie (300–600 par). Liczebność na Białorusi i Litwie zmniejsza się (BirdLife 2015).

Pierwsze oznaki spadku liczebności podgorzałki w Polsce odnotowano na początku lat 60. XX wieku. Na początku lat 80. jej liczebność oceniano na 400–500 par (Tomiałojć 1990), jednak nadal następował stały spadek, szczególnie silny w latach 90., kiedy krajowa populacja liczyła zaledwie 40 par. Na jednym z najważniejszych lęgowisk w kraju, w Dolinie Baryczy, na początku lat 80. liczebność podgorzałki wynosiła 175–185 par, a potem silnie spadła, do zaledwie 10 par pod koniec ubiegłego wieku (Witkowski & Orłowska 2012). W ostatnich kilkunastu latach krajowa liczebność nieco wzrosła, jednak nie wróciła do poziomu sprzed regresu populacji. W latach 1996–2002 na stawach gnieździło się mniej niż 60% wszystkich par, a na jeziorach – ok. 20% (Wieloch 1999, 2003).

Obecnie podgorzałka zasiedla niemal wyłącznie stawy rybne. Zajmuje regularnie trzy obszary w południowej części kraju, gdzie koncentruje się 95% krajowej populacji: stawy w Budzie Stalowskiej, Dolinę Baryczy i Lubelszczyznę. Nawet na tych stałych stanowiskach liczebność podgorzałki jest bardzo zmienna w kolejnych latach, np. w Budzie Stalowskiej w latach 2015–2020 odnotowano 19–67 par, natomiast w OSO Dolina Baryczy – 10–40 par. Istotne znaczenie mają jeszcze obszary Natura 2000 na Lubelszczyźnie: Polesie, Uroczysko Mosty-Zahajki oraz Lasy Parczewskie i Zb. Podedwórze (Sikora et al. 2020b). Pojedyncze pary stwierdzono poza tymi lęgowiskami, w tym w okolicach Szczecina, w Dolinie Nidy i na jez. Drużno (Sikora et al. 2020b).

Zagrożenia

Spadek liczebności podgorzałki związany jest prawdopodobnie z utratą dogodnych siedlisk poprzez spuszczanie wody ze stawów rybnych w sezonie lęgowym i zbyt intensywną hodowlę ryb na stawach (Petkov 2006). Na jej populację negatywny wpływ mogą mieć również drapieżnictwo, szczególnie ze strony będącej w ekspansji norki amerykańskiej (Brzeziński et al. 2020), oraz konkurencja z czernicą *Aythya fuligula*, ostatnio mniej nasilona ze względu na jej spadek liczebności (Chylarecki et al. 2018). Redukcja populacji jest też związana z polowaniami w okresie zarówno lęgowym, jak i nielęgowym (Tucker & Heath 1994, Robinson & Hughes 2006).

Cyranka *Spatula querquedula*

VU C1

VU

Uzasadnienie statusu

Obszar zajmowany (AOO) cyranki w Polsce przekracza próg kwalifikujący w kryterium ograniczonego rozmieszczenia, jednak gatunek ten nie spełnia warunków dodatkowych (fragmentacja zasięgu, silne fluktuacje parametrów populacji), wymaganych przy stosowaniu tego kryterium. Również liczebność gatunku nie pozwala na zastosowanie kryterium bardzo małej populacji. Gatunek ten zakwalifikowano jako *narażony* (VU) w oparciu o kryterium niewielkiej i jednocześnie malejącej populacji, a spadek liczebności w ostatnich 10 latach dodatkowo kwalifikuje ten takson jako *bliski zagrożenia* (NT) w kryterium redukcji populacji. Ze względu na spadek liczebności, postępujący również w krajach ościennych, i związaną z tym prognozę ograniczonego zasilania populacji krajowej w przyszłości, utrzymano kategorię *narażony* (VU) na poziomie krajowym.

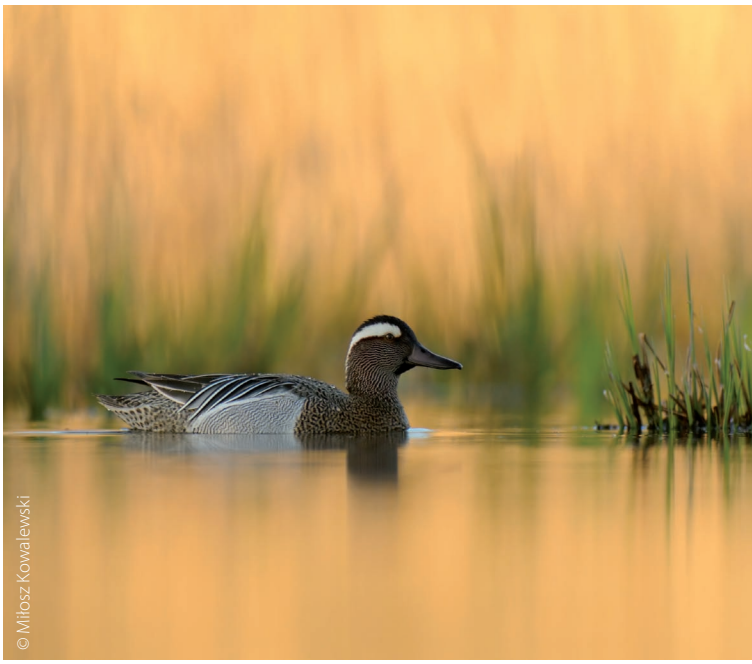
Informacje o gatunku

Lęgowiska cyranki obejmują rozległy obszar w Europie i Azji od Europy Zachodniej do Chin, głównie w strefie umiarkowanej i subborealnej. W Europie najważniejsze obszary lęgowe obejmują jej część wschodnią, w tym Rosję oraz Ukrainę i Białoruś, gdzie łącznie koncentruje się ponad 90% europejskiej populacji gatunku (BirdLife 2015, EBBA 2020). W skali całej Europy trend krótkoterminowy jest malejący. W ostatnich latach areał lęgowy poszerza się na północy w europejskiej części Rosji, a kurczy w południowo-zachodniej części kontynentu (EBBA 2020). Gatunek nie jest uznany jako zagrożony w skali globalnej i w Europie (BirdLife 2015, 2020).

W Polsce jest to gatunek lęgowy w całej nizinnej części kraju, gdzie jednak występuje lokalnie, będąc wyraźnie związanym z dużymi rzekami, których wody przy wyższych stanach swobodnie zalewają dolinę. Gatunek od kilku dekad zmniejsza liczebność (Tomiałojć & Stawarczyk 2003, Wylegała 2007a). W latach 90. jego populację oceniono na 2500–4000 par, jednak w ostatnich latach postępował spadek liczebności i obecnie populacja liczy 1000–3000 par (Chodkiewicz et al. 2009). Najliczniej zasiedla Dolinę Biebrzy, gdzie obecnie występuje 760 samców (PU: 480–1040), co stanowi ok. 30% krajowej populacji gatunku (Krajewski 2018). Inne większe skupienia krajowe gatunku liczące ponad 50 par stwierdzono ostatnio w Dolinie Górnej Narwi i na zb. Siemianówka, a także w dolinach: Dolnej Narwi i Dolnego Bugu, Nidy, Noteci i Dolnej Odry (przegląd w: Krajewski 2018). Na kilkunastu obszarach, na których występowało przynajmniej 20 par, skupia się ok. 75% populacji krajowej gatunku. Poza tymi lęgowiskami tworzy mniejsze skupienia par, rozproszone we wszystkich regionach kraju.

Zagrożenia

Cyranka jest wrażliwa na melioracje obszarów zalewowych w dolinach rzecznych skupiających główną część jej populacji krajowej. Przyspieszenie odpływu wody w okresie lęgowym powoduje pogorszenie stanu jej siedliska. Ponadto negatywny wpływ na zachowanie jej siedlisk lęgowych mają działania hydrotechniczne, polegające na obwałowaniu rzek, budowie zbiorników zaporowych czy prostowaniu koryta (Wylegała 2007a). Zaniechanie wypasu w dolinach rzecznych ma szczególnie negatywne znaczenie w obecnych warunkach zmieniającego się klimatu, gdyż podczas suchego lata dochodzi do zarastania otwartych terenów łąkowych. Negatywny wpływ globalnego ocieplenia polega również na pogorszeniu warunków pokarmowych. Na ten gatunek wędrujący na zimowiska do Afryki dodatkowo oddziałują pogarszające się warunki w strefie Sahelu, związane ze zmniejszaniem się poziomu opadów (Zwarts et al. 2009). Gatunek jest nielegalnie strzelany podczas polowań (Wiehle & Bonczar 2007).



© Miłosz Kowalewski

Płaskonos *Spatula clypeata*

VU A2b

VU

Uzasadnienie statusu

Obszar zajmowany (AOO) płaskonosa przekroczył próg kwalifikujący dla gatunków zagrożonych, jednak nie były spełnione warunki dodatkowe (fragmentacja zasięgu, silne fluktuacje), wymagane przy stosowaniu kryterium ograniczonego zasięgu. Silny spadek liczebności w ostatnich 10 latach (-45%) pozwala wskazać płaskonosa jako gatunek *narażony* (VU) w kryterium redukcji populacji, a niewielka liczebność populacji kwalifikuje go dodatkowo jako gatunek *bliski zagrożenia* (NT). Ze względu na spadek liczebności w państwach ościennych i związane z tym prognozy ograniczonego zasilania z zewnątrz, krajowy status zagrożenia płaskonosa utrzymano na poziomie *narażony* (VU).



Informacje o gatunku

Lęgowiska płaskonosa obejmują Holarktykę w strefie borealnej i umiarkowanej (EBBA 2020). W Europie populacja liczy 170–233 tys. par, z kluczowymi lęgowiskami na wschodzie kontynentu, szczególnie w Rosji, gdzie występuje 80% populacji europejskiej. Liczebność populacji europejskiej jest stabilna, a gatunek zarówno w Europie, jak i w skali globalnej nie jest zagrożony (BirdLife 2015, 2020). W krajach graniczących z Polską spotykany jest najliczniej na Białorusi, Ukrainie i w Niemczech – po kilka tys. par (BirdLife 2015).

W Polsce jest to gatunek bardzo nielicznie lęgowy, który zasiedla w dużym rozproszeniu całą nizinną część kraju, z wyraźną preferencją do zalewowych dolin dużych rzek, ale występuje również w pobliżu płytkich eutroficznych jezior, stawów rybnych i innych zbiorników w krajobrazie rolniczym (Wylegała 2007c). Jeszcze przed dwudziestoma laty jego liczebność oceniono na 1500–2000 par (Tomiałojć & Stawarczyk 2003), choć mogła być ona zawyżona (Wylegała 2003). Już w latach 80.–90. rejestrowano spadki liczebności płaskonosa, np. w Dolinie Środkowej Warty i w dolinie Bzury (Tomiałojć & Stawarczyk 2003). Obecnie jego liczebność szacuje się na 600–1100 par (Chodkiewicz et al. 2019)., a największe skupienia par w kraju wykazano w Dolinie Biebrzy, gdzie w roku 2018 populację oceniono na 490 (220-760) samców (Krajewski 2018), co stanowiło aż 60% jego liczebności w kraju. Poza tym skupienia liczące 10–60 par występują np. w Dolinie Środkowej Warty, Dolinie Dolnej Odry i Dolinie Dolnego Wieprza (przegląd w: Krajewski 2018).

Zagrożenia

Płaskonos jest zagrożony przez prowadzenie melioracji obszarów zalewowych w dolinach rzecznych, które skupiają główną część jego populacji krajowej. Ponadto negatywny wpływ na zachowanie siedlisk lęgowych mają działania hydrotechniczne, polegające na obwałowaniu rzek, budowie zbiorników zaporowych czy prostowaniu koryta rzek (Wylegała 2007c). Obniżenie poziomu wody powoduje zdecydowane pogorszenie stanu siedlisk płaskonosa, gdyż jego liczebność wykazuje silną pozytywną zależność od poziomu zalewu wiosennego doliny rzecznej (Chylarecki et al. 1992). Pomimo że gatunek uznany został w Polsce za ściśle chroniony, jest on nielegalnie zabijany podczas polowań, co wykazano m.in. na stawach rybnych w południowej Polsce (Wiehle & Bonczar 2007). W sezonie 2014/2015 w krajach Unii Europejskiej podczas polowań zastrzelono 6,8 tys. płaskonosów (Hirschfeld & Attard 2017), więc odstrzał podczas migracji i na zimowiskach dodatkowo redukować może liczebność krajowej populacji.

Przepiórka *Coturnix coturnix*

VU A2a

VU

Uzasadnienie statusu

Przepiórka to szeroko rozpowszechniony i wciąż stosunkowo liczny takson w krajowej awifaunie – nie spełnia więc kryteriów związanych z ograniczonym, pofragmentowanym zasięgiem ani z niewielką liczebnością populacji. Jednak gwałtowny spadek liczebności (-60%) w ostatnich 10 latach przekracza wartość progową wg kryterium redukcji populacji dla kategorii *zagrożony* (EN). Ze względu na specyficzną biologię (silny nomadyzm) i dość liczne populacje w krajach ościennych, kategorię zagrożenia w kraju obniżono o jeden stopień – do poziomu *narażony* (VU).


© Cezary Korkosz

Informacje o gatunku

Przepiórka występuje w otwartych środowiskach Palearktyki, na wschodzie sięgając aż do środkowej Azji, a lokalnie gniazduje również w Afryce i Azji Południowej (McGowan et al. 2020). W Europie jest szeroko rozpowszechniona, nie spotyka się jej jedynie na obszarach o wysokiej lesistości. Preferuje regiony o ciepłym klimacie i stąd rzadziej występuje w północnej części kontynentu, a najliczniej w południowej. W Europie następuje stopniowe przesuwanie zasięgu na północ, czego najbardziej prawdopodobną przyczyną są zmiany klimatyczne (EBBA 2020). Gatunek ten nie jest zagrożony globalnie, ani w skali Europy (BirdLife 2015, 2020). Przepiórki nie są przywiązane do konkretnych miejsc lęgowych, lecz przystępują do lęgów oportunistycznie, napotkawszy odpowiednie warunki pogodowe i siedliskowe. Przykładowo, ptaki powracające z zimowisk mogą gnieździć się początkowo na południu Europy, a potem przystępować do lęgów w Europie środkowej i północnej (Rodríguez-Teijeiro et al. 2009, Sardà-Palomera et al. 2012).

W naszym kraju przepiórka jest typowo polnym gatunkiem. Unika łąk i wilgotnych pastwisk, wyjątkowo, w okolicach z niewielką ilością optymalnych środowisk (pól z uprawami zbożowymi) gnieździ się na pastwiskach lub tzw. nieużytkach (Chylarecki & Kuczyński 2012). W Polsce przepiórka jest średnio licznym gatunkiem. Najliczniej gniazduje w Niecce Nidziańskiej i na Wyżynie Lubelskiej, mniej licznie na północy Polski, szczególnie na Pomorzu. Unika gór, regionów zalesionych oraz okolic nizinnych i wilgotnych: pojezierzy, kotlin i pradolin (Chylarecki & Kuczyński 2012). Wielkość krajowej populacji oszacowano w latach 2007–2018 na ok. 50 tysięcy samców (Chodkiewicz et al. 2019), co stanowi niemal 6% liczebności tego gatunku w Unii Europejskiej (EIONET 2020). Dane MPP wskazują na spadek liczebności w całym kraju w średnim tempie ok. 9% rocznie (Chylarecki et al. 2018).

Zagrożenia

Przyczyny długoterminowych spadków liczebności wiążą się zapewne z rosnącym stosowaniem pestycydów w rolnictwie (powodujących zubożenie bazy pokarmowej piskląt) oraz upraszczaniem struktury krajobrazu rolniczego (przepiórki gnieżdżą się głównie na miedzach) (Tucker & Heath 1994). Na dynamikę lęgowych populacji wpływają również warunki panujące na zimowiskach (Rodríguez Teijeiro et al. 2005, Chylarecki et al. 2018). Duży wpływ na liczebność populacji przepiórki ma łowiectwo – nie jest ona objęta ochroną gatunkową w krajach Europy Południowej, gdzie wielkość legalnego odstrzału szacuje się na ponad 1,6 mln ptaków rocznie (Hirschfeld et al. 2019). Zagrożeniem dla przepiórki jest hybrydyzacja z przepiórką japońską *Coturnix japonica*. Osobniki tego obcego gatunku bywają celowo wypuszczane na wolność przez hodowców i myśliwych (Sanchez-Donoso et al. 2012). Na skutek introgresji (Chazara et al. 2010, Sanchez-Donoso et al. 2016) dochodzi do upowszechniania się genotypów niedostosowanych do naszego środowiska, gdyż hybrydy nie wykazują zachowań migracyjnych (Derégnaucourt et al. 2005) oraz są bardziej podatne na drapieżnictwo (Puigcerver et al. 2014). Ze względu na skryty tryb życia oraz wyjątkową mobilność, oceny populacji przepiórki są obarczone dużym błędem, co sprawia, że definiowanie stanu populacji i zagrożeń jest utrudnione. Jednocześnie, wyjątkowy nomadyzm tego gatunku powoduje, że zabiegi ochronne wymagają koordynacji działań w bardzo dużej skali.

Głuszec *Tetrao urogallus*

VU D1

VU

Uzasadnienie statusu

Zasięg występowania (EOO) i obszar zajmowany (AOO) głuszca są niewielkie i pofragmentowane, jednak gatunek ten nie spełnia warunków dodatkowych (redukcja lub silne fluktuacje parametrów populacyjnych), wymaganych przy stosowaniu kryterium ograniczonego rozmieszczenia. Liczebność populacji w ostatnim czasie ustabilizowała się, gatunek ten nie spełniał więc kryteriów związanych z redukcją populacji, choć należy podkreślić, że dużą rolę w notowanej stabilizacji liczebności odgrywa wypuszczanie ptaków hodowanych w niewoli, których przeżywalność i status lęgowy są słabo rozpoznane. Gatunek ten ze względu na niewielką liczebność zakwalifikowano wg kryteriów globalnych jako *narażony* (VU) i ocenę tą utrzymano na poziomie krajowym ze względu na spadek liczebności populacji ościennych i związaną z tym prognozę ograniczonego zasilania populacji krajowej w przyszłości.


© Grzegorz Leśniewski

Informacje o gatunku

Głuszec to takson o szerokim, borealno-arktycznym rozmieszczeniu, obejmującym znaczną część Eurazji. Zasiedla głównie lasy borealne na północy Europy oraz masywy górskie środkowej i południowej części kontynentu (BirdLife 2020, de Juana & Kirwan 2020). W Polsce głównym siedliskiem są rozległe, dojrzałe lasy iglaste o niewielkiej antropopresji, odpowiedniej strukturze drzewostanu i bogatej bazie pokarmowej – na nizinach głównie bory sosnowe, a w górach bory świerkowe (Zawadzka 2014). Gatunek ten nie jest wskazywany jako zagrożony globalnie ani w skali Europy (BirdLife 2015, 2020), jednak w środkowej części kontynentu w większości krajów notuje się długoterminowe spadki liczebności (BirdLife 2015, EIONET 2020). W krajach ościennych populacje liczą po kilkaset samców, z wyjątkiem Białorusi, gdzie szacuje się ją na 4,5 tys. samców (BirdLife 2015, EIONET 2020).

W Polsce głuszec historycznie występował na większości obszaru kraju, a jeszcze w latach 20. XX wieku krajową populację szacowano na ok. 2–2,5 tys. osobników (Tomiałojć, Stawarczyk 2003). W ciągu ostatnich stu lat zarówno zasięg, jak i liczebność gatunku zmniejszyły się kilkukrotnie, a wiele populacji, np. pomorska i sudecka, wygasło całkowicie (Zawadzka 2014). Obecnie w kraju żyje 523–631 os. głuszca a ich zasięg ograniczony jest do izolowanych regionów – Karpat Zachodnich, Puszczy Solskiej wraz z Lasami Janowskimi, Borów Dolnośląskich oraz Puszczy Augustowskiej (Zawadzka et al. 2019). Pomimo długoterminowego spadku liczebności, trend w ostatnich 20 latach ustabilizował się, lub jest nawet lekko wzrostowy (Zawadzka et al. 2019), jednak na sytuację taką znaczny wpływ ma duża liczba ptaków wypuszczanych do natury z hodowli w ramach projektów ochronnych (ponad 1000 os. w ciągu ostatnich 15 lat; Zawadzka et al. 2019). Udział ptaków z hodowli w późniejszym rozrodzie na wolności i związana z tym długoterminowa żywotność populacji pozostają w dużej mierze nierozpoznane.

Zagrożenia

Za spadek liczebności głuszca w kraju odpowiada kompleks czynników, z których jako najistotniejsze wskazuje się te związane ze zwiększonym drapieżnictwem (głównie ze strony rosnącej populacji lisa), zanikiem siedlisk lęgowych w wyniku niewłaściwie prowadzonej gospodarki leśnej oraz płoszeniem ptaków przez ludzi, szczególnie w okresie tokowisk i lęgów (Zawadzka 2014, 2019, Armatys & Żurek 2016, EBBA 2020). Negatywne oddziaływanie tych czynników może być pogłębiane przez izolację genetyczną poszczególnych populacji i związaną z tym niższą żywotnością osobników (np. Isomursu et al. 2012), a także przez zmiany klimatyczne mające wpływ m.in. na bazę żerowiskową (np. **Moss et. al. 2001, Selås** et al. 2011).

Perkoz rdzawoszyi *Podiceps grisegena*

VU A2b

VU

Uzasadnienie statusu

Obszar zajmowany (AOO) perkoza rdzawoszyjego w Polsce jest ograniczony, jednak gatunek ten nie spełnia warunków dodatkowych (fragmentacja zasięgu, silne fluktuacje parametrów populacji) wymaganych przy stosowaniu tego kryterium. Gatunek ten nie kwalifikuje się także w kryterium niewielkiej i jednocześnie malejącej populacji oraz w kryterium populacji skrajnie małej liczebnie. Dynamiczny spadek liczebności gatunku (-66%) w okresie trzech generacji (17 lat) przekracza wartość progową, pozwalając na zakwalifikowanie perkoza rdzawoszyjego jako gatunku *zagrożonego* (EN) w kryterium redukcji populacji. Ze względu na fakt, że w populacjach ościennych nie odnotowano spadków liczebności, prognozy zasilania w przyszłości krajowej populacji są dobre, obniżono więc poziom zagrożenia w skali krajowej o jeden stopień – do kategorii *narażony* (VU).

Informacje o gatunku

Lęgowy na trzech kontynentach: w Ameryce Północnej, Europie i Azji, głównie w strefie borealnej i umiarkowanej (Vlug 2018, EBBA 2020). W Europie trend liczebności w ostatnich kilkunastu latach jest wzrostowy, a w skali długoterminowej (od lat 90.) odnotowano wzrost w północnej części Europy, a spadek w południowej części zasięgu, w tym w Polsce, na Węgrzech i w Rumunii (BirdLife 2015). Liczebność w Europie została oszacowana na 27,7–47,9 tys. par, z czego niemal 80% skupia się w Rosji, Finlandii i na Ukrainie. W Europie i w skali globalnej perkoz rdzawoszyi nie jest zagrożony (BirdLife 2020).

Gniazduje na nizinach całego kraju, jednak jego rozmieszczenie jest nieciągłe. Stosunkowo powszechnie zasiedla Pomorze Zachodnie, południową część Mazowsza i Lubelszczyznę, natomiast w znacznym rozproszeniu i bardzo nielicznie występuje na pozostałym obszarze Polski. Populacja krajowa została ostatnio oszacowana na 700–1000 par (Chodkiewicz et al. 2019), chociaż jeszcze przed dwudziestoma laty jego liczebność była ok. trzykrotnie wyższa (Tomiałojć & Stawarczyk 2003). Spadek liczebności był prawdopodobnie najsilniejszy przed kilkunastoma laty, np. na Lubelszczyźnie i Pomorzu (Ławicki et al. 2007, Wójciak et al. 2005, Sikora et al. 2013). Na wybranych stawach rybnych na Lubelszczyźnie notowano 65 par w roku 1995 i tylko 12 par w roku 2010 (Belebaum et al. 2018), a na Stawach Milickich ok. 200 par w latach 80. i ok. 50 par pod koniec lat 90. Potem liczebność była w miarę stabilna (Witkowski & Orłowska 2012).

Zagrożenia

Spadek liczebności perkoza rdzawoszyjego w Polsce i na większym obszarze środkowej Europy jest prawdopodobnie efektem wysokiej presji drapieżników na lęgowiskach (Ławicki et al. 2007). Dodatkowo na obniżenie sukcesu lęgowego wpływa wykaszanie trzcinowisk w sezonie lęgowym i wędkarstwo (Kloskowski 2000). Negatywny wpływ na jego populację może mieć ograniczona dostępność pokarmu na stawach rybnych związana z gospodarką rybacką (Kloskowski et al. 2012). Niska przeżywalność ptaków młodych i ich niska powracalność w miejsca klucia (Belebaum et al. 2018) mogą być przyczynami spadku liczebności populacji, szczególnie w sytuacji pogarszających się warunków siedliskowych. Ptaki zimujące na obszarach morskich są ponadto narażone na chwytanie w stawne sieci skrzelowe (HELCOM 2013) oraz kolizje z turbinami wiatrowymi (Garthe & Hüppop 2004).



Zausznik *Podiceps nigricollis*

VU A2a

VU

Uzasadnienie statusu

Obszar zajmowany (AOO) zausznika w Polsce przekracza próg kwalifikujący w kryterium ograniczonego zasięgu, jednak gatunek ten nie spełnia warunków dodatkowych (fragmentacja zasięgu, silne fluktuacje parametrów populacji) wymaganych przy stosowaniu tego kryterium. Ze względu na wciąż stosunkowo wysoką liczebność, gatunek ten nie spełnia kryteriów skrajnie małej populacji ani niewielkiej i jednocześnie zmniejszającej się populacji. Jednak dynamiczny spadek liczebności gatunku (-69%) w okresie trzech generacji (15 lat) przekracza próg kwalifikujący w kryterium redukcji populacji i pozwala zaklasyfikować zausznika jako takson *zagrożony* (EN). Populacje ościenne są stabilne, perspektywy zasilania krajowej populacji z zewnątrz oceniono jako nieograniczone, obniżono więc poziom zagrożenia w skali krajowej o jeden stopień – do kategorii *narażony* (VU).

Informacje o gatunku

Globalne rozmieszczenie zausznika jest rozległe, a europejska część zasięgu pokrywa większość środkowej i południowej Europy. Najliczniejsze europejskie populacje zlokalizowane są w Rosji (25–40 tys. par) i na Ukrainie (10–16,5 tys. par) (BirdLife 2015, 2020, EBBA 2020). Zausznik zasiedla z reguły płytkie, niewielkie i silnie zeutrofizowane zbiorniki z bogatą roślinnością wynurzoną, tj. stawy rybne i zbiorniki antropogeniczne, np. zaporowe, niekiedy także jeziora czy rozlewiska w dolinach rzecznych (Betleja & Szymkiewicz 2007, BirdLife 2020, EBBA 2020).



© Bogdan Przystupa

Gniazduje z reguły w koloniach, a jego liczebność często fluktuuje między latami, w odpowiedzi na zmieniające się warunki wodne i pokarmowe (Betleja & Szymkiewicz 2007, EBBA 2020). Gatunek ten nie jest wskazywany jako zagrożony zarówno w skali globalnej, jak i europejskiej (BirdLife 2015, 2020), jednak w wielu krajach środkowej Europy wykazuje długoterminowy spadek liczebności (BirdLife 2015, EIONET 2020).

W Polsce zausznik posiada stosunkowo rozległy zasięg występowania, w obrębie którego występuje jednak lokalnie. Nieobecny jest na rozległych obszarach północnej Polski oraz w pasie gór (Betleja & Szymkiewicz 2007). Najliczniej występuje na Śląsku i w południowej Polsce, z kluczowymi populacjami w Dolinie Górnej Wisły oraz Dolinie Baryczy (Betleja & Szymkiewicz 2007). Na początku XXI wieku liczebność zausznika oceniono na 4–5 tys. par lęgowych, a trend określono jako stabilny (Tomiałojć & Stawarczyk 2003, Betleja & Szymkiewicz 2007). Aktualne dane monitoringowe wskazują jednak na intensywny (-69%) spadek w ostatnich 15 latach, a ocena liczebności populacji krajowej jest obecnie znacznie niższa – 1–2 tys. par (Chodkiewicz et al. 2019).

Zagrożenia

Przyczyny spadku liczebności krajowej populacji zausznika są słabo rozpoznane. Wśród istotnych czynników wymienia się m.in. niestabilność warunków siedliskowych w zajmowanych przez zausznika płytkich zbiornikach i niszczenie roślinności wynurzonej, będącej miejscem zakładania gniazd (Betleja & Szymkiewicz 2007, Witkowski & Orłowska 2012). Jako gatunek często zmieniający lokalizację kolonii wymaga pewnego nadmiaru miejsc odpowiednich do odbycia lęgów, co może czynić go dodatkowo wrażliwym na zmiany siedliskowe (Cullen et al. 2020). Wśród istotnych zagrożeń wymienia się też drapieżnictwo, m.in. ze strony ekspansywnej norki amerykańskiej (Dombrowski et al. 2013), co znalazło ostatnio poparcie w danych badawczych (Brzeziński et al. 2020). Zausznik gniazduje często pod osłoną kolonii lęgowych śmieszki i rybitw z rodzaju *Chlidonias*, a więc gatunków, które (z wyjątkiem rybitwy białowąsej) także są w regresie – ich ustępowanie powodować może wycofywanie się zausznika (Witkowski & Orłowska 2012, EBBA 2020). Gatunek ten zimuje w dużych koncentracjach, podatnych na lokalne zaburzenia bazy pokarmowej (BirdLife 2020).

Turkawka *Streptopelia turtur*

VU A2a

VU

Uzasadnienie statusu

Turkawka jest w naszym kraju gatunkiem szeroko rozpowszechnionym i średnio licznym, nie spełnia więc kryteriów związanych z ograniczonym i pofragmentowanym zasięgiem lub niewielką populacją. Jednak wyraźny spadek liczebności (-33%) odnotowany w ostatnich 10 latach kwalifikuje ją jako gatunek *narażony* (VU) w kryterium redukcji populacji. Uznano, że zasilanie krajowej populacji z zewnątrz może być w przyszłości ograniczone, ponieważ w większości krajów ościennych turkawka również wykazuje trendy spadkowe – utrzymano więc ocenę taksonu w kraju na poziomie *narażony* (VU).

Informacje o gatunku

Globalny zasięg turkawki skoncentrowany jest w Europie, sięgając również do północnej Afryki i południowo-zachodniej Azji. Gatunek ten zasiedla większość kontynentu europejskiego, z wyjątkiem jego północnej części, najliczniej występując w obszarze śródziemnomorskim (BirdLife 2020, EBBA 2020). Turkawka zasiedla dość szerokie spektrum siedlisk będących mozaiką lasów lub zadrzewień (gdzie zakłada gniazda) oraz terenów otwartych (gdzie żeruje), szczególnie preferując ekstensywny krajobraz rolniczy, a także miejsca ciepłe i dobrze nasłonecznione (Lutz 2007, EBBA 2020). Zarówno globalny, jak i europejski status gatunku określono jako *narażony* (VU), ze względu na istotną redukcję liczebności populacji w wielu częściach zasięgu (BirdLife 2015, 2020). Przykładowo w latach 2007–2018 spadek odnotowano w 20 spośród 25 krajów UE, gdzie prowadzono monitoring (EIONET 2020), a populacja europejska zmniejszyła się w latach 1980–2016 o 80% (PECBMS 2020).

W Polsce turkawka to gatunek szeroko rozpowszechniony, zasiedlający praktycznie cały kraj, z wyjątkiem wyższych partii gór oraz fragmentów Pomorza (Zielińska 2007). Regres populacji rozpoczął się już w XX wieku, choć ze względu na niedostatek dawniejszych danych, trudno określić jego dynamikę i tempo (Tomiałojć & Stawarczyk 2003, Chylarecki et al. 2018). Wydaje się, że zanik populacji znacznie przyśpieszył w XXI wieku. Dane z Monitoringu Pospolitych Ptaków Lęgowych wskazują, że populacja lęgowa zmniejszyła się o jedną trzecią w ciągu ostatnich 10 lat (Chodkiewicz et al. 2019), a regres dotyczy szczególnie północnej części kraju (Chylarecki et al. 2018).



© Tomasz Wilk

Krajowa liczebność szacowana jest aktualnie na 22–37 tys. par (Chodkiewicz et al. 2019).

Zagrożenia

Za spadek liczebności turkawki odpowiedzialny jest prawdopodobnie zespół czynników oddziałujących na lęgowiskach, trasach przelotu, jak i zimowiskach. Intensyfikacja rolnictwa na obszarach gniazdowania powoduje zmniejszanie ilości i jakości pokarmu oraz dostępności miejsc lęgowych (Browne & Aebischer 2003, Dunn & Morris 2012), przy czym wpływ na bazę pokarmową wskazuje się jako istotniejszy (Lutz 2007). Jest to prawdopodobna przyczyna obniżania się w ostatnich dekadach parametrów rozrodczych gatunku, głównie wyprowadzania mniejszej liczby lęgów w sezonie (Browne & Aebischer 2005, Lutz 2007) oraz zmniejszonej przeżywalności młodych ptaków po wylocie z gniazda (Dunn et al. 2017). Spadek liczebności częściowo powodowany jest również odstrzałem (zarówno legalnym, jak i nielegalnym) podczas migracji, np. liczba turkawek pozyskiwanych nielegalnie w krajach basenu Morza Śródziemnego szacowana jest na ok. 600 tys. rocznie (Brochet et al. 2016). Gatunek charakteryzuje się stosunkowo niską przeżywalnością i niskim poziomem reprodukcji (Lutz 2007), co może potęgować wpływ wskazanych powyżej czynników.

Derkacz *Crex crex*

VU A2a

VU

Uzasadnienie statusu

Derkacz jest w naszym kraju gatunkiem umiarkowanie rozpowszechnionym i średnio licznym, nie spełnia więc kryteriów związanych z ograniczonym i pofragmentowanym zasięgiem lub niewielką populacją. Duży spadek liczebności (-57%) odnotowany w ostatnich 10 latach kwalifikuje ten gatunek wg kryteriów globalnych jako *zagrożony* (EN) na podstawie kryterium redukcji populacji. Ze względu na możliwość zasilania polskiej populacji z państw ościennych, obniżono status gatunku o jeden stopień – do kategorii *narażony* (VU).

Informacje o gatunku

Derkacz gnieździ się w Europie i środkowej Azji, na wschodzie sięgając aż do wschodniej Rosji (Taylor & Kirwan 2020). Zimuje na sawannach w południowo-wschodniej części Afryki subsaharyjskiej (Walther et al. 2013). Niegdyś był szeroko rozpowszechniony w całej Europie. Drastyczne spadki liczebności w drugiej połowie ubiegłego wieku doprowadziły do jego wyginięcia na większości obszarów Europy zachodniej, gdzie obecnie występuje tylko lokalnie (EBBA 2020). Współcześnie



najliczniejsze populacje zachowały się w krajach byłego bloku wschodniego (Polska, Białoruś, Ukraina, kraje bałtyckie, Rumunia, Rosja), a krajowa populacja należy do największych w Unii Europejskiej (EBBA 2020, EIONET 2020). Gatunek nie jest obecnie zagrożony ani globalnie, ani w skali Europy (BirdLife 2015, 2020), jednak w większości krajów UE notuje się spadki liczebności (EIONET 2020). Derkacz preferuje ekstensywnie użytkowane łąki kośne i zmeliorowane turzycowiska oraz tzw. nieużytki w dolinach rzek. Potrafi też zasiedlać bardziej wilgotne miejsca wśród pól uprawnych. Krytycznym elementem środowiska jest obecność wysokiej (>20 cm w kwietniu) roślinności zielnej oraz odpowiedni reżim koszenia (Green et al. 1997, Berg & Gustafson 2007, Budka & Osiejuk 2013).

W Polsce derkacz jest dość szeroko rozpowszechniony na niżu kraju, przy czym jest wyraźnie liczniejszy na wschodzie. Chętnie występuje w dolinach rzek (Cempulik & Betleja 2007). Wielkość krajowej populacji w latach 2013–2018 została szacowana na ok. 45 tysięcy samców (Chodkiewicz et al. 2019). Dane MPP wskazują na silne fluktuacje liczebności i gwałtowny spadek w ostatnich latach w tempie ok. 8% rocznie.

Zagrożenia

Największym zagrożeniem dla derkacza jest intensyfikacja rolnictwa. Dawniej optymalnym środowiskiem dla tego gatunku były łąki jednokośne. Obecnie prowadzona gospodarka łąkarska często zakłada intensywne zabiegi (niwelacja terenu, nawożenie, wałowanie, osuszanie), umożliwiające wielokrotne koszenie, z których pierwsze wykonywane jest na tyle wcześnie, że powoduje niszczenie gniazd derkacza i wysoką śmiertelność piskląt. Dodatkowo, ubożenie struktury i składu florystycznego łąk powoduje nie tylko zanik odpowiednich miejsc lęgowych, ale też spadek dostępności pokarmu (drobnych bezkręgowców). Lokalnie następuje całkowity zanik siedlisk w wyniku konwersji na pola uprawne. Działania konserwatorskie powinny obejmować wsparcie ekstensywnego użytkowania jednokośnego (np. poprzez wdrażanie programów rolnośrodowiskowych), poprawę lokalnej retencji wodnej, urozmaicenie struktury przestrzennej krajobrazu rolniczego i stosowanie odpowiednich technik koszenia (Koffijberg & Schaffer 2006). Warto przy tym pamiętać, że wg najnowszych badań (Mikkelsen et al. 2013, Budka et al. 2020) derkacz jest gatunkiem wysoce nomadycznym, zatem efektywna strategia ochrony w przypadku tego gatunku musi mieć charakter międzynarodowych i skoordynowanych działań oraz obejmować duże obszary zasięgu (Fourcade et al. 2016, Bellebaum & Koffijberg 2018).

Ostrygojad *Hematopus ostralegus*

VU D1

VU

Uzasadnienie statusu

Krajowy zasięg występowania (EOO) i obszar zajmowany (AOO) ostrygojada jest niewielki i silnie rozproszony, jednak gatunek ten nie spełnia warunków dodatkowych (spadek lub silne fluktuacje parametrów populacji), wymaganych do zastosowania kryterium ograniczonego zasięgu. Populacja ostrygojada wzrasta, nie spełnia więc on również kryterium redukcji populacji lub niewielkiej i jednocześnie malejącej populacji. Niska liczebność populacji krajowej kwalifikuje go jako gatunek *zagrożony* (EN) w ramach kryterium skrajnie małej populacji. Ze względu na możliwość zasilania krajowej populacji z obszarów ościennych, status obniżono o jeden stopień – do kategorii *narażony* (VU).



Informacje o gatunku

Zasiedla Palearktykę od wysp i wybrzeży atlantyckich w Europie przez część śródlądową Eurazji po wschodni Kazachstan, a izolowane lęgowiska znajdują się też we wschodniej Azji (EBBA 2020). W Europie populację lęgową oceniono na 284–345 tys. par, a ze względu na spadek liczebności, ostrygojad w skali globalnej uznany jest za gatunek *bliski zagrożenia* (NT), a w Europie jako gatunek *narażony* (VU) (BirdLife 2015, 2020). Ponad 95% populacji europejskiej reprezentuje podgatunek nominatywny, którego większość skupia się w rejonie Morza Północnego. Największa populacja ościenna w Niemczech wyraźnie rosła od lat 60. do lat 90. XX wieku, ale w ostatnich kilkunastu latach nastąpił jej regres i aktualna liczebność to 21–27 tys. par (van de Pol et al. 2014, EIONET 2020). Spadek wykazuje również podgatunek *longipes*, zasiedlający wschodnią Europę (van de Pol et al. 2014), głównie Rosję oraz mniej licznie Białoruś (300 par), Ukrainę (650–880) i Litwę (10–30) (BirdLife 2015). Ostrygojad jest jednym z najdłużej żyjących siewkowców o wysokim wskaźniku przeżywalności i wysokiej powracalności na tereny lęgowe i zimowiska (van de Pol et al. 2014).

W latach 30. XX wieku na wybrzeżu między ujściem Regi a Ustką odnotowano 6 nieregularnie zajmowanych stanowisk lęgowych. Potem ostrygojad wycofał się z tych lęgowisk i zaczął ponownie gniazdować na wybrzeżu w latach 70. W kolejnej dekadzie jego liczebność w kraju oceniono na 5–8 par i odnotowano pierwsze lęgi w głębi lądu na środkowej Wiśle oraz przy Ujściu Warty (Tomiałojć 1990). Na początku lat 90. populacja lęgowa w kraju liczyła 16–18 par. Stopniowo wzrastała liczebność w głębi lądu i zmniejszała się populacja nad Bałtykiem (Sikora 2007a, Sikora et al. 2013). W roku 2020 liczebność ostrygojada w kraju oceniono na 30–35 par zasiedlających: Dolinę Środkowej Wisły (14–16 par) i Małopolski Przełom Wisły (7–9 par) wraz z 4–5 parami na pobliskim odcinku Wisły od ujścia Wisłoki do Annopola. W zachodniej części kraju gniazduje w Dolinie Dolnej Odry (4 pary) i przy ujściu Warty (jedna para) (Beuch et al. 2020). W ostatnich latach jedna para gniazdowała nieregularnie przy ujściu Wisły (S. Bzoma et al. – dane niepubl.).

Zagrożenia

Populacja krajowa ostrygojada jest zagrożona pracami hydrotechnicznymi, zmiennym poziomem wody oraz penetracją wysp i łach przez ludzi (Sikora 2001a, van de Pol et al. 2014). Wycofanie się gatunku ze stanowisk zlokalizowanych na plażach nadbałtyckich jest również efektem rosnącej obecności ludzi. Gatunek jest narażony na drapieżnictwo ze strony ssaków (szczególnie wzrastających liczebnie lisa i norki amerykańskiej) oraz ptaków krukowatych (van de Pol et al. 2014). Istotny wpływ na jego populację mają polowania w okresie pozalęgowym, np. ptaki oznakowane rejestratorami GPS na dolnej Wiśle zostały zastrzelone we Francji (Ł. Bednarz – dane niepubl.). Ponadto na populację zimującą wpływają pogarszające się warunki troficzne w wyniku masowego pozyskania małży, stanowiących główny składnik pokarmu (van de Pol et al. 2014).

Kszyk *Gallinago gallinago*

VU A2a

VU

Uzasadnienie statusu

Kszyk posiada w Polsce rozległy zasięg i stosunkowo liczną populację – nie spełnia więc kryteriów związanych z ograniczonym rozmieszczeniem lub niewielką liczebnością populacji. Jednak spadek liczebności (-34%) odnotowany w ostatnich 10 latach kwalifikuje ten gatunek jako *narażony* (VU) w ramach kryterium redukcji populacji. Ze względu na spadki liczebności w krajach ościennych, prognozowane zasilanie krajowej populacji uznano za ograniczone i status gatunku uzyskany wg kryteriów globalnych utrzymano bez zmian w skali kraju – w kategorii *narażony* (VU).



Informacje o gatunku

Kszyk gnieździ się w otwartych i podmokłych środowiskach Palearktyki, w strefie klimatu umiarkowanego i borealnego. Jest gatunkiem zimnolubnym – w Europie skupia się w regionach chłodniejszych: na Islandii, w Szkocji, Fennoskandii, w krajach bałtyckich i północnej Rosji, natomiast w południowej części kontynentu nie występuje (BirdLife 2020, EBBA 2020). Nie jest gatunkiem zagrożonym ani globalnie, ani też w skali Europy (BirdLife 2015, 2020), jednak na całym kontynencie europejskim wykazuje długoterminowe spadki liczebności (PECBMS 2020), które odnotowano w 15 z 23 krajów UE (EIONET 2020). Kurczy się też zasięg tego gatunku i następuje wyraźne przesuwanie południowej granicy występowania w kierunku północnym (EBBA 2020). Spośród państw ościennych największa populacja zasiedla Białoruś (70––90 tys. par) i wskazywana jest jako fluktuująca (BirdLife 2015). Gniazduje i żeruje w środowiskach pokrytych niską roślinnością o wilgotnej i bogatej w materię organiczną glebie: na podmokłych łąkach i pastwiskach oraz na turzycowiskach i torfowiskach (Green 1988, Green et al. 1990, Hoodless et al. 2007).

W Polsce zasiedla większość niżowej części kraju, mniej licznie występuje jedynie w regionach południowych, wyżej położonych (Wylegała 2007b). Występuje często bardzo lokalnie, najliczniej w dolinach dużych rzek. Wielkość krajowej populacji w latach 2013–2018 została oszacowana na ok. 60 tys. par lęgowych (Chodkiewicz et al. 2019). W Polsce liczebność fluktuuje, dane MPP z ostatnich lat wskazują na spadek liczebności w tempie ponad 4% rocznie.

Zagrożenia

Największymi zagrożeniami dla kszyka są zanik siedlisk, będący efektem osuszania terenów podmokłych, oraz wysoka śmiertelność ptaków dorosłych, wynikająca z odstrzału podczas wędrówek i zimowania (Van Gils et al. 2020). Specyficzna technika żerowania (rytmiczne próbkowanie podłoża przy pomocy długiego dzioba) powoduje, że gatunek wymaga obecności wilgotnej i miękkiej gleby z bogatą fauną bezkręgowców. Takie warunki występują najczęściej na regularnie zalewanych łąkach i pastwiskach. Odpowiedni reżim wodny jest więc czynnikiem niezbędnym dla zachowania optymalnych środowisk dla tego gatunku. Niewłaściwe gospodarowanie wodą (zbyt szybkie osuszanie pastwisk wiosną) prowadzi do utwardzenia gleby i zubożenia bazy pokarmowej. Lokalnie podobny skutek ma niszczenie tam bobrowych. Efekt przesuszania siedlisk mokradłowych z powodu działań melioracyjnych może być dodatkowo pogłębiany przez susze będące efektem zmian klimatu (Prudhomme et al. 2014). Poza ochroną terenów podmokłych i ogólnym zwiększeniem retencji, korzystnie na liczebność kszyka wpływają programy rolnośrodowiskowe (Żmihorski et al. 2016a). Jednak ochrona ograniczona wyłącznie do lęgowisk nie jest wystarczająca. Każdego roku na zimowiskach w Europie Południowej na skutek polowań ginie ok. 1,5 mln osobników, przede wszystkim we Francji (Van Gils et al. 2020). Bez ograniczenia wielkości tego odstrzału nie jest możliwe zahamowanie spadków liczebności notowanych w Europie (Smart et al. 2008).

Mewa siwa *Larus canus*

VU A2b; C1

VU

Uzasadnienie statusu

Obszar zajmowany (AOO) przez mewę siwą jest niewielki i przekracza próg kryterium ograniczonego zasięgu, jednak gatunek nie spełnia dodatkowych warunków (fragmentacja zasięgu, silne fluktuacje parametrów populacji) wymaganych przy tym kryterium. Również liczebność populacji nie kwalifikuje gatunku jako zagrożony, jednak krajowa populacja doświadcza silnych spadków – w okresie trzech pokoleń (32 lata) aż o 79%, co kwalifikuje mewę siwą jako gatunek *zagrożony* (EN) w ramach kryterium redukcji populacji. Dodatkowo do tej samej kategorii kwalifikuje się w kryterium nielicznej i jednocześnie malejącej populacji (ze spadkiem 70% w okresie dwóch pokoleń). Ze względu na możliwość zasilania krajowej populacji z krajów ościennych, status zagrożenia uzyskany wg kryteriów globalnych obniżono o jeden stopień, do kategorii *narażony* (VU).

Informacje o gatunku

Areał lęgowy mewy siwej rozciąga się od Wysp Brytyjskich, przez Półwysep Skandynawski, środkową i wschodnią Europę po Ural (EBBA 2020). Największe populacje lęgowe na kontynencie występują w Rosji, krajach skandynawskich, Wielkiej Brytanii oraz w Danii i w Niemczech (BirdLife 2015). W latach 2000–2012 trend liczebności w całej Europie i na najważniejszych lęgowiskach w Rosji, Finlandii i Szwecji, skupiających ok. 70% populacji na kontynencie, był stabilny (BirdLife 2015). Jednak w ostatnich 12 latach mewa siwa wyraźnie zmniejszała liczebność w zachodniej Europie – m.in. o 20% w Wielkiej Brytanii i Niemczech oraz o 40% w Danii i Holandii (EIONET 2020).

W Polsce gatunek ten gniazduje głównie na nieuregulowanym odcinku Wisły pomiędzy ujściem Sanu a Płockiem (Bukaciński & Bukacińska 2007). Poza tym występuje na kilkudziesięciu stanowiskach w pozostałej części kraju, głównie na Śląsku (B. Smyk, S. Beuch – dane niepubl.) oraz w Małopolsce (T. Wilk – dane niepubl.). W Wielkopolsce, na Pomorzu i Ziemi Lubuskiej gniazdują już tylko pojedyncze pary (Antczak et al. 2015, Matysek 2018, T. Iciek, P. Wylegała – dane niepubl.). Mewa siwa bardzo szybko zmniejsza liczebność w kraju. W latach 90. XX wieku oszacowano ją na 3200–3500 par, w latach 1998–2004 na 2300–2600 par, natomiast w latach 2013–2018 jedynie na 600–1000 par (Bukaciński & Bukacińska 2007, Chodkiewicz et al. 2019). W latach 2009–2019 na Wiśle między ujściem Pilicy a Płockiem liczebność zmniejszyła się dwukrotnie (Różycki et al. 2020). W dolinie Wisły mewa siwa najczęściej zakłada gniazda na piaszczystych wyspach porośniętych niską roślinnością oraz na konarach drzew w nurcie rzeki. W południowej części kraju zasiedla głównie wyspy na zbiornikach o charakterze antropogenicznym, ale też elementy infrastruktury przemysłowej, takie jak betonowe słupy czy wsporniki rurociągów (Skórka et al. 2006).

Zagrożenia

Jedną z głównych przyczyn spadku liczebności mewy siwej jest drapieżnictwo ze strony norki amerykańskiej oraz lisa (Bukaciński & Bukacińska 2015a). Odłowy drapieżników na bałtyckich wyspach spowodowały odbudowę populacji mewy siwej (Nordström et al. 2003). Silna presja drapieżników w naturalnych siedliskach gatunku jest przyczyną dwukrotnie niższego sukcesu lęgowego, niż u par gniazdujących na terenach przemysłowych (Skórka et al. 2006). Dodatkowym czynnikiem negatywnie wpływającym na populację lęgową jest niepokojenie ptaków poprzez plażowanie, jeżdżenie quadami i motocyklami na wyspach wiślanych (Bukaciński & Bukacińska 2015a, T. Chodkiewicz – dane niepubl.). Potencjalnym zagrożeniem dla mewy siwej są plany budowy drogi wodnej E40, której realizacja oznaczałaby utratę roztokowego charakteru koryta środkowej Wisły i zanik naturalnych miejsc lęgowych gatunku (Różycki et al. 2020).


© Tomasz Wilk

Rybitwa białoczelna *Sternula albifrons*

VU B2ab(v)

VU

Uzasadnienie statusu

Krajowy obszar zajmowany (AOO) przez rybitwę białoczelną jest niewielki i pofragmentowany, co wraz ze spadkiem liczebności kwalifikuje ten gatunek jako *zagrożony* (EN) w ramach kryterium ograniczonego zasięgu. Wielkość krajowej populacji, a także jej spadkowy trend dodatkowo kwalifikują ją jako gatunek *bliski zagrożenia* (NT) w ramach kryteriów skrajnie niewielkiej populacji oraz redukcji populacji. Ze względu na możliwość zasilania populacji krajowej z krajów ościennych, ocenę uzyskaną wg kryteriów globalnych obniżono o jeden stopień – do kategorii *narażony* (VU).



© Grzegorz Jędro

Informacje o gatunku

Rybitwa białoczelna występuje w dużym rozproszeniu w całej Europie. W północnej i zachodniej części kontynentu gniazduje prawie wyłącznie na wybrzeżu, natomiast w środkowej i wschodniej Europie również w głębi lądu, na żwirowych i piaszczystych wyspach w korytach rzek, rzadziej na zalewowych pastwiskach, niekiedy na zbiornikach zaporowych czy żwirowniach (EBBA 2020). Trend liczebności w Europie jest nieokreślony (BirdLife 2015). W Niemczech od końca lat 90. XX wieku populacja zmniejszyła liczebność (Gedeon et al. 2014). Na Białorusi liczebność jest stabilna, natomiast na Ukrainie fluktuuje (BirdLife 2015). Gatunek nie jest zagrożony w Europie i w skali globalnej (BirdLife 2015, 2020).

W Polsce w latach 2013–2018 wielkość populacji oszacowano na 700–1100 par (Chodkiewicz et al. 2019). W roku 2020 wykonano pełne liczenie lęgowej populacji, wykrywając 885 par. W dolinie Wisły gniazdowało 83% populacji, w dolinie Bugu 9%, a pozostałe 8% w dolinie Odry i na kilku rozproszonych stanowiskach w kraju (Beuch et al. 2020). Porównanie aktualnej oceny liczebności z danymi z lat 90. XX wieku wskazuje na umiarkowany trend spadkowy. W tym okresie gatunek wycofał się ze stanowisk z zachodniej Polsce w dolnym biegu Odry oraz w dolinie Warty (Antczak 2007, Antczak et al. 2015, Winiecki & Mielczarek 2018, Beuch et al. 2020). Wcześniej gatunek zaprzestał gniazdowania w dolinach Pilicy i Narwi. Na kluczowych stanowiskach, np. na odcinku środkowej Wisły pomiędzy ujściem Pilicy a Płockiem, od lat 80. ubiegłego stulecia nie odnotowano istotnych zmian liczebności (Różycki et al. 2020), a na południu kraju stwierdzono wzrost liczebności i zajmowanie nowych stanowisk (Wilk & Mazgaj 2016).

Zagrożenia

Głównym zagrożeniem dla rybitwy białoczelnej jest utrata siedlisk lęgowych w wyniku prowadzenia prac hydrotechnicznych w dolinach rzecznych – regulacji koryt rzecznych, połączonej z bezpośrednią likwidacją wysp i przemiałów w nurcie, jak i zmian w dynamice odtwarzania się wysp, indukowanych pogłębianiem i prostowaniem koryta czy budową stopni wodnych. Zagrożeniem może być również lokalne pozyskanie piasku lub żwiru (Bukaciński & Bukacińska 2015, Wilk & Mazgaj 2016). Aktualnie większość krajowych lęgowisk jest zagrożona przez plany budowy drogi wodnej E40, zakładające budowę kaskady zbiorników zaporowych na środkowej i dolnej Wiśle. W praktyce oznacza to utratę naturalnego charakteru koryta i zanik miejsc lęgowych gatunku (Różycki et al. 2020). Rybitwa białoczelna jest gatunkiem zakładającym gniazda blisko lustra wody, stąd jest silnie narażona na zmiany poziomu wód. Straty w lęgach powodują nie tylko zdarzające się późną wiosną duże wezbrania powodziowe lub zrzuty wód ze sztucznych zbiorników, ale i niewielkie wezbrania wskutek intensywnych opadów deszczu w górnych partiach zlewni (Bukaciński & Bukacińska 2015, Wilk & Mazgaj 2016, T. Chodkiewicz – dane niepubl.). Zagrożeniem jest również narastające rekreacyjne i turystyczne wykorzystanie plaż i wysp z koloniami rybitw, prowadzące do niszczenia lęgów (rozdeptywanie, przegrzanie, zwiększone drapieżnictwo).

Rybitwa czarna *Chlidonias niger*

VU A2b, C1

VU

Uzasadnienie statusu

Obszar zajmowany (AOO) przez rybitwę czarną w kraju przekracza próg kwalifikujący dla gatunków zagrożonych, jednak nie są spełnione dodatkowe warunki (fragmentacja zasięgu, silne fluktuacje) wymagane przy stosowaniu tego kryterium. Wielkość populacji nie przekracza progu kwalifikującego w ramach kryterium skrajnie niewielkiej populacji. Liczebność gatunku wykazuje w ostatnich 10 latach silny (-45%) spadek, co pozwala go zaklasyfikować jako gatunek *narażony* (VU). Również kryterium niewielkiej i jednocześnie malejącej populacji kwalifikuje rybitwę czarną w tej samej kategorii zagrożenia. Ze względu na spadki liczebności notowane w krajach ościennych i prognozy ograniczonego zasilania krajowej populacji, ocenę uzyskaną wg kryteriów globalnych utrzymano w skali kraju w kategorii *zagrożony* (VU).

Informacje o gatunku

Rybitwa czarna jest gatunkiem holarktycznym: gnieździ się w Ameryce Północnej oraz Eurazji. W Europie ciągły zasięg obejmuje wschodnią część kontynentu, z populacją rosyjską grupującą prawie 60% populacji europejskiej, na pozostałej części kontynentu jest nieliczna i rozmieszczona wyspowo, lub też, na rozległych obszarach Europy zachodniej i północnej, gatunku brak zupełnie (BirdLife 2020, EBBA 2020). W krajach ościennych licznie występuje na Białorusi (6–22 tys. par) i na Ukrainie (12–26 tys. par) (BirdLife 2015). W Europie zachodniej i środkowej wykazuje spadki oraz kurczenie się zasięgu (EBBA 2020), jednak nie jest wskazywana jako gatunek zagrożony w skali europejskiej ani też globalnie (BirdLife 2015, 2020). Gniazduje kolonijnie na eutroficznych zbiornikach: jeziorach, starorzeczach, torfiankach i stawach rybnych. Żeruje w promieniu 2–5 km od kolonii lęgowej (del Hoyo & Elliott et al. 1996). Krytycznymi elementami warunkującymi występowanie rybitwy czarnej są: duża powierzchnia siedlisk dogodnych do żerowania wokół kolonii lęgowych (Naugle et al. 2000); obecność zbiorników z kożuchami roślinności pływającej oraz roślinnością wynurzoną o odpowiedniej strukturze (Hickey & Malecki 1997). Zbyt gęsta i wysoka roślinność utrudnia żerowanie, natomiast niska i luźna powoduje straty lęgów przy silnym wietrze i falowaniu (Gilbert & Servello 2005, Goławski et al. 2014).

W Polsce rybitwa czarna jest bardzo nielicznym gatunkiem spotykanym na znacznej części niżu, jednak dość lokalnie, najczęściej w dolinach rzek, przy czym bardziej rozpowszechnionym na wschodzie kraju (Chmielewski et al. 2007). Wielkość krajowej populacji w latach 2013–2018 została oszacowana na 2–3 tysiące par lęgowych (Chodkiewicz et al. 2019), a dane MPP wskazują na spadek liczebności w tempie ok. 6% rocznie.

Zagrożenia

Największym zagrożeniem jest zanik siedlisk związany z degradacją terenów podmokłych. Dobrze rozwinięta warstwa roślinności pływającej (gdzie gatunek zakłada gniazda) wykształca się tylko w stabilnych środowiskach wodnych, niepoddawanych zaburzeniom, takim jak gwałtowne wahania poziomu wody, falowanie, susza, melioracje itp. Drapieżnictwo może być jedną z ważniejszych przyczyn strat w lęgach (Heath & Servello 2008). W Ameryce Północnej jednym z głównych drapieżników jest norka amerykańska (*Neovison vison*), co pozwala przypuszczać, że w naszych warunkach może być podobnie, biorąc pod uwagę wpływ gatunku na inne ptaki wodne (Brzeziński et al. 2020). Poza ochroną terenów podmokłych i ogólnym zwiększeniem retencji, sprawdzone i skuteczne działania obejmują budowę pływających platform pod gniazda (van der Winden 2005, Shealer et al. 2006, Mróz et al. 2013, Goławski et al. 2014).



Rybitwa białoskrzydła *Chlidonias leucopterus*

VU B2ab(v)c(iv); C2b

VU

Uzasadnienie statusu

Krajowy obszar zajmowany (AOO) rybitwy białoskrzydłej jest niewielki i pofragmentowany, co wraz z silnymi fluktuacjami liczebności kwalifikuje ten gatunek jako *zagrożony* (EN). Spadek populacji w okresie ostatnich 10 lat i jej niska liczebność pozwalają zaliczyć rybitwę białoskrzydłą do tej samej kategorii zagrożenia w ramach kryterium niewielkiej i jednocześnie malejącej populacji. Dodatkowo niewielka liczebność kwalifikuje gatunek do niższej kategorii zagrożenia w ramach kryterium skrajnie małej populacji. Natężenie spadku nie przekracza progu kwalifikującego w kryterium redukcji populacji. Ze względu na możliwość zasilania krajowej populacji z państw ościennych, ocenę uzyskaną wg kryteriów globalnych obniżono o jeden stopień – do kategorii *narażony* (VU).

Informacje o gatunku

Rybitwa białoskrzydła występuje w środkowej i wschodniej części kontynentu. Większość europejskiej populacji (90%) gniazduje w zachodniej Rosji oraz na Białorusi i Ukrainie (BirdLife 2015, EBBA 2020). W ostatnich dekadach gatunek rozszerzał areał lęgowy na zachód, a efemerycznie zajmowane stanowiska lęgowe wykryto we Francji, Danii oraz w północno-wschodnich Niemczech.


© Miłosz Kowalewski

Równocześnie zaobserwowano zanik lub zmniejszanie się kolonii na południowo-zachodnim skraju zasięgu (EBBA 2020). Pomimo zarejestrowania powyższych zmian w zasięgu, ogólny trend liczebności populacji pozostaje nieznany, a w większości krajów europejskich wykazywane są charakterystyczne dla tego gatunku fluktuacje liczebności (BirdLife 2015). Gatunek nie jest zagrożony w skali globu i Europy (BirdLife 2015, 2020).

Rybitwa białoskrzydła jest gatunkiem kolonijnym. Gniazduje na płytko zalanych łąkach, turzycowiskach i pastwiskach oraz starorzeczach w dolinach nizinnych rzek. Ponadto kolonie lęgowe można spotkać na płytkich i zarośniętych jeziorach, zbiornikach zaporowych lub torfowiskach (Ławicki et al. 2011). Jej liczebność w Polsce jest silnie związana ze stanem wód na rzekach oraz sytuacją na lęgowiskach położonych w centrum europejskiego zasięgu (Ławicki et al. 2011, Dombrowski et al. 2013). Średnia roczna liczebność w Polsce to około 500 par (Górski 2007), ale w latach charakteryzujących się wysokim stanem wód może dochodzić nawet do ok. 12 tys. par (Ławicki et al. 2011). Określenie trendu liczebności populacji jest utrudnione przez silne, międzysezonowe wahania liczebności. Zasadniczo od lat 70. ubiegłego stulecia rejestruje się długoterminowy wzrost liczebności gatunku, choć w ostatnim dziesięcioleciu liczebność się zmniejszyła (Stawarczyk et al. 2017, Chodkiewicz et al. 2019).

Zagrożenia

Głównym zagrożeniem dla rybitwy białoskrzydłej jest utrata siedlisk lęgowych w wyniku degradacji terenów podmokłych. Może to następować na skutek antropogenicznych zmian reżimu hydrologicznego rzek, które prowadzą do zmniejszenia się częstotliwości lub całkowitego zaniku późnowiosennych rozlewisk w dolinach rzecznych. Negatywny wpływ mają również postępujące zmiany klimatyczne, występowanie okresów suszy i bezśnieżnych zim, co doprowadza do ogólnego spadku poziomu zwierciadła wód. Straty w lęgach powodują też drapieżniki (np. rosnąca populacja norki amerykańskiej; Brzeziński et al. 2020) i silne wiatry niszczące gniazda (Goławski et al. 2017). Dodatkowo, liczebność krajowej populacji, ze względu na usytuowanie na skraju zasięgu, jest w dużej mierze pochodną warunków siedliskowo-pogodowych na głównych lęgowiskach europejskich (Ławicki et al. 2011).

Rybołów *Pandion haliaetus*

VU D1

VU

Uzasadnienie statusu

Obszar zajmowany (AOO) rybołowa w kraju przekracza próg kwalifikujący dla gatunków zagrożonych, jednak nie są spełnione pozostałe warunki (fragmentacja zasięgu, silne fluktuacje) wymagane przy stosowaniu tego kryterium. Populacja lęgowa to zaledwie kilkadziesiąt par – kwalifikuje ona rybołowa jako gatunek *zagrożony* (EN) w ramach kryterium skrajnie niewielkiej populacji. Dodatkowo spadek liczebności odnotowany w ciągu ostatnich trzech generacji (24 lata) pozwala zastosować kryterium redukcji populacji w niższej kategorii zagrożenia. Natężenie tempa spadku dla okresu jednego pokolenia (8 lat) sprawia, że gatunek ten nie spełnia kryterium niewielkiej i jednocześnie malejącej populacji. Ze względu na możliwość zasilania populacji krajowej z państw ościennych, szczególnie z rosnącej liczebnie populacji niemieckiej, ocenę uzyskaną wg kryteriów globalnych obniżono na poziomie krajowym do kategorii *narażony* (VU).



© Cezary Korkosz

Informacje o gatunku

Rybołów gniazduje głównie w północnej i wschodniej Europie. W porównaniu do lat 80. XX wieku liczebność gatunku na kontynencie wzrosła około dwukrotnie. Najliczniej występuje w Szwecji, Finlandii i Rosji, a w sąsiedztwie Polski w Niemczech (700 par, głównie w północno-wschodniej części kraju) oraz na Białorusi (150–180 par) i w obu tych państwach odnotowano wyraźny wzrost liczebności (BirdLife 2015). Spadki liczebności notuje się natomiast w południowej Europie – w latach 80. i 90. XX wieku ostatnie pary lęgowe utraciły Portugalia, Hiszpania i Turcja (Schmidt-Rothmund et al. 2014). W dwóch pierwszych krajach, a także w Anglii i Szwajcarii prowadzi się aktualnie programy reintrodukcji gatunku.

W Polsce rybołów zasiedla kompleksy leśne w sąsiedztwie zbiorników wodnych w dwóch regionach: w północno-zachodniej części kraju, na pograniczu Wielkopolski, Ziemi Lubuskiej i Pomorza Zachodniego, oraz w północno-wschodniej Polsce, w Puszczach: Napiwodzko-Ramuckiej, Piskiej, Boreckiej i Rominckiej. Gniazda buduje w miejscach zapewniających widok na okolicę, najczęściej na starych sosnach z uszkodzoną koroną lub słupach energetycznych. Poluje na płytkich, bogatych w ryby zbiornikach wodnych lub rzekach (Bierregaard et al 2020). W roku 2019 gniazdowało u nas 27 par (Cenian & Zygmunt 2019b). Od początku XXI wieku liczebność populacji sukcesywnie się zmniejszała, stabilizując się w ostatnich latach na poziomie ok. 25 par (Chylarecki et al. 2018, Cenian & Zygmunt 2019b).

Zagrożenia

W większości europejskiego zasięgu rybołów posiada stabilne lub wzrostowe populacje, a w środkowej Europie jedynie w Polsce notuje się spadek liczebności (BirdLife 2015). Sugerować to może istnienie specyficznego dla kraju czynnika ryzyka. Być może jest nim nielegalne zabijanie ptaków dorosłych wychowujących pisklęta, co powoduje obniżenie sukcesu lęgowego (Mizera 2009, Anderwald 2017). Odstrzał to również istotne zagrożenie dla dorosłych i młodych ptaków migrujących przez basen Morza Śródziemnego oraz zimujących w Afryce (Bierregaard et al 2020). Dodatkowym czynnikiem jest drapieżnictwo na pisklętach, np. przez jastrzębia (D. Anderwald – dane niepubl.). Potencjalnym czynnikiem ograniczającym dostępność odpowiednich drzew gniazdowych jest niski wiek rębności dla sosny, wynoszący aktualnie 80–120 lat, podczas gdy średni wiek drzew gniazdowych to 155 lat (Mizera 2009).

Błotniak łąkowy *Circus pygargus*

VU A2a

VU

Uzasadnienie statusu

Krajowy obszar zajmowany (AOO) przez błotniaka łąkowego jest stosunkowo niewielki i przekracza próg kwalifikujący dla gatunków zagrożonych, jednak nie są spełnione dodatkowe warunki (fragmentacja zasięgu, silne fluktuacje parametrów populacji), wymagane przy stosowaniu kryterium ograniczonego zasięgu. Liczebność populacji nie kwalifikuje gatunku w ramach kryterium skrajnie niewielkiej populacji. Krajowa populacja silnie zmniejszała liczebność (-50%) w okresie ostatnich trzech pokoleń (15 lat), co pozwala zaklasyfikować błotniaka łąkowego jako gatunek *zagrożony* (EN). Dodatkowo, w ramach kryterium niewielkiej i jednocześnie malejącej (w okresie trzech pokoleń) populacji, gatunek ten kwalifikuje się do niższego stopnia zagrożenia. Ze względu na możliwość zasilania krajowej populacji z zewnątrz, ocenę uzyskaną wg kryteriów globalnych obniżono na poziomie krajowym o jeden stopień – do kategorii *narażony* (VU).

Informacje o gatunku

Błotniak łąkowy występuje w otwartych środowiskach Palearktyki w strefie klimatu umiarkowanego, od zachodniej Europy aż po środkową Azję (Arroyo *et al.* 2004). W Europie jest rozmieszczony nierównomiernie – najliczniejsze populacje stwierdzono w Hiszpanii i Francji oraz Europie wschodniej: w Polsce, na Białorusi i w Rosji (Trierweiler 2010, EIONET 2020, EBBA 2020). Gatunek nie jest wskazywany jako zagrożony w Europie ani globalnie (BirdLife 2015, 2020), jednak w kluczowych europejskich populacjach (m.in. Hiszpania, Francja, Polska) notuje się spadki liczebności (EIONET 2020). Dawniej typowym środowiskiem tego gatunku były stepy i turzycowiska. Od końca XX wieku błotniak łąkowy stopniowo kolonizuje agrocenozy i obecnie najliczniej występuje wśród rozległych i płaskich terenów użytkowanych rolniczo. Zasiedla miejsca, gdzie rolnictwo jest ekstensywne z dużym udziałem pastwisk i łąk. Unika miejsc zajętych przez człowieka, nie tylko miejscowości, ale również drobnych gospodarstw. Preferuje klimat o cechach kontynentalnych (Krupiński et al. 2014).

W Polsce błotniak łąkowy występuje głównie na wysoczyznach Podlasia i Mazowsza, poza tymi regionami jest bardzo nieliczny. Wielkość krajowej populacji oszacowano w latach 2018–2019 na 2800 par, co stanowi około 19% całkowitej liczebności tego gatunku w Unii Europejskiej (Kuczyński et al. 2020). Dane MPP wskazują na ciągły spadek liczebności w tempie ok. 5% rocznie. Niepokojący jest fakt, że najsilniejsze spadki odnotowuje się w populacjach źródłowych (Nizina Południowopodlaska).



Zagrożenia

Ponieważ błotniak łąkowy buduje gniazda na ziemi, największym zagrożeniem dla tego gatunku są straty spowodowane działalnością rolniczą. Bezpośrednie niszczenie gniazd podczas żniw może prowadzić do strat w lęgach rzędu kilkudziesięciu procent (Krupiński *et al.* 2014). Programy ochrony aktywnej, obejmujące grodzenie gniazd, są bardzo skuteczne (Santangeli et al. 2015) i obecnie zachowanie krajowej populacji jest uzależnione od ich stałego stosowania. Postępująca intensyfikacja produkcji rolnej prowadzi do spadku różnorodności biologicznej agrocenoz, co objawia się ubożeniem bazy pokarmowej (drobne ptaki, gryzonie i duże owady; Mirski et al. 2016), ale wdrażanie programów rolnośrodowiskowych poprawia dostępność pokarmu (Schlaich et al. 2015). Zmiana struktury upraw (wzrost areału kukurydzy i rzepaku, konwersja łąk i pastwisk w pola uprawne oraz zagospodarowywanie tzw. nieużytków) jest przyczyną spadku dostępności siedlisk lęgowych. Zagrożeniem mogą być farmy wiatrowe (Schaub et al. 2020) oraz drapieżnictwo ze strony lisa, ptaków krukowatych i błotniaka stawowego. Zmiany klimatu skutkują częstszym występowaniem ekstremalnych zjawisk pogodowych – np. wysokie opady w lipcu mogą być przyczyną śmierci nawet 70% piskląt (Krupiński et al. 2014). Sytuacja na zimowiskach w Afryce oraz na trasach przelotu może znacząco wpływać na przeżywalność ptaków dorosłych oraz ich produktywność (Millon et al. 2019).

Sokół wędrowny *Falco peregrinus*

VU D1

VU

Uzasadnienie statusu

Obszar zajmowany (AOO) sokoła wędrownego w Polsce jest niewielki i pofragmentowany, przekraczając wartość progową dla gatunków zagrożonych, jednak takson nie spełnia dodatkowych warunków (spadek lub silne fluktuacje parametrów populacyjnych) wymaganych w kryterium ograniczonego zasięgu. Gatunek ten w ostatnich kilkunastu latach wzrasta liczebnie, nie spełnia więc kryteriów redukcji populacji lub niewielkiej i jednocześnie malejącej populacji. Jednak liczebność populacji krajowej wciąż jest niska (kilkadziesiąt par lęgowych) i pozwala zaklasyfikować ten gatunek jako *zagrożony* (EN) w kryterium skrajnie małej populacji. Większość populacji ościennych również zwiększa liczebność, dlatego uznano, że możliwość zasilania z zewnątrz populacji krajowej nie będzie w przyszłości ograniczona i obniżono krajowy status gatunku o jeden stopień – do kategorii *narażony* (VU).



© Cezary Korkosz

Informacje o gatunku

Sokół wędrowny zasiedla sześć kontynentów, w tym niemal całą Europę, najliczniej jej południową część (White et al. 2020, EBBA 2020). Największa populacja lęgowa w krajach ościennych zlokalizowana jest w Niemczech (1400 terytoriów; Gedeon et al. 2014, EIONET 2020). W Czechach gniazduje 70–90 par, na Słowacji 160–210 par (EIONET 2020), a na Ukrainie ok. 120–130 par (Prokopenko et al. 2009). W krajach ościennych oraz na całym kontynencie odnotowano istotny wzrost liczebności (BirdLife 2015, Prokopenko et al. 2009). W Polsce gniazduje głównie na budynkach lub wysokich konstrukcjach przemysłowych, na stromych skałach w górach oraz rzadziej w rozległych kompleksach leśnych (Stawarczyk et al. 2017).

W drugiej połowie XX wieku odnotowano drastyczny spadek liczebności sokoła wędrownego w Europie, w tym w Polsce (Lontkowski 2007). Odbudowa krajowej populacji lęgowej trwa od połowy lat 90. W latach 2000–2008 oceniano ją w kraju zaledwie na ok. 10 par (Mizera & Sielicki 2009), w latach 2013–2016 na 30–55 par (S. Sielicki – dane niepubl., Chodkiewicz et al. 2019), a w roku 2020 na 55 par (Mizera et al. 2020). Początkowo gniazdował jedynie na terenach zurbanizowanych, gdzie nadal skupia się większa część populacji. Nieco później zaczął gniazdować na stanowiskach naturalnych: m.in. w Karkonoszach, Górach Stołowych, Masywie Śnieżnika, Pieninach i Tatrach (Flousek et al. 2015, Mikusek 2017, Stawarczyk et al. 2017). Na tereny leśne, gdzie dawniej gniazdowała większość ptaków (Wieland 2012), powrócił w drugiej dekadzie XXI wieku (Ławicki & Sielicki 2019). Aktualnie zasiedla nielicznie kompleksy leśne w Wielkopolsce, na Pomorzu Zachodnim i Mazurach. W latach 2010–2018 w Polsce wypuszczono ponad 700 młodych ptaków, głównie w zachodniej Polsce (Stowarzyszenie „Sokół" 2020).

Zagrożenia

Regres populacji w XX wieku związany był z używaniem środków ochrony roślin, m.in. DDT, ale czynnik ten nie ma obecnie znaczenia. Wpływ puchacza jest wskazywany jako jedno z zagrożeń dla populacji w Niemczech, oba gatunki konkurują tam o miejsca lęgowe (Lindner 2018). Negatywne znaczenie mogą mieć także kolizje z liniami energetycznymi oraz farmami wiatrowymi (BirdLife 2015, Wieland 2012). Wraz z dynamicznym rozwojem populacji może wzrastać zagrożenie intencjonalnym zatruwaniem i odławianiem ptaków, np. w Szwajcarii w latach 2006–2017 odnotowano 7 pewnych i 19 przypuszczalnych przypadków otrucia sokołów wędrownych (Inderwildi et al. 2018). Lokalnie zagrożeniem jest wybieranie jaj dla celów kolekcjonerskich oraz młodych ptaków z przeznaczeniem do sokolnictwa (Kozik 2016, Flousek et al. 2015).

Gawron *Corvus frugilegus*

VU A2a

VU

Uzasadnienie statusu

Gawron to średnio liczny i umiarkowanie rozpowszechniony gatunek w kraju – jego wciąż duża populacja nie spełnia kryterium ograniczonego zasięgu czy też kryterium niewielkiej populacji. Jednak dynamiczny spadek liczebności (-57%), odnotowany w okresie trzech pokoleń (15 lat), kwalifikuje go jako gatunek *zagrożony* (EN) w ramach kryterium redukcji populacji. Ze względu na możliwość zasilania krajowej populacji przez ptaki pochodzące z państw ościennych, kategorię tą obniżono o jeden stopień – i obecnie gawron w kraju jest uznany za gatunek *narażony* (VU).



© Tomasz Wilk

Informacje o gatunku

Gniazduje w Palearktyce na dużym areale od Hiszpanii do Japonii, głównie w strefie umiarkowanej i subborealnej. Liczebność w Europie oceniono na 8,2–13,2 mln par, w tym ok. 75% populacji zasiedla Wyspy Brytyjskie i wschodnią Europę (Rosja, Białoruś i Ukraina) (BirdLife 2015, EBBA 2020). Trend liczebności w Europie w latach 2007–2016 był malejący (spadek o 17%), a w latach 1980–2017 rosnący (PECBMS 2019).

Gawron jest lęgowy w całej Polsce, jednak z wyraźnym zróżnicowaniem zagęszczenia i rozpowszechnienia w poszczególnych częściach kraju (Sikora et al. 2007). Jest zdecydowanie mniej liczny i bardziej rozproszony na północy i zachodzie kraju, w tym na Śląsku, Pomorzu, Warmii z Mazurami oraz w Wielkopolsce (Jerzak et al. 2017, Ławicki et al. 2015, Tobółka et al. 2011, Wylegała et al. 2013, Zbyryt et al. 2018), gdzie liczba kolonii na 1000 km^2 była w ostatniej dekadzie czterokrotnie niższa, a zagęszczenie (liczba par/100 km^2) ok. sześciokrotnie niższe od wartości osiąganych we wschodnich regionach kraju: na Mazowszu, Ziemi Świętokrzyskiej i w północnej części Podlasia (Chmielewski et al. 2017, 2019, Zbyryt et al. 2013). Aktualnie populacja krajowa tego gatunku oceniona została na 183–222 tys. par (Chodkiewicz et al. 2019). W roku 1962 liczebność gawrona w kraju oceniono na ok. 210 tys. par (Dyrcz 1966), jednak według Jakubca (2005) była niedoszacowana. Wedle szacunków liczebność w latach 80. wynosiła 350–400 tys. par (Jakubiec 2005), co wskazuje na wzrost populacji krajowej udokumentowany dla szeregu powierzchni. Pierwsze symptomy spadku liczebności zarejestrowano pod koniec lat 90. (Jakubiec 2005) i nasiliły się w ostatnim dwudziestoleciu (Chylarecki et al. 2018). Spadek liczebności gawrona w skali kraju w latach 2001–2020 wynosił średnio 4% rocznie (MPP), przy czym trend liczebności w latach 2001–2008 fluktuował, a potem nastąpił wyraźny spadek. Na wschodzie kraju trend spadkowy wynosił 10% rocznie i był dwukrotnie wyższy niż na zachodzie (Chylarecki et al. 2018).

Zagrożenia

Gawron uznawany jest za gatunek konfliktowy w miejscach gniazdowania w sąsiedztwie człowieka ze względu na powodowanie hałasu i zanieczyszczeń otoczenia odchodami. W miejscach takich dochodzi do zrzucania gniazd, płoszenia ptaków oraz wycinania i przycinania drzew w celu ograniczenia dostępności miejsc lęgowych (Jakubiec 2005). Jako żerowiska gawrony preferują w okresie lęgowym łąki i pastwiska oraz kiełkujące zboża ozime, natomiast unikają upraw okopowych (Kasprzykowski 2003), a preferowanie użytków zielonych wokół kolonii lęgowych wykazano też we wschodniej Anglii (Mason & Macdonald 2004). Zmniejszanie areału łąk i pastwisk w związku z intensyfikacją rolnictwa może wpływać na pogorszenie ich warunków pokarmowych. Prognozuje się również stopniowe wycofywanie gatunku z południowej i środkowej części zasięgu z powodu zmian klimatycznych (Huntley et al. 2007).

Wodniczka *Acrocephalus paludicola*

VU B2ab(iii), C1

VU

Uzasadnienie statusu

W ostatnich latach odnotowano wzrost liczebności wodniczki, który nastąpił w wyniku prowadzonych działań ochronnych w Dolinie Biebrzy i w Poleskim Parku Narodowym. Gatunek ten nie spełnia więc kryterium redukcji populacji, wodniczka nie przekracza również progu kwalifikującego w ramach kryterium skrajnie niewielkiej populacji. Mimo krótkoterminowego wzrostu liczebności ptaków, w skali całego kraju postępuje spadek powierzchni i jakości siedlisk gatunku. Gatunek ten spełnia więc warunek ciągłego spadku, wymagany m.in. w kryterium ograniczonego i pofragmentowanego zasięgu oraz w kryterium niewielkiej i jednocześnie malejącej populacji. W obu tych kryteriach wodniczka kwalifikuje się jako gatunek *narażony* (VU). Ze względu na spadek liczebności notowany w części krajów ościennych, ocenę tą utrzymano na poziomie krajowym.

Informacje o gatunku

Wodniczka występuje w środkowej i wschodniej Europie. Światową populację szacuje się na ok. 11 000 śpiewających samców, z których 70–78% koncentruje się tylko na czterech kompleksach torfowisk położonych na Białorusi, w Polsce i północno-zachodniej Ukrainie (Flade et al. 2018). Jest zagrożona w skali globalnej (kategoria *narażony* VU), ze względu na redukcję populacji (BirdLife 2020). Największe spadki liczebności notuje się na Białorusi i Ukrainie. W ostatnich latach ten niekorzystny trend udało się zatrzymać na Litwie i w Polsce, gdzie prowadzono projekty czynnej ochrony, a gatunek objęty jest dopłatami rolnośrodowiskowymi (Flade et al. 2018).

Występuje na torfowiskach niskich porośniętych turzycowiskami lub szuwarami kłoci wiechowatej, rzadziej na łąkach zalewowych w dolinach rzek oraz na nadmorskich halofilnych zbiorowiskach szuwarowo-łąkowych (Dyrcz 2020). W Polsce istnieje aktualnie 10 stanowisk, na których wodniczka gniazduje regularnie, z których największe, gromadzące ok. 80% krajowej populacji, znajduje się w Dolinie Biebrzy (z koncentracją na Bagnie Ławki). Na Podlasiu, poza Biebrzą, występuje w dolinie Narwi, a istotne są również stanowiska na Lubelszczyźnie – w Poleskim Parku Narodowym oraz na Chełmskich Torfowiskach Węglanowych. Nielicznie występuje na zachodzie Polski, na Bagnach Rozwarowskich oraz w ujściu Świny. Liczebność populacji oceniono na 3200–4500 samców (Chodkiewicz et al. 2019). W latach 2010–2015 nastąpił krótkoterminowy wzrost liczebności, po którym w latach 2016–2020 gatunek powrócił do stanu z początku dekady (Stasiak & Chodkiewicz 2020). Dynamika liczebności w latach 1969–2013 różniła się między regionami: stwierdzono stabilne populacje we wschodniej Polsce, umiarkowany spadek w północno-wschodniej oraz silny spadek na zachodzie i w centrum kraju (Żmihorski et al. 2016b).

Zagrożenia

Największym zagrożeniem dla wodniczki jest utrata siedlisk lęgowych, głównie torfowisk niskich, w wyniku ich osuszania i wydobywania torfu. W Polsce straciliśmy około 80% torfowisk, większość w latach 1960–1980. Osuszanie siedlisk lęgowych wodniczki powoduje zanik bazy pokarmowej oraz promuje sukcesję krzewów (Tanneberger et al. 2018, Grzywaczewski & Kitowski 2019, Dyrcz 2020). Czynnikiem ryzyka jest też zanik ekstensywnej gospodarki rolnej, głównie koszeń i wolnego wypasu bydła, oraz zbyt wczesny termin koszeń i intensyfikacja użytkowania. Dedykowany gatunkowi pakiet dopłat rolnośrodowiskowych wydaje się efektywnie zmniejszać powyższe zagrożenia (Kubacka et al. 2014, Budka et al. 2019). Siedliska gatunku w Poleskim Parku Narodowym są zagrożone budową kopalni węgla (Grzywaczewski & Kitowski 2019).


© Cezary Korkosz

Świergotek polny *Anthus campestris*

VU A2a

VU

Uzasadnienie statusu

Obszar zajmowany (AOO) świergotka polnego przekracza próg kwalifikujący dla gatunków zagrożonych, jednak nie są spełnione warunki dodatkowe (fragmentacja zasięgu, silne fluktuacje parametrów populacji), aby móc zastosować kryterium ograniczonego zasięgu. Wielkość populacji nie spełnia kryteriów skrajnie małej populacji ani niewielkiej i jednocześnie malejącej populacji. Świergotek polny przechodzi jednak silny regres liczebności populacji (-54%) w ostatnich 10 latach, którego tempo pozwala zakwalifikować ten gatunek jako *zagrożony* (EN) w kryterium redukcji populacji. Ze względu na możliwość zasilania krajowej populacji z zewnątrz, ocenę stopnia zagrożenia uzyskaną wg kryteriów globalnych obniżono o jeden stopień – do kategorii *narażony* (VU).



Informacje o gatunku

Globalny zasięg świergotka polnego sięga od Afryki północnej i zachodniej Europy aż do Azji centralnej (Tyler & Christie 2020). W Europie zasiedla większość południowej i środkowej części kontynentu z najliczniejszymi populacjami w Hiszpanii i Turcji, grupującymi łącznie ponad połowę populacji europejskiej (BirdLife 2015, EBBA 2020).

Wśród populacji ościennych gatunek jest liczny jedynie na Ukrainie, gdzie występuje 27–44 tys. par (BirdLife 2015). Świergotek polny nie jest zagrożony globalnie ani też w skali europejskiej (BirdLife 2015, 2020). Na kluczowych lęgowiskach w południowej Europie liczebność jest stabilna, jednak od kilku dekad wyraźnie zmniejsza się liczebność w centralnej i zachodniej Europie (EBBA 2020, EIONET 2020). Zasiedla suche tereny otwarte, tj. murawy piaskowe, wrzosowiska, suche łąki, żwirownie, stepy i pustynie, chętnie wybierając miejsca zakrzaczone (Tyler & Christie 2020).

W Polsce to umiarkowanie rozpowszechniony gatunek zasiedlający szerokim pasem prawie całą środkową część kraju, z centrum występowania na środkowym wschodzie. Wyraźnie rzadszy jest na Pomorzu oraz podgórskich i górskich obszarach południa kraju (Dombrowski 2007). Aktualna ocena liczebności to 11–22 tys. par (Chodkiewicz et al. 2019), choć jeszcze na przełomie XX i XXI wieku oceniano ją na 15–30 tys. (Dombrowski 2007). Zmiany liczebności widoczne na poziomie ocen krajowych znajdują również poparcie w danych Monitoringu Pospolitych Ptaków Lęgowych, wskazujących, że świergotek polny jest jednym z najszybciej zanikających gatunków krajowej awifauny, a spadek jest szczególnie intensywny na północnym zachodzie i południowym wschodzie kraju (Chylarecki et al. 2018).

Zagrożenia

Spadek liczebności krajowej populacji świergotka polnego, szczególnie w zachodniej części Polski, jest elementem szerszego regresu w północno-zachodniej części zasięgu, obejmującego m.in. Holandię, Niemcy, Danię i Szwecję (EBBA 2020). Jako główne przyczyny tego procesu podaje się zmniejszanie powierzchni suchych siedlisk otwartych, powodowane m.in. intensyfikacją rolnictwa lub zalesieniami, ale też postępujące w wyniku sukcesji, której źródłem jest zanik wypasu i eutrofizacja gleb (EBBA 2020). Jako istotny czynnik ryzyka wskazuje się też stosowanie pestycydów, zubożających faunę bezkręgowców, którymi świergotek polny się żywi (BirdLife 2015).

Ortolan *Emberiza hortulana*

VU A2a

VU

Uzasadnienie statusu

Ortolan to średnio liczny i umiarkowanie rozpowszechniony gatunek w naszym kraju – nie spełnia więc kryteriów związanych z ograniczonym zasięgiem oraz z niewielką liczebnością populacji. Status gatunku określono jako *narażony* (VU) ze względu na dynamiczny spadek (-33%) liczebności krajowej populacji w okresie 10 ostatnich lat. Spadek liczebności w krajach ościennych ograniczać może możliwości zasilania polskiej populacji z zewnątrz, dlatego status gatunku *narażony* (VU) utrzymano na poziomie krajowym.

Informacje o gatunku

Ortolan gnieździ się na większości obszaru Europy, choć jego rozmieszczenie jest bardzo nierównomierne. Gatunek nie występuje w całym atlantyckim regionie biogeograficznym oraz wzdłuż atlantyckich wybrzeży Skandynawii. Poza Europą gniazduje również w Algierii, Turcji i Iranie, a na wschodzie jego zasięg rozciąga się wąskim pasem do środkowej Azji (Madge & Sharpe 2020). Europejskie ortolany zimują w strefie Sahelu w Afryce na południe od Sahary (Jiguet et al. 2019). W niemal wszystkich krajach Europy (w tym w krajach ościennych Polski) gatunek wykazuje w ostatnich kilkunastu latach trendy spadkowe (EIONET 2020, EBBA 2020), a od roku 1980 europejska populacja zmniejszyła się o ponad 80% (Menz, Arlettaz 2012; EBBA 2020). W ostatnich dwóch dekadach ortolan wyginął w Holandii, Belgii, Austrii, Szwajcarii, na Słowacji i Węgrzech (EBBA 2020). Pomimo tych istotnych spadków liczebności nie jest zagrożony globalnie ani też w skali europejskiej (BirdLife 2015, 2020).

W Polsce gatunek gnieździ się przede wszystkim w pasie nizin środkowopolskich, najliczniej zasiedlając Podlasie i wschodnie Mazowsze, południową Wielkopolskę i Ziemię Łódzką. Wyraźnie mniej liczny w południowej Polsce oraz na północy Wielkopolski i Kujawach. Nie występuje na Pomorzu, Warmii i północnych Mazurach (Sikora et al. 2007; Kuczyński & Chylarecki 2012; Ornitho.pl). Ortolan gniazduje w krajobrazie rolniczym, preferując pola na lekkich glebach, z dużą ilością niewielkich zadrzewień śródpolnych, szpalerów drzew, unikając zarówno bardzo dużych pól, jak i silnie rozdrobnionych działek (Szymkowiak et al. 2014). Istotne znaczenie ma występowanie w krajobrazie dojrzałych drzew liściastych lub przewodów linii przesyłowych, zapewniających samcom miejsca śpiewu (Elts et al. 2015). Unika zrębów i halizn, trwałych użytków zielonych, terenów podmokłych i obszarów bezpośrednio przyległych do zwartej zabudowy mieszkalnej (Kuczyński & Chylarecki 2012). Gatunek żeruje głównie na ziemi, w miejscach z odkrytą glebą lub porośniętych skąpą roślinnością, chętnie pod osłoną wyższych roślin (np. kartofliska, uprawy marchwi i innych warzyw, działki obsiane zbożami jarymi; Menz et al. 2009, Menz & Arlettaz 2012, Sondell et al. 2018). Przynajmniej od roku 2000 krajowa populacja ortolana spada w szybkim tempie (-33% w ciągu ostatnich 10 lat).

Zagrożenia

Przyczyny obserwowanego spadku liczebności są niejasne. Biorąc pod uwagę specyficzne wymagania odnośnie żerowisk, gatunek z pewnością ucierpiał wskutek dramatycznego spadku areału upraw ziemniaków i warzyw (odpowiednio: -75% i -27% w latach 1999–2019; GUS 2020), przy jednoczesnym dwukrotnym zwiększeniu powierzchni wielkoobszarowych upraw rzepaku (niezapewniających ptakom dostępu do odsłoniętego podłoża). Na krajową populację zapewne negatywnie wpływa też prowadzone od wielu lat pozyskanie łowieckie we Francji, gdzie corocznie ginie 15–30 tys. migrujących ortolanów, z czego ok. 70% to ptaki pochodzące z polskiej populacji lęgowej (Jiguet et al. 2019). Polskie ortolany zimują w zachodniej części Sahelu (Jiguet et al. 2019) i wszelkie zmiany siedliskowe zachodzące na tych terenach, w szczególności obserwowane zmiany poziomu opadów (Biasutti 2019), mają zapewne wpływ na krajową populację lęgową.



© Cezary Korkosz

near threatened / **bliskie zagrożenia**



© Marcin Karetta

NT

Łabędź krzykliwy *Cygnus cygnus*

NT D1

NT

Uzasadnienie statusu

Łabędź krzykliwy posiada w Polsce stosunkowo niewielki obszar zajmowany (AOO), jednak nie spełnia dodatkowych warunków (fragmentacja, spadek lub silne fluktuacje parametrów populacji), wymaganych przy stosowaniu kryterium ograniczonego zasięgu. Trend liczebności jest pozytywny, przez co gatunek nie spełnia kryterium redukcji populacji ani kryterium niewielkiej i jednocześnie malejącej populacji. Niska liczebność łabędzia krzykliwego kwalifikuje go jako gatunek *narażony* (VU) w ramach kryterium skrajnie małej populacji. Ze względu na możliwość zasilania rodzimej populacji z państw ościennych, kategorię zagrożenia w skali krajowej obniżono do poziomu *bliski zagrożenia* (NT).

Informacje o gatunku

Szeroko rozmieszczony gatunek w Palearktyce, głównie w strefie tajgi, z tendencją rozszerzania zasięgu w południowej części tundry i w strefie umiarkowanej. Populacja europejska jest oceniana na 25,3–32,8 tys. par z trendem krótko- i długoterminowym rosnącym (BirdLife 2015). W krajach ościennych jeszcze niedawno notowano występowanie ok. 190–220 par (BirdLife 2015), jednak obecnie tylko na Litwie jest 250–400 par (EIONET 2020). Gatunek nie jest zagrożony globalnie ani w Europie (BirdLife 2015, 2020). Przed ok. 100 laty populacja łabędzia krzykliwego została silnie zredukowana ze względu na pozyskiwanie ptaków dorosłych i jaj do celów konsumpcyjnych (Brazil 2003). Długotrwała ochrona tego gatunku przyczyniła się do odbudowy populacji.

W Polsce od czterdziestu lat zwiększa się jego liczebność i areał lęgowy. Łabędź krzykliwy zasiedla głównie stawy rybne, ale równie często zbiorniki naturalne (zarówno śródpolne, jak i śródleśne), w tym coraz częściej zalewiska powstałe w wyniku aktywności bobrów. Jego liczebność wzrastała od ok. 5 par w drugiej połowie lat 80., przez 80–90 par w roku 2011 (Tomiałojć & Stawarczyk 2003, Sikora et al. 2012), do 213 par w roku 2020 (Sikora et al. 2020a). Największy przyrost liczebności dotyczy obecnie pojezierzy, na których znajduje się wiele potencjalnych miejsc do gniazdowania. Gatunek lęgnie się wyłącznie na nizinach we wszystkich regionach kraju, z najbardziej na południe wysuniętymi stanowiskami na płaskowyżach: Tarnogrodzkim i Jędrzejowskim. Najliczniej zasiedla Pomorze, Warmię i Mazury, Śląsk i Podlasie. W roku 2020 na 10 kluczowych obszarach (9 OSO), w których odnotowano lęgi przynajmniej 5 par, grupowała się połowa populacji krajowej (dane MPP). Najliczniej zajmowane są: Dolina Baryczy (21 par), Puszcza Napiwodzko-Ramucka (18) i Ostoja Warmińska (17).

Zagrożenia

Zagrożeniem dla ptaków lęgowych jest niestabilność warunków hydrologicznych wywołanych przez zmiany klimatyczne i przez działalność człowieka. W ostatnich latach na zbiornikach zasiedlanych przez łabędzie krzykliwe w okresie wiosenno-letnim następuje niekiedy obniżanie poziomu wody i w efekcie pogarszają się warunki troficzne, lęgi stają się dostępne dla drapieżników naziemnych oraz ograniczona jest fizyczna możliwość poruszania się ptaków. Skutkuje to też większą mobilnością nielotnych młodych, co naraża je na drapieżnictwo (Brazil 2003). Rejestrowano przypadki celowego spuszczania wody ze śródpolnych zbiorników wodnych z lęgowymi łabędziami krzykliwymi, np. przez rozbieranie tam bobrowych i prace ziemne (np. w OSO Ostoja Warmińska). Zagrożeniem dla gatunku są również polowania, które zaczynają się w drugiej połowie sierpnia, kiedy część młodych jest nielotna – mogą one prowadzić do rozbijania rodzin i opuszczania młodych przez ptaki dorosłe. Innym związanym z tym zagrożeniem są zatrucia łabędzi śrucinami z ołowiu, zarówno w wyniku postrzelenia, jak i podczas żerowania (Brazil 2003). Gatunek jest podatny na kolizje z liniami energetycznymi, do czego w szczególności dochodzi podczas regularnych przelotów pomiędzy miejscami nocowania i żerowania (Brazil 2003).


© Leszek Iwanowski

Czernica *Aythya fuligula*

NT A2a; C1

NT

Uzasadnienie statusu

Czernica ma szeroki zasięg występowania w kraju, nieprzekraczający progu kwalifikującego do zastosowania kryterium ograniczonego rozmieszczenia. Również liczebność gatunku nie pozwala na zastosowanie kryterium skrajnie niewielkiej populacji. Gatunek wykazywał w ostatnich 10 latach dynamiczny i silny spadek liczebności (-48%), co pozwala zaklasyfikować go jako *narażony* (VU) w kryteriach redukcji populacji oraz niskiej i jednocześnie malejącej populacji. Ze względu na stabilną sytuację gatunku w większości krajów sąsiadujących z Polską, uznano, że prognozy zasilania w przyszłości populacji krajowej nie są ograniczone i status uzyskany wg kryteriów globalnych obniżono na poziomie krajowym o jeden stopień, do kategorii *bliski zagrożenia* (NT).



© Łukasz Bożycki

Informacje o gatunku

Czernica ma bardzo rozległy areał lęgowy – zasiedla północną Palearktykę od Islandii do Kamczatki. W Europie osiąga liczebność 450–620 tys. (BirdLife 2015, EBBA 2020). Trend liczebności w całej Europie jest stabilny, choć w krajach Unii Europejskiej malejący. W skali globalnej i w skali Europy nie jest to gatunek zagrożony (BirdLife 2015, 2020), natomiast w regionie nadbałtyckim, ze względu na spadek liczebności na obszarze północno-wschodnim Bałtyku, uzyskał kryterium *bliski zagrożenia* (NT) (HELCOM 2013).

W Polsce pierwsze przypadki lęgów odnotowano pod koniec XIX wieku (Tomiałojć 1970). Potem czernica stopniowo zasiedlała kolejne regiony kraju i w latach 1985–1993 jako gatunek lęgowy była obecna w całej nizowej części kraju, unikając jedynie gór i pogórzy (Górski & Antczak 2007). Obszarami najliczniejszego gniazdowania gatunku są pojezierza, a ponadto zalewy: Szczeciński i Wiślany, oraz większe kompleksy stawów, np. w Dolinie Baryczy (Witkowski et al. 1995) i w Górkach w Dolinie Nidy (Wilniewczyc et al. 2001). Od lat 90. na kluczowych stanowiskach w środkowej części kraju i Pomorza nastąpił gwałtowny spadek liczebności (Antczak & Mohr 2006), a następnie dotknął również mniej znaczące lęgowiska. W krótkim czasie jej populacja lęgowa zmniejszyła się z 15–25 tys. par pod koniec lat 90. (Sikora et al. 2007) do zaledwie 2–5 tys. obecnie (Chodkiewicz et al. 2019). Spadek liczebności czernicy udokumentowano m.in. na stawach w Dolinie Baryczy, gdzie w ostatnich dekadach populacja zmniejszyła się o 80% (z 900–1000 par do 210––360, Witkowski et al. 2012), w dolinie Noteci z 40–65 par do 3 (Wylegała et al. 2012a), a w Nadgoplu z ok. 130 par do 50 (Wylegała et al. 2012b). Lęgi nie zostały stwierdzone w OSO Bagienna Dolina Narwi w latach 2010–2012, pomimo że przed trzydziestoma laty oszacowano liczebność na 80–120 par (Tumiel et al. 2020). Mniej intensywny spadek populacji wykazano również w Dolinie Dolnej Skawy (Wiehle 2020).

Zagrożenia

Drapieżnictwo ze strony ssaków i ptaków wpływa na obniżenie sukcesu lęgowego gatunku (Górski & Górska 1997), a rosnące populacje takich drapieżników jak norka amerykańska, jenot i lis być może odpowiadają za obserwowany spadek liczebności (np. Brzeziński et al. 2020). Ten niekorzystny trend może być także związany z regresem krajowej populacji lęgowej śmieszki (Chylarecki et al. 2018), w której koloniach gatunek ten powszechnie gniazduje, korzystając z osłony przed drapieżnikami (HELCOM 2013). Negatywny wpływ na przeżywalność i tempo wzrostu piskląt może mieć ograniczona baza pokarmowa (Giles 1994). Wpływ na populację czernicy mają polowania prowadzone w Polsce pod koniec sezonu lęgowego, narażając na odstrzał ptaki dorosłe i młode (Wiehle & Bonczar 2007, Wylegała & Ławicki 2019). Istotne znaczenie mają także polowania w miejscach koncentracji ptaków przelotnych i zimujących w Europie (Hirschfeld & Attard 2017).

Krwawodziób *Tringa totanus*

NT A2a; D1

NT

Uzasadnienie statusu

Krwawodziób nie spełnia aktualnie żadnego kryterium, które klasyfikowałoby go jako gatunek zagrożony. Jednak istotny spadek populacji oraz niewielka liczebność przekraczają progi kwalifikujące dla kategorii *bliski zagrożenia* (NT) w ramach kryterium redukcji populacji oraz kryterium skrajnie małej liczebności populacji. Ze względu na zmniejszanie się liczebności w krajach ościennych, prognozowane zasilanie krajowej populacji z zewnątrz uznano za ograniczone i status gatunku uzyskany wg kryteriów globalnych utrzymano bez zmian w skali kraju – w kategorii *bliski zagrożenia* (NT).

Informacje o gatunku

Krwawodziób posiada szeroki zasięg rozciągający się od zachodniej Europy do wschodniej Azji. Zasiedla większość obszaru Europy, choć na zachodzie i południu kontynentu występuje głównie wzdłuż wybrzeży morskich (EBBA 2020). W latach 1980–2017 europejska populacja lęgowa zmniejszyła się o 54% (PECBMS 2020). Od początku XXI wieku największe spadki liczebności odnotowano w północnej Europie, natomiast w środkowej części kontynentu, w Niemczech, na Ukrainie i Białorusi gatunek jest stabilny lub fluktuuje (BirdLife 2015). Krwawodziób nie jest zagrożony globalnie ani też w skali europejskiej (BirdLife 2015, 2020).

W Polsce występuje plamowo na terenie całego kraju, z wyłączeniem pogórza i gór, wyraźnie liczniej na wschodzie. Gnieździ się głównie w dolinach dużych i średnich rzek, zasiedlając podmokłe, zalewowe łąki oraz pastwiska, nad Wisłą także zarastające wyspy w nurcie rzeki. Nielicznie gniazduje także na obrzeżach jezior i stawów, torfowiskach czy odstojnikach ścieków (Chylarecki 2004). Ptaki preferują płaty roślinności o wysokości ok. 15 cm, poprzerastane kępkami wyższej roślinności zielnej (Stiefel & Scheufler 1984, Thorup 1998), ale występują również na pastwiskach z runią niższą niż 15 cm, jeśli mogą tam znaleźć kępki wyższych traw, w których ukrywają gniazda (Ottvall 2004, Smart et al. 2006). Do żerowania gatunek wymaga obecności płytko zalanych terenów (brzegi koryta rzeki, obrzeża starorzeczy, okresowo zalewane zagłębienia terenu). Polska populacja lęgowa zmniejszyła się przynajmniej o połowę w ciągu ostatnich 4 dekad (EIONET 2020), a regionalne dane wskazują, że rzeczywisty spadek liczebności może być jeszcze większy. W wielu dobrze udokumentowanych przypadkach lokalne populacje w dolinach dużych rzek stanowią obecnie nie więcej niż 30% stanu z lat 70. lub 80. XX wieku (np. Winiecki & Mielczarek 2018). W 2010 roku na Pomorzu zostało tylko 30–40% populacji z początku lat 90. (Sikora et al. 2013), a w północno-zachodniej Polsce ok. 40% (Ławicki et al. 2011).

Zagrożenia

Wiodącym zagrożeniem dla przetrwania gatunku jest zanik siedlisk lęgowych niszczonych przez projekty zabudowy hydrotechnicznej rzek (budowa zbiorników zaporowych i wałów przeciwpowodziowych, pogłębianie i prostowanie koryta, zasypywanie starorzeczy), a także przez melioracje terenów podmokłych i tzw. konserwacje małych cieków wodnych. Działania te prowadzą do zaniku terenów okresowo zalewanych poprzez ich fizyczne zniszczenie lub przez modyfikację reżimu hydrologicznego. Dodatkowo, zarzucenie wypasu bydła i koni w dolinach rzek prowadzi do zarastania pastwisk i wycofywania się gatunku z takich terenów (Chylarecki 2004). Ważnym czynnikiem regresu krwawodzioba były w ostatnich dekadach również wysokie straty w lęgach, powodowane przez drapieżnictwo lisa, norki amerykańskiej i innych ssaków, oraz wrony. Udatność lęgów mierzona proporcją zniesień, z których wykluły się pisklęta, jest często od przynajmniej 20–30 lat zbyt niska, by zapewnić odtwarzanie się lokalnych populacji (Chylarecki et al. 2006). Problem ten dotyczy nie tylko Polski, ale całej Europy zachodniej i środkowej (Roodbergen et al. 2012, MacDonald & Bolton 2008).



Bąk *Botaurus stellaris*

NT C1

NT

Uzasadnienie statusu

Stosunkowo rozległy zasięg występowania (EOO) i obszar zajmowany (AOO) nie kwalifikują bąka jako gatunku zagrożonego w ramach kryterium ograniczonego zasięgu. Wielkość populacji oraz tempo spadku liczebności nie przekraczają wartości kwalifikujących w ramach kryteriów skrajnie małej populacji oraz redukcji populacji. Jednak wielkość populacji lęgowej i umiarkowany (-16%) spadek liczebności odnotowany w okresie ostatnich trzech pokoleń (12 lat) kwalifikuje ten gatunek jako *narażony* (VU) wg kryterium niewielkiej i jednocześnie malejącej populacji. Ze względu na możliwość zasilania krajowej populacji z krajów ościennych ocenę uzyskaną wg kryteriów globalnych obniżono o jeden stopień – do kategorii *bliski zagrożenia* (NT).



Informacje o gatunku

Bąk gnieździ się w zbiorowiskach szuwarowych Palearktyki w strefie klimatu umiarkowanego. Jest najliczniejszy w Rosji, na Ukrainie, Białorusi, w Polsce, w krajach bałtyckich oraz na Węgrzech. W zachodniej i południowej Europie jest zdecydowanie mniej liczny i występuje w dużym rozproszeniu (EBBA 2020). Europejska populacja bąka wydaje się być stabilna (PECBMS 2020). Zasięg poszerza się nieznacznie na północ (EBBA 2020), co prawdopodobnie jest efektem zmian klimatycznych. Gatunek nie jest zagrożony w Europie ani w skali globalnej (BirdLife 2015, 2020). Gniazduje w rozległych szuwarach wysokich, głównie trzcinowych (Gilbert et al. 2005b). W warunkach naszego kraju są to szerokie strefy litoralu płytkich, eutroficznych zbiorników wodnych (zarówno jezior, jak i zbiorników zaporowych), fragmenty dolin rzecznych (np. zarastające starorzecza), stawy rybne. Bąk preferuje fragmenty trzcinowisk w pobliżu otwartej wody, gniazda zakładając w miejscach z głęboką wodą i dużym udziałem uschniętych trzcin (Gilbert et al. 2005a, Polak et al. 2008).

W Polsce występuje na nizinach, w regionach, gdzie znajdują się zbiorniki wodne z szerokimi pasami szuwarów (Dombrowski 2007). Wielkość krajowej populacji w latach 2013–2018 została oszacowana na ok. 4 tysiące terytorialnych samców (Chodkiewicz et al. 2019). W Polsce liczebność podlega silnym fluktuacjom, choć w ostatnich latach dane MPP wskazują na spadek w tempie ok. 1,4% rocznie.

Zagrożenia

Największym zagrożeniem dla populacji bąka są wszelkie działania i procesy prowadzące do zaniku podmokłych szuwarów trzcinowych, co najczęściej jest efektem osuszania terenów podmokłych, zarówno poprzez celowe melioracje, jak i długotrwałe procesy prowadzące do obniżania poziomu wód gruntowych (wadliwa gospodarka wodna, zmiany klimatu). Duża część populacji bąka w naszym kraju występuje na stawach rybnych i sposób gospodarowania na tych terenach może bezpośrednio wpływać na dostępność optymalnych siedlisk. Główną przyczyną strat w lęgach jest drapieżnictwo (Polak & Kasprzykowski 2010), do krajowego spadku liczebności może się więc przyczyniać ekspansja norki amerykańskiej, choć brak tu szczegółowych danych. Na produktywność lęgów wpływa również pogoda – ulewne deszcze i silne wiatry obniżają przeżywalność piskląt (Polak & Kasprzykowski 2013), w związku z czym większa częstotliwość ekstremalnych zjawisk pogodowych w wyniku zmian klimatu może negatywnie oddziaływać na populację bąka.

Kania czarna *Milvus migrans*

NT D1

NT

Uzasadnienie statusu

Obszar zajmowany (AOO) kani czarnej jest stosunkowo niewielki i przekracza próg kwalifikujący dla gatunków zagrożonych, jednak nie są spełnione warunki dodatkowe (fragmentacja zasięgu, spadek lub silne fluktuacje parametrów populacji), wymagane przy stosowaniu kryterium ograniczonego zasięgu. Ponadto, kania czarna nie spełnia kryterium redukcji populacji lub kryterium niewielkiej i jednocześnie malejącej populacji. Jednak mała liczebność kwalifikuje ten gatunek jako *bliski zagrożenia* (NT) w ramach kryterium skrajnie niewielkiej populacji. Ze względu na spadek liczebności gatunku, notowany w większości państw ościennych, możliwości zasilania krajowej populacji uznano za ograniczone i utrzymano w skali krajowej kategorię *bliski zagrożenia* (NT).

Informacje o gatunku

Kania czarna jest jednym z najliczniejszych i najszerzej rozpowszechnionych ptaków szponiastych na świecie. Zasiedla cztery kontynenty, w tym prawie całą Europę, omijając jedynie jej północną i południowo-wschodnią część. Występuje we wszystkich krajach sąsiadujących z Polską. Najliczniej w Niemczech, gdzie gniazduje 6500–9500 par, a populacja jest stabilna (EIONET 2020). Na Ukrainie gniazduje 1000–1500 par, a na początku XXI wieku liczebność wyraźnie się zmniejszyła (BirdLife 2015). Na Białorusi, Słowacji i Czechach gatunek jest mniej liczny. W krajach Unii Europejskiej trend liczebności jest wzrostowy, a na całym kontynencie pozostaje nieokreślony (BirdLife 2015). Gatunek nie jest zagrożony w Europie i w skali globalnej (BirdLife 2015, 2020)

W Polsce kania czarna występuje w mozaice terenów rolniczych, lasów oraz zbiorników i cieków wodnych (Maciorowski et al. 2020). Gnieździ się głównie w zachodniej i północnej części kraju oraz mniej licznie na wschodzie. W latach 2013–2018 wielkość krajowej populacji oszacowano na 600–1000 par (Chodkiewicz et al. 2019). Dane uzyskane w Monitoringu Ptaków Drapieżnych w latach 2008–2020 wskazują, że liczebność populacji pozostaje na stabilnym poziomie (Cenian & Chodkiewicz 2020). Potwierdzają to badania z doliny Warty z okresu 40 lat (Wylegała et al. 2013) oraz z Pojezierza Sierakowsko-Międzychodzkiego, obszaru, w którym kania czarna gnieździ się w dużych zagęszczeniach – pomiędzy okresem 1996–2001 a 2012–2017 zarejestrowano stabilny trend liczebności i produktywności (Maciorowski et al. 2020). Lokalnie notuje się wzrosty liczebności, np. w dolinie Noteci (Wylegała & Maluśkiewicz 2014).

Zagrożenia

Czynniki limitujące wielkość populacji kani czarnej w Polsce nie są dobrze poznane. Jest to gatunek wrażliwy na zatrucia, chemiczne skażenie wód, porażenia prądem i kolizje z liniami energetycznymi (Orta et al. 2020c), oraz szczególnie narażony na kolizje z farmami wiatrowymi (BirdLife 2015). Uproszczenie struktury krajobrazu rolniczego, utrata mozaiki pól, łąk, ugorów i śródpolnych oczek wodnych prowadzą do zaniku miejsc żerowiskowych. Istotnym zagrożeniem jest również ruch turystyczny i rekreacyjny na zbiornikach wodnych, powodujący płoszenie ptaków podczas żerowania. Niekorzystnie oddziaływać mogą ponadto zmiany klimatu, skutkujące przesuszeniem siedlisk podmokłych i ograniczające bazę pokarmową kani czarnej (EBBA 2020). Ptaki migrujące przez Hiszpanię zagrożone są odstrzałem (Balmori 2019).



© Marcin Sołowiej

Włochatka *Aegolius funereus*

NT D1

NT

Uzasadnienie statusu

Obszar zajmowany (AOO) włochatki przekracza próg kwalifikujący dla gatunków zagrożonych, jednak nie spełnia ona innych warunków (spadek lub silne fluktuacje liczebności), wymaganych przy stosowaniu kryterium ograniczonego zasięgu. Gatunek ten nie zmniejszał w ciągu ostatnich 10 lat liczebności, nie kwalifikuje się więc w kryterium redukcji populacji lub niewielkiej i jednocześnie malejącej populacji. Liczebność gatunku nie przekracza progu kwalifikującego w kryterium skrajnie niewielkiej populacji, jednak po skorygowaniu wskaźnika liczebności, ze względu na fakt znacznego udziału ptaków nielęgowych (lokalnie powyżej 70%), włochatka spełnia próg kwalifikujący dla kategorii *narażony* (VU). W populacjach ościennych nie odnotowano spadków liczebności, uznano więc, że zasilanie krajowej populacji nie będzie w przyszłości ograniczone i obniżono poziom zagrożenia w kraju do kategorii *bliski zagrożenia* (NT).

Informacje o gatunku

Włochatka jest szeroko rozmieszczonym gatunkiem w Palearktyce, głównie w północnej części w strefie tajgi. W południowej części areału lęgowego zasięg był początkowo ograniczony głównie do pasm górskich, a następnie poszerzył się na tereny nizinne w Europie środkowej (Sikora et al. 2007, Hagemeijer & Blair 1997, EBBA 2020). Populacja europejska jest oceniana na 90–310 tys. par z trendem krótkoterminowym fluktuującym. Gatunek zarówno w skali globalnej, jak i w Europie wskazywany jest jako niezagrożony (BirdLife 2015, BirdLife 2020).


© Miłosz Kowalewski

W Polsce populacja włochatki w ostatnim trzydziestoleciu wzrastała, a od kilkunastu lat fluktuuje (Chylarecki et al. 2018). Lokalnie w ostatnich kilku latach rejestrowano spadki liczebności, np. w Puszczy Knyszyńskiej (T. Tumiel – dane niepubl.), w południowo-zachodniej części Borów Dolnośląskich (W. Bena – dane niepubl.) oraz w Lasach Mirachowskich (A. Sikora – dane niepubl.) i Puszczy Darżlubskiej (Mikusek & Sikora 2013). Wielkość populacji krajowej ocenia się na 1200–2400 terytorialnych samców (Chodkiewicz et al. 2019), jednak liczba aktywnie lęgowych par jest kilkukrotnie mniejsza – lokalnie nawet do 70% samców aktywnych głosowo może nie przystępować do lęgów (A. Sikora, T. Tumiel – dane niepubl., patrz też Hakkarainen & Korpimaki 1998). Zasiedla głównie rozległe kompleksy leśne północnej i wschodniej części kraju na nizinach oraz lasy górskie. Najistotniejsze obszary lęgowe to Bory Dolnośląskie oraz puszcze: Knyszyńska i Augustowska (Jermaczek et al. 2011, Tumiel et al. 2012, Zawadzka et al. 2011, Sikora et al. 2015). Drugim obszarem ważnym dla gatunku są lasy Sudetów i Karpat (Wilk et al. 2010, 2016).

Zagrożenia

Zagrożeniem dla włochatki jest nadmierne pozyskanie starych drzewostanów (Korpimäki & Hakkarainen 2012), szczególnie ponad 120-letnich fragmentów lasu, w których dzięcioł czarny najchętniej kuje dziuple (Zawadzka & Zawadzki 2017, Zawadzka 2018), wykorzystywane następnie przez ten gatunek. Włochatka preferuje stare lasy, także dlatego, że zapewniają optymalne warunki do wykrycia i złowienia ofiary (Sonerud et al. 1986), a produktywność lęgów włochatki zmniejsza się wraz ze spadkiem udziału starych lasów (Korpimäki & Hakkarainen 2012). Wiek rębności drzewostanów zasiedlanych przez włochatkę wynosi zwykle 100–120 lat, co skutkuje niedoborem potencjalnych miejsc lęgowych. Utrzymanie się silnej tendencji wzrostowej pozyskania drewna w ostatnich latach, m.in. w Polsce (Ceccherini et al. 2020), wpływać może negatywnie na populację włochatki, co wykazano ostatnio w kilku kompleksach leśnych na nizinach (A. Sikora, T. Tumiel – dane niepubl.). Innym zagrożeniem jest ubytek świerka, którego obecność zabezpiecza ptaki młode i dorosłe przed presją drapieżników i zapewnia utrzymanie obfitej bazy pokarmowej (Santangeli et al. 2012).

Puchacz *Bubo bubo*

NT D1

NT

Uzasadnienie statusu

Obszar zajmowany (AOO) puchacza w kraju jest stosunkowo niewielki i przekracza próg kwalifikujący dla gatunków zagrożonych, jednak nie są spełnione dodatkowe warunki (fragmentacja zasięgu, spadek lub silne fluktuacje parametrów populacji) wymagane przy stosowaniu tego kryterium. W ostatnich latach nie odnotowano spadku liczebności puchacza w kraju, gatunek ten nie spełnia więc kryteriów redukcji populacji oraz niewielkiej i jednocześnie malejącej populacji. Jednak niska liczebność gatunku w kraju kwalifikuje go jako gatunek *narażony* (VU) w ramach kryterium skrajnie niewielkiej populacji. W krajach ościennych nie odnotowano spadków liczebności, uznano więc, że możliwość zasilania krajowej populacji z zewnątrz nie będzie ograniczona i ocenę uzyskaną wg kryteriów globalnych obniżono na poziomie kraju do kategorii *bliski zagrożenia* (NT).

Informacje o gatunku

Szeroko rozpowszechniony w Europie. Jego zasięg nie obejmuje jedynie zachodniego skraju kontynentu, centralnej Polski i strefy tundry na północy, a we wschodniej Europie zasięg jest pofragmentowany. Najliczniejszy na Półwyspie Iberyjskim, w środkowej Europie, na Bałkanach i w południowej Finlandii (BirdLife 2015, EBBA 2020). Występuje we wszystkich krajach sąsiadujących z Polską, najliczniej w Niemczech, gdzie stwierdzono 2900–3300 par i silny wzrost liczebności w ostatnich latach (EIONET 2020). Trend liczebności jest również wzrostowy w całej Europie, poza Półwyspem Skandynawskim, gdzie populacja zmniejsza liczebność (BirdLife 2015). Gatunek ten nie jest wskazywany jako zagrożony w Europie i w skali globalnej (BirdLife 2015, 2020).

W Polsce występuje na Pomorzu, Podlasiu, Lubelszczyźnie oraz w Sudetach i Karpatach, omijając centralną część kraju (Tomiałojć & Stawarczyk 2003, Wójciak et al. 2007). W latach 80. XX wieku występowało w Polsce 130–150 par, a od lat 90. odnotowano wzrost liczebności, m.in. dzięki działaniom ochronnym, i obecnie w całym kraju występuje około 270–380 par (Tomiałojć & Stawarczyk 2003, Wójciak et al. 2007, Chodkiewicz et al. 2019). W Polsce puchacz najchętniej gniazduje w lasach położonych w sąsiedztwie terenów otwartych, zbiorników i cieków wodnych, kompleksów torfowisk i łąk, w miejscach rzadko odwiedzanych przez człowieka. Na lęgi wybiera gniazda ptaków szponiastych i półki skalne lub składa jaja bezpośrednio na ziemi (Mikusek 2015). W krajach zachodniej Europy (m.in. w Niemczech) w ostatnich dziesięcioleciach zasiedlił obszary zurbanizowane, gniazdując tam również na budynkach i elementach infrastruktury technicznej (Gedeon et al. 2014).

Zagrożenia

Puchacz jest gatunkiem szczególnie wrażliwym na płoszenie. Przebywanie w terytorium lęgowym lub spłoszenie samicy wysiadującej jaja może doprowadzić do porzucenia rewiru lub gniazda (Mikkola & Willis 1983, Mikusek 2015). Czynnikami zwiększającymi to zagrożenie są prace gospodarcze w lasach, rozwój sieci dróg leśnych oraz intensyfikacja turystyki, np. wspinaczkowej (Kus & Turzańska 2015). Ze względu na to, że gniazdo puchacza może być trudne do znalezienia, ochroną strefową



powinny być obejmowane stałe terytoria nawołujących samców. Zagrożeniem są również postępujące zmiany klimatyczne, zwiększające ilość ekstremalnych zjawisk pogodowych. Przedłużające się opady w czasie przebywania piskląt w gnieździe zwiększają ich śmiertelność i obniżają produktywność populacji (Bionda & Brambilla 2012). Podobnie jak inne sowy, puchacz jest zagrożony kolizjami z pojazdami i liniami energetycznymi (Mikusek 2015). Przykładowo, głównymi przyczynami śmiertelności w Hiszpanii był odstrzał dorosłych ptaków oraz porażenia prądem (León-Ortega et al. 2016).

Dzięcioł trójpalczasty *Picoides tridactylus*

NT D1

NT

Uzasadnienie statusu

Obszar zajmowany (AOO) dzięcioła trójpalczastego w Polsce jest niewielki, jednak gatunek nie spełnia dodatkowych warunków (fragmentacja zasięgu, spadek lub silne fluktuacje parametrów populacyjnych), wymaganych do zastosowania kryterium ograniczonego zasięgu. Liczebność gatunku nie zmniejsza się, więc nie spełnia on kryterium redukcji populacji ani kryterium niewielkiej i jednocześnie malejącej populacji. Niska liczebność kwalifikuje go w ramach kryterium skrajnie małej populacji jako takson *bliski zagrożenia* (NT). Mimo braku długoterminowych trendów spadkowych w krajach ościennych, uznano, że możliwości zasilania krajowej populacji w przypadku tego ściśle osiadłego gatunku są nikłe i utrzymano kategorię *bliski zagrożenia* (NT) na poziomie krajowym.

Informacje o gatunku

Dzięcioł trójpalczasty posiada szerokie, holarktyczne rozmieszczenie w strefie borealnej trzech kontynentów. W Europie jego ciągły zasięg obejmuje północną część kontynentu, z kluczową populacją rosyjską, szacowaną na 0,5–1,2 mln par. W części środkowej Europy zasiedla wyłącznie pasma górskie, m.in. Alpy i Karpaty (BirdLife 2015, 2020, EBBA 2020). Taki wzorzec rozmieszczenia kształtowany jest przez specyficzne wymagania siedliskowe i pokarmowe gatunku. Jest on związany z dojrzałymi lasami iglastymi, głównie świerkowymi, z odpowiednio dużymi zasobami martwych drzew (np. Bütler et al. 2004, Roberge et al. 2008, Ciach & Kajtoch 2016). Dzięcioł trójpalczasty nie jest zagrożony globalnie i w skali Europy (BirdLife 2015, 2020).

W Polsce dzięcioł trójpalczasty zajmuje dwa izolowane regiony. Jedna populacja zasiedla rozległe kompleksy leśne północno-wschodniej części kraju (puszcze: Białowieska, Augustowska, Knyszyńska, Borecka), a występowanie jest tu przedłużeniem rozległego zasięgu podgatunku borealnego *P.t. tridactylus*. Druga, znacznie liczniejsza populacja zasiedla pasmo Karpat (i bardzo nielicznie Sudety) na południu kraju, będąc częścią alpejskiego zasięgu podgatunku *P.t. alpinus* (Piotrowska & Wesołowski 2007, EBBA 2020). W Karpatach zasięg jest niemal ciągły, obejmując wszystkie pasma górskie (Ciach & Kajtoch 2016). Krajowa populacja szacowana jest obecnie na 1000–1400 par (Chodkiewicz et al. 2019), co jest wartością znacznie wyższą niż dane historyczne, ale odpowiada za to raczej



© Grzegorz Leśniewski

lepsze rozpoznanie rozmieszczenia tego rzadkiego dzięcioła (Ciach & Kajtoch 2016, Chylarecki et al. 2018). Wyniki Monitoringu Rzadkich Dzięciołów wskazują, że w latach 2011–2018 liczebność w kraju była stabilna (Chodkiewicz et al. 2019).

Zagrożenia

Dzięcioł trójpalczasty to jeden z najsilniej wyspecjalizowanych siedliskowo krajowych gatunków ptaków, wskazywany jako gatunek wskaźnikowy i zwornikowy lasów o charakterze naturalnym (Bütler et al. 2004, Roberge & Angelstam 2006). Sprawia to, że zagrażają mu wszelkie działania obniżające stopień „naturalności" drzewostanu. Kluczowym czynnikiem ryzyka jest gospodarka leśna nieuwzględniająca wymagań siedliskowych gatunku, szczególnie usuwanie martwych drzew oraz ingerencja w drzewostany zamierające w wyniku gradacji owadów (Kajtoch et al. 2013, Ciach & Kajtoch 2016). Zagrożeniem w dłuższej skali czasu może być też zmniejszanie się powierzchni lasów świerkowych, powodowane celową przebudową drzewostanów w kierunku bukowo-jodłowych w Karpatach oraz procesami związanymi ze zmianami klimatu (Ciach & Kajtoch 2016, Bradshaw et al. 2000).

Słowik szary *Luscinia luscinia*

NT A2a

NT

Uzasadnienie statusu

Słowik szary to szeroko rozpowszechniony i średnio liczny gatunek lęgowy w naszym kraju – jego duża populacja nie spełnia więc kryterium ograniczonego zasięgu czy też kryterium skrajnie niewielkiej populacji. Jednak silny spadek liczebności (-34%) odnotowany w okresie ostatnich 10 lat kwalifikuje ten gatunek jako *narażony* (VU). W sąsiednich krajach spadki liczebności zarejestrowano w Niemczech i Słowacji, gdzie jednak populacje są niewielkie, natomiast nie odnotowano ich w licznych populacjach wschodnich, wobec czego status gatunku określony wg kryteriów globalnych został obniżony o jeden stopień – do kategorii *bliski zagrożenia* (NT).

Informacje o gatunku

Słowik szary gnieździ się na nizinach wschodniej Europy i zachodniej Azji, w strefie klimatu umiarkowanego. Od południa i zachodu jego zasięg graniczy z zasięgiem bliźniaczego słowika rdzawego (*Luscinia megarhynchos*). Oba gatunki występują sympatrycznie w wąskiej strefie w Europie Środkowo-Wschodniej. Słowik szary jest najliczniejszy w Rosji (grupującej 66% populacji europejskiej), na Białorusi i w krajach bałtyckich (BirdLife 2015, EBBA 2020). W Europie notuje się umiarkowane, długoterminowe spadki liczebności oraz nieznaczne przesuwanie zasięgu na północ, przy jednoczesnym kurczeniu się populacji zachodnich (EBBA 2020). Gatunek ten nie jest zagrożony globalnie ani w skali Europy (BirdLife 2015, 2020). Najwyższe zagęszczenia osiąga w krajobrazie nizinnym, szczególnie w dolinach rzecznych. Preferuje mozaikę łąk, pastwisk i terenów porośniętych wysoką roślinnością zielną i krzewiastą (Chylarecki & Kuczyński 2012). Wzmiankowane w literaturze preferencje do klimatu chłodnego są w dużej mierze efektem unikania konkurencji ze strony słowika rdzawego – w strefach allopatrycznych (czyli w warunkach braku konkurenta) oba gatunki słowików wykazują podobne preferencje mikroklimatyczne (Reif et al. 2018).

Przez Polskę przebiega południowo-zachodnia granica zasięgu słowika szarego: we wschodniej Polsce jest to gatunek średnio liczny, natomiast w południowo-zachodniej nieliczny. Wielkość krajowej populacji oszacowano w latach 2007–2018 na ok. 1,5 mln par (Chodkiewicz et al. 2019), co stanowi 26% liczebności tego gatunku w Unii Europejskiej (EIONET 2020). W Polsce dane MPP wskazują na ciągły spadek liczebności w średnim tempie ok. 4% rocznie, przy czym w północno-wschodniej Polsce liczebność wydaje się być stabilna, a w pozostałych częściach kraju spadki są rzędu 3–8% rocznie (Chylarecki et al. 2018).

Zagrożenia

Mechanizm prowadzący do spadków liczebności słowika szarego wynika ze współdziałania dwóch czynników: zmian klimatycznych i konkurencji międzygatunkowej. W warunkach, gdy oba gatunki słowików występują sympatrycznie, unikają konkurencji poprzez separację nisz ekologicznych (Reifová et al. 2011, Sottas et al. 2018). Słowik szary zajmuje wtedy miejsca niżej położone, bardziej wilgotne i cechujące się chłodniejszym mikroklimatem, natomiast słowik rdzawy – odwrotnie (Reif et al. 2018). Zachodzące zmiany klimatyczne sprzyjają więc słowikowi rdzawemu, który uzyskuje przewagę konkurencyjną na obszarach wspólnego występowania i wypiera słowika szarego. Przestrzenna zmienność trendów liczebności obu gatunków odzwierciedla ten proces – słowik szary zmniejsza liczebność w strefie sympatrycznej, podczas gdy w obszarze allopatrii populacja jest stabilna. Słowik rdzawy natomiast wykazuje wzrost liczebności i kolonizuje obszary zajmowane niegdyś przez słowika szarego (Chylarecki et al. 2018). Być może na liczebność lęgowych populacji wpływają niekorzystne zmiany zachodzące na zimowiskach w Afryce (Zwarts et al. 2010).


© Cezary Korkosz

Muchołówka żałobna *Ficedula hypoleuca*

NT A2a

NT

Uzasadnienie statusu

Muchołówka żałobna to szeroko rozpowszechniony i średnio liczny gatunek lęgowy w naszym kraju – jej duża populacja nie spełnia więc kryterium ograniczonego zasięgu czy też kryterium skrajnie niewielkiej populacji. Jednak silny spadek liczebności (-32%) odnotowany w okresie ostatnich 10 lat kwalifikuje ten gatunek jako *narażony* (VU) w ramach kryterium redukcji populacji. W krajach ościennych nie notuje się (z wyjątkiem Niemiec) spadków liczebności, prognozy dotyczące możliwości zasilania populacji krajowej z zewnątrz są dobre, status gatunku określony wg kryteriów globalnych został więc obniżony o jeden stopień, do kategorii *bliski zagrożenia* (NT).

Informacje o gatunku

Areał lęgowy muchołówki żałobnej rozciąga się od zachodniej Europy do Azji centralnej. To gatunek zasadniczo borealny, więc centrum europejskiego zasięgu obejmuje północną i wschodnią Europę, z kluczowymi populacjami w Rosji (która gromadzi 70% europejskiej populacji) oraz w Skandynawii. Poza tym ciągły zasięg obejmuje centralną część kontynentu, na południu brak go zupełnie, natomiast na zachodzie występuje lokalnie i plamowo (BirdLife 2020, EBBA 2020). Gatunek ten zasiedla różne typy lasów, szczególnie preferując prześwietlone lasy liściaste i mieszane (Mokwa 2007, Taylor & Christie 2020). Liczebność w Europie spadła w latach 1980–2016 o 29%, a szczególnie silne spadki miały miejsce w centralnej części kontynentu, m.in. w Niemczech, Danii i Estonii (BirdLife 2015, PECBMS 2020). Gatunek ten nie jest wskazywany jako zagrożony w skali globalnej i europejskiej (BirdLife 2015, 2020).


© Łukasz Bożycki

W Polsce jest to średnio liczny i szeroko rozpowszechniony gatunek, zasiedlający większą część kraju, choć w południowo-wschodniej jest wyraźnie rzadszy (Mokwa 2007), co być może ma związek z przebiegającą niedaleko południową granicą zasięgu (EBBA 2020). W ostatnich 10 latach populacja zmniejszyła się prawie o jedną trzecią (-29%), a notowany spadek liczebności wpisuje się w szerszy regres, obejmujący kilka krajów środkowej i północnej Europy (BirdLife 2015, EBBA 2020).

Zagrożenia

Przyczyny spadku liczebności muchołówki żałobnej są słabo rozpoznane. Jako istotny czynnik ryzyka wymienia się powodowane przez zmiany klimatu niedopasowanie terminów lęgów do okresów największej dostępności pokarmu (gąsienic) dla piskląt (Both et al. 2006). Możliwe są też inne ścieżki oddziaływania zmian klimatycznych na liczebność populacji, poprzez negatywny wpływ na kondycję ptaków dorosłych i piskląt, jednak wątek ten jest słabo zbadany (González-Braojos et al. 2017). Gatunek ten gniazduje w dziuplach, więc lokalnie spadki liczebności mogą być powodowane niedoborem drzew dziuplastych, choć w skali całego kraju czynnik raczej nie ma istotnego znaczenia, czego pośrednim dowodem może być wzrost liczebności dziuplaków w Polsce (Chylarecki 2013). Na parametry lęgowe istotnie oddziałują u tego gatunku warunki klimatyczno-siedliskowe doświadczane na zimowiskach (Both et al. 2005), jednak mechanizm tego zjawiska nie jest rozpoznany.

Pokląskwa *Saxicola rubetra*

NT A2a

NT

Uzasadnienie statusu

Pokląskwa to szeroko rozpowszechniony i liczny gatunek lęgowy w naszym kraju – jej duża populacja nie spełnia więc kryterium ograniczonego zasięgu czy też kryterium skrajnie niewielkiej populacji. Jednak silny spadek liczebności (-35%) odnotowany w okresie ostatnich 10 lat kwalifikuje ten gatunek jako *narażony* (VU). W krajach ościennych (z wyjątkiem Niemiec i Słowacji) nie odnotowano długoterminowych spadków liczebności. Uznano więc, że perspektywy zasilania w przyszłości krajowej populacji z zewnątrz nie są ograniczone i status gatunku określony wg kryteriów globalnych został obniżony o jeden stopień – do kategorii *bliski zagrożenia* (NT).

Informacje o gatunku

Pokląskwa gnieździ się w otwartych środowiskach zachodniej Palearktyki, przy czym większość jej zasięgu leży w obrębie kontynentu europejskiego. Preferuje obszary o chłodnym i stabilnym klimacie (Chylarecki & Kuczyński 2012, EBBA 2020). Najliczniej występuje we wschodniej części kontynentu – w Rosji, krajach bałtyckich, w Polsce i na Białorusi. W południowej i zachodniej Europie jest zdecydowanie rzadsza, a na rozległych obszarach brak jej zupełnie (EBBA 2020). Zimuje w tropikalnej Afryce (Collar & Garcia 2020). Pokląskwa nie jest zagrożona ani globalnie, ani w skali europejskiej (BirdLife 2015, 2020), jednak w Europie notuje się długoterminowe spadki liczebności w tempie ok. 3% rocznie (PECBMS 2020). Regres ten dotyczy większości krajów na kontynencie, szczególnie jednak Europy zachodniej (EIONET 2020). Najwyższe zagęszczenia osiąga w krajobrazie będącym mozaiką łąk, pastwisk, ekstensywnie użytkowanych pól uprawnych z dużym udziałem odłogów, nieużytków i niewielkich zadrzewień. Unika miejsc o silnej antropopresji (Chylarecki & Kuczyński 2012).

W Polsce pokląskwa jest licznym gatunkiem na terenie całego kraju – zarówno części niżowej, jak i obszarów górskich. Najliczniej występuje na Mazurach, Podlasiu i Pomorzu Zachodnim, na pozostałym obszarze jest rozmieszczona dość równomiernie i lokalnie liczniejsza zwłaszcza w dolinach rzecznych (Chylarecki & Kuczyński 2012). Wielkość krajowej populacji oszacowano w latach 2007–2018 na ponad 1,1 mln par (Chodkiewicz et al. 2019), co stanowi 45% całkowitej liczebności tego gatunku w Unii Europejskiej i 15% liczebności populacji światowej. Dane MPP wskazują na ciągły spadek w średnim tempie ok. 4%, przy czym na południu kraju liczebność wydaje się być stabilna, natomiast na północy spadki osiągają wartości rzędu 5–8% rocznie (Chylarecki et al. 2018).

Zagrożenia

Największym zagrożeniem dla pokląskwy jest intensyfikacja rolnictwa. Konwersja łąk w pola uprawne, upraszczanie struktury krajobrazu, likwidacja nieużytków, usuwanie pojedynczych kęp krzewów itp. prowadzą do redukcji siedlisk odpowiednich dla gatunku. Rosnące zużycie pestycydów skutkuje ubożeniem bazy pokarmowej (głównie owadów). Duży wpływ na produktywność populacji mają zabiegi gospodarcze stosowane na łąkach (Britschgi et al. 2006), np. zbyt wczesne koszenie



jest dużym zagrożeniem dla lęgów pokląskwy (Grüebler et al. 2008, 2012, 2015, Broyer 2009, Tome & Denac 2012, Strebel et al. 2015, Tome et al. 2020a) i powinno być wykonywane dopiero wtedy, gdy większość podlotów osiągnie wiek 2 tygodni, co w naszych warunkach fenologicznych oznacza koniec lipca (Frankiewicz 2008). Przyczyną redukcji siedlisk jest również urbanizacja (zabudowa mieszkaniowa, inwestycje). Badania wskazują, że przyczyny spadków liczebności nie wynikają z sytuacji na zimowiskach, a ochrona tego gatunku powinna przede wszystkim skupiać się na poprawie warunków na lęgowiskach (Fay et al. 2020, Blackburn & Cresswell 2015, Burgess et al. 2020).

Płochacz halny *Prunella collaris*

NT D1

NT

Uzasadnienie statusu

Płochacz halny występuje w niewielkiej liczbie lokalizacji, a zasięg występowania (EOO) i obszar zajmowany (AOO) przekraczają próg kwalifikujący dla gatunków zagrożonych, jednak nie są spełnione dodatkowe warunki (spadek lub silne fluktuacje parametrów populacyjnych), wymagane przy stosowaniu kryterium ograniczonego zasięgu. Populacja lęgowa nie zmniejsza się, gatunek nie spełnia więc kryteriów redukcji populacji oraz kryterium niewielkiej i jednocześnie malejącej populacji. Jednak niska liczebność kwalifikuje płochacza halnego jako gatunek *narażony* (VU) w kryterium skrajnie małej populacji. Populacje ościenne, w szczególności czeska i słowacka, są stabilne, prognoza zasilania krajowej populacji w przyszłości jest dobra, obniżono więc status uzyskany wg kryteriów globalnych o jeden stopień – do kategorii *bliski zagrożenia* (NT).

Informacje o gatunku

Główny, rozległy areał lęgowy płochacza halnego obejmuje góry środkowej Azji. W Europie gatunek ten ma plamowy, pofragmentowany zasięg ograniczony do wysokich pasm górskich środkowej i południowej Europy, z najliczniejszymi populacjami w Alpach i na Kaukazie (EBBA 2020, Hatchwell & Christie 2020). Północno-karpacka enklawa zasięgu, obejmująca populacje ze Słowacji i Polski, jest jedną z najdalej na północ wysuniętych w Europie i jednocześnie wyraźnie izolowaną od pozostałych części areału (EBBA 2020). Populacje europejskie uważa się za stabilne, a gatunek nie jest wskazywany jako zagrożony, zarówno w skali globalnej, jak i w Europie (BirdLife 2015, 2020). Populacja słowacka, kluczowa dla ewentualnego zasilania populacji krajowej, liczy obecnie 300–400 par i jest stabilna (EIONET 2020).



Płochacz halny to typowo wysokogórski gatunek, którego występowanie ograniczone jest do siedlisk skalnych i trawiasto-skalnych powyżej górnej granicy lasu, w Polsce najczęściej powyżej 1800 m n.p.m. (Bobrek 2016b, Hatchwell & Chrisitie 2020). Sprawia to, że w kraju zasiedla wyłącznie wysokie pasma górskie – praktycznie cała krajowa populacja występuje w Tatrach, a małe enklawy zasięgu obecne są też w Bieszczadach, na Babiej Górze i w Karkonoszach (Bobrek 2016b). Aktualny szacunek liczebności w Polsce to 400–1600 os., z czego ponad 95% gniazduje w Tatrach, a jedynie ok. 40–50 os. łącznie w pozostałych pasmach górskich (Bobrek 2016b, Chodkiewicz et al. 2019). Odmienna metodyka wcześniejszych oszacowań wielkości populacji (np. Głowaciński & Profus 1992), a także specyficzny system rozrodczy (brak par lęgowych, gatunek gniazduje w grupach) sprawiają, że nie jest możliwe miarodajne porównanie kolejnych ocen liczebności i wskazanie trendu krajowej populacji (Bobrek 2016b). Na podstawie dostępnych danych można jednak sądzić, że gatunek ten nie doświadcza w kraju istotnego spadku liczebności.

Zagrożenia

Krajowa populacja płochacza halnego jest w całości chroniona w granicach parków narodowych, obecnie nie zagrażają jej więc bezpośrednio czynniki związane z niszczeniem lub fragmentacją siedlisk. W długiej perspektywie czasowej następować może kurczenie się zasięgu siedlisk wysokogórskich, w związku z przesuwaniem się zasięgu lasów spowodowanym zmianami klimatu (np. Scridel et al. 2018) lub też ustaniem ekstensywnego użytkowania takich terenów (np. w Bieszczadach, patrz Bobrek 2016b). Z takim scenariuszem dobrze korespondują wyniki z Alp Szwajcarskich, gdzie odnotowano zanik niżej położonych stanowisk i zwiększanie liczebności w położonych wyżej (EBBA 2020). Wśród czynników ryzyka istotnie kształtujących sukces lęgowy płochacza halnego wymienia się także niekorzystne zjawiska pogodowe (EBBA 2020, Hatchwell & Christie 2020), które mogą nasilać się w związku ze zmianami klimatycznymi. Populacje zlokalizowane poza Tatrami są bardziej podatne na wymarcie ze względu na skrajnie niską liczebność (Flousek et al. 2015, Bobrek 2016b).

Siwerniak *Anthus spinoletta*

NT C1

NT

Uzasadnienie statusu

Zasięg występowania (EOO) i obszar zajmowany (AOO) przekracza próg kwalifikujący dla gatunków zagrożonych, jednak nie są spełnione warunki dodatkowe (fragmentacja zasięgu, fluktuacje parametrów populacji), wymagane przy stosowaniu kryterium ograniczonego zasięgu. Wielkość populacji nie kwalifikuje gatunku w ramach kryterium skrajnie niewielkiej populacji, a natężenie spadku liczebności w ostatnich 10 latach nie przekracza progu kwalifikującego w kryterium redukcji populacji. Jednak wielkość populacji w połączeniu z tempem spadku pozwalają zaklasyfikować siwerniaka jako gatunek *narażony* (VU) w ramach kryterium niewielkiej i jednocześnie malejącej populacji. Trend liczebności populacji słowackiej jest stabilny, przyjęto więc, że możliwość imigracji ptaków w przyszłości nie jest ograniczona i ocenę uzyskaną wg kryteriów globalnych obniżono o jeden stopień – do kategorii *bliski zagrożenia* (NT).

Informacje o gatunku

Siwerniak to górski gatunek związany z obszarami trawiastymi położonymi głównie powyżej górnej granicy lasu, rzadziej na polanach reglowych (Bobrek 2016c, Tyler 2020). Globalny zasięg obejmuje góry Europy południowej, Azji Mniejszej i Azji środkowej. W Europie gniazduje we wszystkich większych pasmach górskich południowej i centralnej części kontynentu, m.in. w Pirenejach, Alpach, Karpatach i na Kaukazie (EBBA 2020, Tyler 2020). Krajowe populacje w Sudetach i Karpatach są najbardziej na północ wysuniętymi enklawami zasięgu w Europie (EBBA 2020). Jedyna duża populacja ościenna występuje na Słowacji, liczy 700–1100 par i jest stabilna (EIONET 2020). Siwerniak nie należy do gatunków zagrożonych globalnie lub w skali Europy (BirdLife 2015, 2020), jednak w ostatnich dekadach odnotowano zanik wielu nisko położonych populacji, m.in. w Niemczech, Szwajcarii i we Włoszech (EBBA 2020).

Występowanie populacji lęgowej siwerniaka w Polsce ograniczone jest do Karpat (Tatry, Bieszczady, Gorce, Beskid Wyspowy, Śląski i Żywiecki) oraz Sudetów (Karkonosze, Masyw Śnieżnika) (Dyrcz et al. 2007, Bobrek 2016c). Łączna liczebność krajowej populacji szacowana jest na 1700–2600 par, z czego ponad 70% występuje w Tatrach (Bobrek 2016c). Dawniejsze oszacowania były z reguły wyższe (np. 2200–2700 par w: Dyrcz et al. 2007), jednak wnioskowanie o zmianach liczebności jest utrudnione ze względu na zróżnicowaną metodykę prac terenowych w kolejnych okresach i szeroki zakres oszacowań (patrz Bobrek 2016c). Zmiany liczebności populacji tatrzańskiej są nierozpoznane, w pozostałych enklawach zasięgu gatunek jest stabilny lub wzrasta liczebnie na Babiej Górze, Pilsku i w Bieszczadach, jednak drastycznie zmniejszył liczebność w Karkonoszach (Flousek et al. 2015), a także wycofał się z większości polan reglowych w Beskidach (Bobrek et al. 2018).


© Tomasz Wilk

Zagrożenia

Siwerniak zasiedla dwa rodzaje siedlisk, na których ptaki doświadczają nieco innych czynników ryzyka. Krajowa populacja gniazdująca powyżej górnej granicy lasu prawie w całości chroniona jest w granicach parków narodowych i rezerwatów, nie jest więc bezpośrednio zagrożona niszczeniem i fragmentacją siedlisk. Długoterminowym zagrożeniem napędzanym zmianami klimatu jest podnoszenie się pięter roślinnych i kurczenie siedlisk wysokogórskich (Chen et al. 2011, Maggini et al. 2011), a wpływ czynników klimatycznych na parametry populacji potwierdzono także w odniesieniu do siwerniaka (Melendez & Laiolo 2014). Dodatkowym zagrożeniem może być rozwój infrastruktury turystycznej (Rolando et al. 2007). Ptaki gniazdujące poniżej górnej granicy lasu, na polanach reglowych, prawdopodobnie głównie zagrożone są przez proces zarastania hal, związany z zarzuceniem użytkowania pasterskiego (Ciurzycki 2004), potęgowany przez zmiany klimatyczne (Melendez & Laiolo 2014). Obserwowany w Polsce zanik populacji nisko położonych (Bobrek et al. 2018) ma szerszy, europejski wymiar (EBBA 2020).

Pliszka cytrynowa *Motacilla citreola*

NT D1

NT

Uzasadnienie statusu

Obszar zajmowany (AOO) pliszki cytrynowej jest stosunkowo niewielki, pofragmentowany i przekracza próg kwalifikujący dla gatunków zagrożonych, jednak takson ten nie spełnia warunków dodatkowych (silny spadek lub fluktuacje parametrów populacji), wymaganych do zastosowania kryterium ograniczonego zasięgu. Gatunek nie wykazuje spadku liczebności, nie spełnia więc kryterium redukcji populacji lub kryterium niewielkiej i jednocześnie malejącej populacji. Jednak niska liczebność kwalifikuje pliszkę cytrynową jako gatunek *narażony* (VU) w ramach kryterium skrajnie małej populacji. Takson ten w większości państw ościennych wzrasta liczebnie, uznano więc, że możliwości zasilania populacji krajowej z zewnątrz nie będą w przyszłości ograniczone i ocenę uzyskaną wg kryteriów globalnych obniżono o jeden stopień – do kategorii *bliski zagrożenia* (NT).

Informacje o gatunku

Pliszka cytrynowa zasiedla środkową część Palearktyki od Tajmyru na północy do Niziny Gangesu na południu i od środkowej Europy do środkowej Azji. Ekspansja gatunku w Europie zaczęła się od połowy XX wieku w europejskiej części Rosji, potem pliszka zasiedlała kolejne obszary, w tym Ukrainę i Białoruś i kraje nadbałtyckie (Baumanis et al. 1997, Meissner & Skakuj 1997, Meissner et al. 1997, Ściborska 2004). Liczebność w Europie oceniona została na 162–373 tys. par, w tym tylko 250–500 par w krajach Unii Europejskiej. W krajach graniczących z Polską najliczniej gatunek zasiedla Białoruś (1000–2500 par) i Ukrainę (8300–13800), natomiast mniej licznie Litwę (100–200) i sporadycznie Słowację – do 2 par (Wilk et al. 2009, BirdLife2015). W skali globalnej i w Europie nie jest gatunkiem zagrożonym (BirdLife 2015).


© Tomasz Wilk

Pierwsze lęgi w kraju odnotowano w roku 1994 i od tego czasu następowała ekspansja gatunku. Pod koniec lat 90. jej liczebność w kraju oceniono na ok. 30 par (Meissner & Skakuj 1997, Tomiałojć & Stawarczyk 2003), a po kilku latach już do 50 par (Sikora & Chylarecki 2007). Obecnie wielkość populacji jest oceniana na 100–200 par (Chodkiewicz et al. 2019). Równolegle ze wzrostem liczebności następowało poszerzanie zasięgu pliszki cytrynowej w Polsce. W latach 1994–2000 odnotowano 13 stanowisk (Tomiałojć & Stawarczyk 2003), a w okresie 2001–2018 wykryto kolejne 42 stanowiska (Stawarczyk et al. 2017, KF 2018, 2019), w tym 32 stanowiska we wschodniej połowie kraju i 23 na zachodzie. Miejsca lęgowe koncentrują się na nizinach, ale pojedyncze przypadki gniazdowania odnotowano na terenach podgórskich i w górach, np. nad Zb. Orawskim (600 m n.p.m.) i w Karkonoszach na wysokości ok. 1400 m n.p.m. (Stawarczyk et al. 2017). W ostatnich latach regularnie zasiedla Bagna Biebrzańskie z największą krajową populacją ocenianą na 60–130 par (Krajewski 2016), a licznie (kilka-kilkanaście par) występuje także na Zb. Siemianówka, w ujściu Redy, na Bielawskich Błotach i w Gdańsku (Sikora et al. 2011, 2013, Stawarczyk et al. 2017, Sikora & Półtorak 2019).

Zagrożenia

Pliszka cytrynowa zwiększa liczebność i kolonizuje nowe obszary w kraju, można więc sądzić, że aktualnie nie ma czynników istotnie ograniczających jej występowanie w Polsce. Gatunek preferuje ekstensywnie użytkowane wilgotne łąki (Ściborski 2005, Krajewski 2016). Zbyt intensywne ich użytkowanie, np. wykaszanie w okresie lęgowym, może powodować niszczenie lęgów. Wysychanie podłoża i zarastanie łąk (np. w wyniku prac melioracyjnych i/lub postępujących zmian klimatu) powoduje ubytek areału żerowisk i miejsc lęgowych. W latach suchych w rez. Bielawa liczebność była wyraźnie niższa, a z kolei zbyt silny wzrost poziomu wody powodował niszczenie lęgów (A. Sikora – dane niepubl.).

Co dalej? Kluczowe wyzwania w ochronie zagrożonych gatunków ptaków

Czasy współczesne przejdą do historii życia na Ziemi jako szósta epoka nasilonego wymierania gatunków. Jego tempo obserwowane od roku 1900 jest około sto razy szybsze niż średnie tempo rejestrowane w ewolucyjnej historii poza rozpoznanymi epizodami masowych wymierań (Ceballos et al. 2015). Wiodącą przyczyną współczesnego ginięcia gatunków jest działalność człowieka, przede wszystkim przekształcanie i niszczenie naturalnych siedlisk, związane z zaborem gruntów pod rolnictwo, zabudowę mieszkalną i przemysłową oraz pod rozbudowę infrastruktury komunikacyjnej. Towarzyszą temu rabunkowa eksploatacja lasów (szczególnie w strefie tropikalnej) i bezpośrednie zabijanie zwierząt, prowadząc do kaskadowych zmian w funkcjonowaniu ekosystemów Ziemi (Dirzo et al. 2014), a za sprawą rozwoju przemysłu także do zmian klimatu planety. Zachodząca przebudowa funkcjonowania ekosystemów prowadzi do upośledzenia wielu usług ekosystemowych, pogarszając warunki życia ludzi (Dirzo et al. 2014). W ciągu ostatnich 500 lat z powierzchni Ziemi zniknęło ponad 180 gatunków ptaków, połowa z nich po roku 1900 (Dirzo et al. 2014, IUCN Statistics 2020). Kolejnych 1481 gatunków ptaków (14% spośród wszystkich opisanych) jest współcześnie zagrożonych wymarciem. Analogiczne liczby dla ssaków wynoszą 115 wymarłych i 1317 współcześnie zagrożonych (26% spośród opisanych; IUCN Statistics 2020). Wyniki aktualnej edycji czerwonej listy ptaków Polski dokładają cegiełkę do tego poruszającego obrazu – obecnie ok. 1/5 krajowej awifauny zagrożona jest wyginięciem, a kilkanaście gatunków już wymarło w naszym kraju.

Wymieranie jest na ogół kojarzone wyłącznie z ekstynkcją gatunków, czyli zupełnym i bezpowrotnym ich zniknięciem z powierzchni Ziemi. Jednakże w istocie wymieranie zachodzi głównie poprzez zmniejszanie liczebności populacji lokalnych, które jest procesem poprzedzającym ewentualną ekstynkcję – czy to w skali lokalnej, czy globalnej. Jako takie, powszechnie obserwowane spadki liczebności populacji lokalnych (Dirzo et al. 2014, Ceballos et al. 2017) są obecnie problemem bardziej palącym niż ekstynkcje, które są już nieodwracalne (globalne) lub rzadko odwracalne (lokalne). Kryteria stosowane przez IUCN służą kwantyfikacji ryzyka ekstynkcji w oparciu o obserwowane wartości parametrów populacji. Tym samym kategoryzacja zagrożeń w oparciu o kryteria IUCN jest ważnym narzędziem programowania priorytetów działań ochronnych. Gatunki zagrożone zazwyczaj wymagają pilniejszych i bardziej rozległych zabiegów ochronnych niż gatunki klasyfikowane jako niezagrożone. Nie jest to jednak reguła uniwersalna, gdyż w pewnych okolicznościach priorytety ochrony gatunków mogą być ustalane również w oparciu o inne czynniki, np. gdy aktywna ochrona wciąż jeszcze licznych i relatywnie „bezpiecznych" gatunków podyktowana jest względami kulturowymi lub wynika z rozpoznania szczególnej roli populacji lokalnej dla zachowania populacji ościennych (np. populacja źródłowa w układzie metapopulacyjnym). Istnieją również dobre powody, by zabiegać o skuteczną ochronę gatunków relatywnie pospolitych i rozpowszechnionych, które poprzez swoją masowość odgrywają nieproporcjonalnie dużą rolę w ekosystemach (Baker et al. 2019). Nie zmienia to faktu, że w krótkiej perspektywie czasowej ochrona gatunków wskazanych w tym opracowaniu jako zagrożone musi wpisywać się w priorytety ochrony zasobów przyrodniczych kraju. Bez podjęcia dedykowanych działań ochronnych, ryzyko ich szybkiego wymarcia w granicach Polski jest bowiem zupełnie realne, czego dowodzi choćby fakt, że w ciągu ostatnich 200 lat w Polsce wyginęło już 16 gatunków ptaków.

W dalszej części niniejszego rozdziału opisujemy pokrótce rozmaite działania, które mogą się przyczynić do ochrony zagrożonych gatunków ptaków w najbliższych latach. Obejmują one zarówno działania horyzontalne, z zakresu polityki ochrony przyrody i wdrażania rozwiązań prawnych, jak i działania z zakresu ochrony czynnej, z reguły skoncentrowane w wybranych, kluczowych typach ekosystemów.

Ochrona siedlisk

Dane zestawione w niniejszym opracowaniu (rozdział 3 i 4) wskazują, że podstawowym zagrożeniem dla krajowych gatunków ptaków z czerwonej listy jest – spowodowane planową działalnością ludzką – niszczenie ich siedlisk. Szczególnie silnie zagrożone są gatunki zasiedlające zalewowe tereny w dolinach rzek i cieków wodnych – łąki kośne, pastwiska i mokradła (starorzecza, płytkie okresowe rozlewiska). Skuteczna ochrona tej grupy zagrożonych ptaków nie jest możliwa bez gruntownej przebudowy priorytetów krajowej gospodarki wodnej. Nie da się chronić ptaków mokradłowych, ale także szerokiej

grupy innych organizmów zajmujących takie siedliska, bez odejścia od paradygmatu, zgodnie z którym naturalnie kształtowany reżim hydrologiczny rzek (Richter et al. 1997, Poff et al. 1997) wymaga przebudowy w celu „wyrównania przepływów", a regularne zalewy terenów dolinowych są postrzegane jako klęska i temat katastroficznych wiadomości w mediach, a nie jako immanentna cecha ekosystemów rzecznych. Od długich dziesięcioleci w Polsce wdrażany jest – pod najrozmaitszymi nazwami – kompleksowy plan okiełznania wszystkich dużych rzek i osuszenia wszelkich mokradeł. Objawia się on w rozmaitych postaciach – od projektów budowy dróg wodnych, poprzez programy ochrony przeciwpowodziowej, po programy walki z suszą. Nieodmiennie jednak figurują w nim te same wielkie projekty budowy dużych zbiorników zaporowych (w szczególności w dolnym biegu Wisły), setki projektów pogłębienia („udrożnienia") i stabilizacji koryt krótszych odcinków rzek (aktualnie znane pod nazwą „zwiększania retencji korytowej"), projekty budowy przegród na małych rzekach oraz projekty budowy obwałowań, chroniących przed zalewami tereny niezamieszkałe, które nie wymagają takiej ochrony.

Są to niemal zawsze działania, których efektem będzie zniszczenie kolejnych odcinków dolin swobodnie płynących rzek. O skali już przeprowadzonych prac ingerujących w koryta rzeczne, świadczy fakt, że 90% z tzw. jednolitych części wód w Polsce wymaga podjęcia działań renaturyzacyjnych (Biedroń 2020). Dla rycyka, rybitwy czarnej czy dubelta, w obecnej sytuacji, każdy fragment łąk wyłączony spod wiosennych zalewów oznacza kolejny duży krok w kierunku zupełnego ich wymarcia w Polsce. Odstąpienie od projektów hydrotechnicznej przebudowy i zagospodarowania krajowych rzek jest warunkiem koniecznym (choć niewystarczającym) dla przetrwania tych ptaków w granicach kraju. I odwrotnie, kontynuacja i wdrażanie zarysowanych wyżej projektów oznacza wymarcie wielu kolejnych gatunków w ciągu 20–30 lat. Zarządzanie zlewnią w sposób przyjazny przyrodzie, jednocześnie realnie rozwiązujący środowiskowe i społeczne problemy (np. ryzyko powodziowe, susza) jest możliwe, jednak wymaga wdrażania kompleksowego programu działania, opartego na naukowych podstawach i biorącego pod uwagę kwestie przyrodnicze (np. Prus et al. 2017).

Uzupełnieniem projektów prowadzących do zniszczenia dużych rzek kraju są istniejące rozwiązania prawne wymuszające lub promujące osuszanie niewielkich terenów podmokłych, rozproszonych w krajobrazie rolniczym, poprzez intensyfikację rolnictwa, co prowadzi m.in. do niszczenia oczek wodnych i starorzeczy, a także obowiązek tzw. „konserwacji" rowów melioracyjnych i niewielkich cieków, ongiś naturalnych, ale później zamienionych w tzw. cieki przekształcone. Oznacza to obowiązek pogłębiania koryta cieku z użyciem ciężkiego sprzętu co kilka lat (określany eufemistycznie jako „prace utrzymaniowe"), skutkujący osuszaniem terenów przyległych, nawet jeśli wskutek wypłycenia koryta zdołały się tam już odtworzyć miejsca silnie uwilgotnione, zapewniające miejsca lęgowe dla gatunków zagrożonych lub bliskich zagrożenia, np. dla czajki lub kszyka.

Ogromnym wyzwaniem jest też ochrona gatunków ptaków związanych z krajobrazem rolniczym, gdyż tak użytkowane tereny zajmują blisko połowę powierzchni Polski, a własność gruntów jest rozproszona pomiędzy około 1,5 miliona osób. W konsekwencji wdrażanie wielkoskalowych działań ochronnych jest tu bez porównania trudniejsze, niż w przypadku siedlisk, które są administrowane przez jeden lub kilka podmiotów zarządczych. Gospodarowanie na gruntach rolniczych jest jednak przedmiotem powszechnego wsparcia finansowego w postaci dopłat do produkcji rolnej, wypłacanych w ramach mechanizmów finansowych Unii Europejskiej. Stwarza to okazję do uzależnienia wypłaty świadczeń od przestrzegania przez rolników określonych wymogów związanych z ochroną przyrody (w tym ptaków), w ramach mechanizmów tzw. warunkowości wypłat. Wydaje się, że okazja ta jest w najlepszym przypadku wykorzystywana bardzo słabo i na ogół bez odwoływania się do konkretnych i mierzalnych celów (biologicznie sensownych wskaźników produktu), w tym celów obejmujących populacje ptaków występujących w krajobrazie rolniczym. W rezultacie płatności bezpośrednie wypłacane w ramach Wspólnej Polityki Rolnej wydatnie wspomagają transformację krajowego rolnictwa w kierunku rosnącej industrializacji produkcji, ze wszelkimi doskonale znanymi negatywnymi skutkami środowiskowymi (Donald et al. 2001, Pe'er et al. 2014). Pewną nadzieję na zahamowanie tego trendu stwarza najnowsza strategia ochrony bioróżnorodności Unii Europejskiej (EC 2020), zakładająca, że w ciągu najbliższych 10 lat (do 2030 roku) 10% gruntów rolnych zostanie wyłączonych z działalności produkcyjnej (i zamienionych w tzw. nieużytki, odłogi, mokradła itd.), a zużycie pestycydów spadnie o połowę. Wdrożenie tego typu horyzontalnych działań jest bardzo potrzebne, gdyż biorąc pod uwagę obserwowane w ostatnich latach trendy populacyjne możemy się obawiać, iż w kolejnej edycji czerwonej listy krajowych ptaków do gatunków zagrożonych mogą dołączyć tak pospolite gatunki jak trznadel, świergotek łąkowy czy skowronek.

Od momentu przystąpienia Polski do UE powszechnie przyjmowało się, iż ochrona ptaków w obliczu rosnącej intensyfikacji produkcji rolnej będzie możliwa poprzez stosowanie dedykowanych narzędzi finansowych,

znanych jako programy rolnośrodowiskowe (PRŚ). Jednakże blisko dwie dekady stosowania PRŚ w Polsce (pilotażowe PRŚ były wdrażane jeszcze przed akcesją Polski do UE) klarownie wskazują, że jest to narzędzie, które nie przyniosło oczekiwanych rezultatów (Żmihorski 2013; Kotowska & Żmihorski 2015; Żmihorski et al. 2016a; patrz jednak niżej). Populacje większości gatunków związanych z krajobrazem rolniczym są obecnie w gorszym stanie niż w roku 2004, a zagregowany wskaźnik liczebności pospolitych ptaków krajobrazu rolniczego w latach 2018–2020 był o około 10 punktów procentowych niższy niż w latach 2004–2006 i o 20 punktów procentowych niższy niż w roku 2000 (GIOŚ 2020). Co gorsza, jeszcze silniej spadły liczebności większości ptaków charakterystycznych dla podmokłych użytków zielonych, dla których wdrażane były w Polsce dedykowane PRŚ, obejmujące głównie opóźnienie terminu pierwszego pokosu i zmniejszenie intensywności zabiegów agrotechnicznych na łąkach. Nie wchodząc w przyczyny dotychczasowego braku skuteczności krajowych PRŚ, należy w tym kontekście odnotować dwa fakty. Po pierwsze, Polska nie jest jedynym krajem UE, w którym stosowanie PRŚ nie przyniosło oczekiwanej poprawy sytuacji ptaków krajobrazu rolniczego (Sumrada et al. 2021). Najbardziej spektakularnym przykładem jest tu zapewne Holandia, gdzie pomimo bardzo dużych nakładów na PRŚ populacje ptaków siewkowych charakterystycznych dla podmokłych użytków zielonych zmniejszają swą liczebność nieprzerwanie od przynajmniej 30 lat (Kleijn et al. 2001, Breeuwer et al. 2009, Roodbergen & Teunissen 2019). Po drugie, istnieją w Europie całkiem liczne przykłady wdrażania udanych PRŚ, prowadzących do wzrostu lub stabilizacji lokalnych populacji ptaków krajobrazu rolniczego czy ptaków siewkowych (Peach et al. 2001, Franks et al. 2018). Jednym z ważnych punktów ochrony ptaków krajobrazu rolniczego jest więc wypracowanie dobrze zaprojektowanych, dostosowanych do specyfiki gatunków docelowych, programów rolnośrodowiskowych. O tym, że mogą być one skutecznym narzędziem aktywnej ochrony ptaków świadczy sukces pakietu rolnośrodowiskowego dedykowanego ochronie wodniczki, wdrażanego z dużym zaangażowaniem Ogólnopolskiego Towarzystwa Ochrony Ptaków w Kotlinie Biebrzańskiej (Kubacka et al. 2014, Budka et al. 2019).

Rosnącym zagrożeniem jest też obserwowany w ostatnich latach wzrost intensywności gospodarowania w lasach. Populacje pospolitych ptaków leśnych wykazują wprawdzie trendy wzrostowe (zintegrowany wskaźnik pospolitych ptaków leśnych wzrósł o 30% w ciągu ostatnich dwóch dekad; GIOŚ 2020), za co odpowiadają poprawiające się ogólne parametry polskich lasów, takie jak ich powierzchnia czy średni wiek (Zajączkowski 2019). Jednak wyspecjalizowane gatunki rzadkich ptaków, wymagające istnienia starodrzewi lub innych specyficznych cech drzewostanów, wykazują zróżnicowane, nierzadko spadkowe trendy (np. Gregory et al. 2007). Pozyskanie drewna na ogromnych obszarach kraju administrowanych przez Państwowe Gospodarstwo Leśne Lasy Państwowe (PGL LP) rośnie nieprzerwanie od kilkunastu lat (GUS 2019), szczególnie intensywnie od 2015 roku (Ceccherini et al. 2020), powodując narastającą niespójność z potrzebami ochrony gatunków ptaków, wymagających do gniazdowania dużych płatów starodrzewów (np. głuszec, bocian czarny) czy ograniczonego dostępu człowieka w okresie lęgowym (ptaki szponiaste, sowy), trudnego do pogodzenia z pozyskaniem prowadzonym również wiosną i latem. Problemem pozostaje usuwanie drzew martwych, szczególnie rozległe cięcia sanitarne w drzewostanach zaatakowanych przez kornika, upośledzające funkcjonowanie



Fot. 5.1. Wymieranie krajowych gatunków ptaków napędzane jest głównie degradacją ich siedlisk. Wyniki aktualnej edycji czerwonej listy wskazują, że biotopami szczególnej troski w najbliższych latach powinny stać się obszary mokradłowe, naturalne doliny rzeczne, a także krajobraz rolniczy.

populacji gatunków wyspecjalizowanych siedliskowo, np. dzięcioła trójpalczastego na rozległych obszarach Karpat (Kajtoch et al. 2013, Ciach & Kajtoch 2016) i w wybranych lokalizacjach Polski północno-wschodniej (Stachura-Skierczyńska et al. 2009). Dwa kluczowe wyzwania stojące przed krajową gospodarką leśną to po pierwsze szersze i faktycznie wdrażane uwzględnianie wymogów siedliskowych gatunków zagrożonych (pozostawianie martwych drzew, drzew weteranów, podwyższanie wieku rębności, promowanie rębni złożonych i odnowień naturalnych; patrz też: Kepel 2019; Wilk et al. 2016), a po drugie wyłączenie z użytkowania daleko większej, niż obecnie, części drzewostanów z planowej gospodarki leśnej. Jest to postulat wpisujący się w założenie objęcia ochroną 30% powierzchni UE, przy 10% powierzchni objętej ochroną ścisłą, przewidziane w strategii ochrony bioróżnorodności UE do roku 2030 (EC 2020).

Ograniczenie łowiectwa i innych form pozyskania

Dwa spośród gatunków zdiagnozowanych jako zagrożone w Polsce – głowienka i czernica – są wciąż gatunkami łownymi na terenie kraju. Co więcej, sezon polowań rozpoczynający się w połowie sierpnia nakłada się na okres regularnego wodzenia przez te gatunki nielotnych piskląt. Polowania – poprzez bezpośredni odstrzał ptaków lęgowych oraz rozpędzanie stadek rodzinnych – przyczyniają się zatem do obserwowanego spadku liczebności tych gatunków (Wylegała & Ławicki 2019). Wyłączenie ich z listy ptaków łownych oraz przesunięcie początku okresu polowań na połowę września z pewnością przyczyniłoby się do ochrony nie tylko głowienki i czernicy, ale i innych gatunków zagrożonych kaczek (cyranka, płaskonos, hełmiatka, podgorzałka), które są okazyjnie zabijane przy okazji polowań na gatunki łowne (Wiehle & Bonczar 2007), a także innych ptaków wodnych, które w drugiej połowie sierpnia wciąż wodzą młode, np. perkozy i łyska (Wylegała & Ławicki 2019).

Pozyskanie łowieckie zagrożonych gatunków ptaków krajowych nie ogranicza się jednak do obszaru samej Polski. Gatunki wędrowne, migrujące na zimę do Afryki lub Europy południowo-zachodniej, są przedmiotem pozyskania łowieckiego w innych krajach Europy, Bliskiego Wschodu i Afryki. Szacunkowe dane mówią o 11–36 milionach ptaków zabijanych corocznie w basenie Morza Śródziemnego (Brochet et al. 2016). Dotyczy to m.in. Francji, gdzie zabijane są krajowe gatunki kaczek i ptaków siewkowych, w tym kuliki wielkie i ostrygojady, będące przedmiotem dedykowanych programów aktywnej ochrony na terenie Polski (D. Krupiński, Ł. Bednarz – dane niepubl.). Podobnie odławiane we Francji ortolany pochodzą głównie z obszaru Polski (Jiguet et al. 2016). Spadek liczebności krajowych populacji kolejnych dwóch gatunków zagrożonych – turkawki i przepiórki, jest również – obok innych czynników – napędzany pozyskaniem łowieckim tych ptaków w basenie Morza Śródziemnego (Caruana-Galizia & Fenech 2016, Lormee et al. 2019). Wskazuje to na pilną potrzebę harmonizacji ochrony poszczególnych gatunków ptaków w granicach wszystkich krajów UE, zgodnie z przesłankami ustanowienia dyrektywy ptasiej UE. Znaczenie tego ogromnego pozyskania w kształtowaniu trendów krajowych populacji ptaków pozostaje nierozpoznane, choć niewątpliwie nie jest to czynnik spójny z wymogami skutecznej ochrony rzadkich ptaków wędrownych.

Ochrona obszarowa

Tworzenie obszarów chronionych leży u podstaw ochrony przyrody, ponieważ z reguły znacznie ułatwia wdrażanie oraz podnosi efektywność wszelkich innych działań konserwatorskich. Większą skuteczność zapewniają m.in. odpowiednie akty prawne regulujące funkcjonowanie obszarów chronionych, ścieżki działania zapisane w formie planów ochrony czy też obecność dedykowanych służb do realizacji działań na miejscu. Ta forma ochrony umożliwia uzyskanie dodatkowych środków finansowych, dostępnych nie tylko jako budżet na funkcjonowanie np. parków narodowych, ale także w formie dopłat rolnośrodowiskowych, z których wiele wdrażanych jest wyłącznie na obszarach chronionych.

Wiele badań wskazuje na wyższe wskaźniki różnorodności biologicznej, bardziej stabilne populacje gatunków czy lepszy stan zachowania siedlisk w obszarach chronionych, szczególnie w odniesieniu do gatunków leśnych (np. Geldmann et al. 2013, Pellissier et al. 2020, Prince et al. 2021). W warunkach krajowych odnotowano, że trendy populacji ptaków w krajowych obszarach Natura 2000 są wyraźnie mniej spadkowe niż poza nimi (ptaki krajobrazu rolnego i mokradeł), lub silniej wzrastają (ptaki leśne; Chylarecki et al. 2018). Ponadto wykazano, iż gatunki, dla których ochrony powołano w UE obszary Natura 2000, wykazują generalnie bardziej dodatnie trendy liczebności (Donald et. al. 2007, Sanderson et al. 2016). Potwierdza to tezę, że obecność obszaru chronionego przekłada się na lepszy stan zachowania gatunków i siedlisk, choć warto dodać, że niewiele jest badań weryfikujących, czy stoi za tym realizacja zadań ochronnych, czy raczej obejmowanie ochroną wyróżniających się fragmentów przestrzeni przyrodniczej (np. Geldmann et al. 2013). Specyficzną formą ochrony obszarowej jest ochrona bierna, szczególnie pożądana w pewnych typach siedlisk, np. biotopach leśnych czy w korytach rzek. Zapewnia ona niezaburzoną realizację podstawowych procesów biologicznych,

skutkując znacznie wyższymi parametrami „naturalności" siedlisk (np. Winter et al. 2005, Winter & Möller 2008).

W Polsce wciąż za mało mamy obszarów chronionych, mimo wielu miejsc spełniających odpowiednie kryteria. Przykładem mogą być ostoje ptaków IBA – pomimo identyfikacji w Polsce 174 obszarów spełniających kryteria ostoi ptaków o znaczeniu międzynarodowym, wciąż 29 z nich nie zostało włączonych do sieci Natura 2000, choć nie różnią się walorami przyrodniczymi od tych już chronionych (Wilk et al. 2010). Dynamika powoływania w kraju nowych rezerwatów przyrody znacząco spadła w ostatnich dekadach (Jermaczek 2016), mimo wciąż istniejącego dużego potencjału w tym zakresie (Klub Przyrodników – dane projektu „Rezerwaty przyrody – czas na comeback!"). W ciągu ostatnich 20 lat nie powołano w kraju ani jednego nowego parku narodowego, a istniejącego Białowieskiego Parku Narodowego nie poszerzono na obszar całego kompleksu leśnego – pomimo bardzo dobrych przesłanek przyrodniczych, by to uczynić.

Jednym z kluczowych zadań wspierających ochronę zagrożonych gatunków ptaków, ale także innych organizmów i siedlisk, jest więc wypełnienie luk w istniejącej sieci obszarów prawnie chronionych, a także zadbanie o to, aby odpowiednio duża reprezentacja z nich chroniona była w sposób bierny. Ambitne założenia niesie dla naszego kraju także Strategia ochrony bioróżnorodności UE do roku 2030, w której cele zdefiniowane w zakresie obszarów chronionych mówią o 30% powierzchni lądowej oraz 30% powierzchni morskiej w granicach Unii objętych ochroną obszarową, w tym w 1/3 ochroną ścisłą (EC 2020).



Fot. 5.2. Obszary chronione wydatnie zwiększają skuteczność działań na rzecz ochrony przyrody. Ich krajowa sieć wciąż nie jest kompletna. Na powołanie jako obszary specjalnej ochrony ptaków Natura 2000 wciąż czeka m.in. 29 ostoi ptaków IBA, takich jak Świętokrzyska Dolina Wisły (na górze). Wiele miejsc zasługuje na ochronę bierną, m.in. niektóre fragmenty lasów we wschodniej części polskich Karpat (na dole).

Reintrodukcje

Projekty zasilania wymierających i zagrożonych populacji osobnikami danego gatunku rozmnażanymi i wyhodowanymi w niewoli stanowią z reguły spore wyzwanie logistyczne i przy sporych kosztach obarczone są dużą niepewnością odnośnie wyników. Zasadniczo wsiedlenia prowadzone bez rozpoznania przyczyn spadku liczebności (lub wymarcia) i usunięcia czynników odpowiedzialnych za zaistniałą wcześniej sytuację skazane są zazwyczaj na niepowodzenie (IUCN 2009). Tym niemniej, przy gatunkach poddających się łatwej hodowli i kosztach projektu pokrywanych z zewnętrznych źródeł, są one stosunkowo często praktykowane. W ostatnich latach w Polsce w kilku lokalizacjach prowadzone były projekty reintrodukcji głuszca i cietrzewia (Merta et al. 2015). Gdyby udało się doprowadzić do powstania samoodtwarzających się populacji, byłby to bardzo duży sukces. Spośród kilkudziesięciu projektów reintrodukcji głuszca i cietrzewia przeprowadzonych w Europie, obejmujących kilkanaście tysięcy wsiedlonych ptaków, tylko jeden zakończył się powodzeniem – reintrodukcja głuszca w Szkocji w XIX wieku (Storch 2007, Merta et al. 2015). Efekty krajowych projektów odbudowy populacji głuszca i cietrzewia będzie można ocenić dopiero kilkanaście lat po zaprzestaniu wsiedleń ptaków. Natomiast prowadzony od około 30 lat przez Stowarzyszenie Na Dzikich Zwierząt „Sokół" projekt reintrodukcji sokoła wędrownego już obecnie nosi znamiona spektakularnego sukcesu. Wsiedlenie w latach 1990–2019 ponad 1100 młodocianych ptaków doprowadziło do odtworzenia i wzrostu populacji dziko żyjących sokołów, która liczy aktualnie około 55 par lęgowych (Mizera et al. 2020). Również i tu ostatecznym

dowodem sukcesu będzie potwierdzona zdolność do samodzielnego odtwarzania się populacji po zaprzestaniu jej zasilania ptakami wyhodowanymi w niewoli.

Przeciwdziałanie zmianom klimatycznym

Klimat jest potężnym czynnikiem kształtującym zmiany liczebności ptaków (Stephens et al. 2016, Huntley et al. 2007), w tym przesuwanie się areałów lęgowych, objawiające się wymieraniem populacji w określonych fragmentach zasięgu. Część zagrożeń poszczególnych gatunków zidentyfikowanych w niniejszym opracowaniu jest z pewnością powiązanych ze zmianami klimatu – jeśli nie na lęgowiskach krajowych, to na trasach migracji lub na zimowiskach. Zmiany klimatyczne są motorem napędowym niekorzystnych dla ptaków zmian reżimu hydrologicznego dużych rzek Polski. Obejmują one m.in. redukcję częstotliwości, poziomu i czasu trwania wczesnowiosennych (marzec–kwiecień) zalewów doliny, a także wzrost frekwencji gwałtownych wezbrań późnowiosennych (maj–czerwiec) typu *flash-floods*, zalewających lęgi ptaków (Bloschl et al. 2017, 2020). Przeciwdziałanie zmianom klimatycznym jest złożonym zagadnieniem, wykraczającym poza zakres niniejszych rozważań, pokazującym jednak, jak mało który temat, iż ochrona ptaków – szczególnie gatunków migrujących – jest problemem wykraczającym poza granice krajowe. Przykładowo, Schaub et al. (2005) stwierdzili, że blisko 50% zmienności liczebności populacji lęgowej bociana białego jest objaśnianej przez sytuację pogodową na trasie migracji bocianów we wschodniej Afryce, a nie poprzez to, co się dzieje z nimi w Polsce. Przeciwdziałanie antropogenicznym zmianom klimatu wymaga więc zintegrowanych, międzynarodowych wysiłków, a adresowanie tego problemu w warunkach krajowych powinno też być motywowane chęcią ochrony krajowych ptaków.

Zmniejszanie strat w lęgach powodowanych przez drapieżniki

Dla wielu gatunków ptaków, zidentyfikowanych w niniejszym opracowaniu jako zagrożone, bardzo istotnym czynnikiem determinującym spadek liczebności populacji jest katastrofalnie niska udatność lęgów powodowana przez drapieżniki. Straty w lęgach ptaków gniazdujących na ziemi (siewkowce, mewowce, kaczki, kuraki), powodowane przez generalistyczne drapieżniki (lis, norka amerykańska, szop, ptaki krukowate), są często na tyle wysokie, że uniemożliwiają odtwarzanie się ich lokalnych populacji. Jest to zjawisko notowane w całej Europie i datujące się od lat 80. ubiegłego wieku (Roodbergen et al. 2012). W Polsce jest ono związane ze znacznym wzrostem liczebności lisa od lat 90. ubiegłego stulecia, inwazją norki amerykańskiej i szopa, wzrostem liczebności kruka i wciąż licznymi populacjami lokalnymi wrony siwej (np. Ławicki et al. 2012, Panek 2019, Brzeziński et al. 2020).

Straty w lęgach ptaków siewkowych można zmniejszać dedykowanymi działaniami z zakresu ochrony czynnej. Jednym z takich działań jest ochrona zniesień, polegająca na przykrywaniu gniazd koszami z siatki drucianej. Wydatnie zwiększają one sukces gniazdowy siewek (Dinsmore et al. 2014), ale nierzadko także śmiertelność ptaków dorosłych, gdyż drapieżniki uczą się chwytać je poprzez siatkę i zabijać (Isaksson et al. 2007; Barber et al. 2010; Gaines et al. 2020). Z tego powodu ich stosowanie jest zalecane jedynie, gdy zyski z podwyższonego sukcesu gniazdowego przewyższają ewentualne straty spowodowane zabijaniem ptaków dorosłych (Cohen et al. 2016, Darrah et al. 2020). W Polsce kosze nagniazdowe są od pewnego czasu stosowane z powodzeniem w ochronie sieweczek obrożnych, gniazdujących na wybrzeżu Bałtyku (Dziermańska & Bzoma 2020).





Inną techniką stosowaną do ochrony ptaków gniazdujących na ziemi jest ogradzanie miejsc koncentracji ich lęgów płotem z siatki drucianej lub elektrycznym pastuchem. Wygradzanie najcenniejszych miejsc lęgowych jest z powodzeniem stosowane w Wielkiej Brytanii do ochrony lęgowisk ptaków siewkowych i kolonii rybitw (np. Wilson et al. 2020). W Polsce grodzenie było stosowane z sukcesem do ochrony kolonii rybitw i mew na wyspach Wisły środkowej, w ujściu Wisły-Przekopu i na Zbiorniku Nyskim (D. Bukaciński, OTOP – dane niepubl.). W ostatnich latach z powodzeniem stosowane jest do ochrony koncentracji lęgów ptaków siewkowych na Podlasiu (TP Dubelt) oraz ochrony gniazd błotniaka łąkowego (Krupiński et al. 2010, Krupiński et al. 2012).

Jeszcze innym, bardzo pracochłonnym, rozwiązaniem stosowanym do ochrony lęgów ptaków siewkowych i mew przed drapieżnikami jest tzw. *head-starting,* polegający na podbieraniu jaj do sztucznej inkubacji, połączonemu z zastępowaniem oryginalnych zniesień przez atrapy jaj. Jaja są zwracane rodzicom tuż przed kluciem lub też wyklute z podebranych jaj pisklęta są wychowywane w niewoli i wypuszczane na wolność po uzyskaniu lotności. Takie działania były w ostatnich latach prowadzone – z reguły z dużym powodzeniem – w odniesieniu do sieweczek bladych *Charadrius melodus* w USA, rycyków w Wielkiej Brytanii (https://projectgodwit.org.uk/category/research/), ale i kulików wielkich w Polsce (http://ochronakulika.pl/). Sztuczna inkubacja połączona z wychowywaniem młodych ptaków do okresu lotności była stosowana również w odniesieniu do ostrygojadów i sieweczek gniazdujących na wyspach Wisły i zagrożonych zalaniem lęgów przez nadchodzące wezbrania powodziowe (D. Bukaciński, Ł. Bednarz i in. – in litt.).

Najbardziej radykalną metodą stosowaną w celu zmniejszenia strat w lęgach ptaków siewkowych jest selektywne pozyskanie drapieżników powodujących te straty. Ta metoda, choć kontrowersyjna, jest poza Polską dosyć powszechnie stosowana, m.in. do ochrony ptaków siewkowych (np. Bealey et al. 1999). Efektem tego jest z reguły zmniejszenie strat w lęgach, poprawa przeżywalności ptaków dorosłych i wzrost liczebności lokalnych populacji (Fletcher et al. 2010, Gaines et al. 2020), jednak w części badań poprawie udatności lęgów nie towarzyszyła odbudowa populacji (Neuman et al. 2004, Lavers et al. 2010), a niekiedy usuwanie drapieżników nie poprawiało nawet udatności lęgów (Bodey et al. 2011). Rozważając argumenty „za" i „przeciw" aktywnemu usuwaniu drapieżników warto wziąć pod uwagę, iż skuteczność drapieżników w niszczeniu lęgów jest z reguły wyższa w siedliskach zdegradowanych lub zaburzonych (Evans 2004). W przypadku zalewowych łąk w dolinach rzecznych największe straty w lęgach ptaków siewkowych miały miejsce w sezonach obniżonych zalewów (Bellebaum & Bock 2009), ewentualna kontrola liczebności drapieżników nie może więc być prowadzona w oderwaniu od działań zmierzających do zachowania lub odtworzenia wysokiej jakości siedlisk lęgowych.

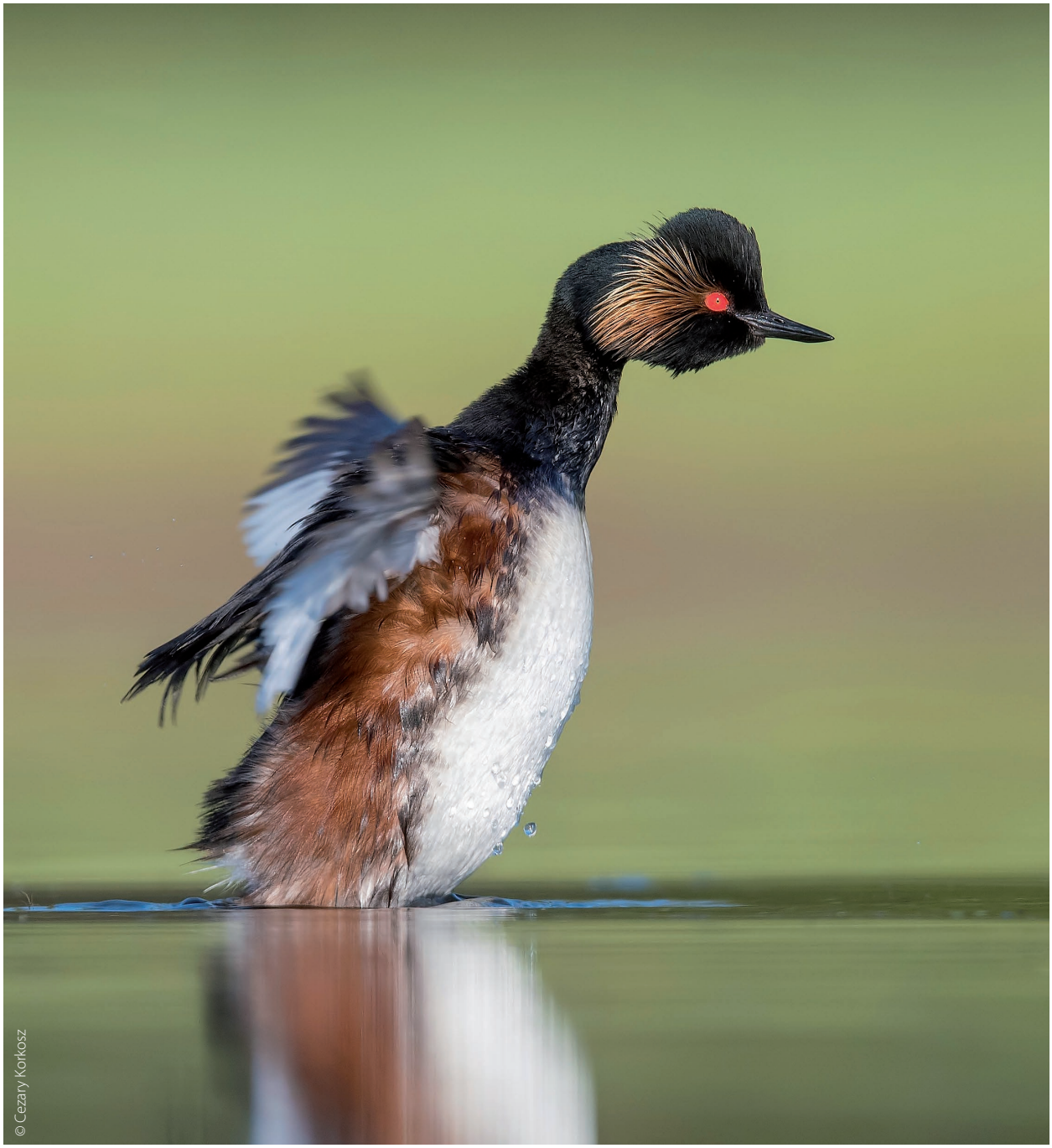


Badania i monitoring

Na koniec należy zauważyć, że programowanie skutecznej ochrony zagrożonych gatunków wymaga wiedzy o przyczynach zaniku populacji. W tym celu niezbędne jest poznanie podstawowych parametrów demograficznych populacji (przeżywalność, zrealizowana rozrodczość) i czynników kształtujących ich zmienność w cyklu wieloletnim (patrz też rozdz. 2.5). Takiej wiedzy dostarczają wieloletnie badania indywidualnie znakowanych osobników, optymalnie prowadzone w kilku populacjach na terenie kraju. Tylko dysponując wynikami tego typu badań możemy ocenić, które etapy cyklu życiowego ptaków w badanej populacji powodują spadek liczebności lub nie pozwalają na jej wzrost. Czy jest to zbyt niski odsetek gniazd, z których wykluwają się pisklęta, czy może zbyt niska przeżywalność piskląt od wyklucia do okresu lotności? Czy zbyt niska przeżywalność roczna ptaków dorosłych? Czy parametry te zależne są od takich czynników jak pogoda, albo od typu siedliska, w którym znajduje się gniazdo? Badania populacyjne dostarczające odpowiedzi na postawione wyżej pytania w praktyce nie są obecnie dofinansowane przez krajowe podmioty zajmujące się finansowaniem

Fot. 5.3. Efektywna ochrona zagrożonych gatunków ptaków musi opierać się na różnorodnych, jednak wzajemnie uzupełniających się działaniach, takich jak ochrona siedlisk, redukcja presji drapieżników czy prowadzenie prac monitoringowych.

badań *stricte* naukowych, jako zbyt mało nowatorskie i wtórne, a jednocześnie są one jedynie w ograniczonym stopniu dotowane przez podmioty finansujące aktywną ochronę przyrody. Takie podejście skutkuje niekiedy wdrażaniem projektów, w których ochrona jest realizowana poprzez działania koncentrujące się na parametrach demograficznych niewymagających żadnej poprawy, często takich, które są najłatwiejsze do realizacji i rozliczenia. Niemniej, jeśli chcemy skutecznie chronić zagrożone populacje krajowych ptaków, musimy znaleźć środki i ścieżki finansowania celem wdrażania podstawowych badań populacyjnych wybranych gatunków, które będą źródłem danych niezbędnych do właściwego planowania efektywnych działań ochronnych. Koniecznym uzupełnieniem wszelkich działań ochronnych musi być również monitoring ich skuteczności, prowadzony także przez kilka lat po zakończeniu bezpośrednich działań w terenie. Powinien on obejmować zarówno populacje (lokalizacje) poddane działaniom ochronnym, jak i populacje nieobjęte takimi działaniami (referencyjne), analizowane później w układzie *control-impact*, a optymalnie w układzie *before-after-control-impact* (Manly 2009; Christie et al. 2019). Istniejący system monitoringu ptaków (Monitoring Ptaków Polski) koordynowany przez GIOŚ (www.monitoringptakow.gios.gov.pl) od lat dostarcza tu użytecznych danych referencyjnych.



© Cezary Korkosz

Załącznik 1. Szczegółowe definicje kategorii zagrożenia stosowanych w czerwonych listach IUCN (za: IUCN 2012a,b). Relacje pomiędzy poszczególnymi kategoriami przedstawiono na ryc. 2.1

Annex 1. Detailed definitions of categories of threat in IUCN Red lists (based on IUCN 2012a,b). Relationships between different categories are presented in Fig. 2.1

WYMARŁY (EX)

Takson jest w kategorii *Wymarły*, gdy nie ma uzasadnionych wątpliwości, że ostatni jego osobnik wyginął. Takson uważa się za *Wymarły*, gdy dokładne badania w znanych i/lub przypuszczalnych siedliskach, w odpowiednich porach (dobowych, sezonowych, rocznych) w obrębie historycznego zasięgu, nie potwierdziły obecności osobników tego taksonu. Poszukiwania taksonu powinny być prowadzone w okresie odpowiednim dla jego cyklu życiowego i rozwojowego.

WYMARŁY NA WOLNOŚCI (EW)

Takson jest w kategorii *Wymarły na wolności*, gdy wiadomo, że przeżył jedynie w hodowli, w niewoli lub jako naturalizowana populacja (lub populacje), występująca daleko poza zasięgiem historycznym. Takson jest uważany za *Wymarły na wolności*, gdy dokładne badania w znanych i/lub przypuszczalnych siedliskach, w odpowiednich porach (dobowych, sezonowych, rocznych) w obrębie zasięgu historycznego, nie potwierdziły obecności osobników tego taksonu. Poszukiwania taksonu powinny być prowadzone w okresie odpowiednim dla jego cyklu życiowego i rozwojowego.

WYMARŁY REGIONALNIE (RE)

Takson jest w kategorii *Wymarły regionalnie*, gdy nie ma uzasadnionych wątpliwości, że ostatni jego osobnik zdolny do reprodukcji wyginął na wolności w obrębie analizowanego regionu.

Kryterium to stosowane jest tylko na poziomie regionalnym (np. krajowym), nie globalnym. IUCN (2019) nie wskazuje ram czasowych, dla jakich kategorię tę można stosować. Przyjęto, że gatunki gniazdujące wcześniej na terytorium Polski, których lęgów nie odnotowano przez ostatnie 10 lat, należą do kategorii RE.

KRYTYCZNIE ZAGROŻONY (CR)

Takson jest *Krytycznie zagrożony*, gdy najlepsze dostępne dane wskazują, że spełnione jest którekolwiek z kryteriów od A do E (patrz rozdz. 2.2) dla taksonów krytycznie zagrożonych, z czym związane jest ekstremalnie wysokie prawdopodobieństwo wymarcia na wolności.

ZAGROŻONY (EN)

Takson jest w kategorii *Zagrożony*, gdy najlepsze dostępne dane wskazują, że spełnione jest którekolwiek z kryteriów od A do E (patrz rozdz. 2.2) dla taksonów zagrożonych, z czym związane jest bardzo wysokie prawdopodobieństwo wymarcia na wolności.

NARAŻONY (VU)

Takson jest w kategorii *Narażony*, gdy najlepsze dostępne dane wskazują, że spełnione jest którekolwiek z kryteriów od A do E (patrz rozdz. 2.2) dla gatunku narażonego, z czym związane jest wysokie prawdopodobieństwo wymarcia na wolności.

BLISKI ZAGROŻENIA (NT)

Takson jest *Bliski zagrożenia*, gdy został poddany ocenie, ale nie kwalifikuje się wg żadnego z kryteriów do grupy gatunków *Krytycznie zagrożonych*, *Zagrożonych* lub *Narażonych*, jednak jest bliski kwalifikacji lub prawdopodobnie będzie kwalifikować się do kategorii gatunków zagrożonych w najbliższej przyszłości.

IUCN nie definiuje konkretnych kryteriów/parametrów pozwalających zakwalifikować gatunek jako *Bliski zagrożenia*. Zaproponowano je na potrzeby niniejszego opracowania (patrz rozdz. 2.2).

NAJMNIEJSZEJ TROSKI (LC)

Takson należy do kategorii *najmniejszej troski*, jeśli został oceniony wg kryteriów, ale nie kwalifikuje się wg żadnego z nich do grupy gatunków *Krytycznie zagrożonych*, *Zagrożonych* lub *Narażonych*. Do kategorii tej należą rozpowszechnione i liczne taksony.

NIEDOSTATECZNIE ROZPOZNANY (DD)

Takson należy do kategorii *Niedostatecznie rozpoznanych*, gdy nie ma wystarczających informacji, aby dokonać bezpośredniej lub pośredniej oceny ryzyka wyginięcia na podstawie jego rozmieszczenia i/lub statusu populacji. Taksony w tej kategorii mogą być niekiedy dobrze zbadane, a ich biologia znana, ale mogą nie być dostępne odpowiednie dane o ich liczebności i/lub zasięgu. Kategoria *Niedostatecznie rozpoznany* nie jest zatem kategorią zagrożenia. Umieszczenie w niej taksonu wskazuje, że wymagane jest uzyskanie dodatkowych informacji, i uznaje możliwość, że przyszłe badania wykażą, że jest on zagrożony. Ważne jest przy tym, aby wykorzystać wszelkie dostępne dane. W wielu przypadkach należy zachować szczególną ostrożność przy wyborze między kategorią DD a statusem taksonu zagrożonego. Jeżeli podejrzewa się, że zasięg taksonu jest stosunkowo ograniczony, a od ostatniej obserwacji upłynął znaczny okres czasu, przyjęcie jednej z kategorii zagrożenia zamiast kategorii *Niedostatecznie rozpoznany* może być właściwszym wyborem.

NIEPODDANY OCENIE (NE)

Takson należy do kategorii *Niepoddany ocenie*, jeśli nie został oceniony wg kryteriów zagrożenia.

NIEOCENIANY REGIONALNIE (NA)

Takson należy do kategorii *Nieoceniany*, jeśli nie został oceniony wg kryteriów zagrożenia na poziomie regionalnym.

Kategoria stosowana tylko na poziomie regionalnym, np. krajowym. Dotyczy taksonów, w przypadku których procedura oceny zagrożenia regionalnej populacji jest bezzasadna. Obejmuje to w szczególności przypadki gatunków, które w skali regionalnej stwierdzane są nieregularnie, okazjonalnie (tzw. *vagrants*), ale także taksonów występujących w regionie poza swoim naturalnym zasięgiem czy też występujących regionalnie w bardzo niskiej liczebności.

Załącznik 2. Kryteria wyznaczania gatunków krytycznie zagrożonych (CR), zagrożonych (EN) oraz narażonych (VU). Definicje za IUCN 2012a.

Annex 2. The criteria for Critically Endangered (CR), Endangered (EN) and Vulnerable (VU) species. Definitions after: IUCN 2012a.

Krytycznie zagrożony (CR)

Takson uznawany jest za *krytycznie zagrożony* (CR), gdy najlepsze dostępne dane wskazują, że spełnia co najmniej jeden z podanych poniżej kryteriów (A-E). Powoduje to uznanie go za takson o ekstremalnie wysokim ryzyku wyginięcia na wolności:

A. Redukcja populacji stwierdzona na podstawie co najmniej jednego z niżej podanych kryteriów:

1. Zaobserwowane, oszacowane, wywnioskowane lub oparte na przypuszczeniach zmniejszenie wielkości populacji o ≥ 90% w ciągu ostatnich 10 lat lub 3 pokoleń (w zależności od tego, który okres jest dłuższy), gdzie przyczyny redukcji są bezsprzecznie odwracalne ORAZ rozpoznane ORAZ ustały. Tempo redukcji ocenione w oparciu o jeden z poniższych parametrów:
   (a) obserwacje bezpośrednie;
   (b) wskaźnik liczebności danego taksonu;
   (c) zmniejszanie się obszaru zajmowanego (*area of occupancy*), zasięgu występowania (*extent of occurrence*) oraz/lub obniżenie jakości siedliska;
   (d) rzeczywisty lub potencjalny poziom eksploatacji taksonu;
   (e) wpływ taksonów introdukowanych, hybrydyzacji, patogenów, zanieczyszczeń, konkurencji lub pasożytów.
2. Zaobserwowane, oszacowane, wywnioskowane lub oparte na przypuszczeniach zmniejszenie wielkości populacji o ≥ 80% w ciągu ostatnich 10 lat lub 3 pokoleń (w zależności od tego, który okres jest dłuższy), gdzie redukcja lub jej przyczyny mogły nie ustać LUB mogą nie być rozpoznane LUB mogą być nieodwracalne. Tempo redukcji ocenione w oparciu o jeden z parametrów od (a) do (e), wskazanych w punkcie A1.
3. Przewidywana lub oparta o przypuszczenia redukcja populacji o ≥ 80%, która może wystąpić na przestrzeni kolejnych 10 lat lub trwania 3 pokoleń (w zależności od tego, który okres jest dłuższy, maksymalnie do 100 lat w przyszłości). Tempo redukcji ocenione w oparciu o jeden z parametrów od (b) do (e), wskazanych w punkcie A1.
4. Zaobserwowane, oszacowane, wywnioskowane lub oparte na przypuszczeniach zmniejszenie populacji o ≥ 80% w okresie 10 lat lub trwania 3 pokoleń (w zależności od tego, który okres jest dłuższy; maksymalnie do 100 lat w przyszłości), gdzie analizowany okres musi obejmować zarówno przeszłość, jak i przyszłość, i gdzie redukcja populacji lub jej przyczyny mogły nie ustać LUB mogą być nierozpoznane LUB mogą być nieodwracalne. Tempo redukcji ocenione w oparciu o jeden z parametrów od (a) do (e), wskazanych w punkcie A1.

B. Zasięg geograficzny wyrażony jako B1 (zasięg występowania EOO) LUB B2 (obszar zajmowany AOO) LUB oba.

1. Zasięg występowania taksonu (EOO) oszacowany jest na mniej niż 100 km^2 oraz spełnione są co najmniej dwa z podanych poniżej warunków (a–c):
   a. Zasięg występowania jest silnie pofragmentowany lub takson występuje tylko w jednej lokalizacji.
   b. Obserwowany, wywnioskowany lub przewidywany ciągły spadek w dowolnym z poniższych parametrów:
      (i) zasięg występowania (EOO);
      (ii) obszar zajmowany (AOO);
      (iii) powierzchnia, zasięg oraz/lub jakość siedliska;
      (iv) liczba lokalizacji lub subpopulacji;
      (v) liczba osobników zdolnych do rozrodu.
   c. Bardzo silne wahania w dowolnym z poniższych parametrów:
      (i) zasięg występowania (EOO);
      (ii) obszar zajmowany (AOO);
      (iii) liczba lokalizacji lub subpopulacji;
      (iv) liczba osobników zdolnych do rozrodu.
2. Obszar zajmowany (AOO) oceniony na mniej niż 10 km^2 oraz spełnione są co najmniej dwa z podanych poniżej warunków (a–c):
   a. Obszar zajmowany (AOO) jest silnie pofragmentowany lub takson występuje tylko w jednej lokalizacji.
   b. Obserwowany, wywnioskowany lub przewidywany ciągły spadek w dowolnym z poniższych parametrów:
      (i) zasięg występowania (EOO);
      (ii) obszar zajmowany (AOO);
      (iii) powierzchnia, zasięg oraz/lub jakość siedliska;
      (iv) liczba lokalizacji lub subpopulacji;
      (v) liczba osobników zdolnych do rozrodu.
   c. Bardzo silne wahania w dowolnym z poniższych parametrów:
      (i) zasięg występowania (EOO);
      (ii) obszar zajmowany (AOO);
      (iii) liczba lokalizacji lub subpopulacji;
      (iv) liczba osobników zdolnych do rozrodu.

C. Wielkość populacji oceniona jest na mniej niż 250 osobników zdolnych do rozrodu oraz:

1. Spadek populacji oceniony na minimum 25% w przeciągu trzech lat lub w czasie trwania jednego pokolenia (w zależności od tego, który okres jest dłuższy; maksymalnie do 100 lat w przyszłości) LUB
2. Obserwowany, przewidywany lub wywnioskowany ciągły spadek liczby osobników zdolnych do rozrodu ORAZ spełniony co najmniej jeden z poniższych warunków (a–b):
   a. Struktura wewnątrz populacji jest następująca:
      (i) żadna subpopulacja nie liczy więcej niż 50 osobników zdolnych do rozrodu,
      LUB
      (ii) co najmniej 90% osobników zdolnych do rozrodu występuje tylko w jednej subpopulacji.
   b. Bardzo silne wahania liczebności osobników zdolnych do rozrodu.

D. Wielkość populacji liczy mniej niż 50 osobników zdolnych do rozrodu.

E. Analizy ilościowe wskazują co najmniej 50-procentowe prawdopodobieństwo wyginięcia populacji na wolności w ciągu 10 lat lub trwania 3 pokoleń (w zależności od tego, który okres jest dłuższy; maksymalnie do 100 lat).

Zagrożony (EN)

Takson uznawany jest za *zagrożony* (EN), gdy najlepsze dostępne dane wskazują, że spełnia co najmniej jedno z podanych poniżej kryteriów (A–E). Powoduje to uznanie go za takson o bardzo wysokim ryzyku wyginięcia na wolności:

A. Redukcja populacji stwierdzona na podstawie co najmniej jednego z niżej podanych kryteriów:

1. Zaobserwowane, oszacowane, wywnioskowane lub oparte na przypuszczeniach zmniejszenie wielkości populacji o ≥ 70% w ciągu ostatnich 10 lat lub 3 pokoleń (w zależności od tego, który okres jest dłuższy), gdzie przyczyny redukcji są bezsprzecznie odwracalne ORAZ rozpoznane ORAZ ustały. Tempo redukcji ocenione w oparciu o jeden z poniższych parametrów:
   (a) obserwacje bezpośrednie;
   (b) wskaźnik liczebności danego taksonu;
   (c) zmniejszanie się obszaru zajmowanego (*area of occupancy*), zasięgu występowania (*extent of occurrence*) oraz/lub obniżenie jakości siedliska;
   (d) rzeczywisty lub potencjalny poziom eksploatacji taksonu;
   (e) wpływ taksonów introdukowanych, hybrydyzacji, patogenów, zanieczyszczeń, konkurencji lub pasożytów.
2. Zaobserwowane, oszacowane, wywnioskowane lub oparte na przypuszczeniach zmniejszenie wielkości populacji o ≥ 50% w ciągu ostatnich 10 lat lub 3 pokoleń (w zależności od tego, który okres jest dłuższy), gdzie redukcja lub jej przyczyny mogły nie ustać LUB mogą nie być rozpoznane LUB mogą być nieodwracalne. Tempo redukcji ocenione w oparciu o jeden z parametrów od (a) do (e), wskazanych w punkcie A1.
3. Przewidywana lub oparta o przypuszczenia redukcja populacji o ≥ 50%, która może wystąpić na przestrzeni kolejnych 10 lat lub trwania 3 pokoleń (w zależności od tego, który okres jest dłuższy, maksymalnie do 100 lat w przyszłości). Tempo redukcji ocenione w oparciu o jeden z parametrów od (b) do (e), wskazanych w punkcie A1.
4. Zaobserwowane, oszacowane, wywnioskowane lub oparte na przypuszczeniach zmniejszenie populacji o ≥ 50% w okresie 10 lat lub trwania 3 pokoleń (w zależności od tego, który okres jest dłuższy; maksymalnie do 100 lat w przyszłości), gdzie analizowany okres musi obejmować zarówno przeszłość, jak i przyszłość, i gdzie redukcja populacji lub jej przyczyny mogły nie ustać LUB mogą być nierozpoznane LUB mogą być nieodwracalne. Tempo redukcji ocenione w oparciu o jeden z parametrów od (a) do (e), wskazanych w punkcie A1.

B. Zasięg geograficzny wyrażony jako B1 (zasięg występowania EOO) LUB B2 (obszar zajmowany AOO) LUB oba.

1. Zasięg występowania taksonu (EOO) oszacowany jest na mniej niż 5 000 km^2 oraz spełnione są co najmniej dwa z podanych poniżej warunków (a–c):
   a. Zasięg występowania jest silnie pofragmentowany lub takson występuje w nie więcej niż w 5 lokalizacjach.
   b. Obserwowany, wywnioskowany lub przewidywany ciągły spadek w dowolnym z poniższych parametrów:
      (i) zasięg występowania (EOO);
      (ii) obszar zajmowany (AOO);
      (iii) powierzchnia, zasięg oraz/lub jakość siedliska;
      (iv) liczba lokalizacji lub subpopulacji;
      (v) liczba osobników zdolnych do rozrodu.
   c. Bardzo silne wahania w dowolnym z poniższych parametrów:
      (i) zasięg występowania (EOO);
      (ii) obszar zajmowany (AOO);
      (iii) liczba lokalizacji lub subpopulacji;
      (iv) liczba osobników zdolnych do rozrodu.
2. Obszar zajmowany (AOO) oceniony na mniej niż 500 km^2 oraz spełnione są co najmniej dwa z podanych poniżej warunków (a–c):
   a. Obszar zajmowany (AOO) jest silnie pofragmentowany lub takson występuje w nie więcej niż pięciu lokalizacjach.
   b. Obserwowany, wywnioskowany lub przewidywany ciągły spadek w dowolnym z poniższych parametrów:
      (i) zasięg występowania (EOO);
      (ii) obszar zajmowany (AOO);
      (iii) powierzchnia, zasięg oraz/lub jakość siedliska;
      (iv) liczba lokalizacji lub subpopulacji;
      (v) liczba osobników zdolnych do rozrodu.
   c. Bardzo silne wahania w dowolnym z poniższych parametrów:
      (i) zasięg występowania (EOO);
      (ii) obszar zajmowany (AOO);
      (iii) liczba lokalizacji lub subpopulacji;
      (iv) liczba osobników zdolnych do rozrodu.

C. Wielkość populacji oceniona jest na mniej niż 2500 osobników zdolnych do rozrodu oraz:

1. Spadek populacji oceniony na minimum 20% w przeciągu 5 lat lub w czasie trwania 2 pokoleń (w zależności od tego, który okres jest dłuższy; maksymalnie do 100 lat w przyszłości) LUB
2. Obserwowany, przewidywany lub wywnioskowany ciągły spadek liczby osobników zdolnych do rozrodu ORAZ spełniony co najmniej jeden z poniższych warunków (a–b):
   a. Struktura wewnątrz populacji jest następująca:
      (i) żadna subpopulacja nie liczy więcej niż 250 osobników zdolnych do rozrodu,
      LUB
      (ii) co najmniej 95% osobników zdolnych do rozrodu występuje tylko w jednej subpopulacji.
   b. Bardzo silne wahania liczebności osobników zdolnych do rozrodu.

D. Wielkość populacji liczy mniej niż 250 osobników zdolnych do rozrodu.

E. Analizy ilościowe wskazują co najmniej 20-procentowe prawdopodobieństwo wyginięcia populacji na wolności w ciągu 20 lat lub trwania 5 pokoleń (w zależności od tego, który okres jest dłuższy; maksymalnie do 100 lat).

Narażony (VU)

Takson uznawany jest za *narażony* (VU), gdy najlepsze dostępne dane wskazują, że spełnia co najmniej jeden z podanych poniżej kryteriów (A–E). Powoduje to uznanie go za takson o wysokim ryzyku wyginięcia na wolności:

A. Redukcja populacji stwierdzona na podstawie co najmniej jednego z niżej podanych kryteriów:

1. Zaobserwowane, oszacowane, wywnioskowane lub oparte na przypuszczeniach zmniejszenie wielkości populacji o ≥ 50% w ciągu ostatnich 10 lat lub 3 pokoleń (w zależności od tego, który okres jest dłuższy), gdzie przyczyny redukcji są bezsprzecznie odwracalne ORAZ rozpoznane ORAZ ustały. Tempo redukcji ocenione w oparciu o jeden z poniższych parametrów:

(a) obserwacje bezpośrednie;
(b) wskaźnik liczebności danego taksonu;
(c) zmniejszanie się obszaru zajmowanego (*area of occupancy*), zasięgu występowania (*extent of occurrence*) oraz/lub obniżenie jakości siedliska;
(d) rzeczywisty lub potencjalny poziom eksploatacji taksonu;
(e) wpływ taksonów introdukowanych, hybrydyzacji, patogenów, zanieczyszczeń, konkurencji lub pasożytów.

2. Zaobserwowane, oszacowane, wywnioskowane lub oparte na przypuszczeniach zmniejszenie wielkości populacji o ≥30% w ciągu ostatnich 10 lat lub 3 pokoleń (w zależności od tego, który okres jest dłuższy), gdzie redukcja lub jej przyczyny mogły nie ustać LUB mogą nie być rozpoznane LUB mogą być nieodwracalne. Tempo redukcji ocenione w oparciu o jeden z parametrów od (a) do (e), wskazanych w punkcie A1.
3. Przewidywana lub oparta o przypuszczenia redukcja populacji o ≥30%, która może wystąpić na przestrzeni kolejnych 10 lat lub trwania 3 pokoleń (w zależności od tego, który okres jest dłuższy, maksymalnie do 100 lat w przyszłości). Tempo redukcji ocenione w oparciu o jeden z parametrów od (b) do (e), wskazanych w punkcie A1.
4. Zaobserwowane, oszacowane, wywnioskowane lub oparte na przypuszczeniach zmniejszenie populacji o ≥30% w okresie 10 lat lub trwania 3 pokoleń (w zależności od tego, który okres jest dłuższy; maksymalnie do 100 lat w przyszłości), gdzie analizowany okres musi obejmować zarówno przeszłość, jak i przyszłość, i gdzie redukcja populacji lub jej przyczyny mogły nie ustać LUB mogą być nierozpoznane LUB mogą być nieodwracalne. Tempo redukcji ocenione w oparciu o jeden z parametrów od (a) do (e), wskazanych w punkcie A1.

B. Zasięg geograficzny wyrażony jako B1 (zasięg występowania EOO) LUB B2 (obszar zajmowany AOO) LUB oba.

1. Zasięg występowania taksonu (EOO) oszacowany jest na mniej niż 20 000 km^2 oraz spełnione są co najmniej dwa z podanych poniżej warunków (a–c):
   a. Zasięg występowania jest silnie pofragmentowany lub takson występuje w nie więcej niż 10 lokalizacjach.
   b. Obserwowany, wywnioskowany lub przewidywany ciągły spadek w dowolnym z poniższych parametrów:
      (i) zasięg występowania (EOO);
      (ii) obszar zajmowany (AOO);
      (iii) powierzchnia, zasięg oraz/lub jakość siedliska;
      (iv) liczba lokalizacji lub subpopulacji;
      (v) liczba osobników zdolnych do rozrodu.
   c. Bardzo silne wahania w dowolnym z poniższych parametrów:
      (i) zasięg występowania (EOO);
      (ii) obszar zajmowany (AOO);
      (iii) liczba lokalizacji lub subpopulacji;
      (iv) liczba osobników zdolnych do rozrodu.
2. Obszar zajmowany (AOO) oceniony na mniej niż 2000 km^2 oraz spełnione są co najmniej dwa z podanych poniżej warunków (a–c):
   a. Obszar zajmowany (AOO) jest silnie pofragmentowany lub takson występuje w nie więcej niż 10 lokalizacjach.
   b. Obserwowany, wywnioskowany lub przewidywany ciągły spadek w dowolnym z poniższych parametrów:
      (i) zasięg występowania (EOO);
      (ii) obszar zajmowany (AOO);
      (iii) powierzchnia, zasięg oraz/lub jakość siedliska;
      (iv) liczba lokalizacji lub subpopulacji;
      (v) liczba osobników zdolnych do rozrodu.
   c. Bardzo silne wahania w dowolnym z poniższych parametrów:
      (i) zasięg występowania (EOO);
      (ii) obszar zajmowany (AOO);
      (iii) liczba lokalizacji lub subpopulacji;
      (iv) liczba osobników zdolnych do rozrodu.

C. Wielkość populacji oceniona jest na mniej niż 10 000 osobników zdolnych do rozrodu oraz:

1. Spadek populacji oceniony na minimum 10% w przeciągu 10 lat lub w czasie trwania 3 pokoleń (w zależności od tego, który okres jest dłuższy; maksymalnie do 100 lat w przyszłości) LUB
2. Obserwowany, przewidywany lub wywnioskowany ciągły spadek liczby osobników zdolnych do rozrodu ORAZ spełniony co najmniej jeden z poniższych warunków (a–b):
   a. Struktura wewnątrz populacji jest następująca:
      (i) żadna subpopulacja nie liczy więcej niż 1 000 osobników zdolnych do rozrodu,
      LUB
      (ii) wszystkie (100%) osobników zdolnych do rozrodu występuje tylko w jednej subpopulacji.
   b. Bardzo silne wahania liczebności osobników zdolnych do rozrodu

D. Populacja skrajnie niewielka lub ograniczona w jednym z poniższych zakresów:

1. Populacja liczy mniej niż 1 000 osobników zdolnych do rozrodu.
2. Populacja z bardzo ograniczonym obszarem zajmowanym AOO (z reguły poniżej 20 km^2) lub z ograniczoną liczbą lokalizacji (z reguły nie więcej niż 5), co powoduje jej podatność w bardzo krótkim czasie na efekt działań ludzkich lub zdarzeń losowych w nieokreślonej przyszłości, i populacja ta w konsekwencji może stać się bardzo szybko *krytycznie zagrożona* (CR) lub nawet *wymarła* (EX).

E. Analizy ilościowe wskazują co najmniej 10-procentowe prawdopodobieństwo wyginięcia populacji na wolności w ciągu 100 lat.

Załącznik 3. Parametry populacyjne poszczególnych gatunków, wykorzystane do kategoryzacji stopnia zagrożenia. Szczegóły dotyczące analizy tych parametrów przedstawiono w rozdz. 2.3.

Legenda: Npop – wielkość populacji (liczba dorosłych osobników), **Trend** – trend liczebności populacji (%) w okresie 3 pokoleń lub 10 lat, **ZrTrend** – źródło danych do obliczenia trendu (M – Monitoring Ptaków Polski, O – porównanie ocen liczebności), **CzPok** – czas trwania (N lat) jednego pokolenia, **FiltrMap** – kryteria wyboru obserwacji do obliczenia EOO/AOO (kryterium lub kategoria lęgowości oraz zakres terminowy obserwacji; brak wartości oznacza, że uwzględniano wszystkie obserwacje z kategoriami lęgowości); **EOO** – zasięg występowania (km^2), **AOO** – obszar zajmowany (km^2), **Fragm** – duża fragmentacja populacji, **Lok** – mała liczba lokalizacji, **Spadek** – ciągły spadek liczebności, **Flukt** – ekstremalne fluktuacje liczebności populacji, **Downlist** – obniżenie kategorii globalnej (*downlisting*), **SiedlZag** – siedliska gatunków w kategoriach zagrożenia RE, CR, EN, VU, NT (GOR – góry, MOK – mokradła, LAS – lasy i zadrzewienia, ROL – tereny rolnicze, URB – tereny zurbanizowane, ZBK – zbiorniki i rzeki). **nd.** – nie dotyczy.

Appendix 3. Population parameters used for the extinction risk assessment. Details of the procedures using those parameters are presented in Chapter 2.3.

Npop – population size (number of mature individuals), **Trend** –population trend in 3 generations or 10 years , **ZrTrend** – source of trend data (M – Monitoring of Birds of Poland, O – published population estimates), **CzPok** – generation length, **FiltrMap** – criteria of data selection for calculating EOO/AOO values (criteria or category of breeding and border dates in the breeding season; lack of values depicts cases where all records with breeding categories were used);**EOO** – extent of occurrence (km^2), **AOO** – area of occupancy (km^2), **Fragm** – severely fragmented, **Lok** – low number of locations, **Spad** – continuing decline, **Flukt** – extreme fluctuations, **Down** – downlisting of initial category, **SiedlZag** – habitat types of species in categories RE, CR, EN, VU, NT (GOR – mountains, MOK – wetlands, LAS – forests and woodlands, ROL – farmland, URB – urban areas, ZBK – lakes, ponds and rivers). **TAK** – yes, **NIE** – no, **nd**. – not applicable.

Lp	Nazwa	Npop	Trend	ZrTrend	CzPok	FiltrMap	EOO	AOO	Fragm	Lok	Spadek	Flukt	Downlist	SiedlZag
1	łabędź niemy *Cygnus olor*	14 000	66	O	9,33	B, C; 1.04-31.07	300 000	22 000					nd.	
2	łabędź krzykliwy *Cygnus cygnus*	380	> 1000	O	9,19	B, C; 1.05-31.07	220 000	2 000					TAK	WOD, MOK
3	gęgawa *Anser anser*	15 000	154	O	6,28	B, C; 21.02-30.06	270 000	10 000					nd.	
4	gągoł *Bucephala clangula*	7 700	22	O	4,83	B, C; 15.04-10.07	240 000	1 900					nd.	
5	nurogęś *Mergus merganser*	3 900	17	O	3,51	B, C; 1.04-10.07	270 000	1 900					nd.	
6	szlachar *Mergus serrator*	0	nd.	O	3,64	nd.	0	0			TAK		nd.	WOD
7	ohar *Tadorna tadorna*	220	-19	O	6,86	B, C; 21.04-10.07	32 000	120	TAK	TAK	TAK		TAK	WOD
8	hełmiatka *Netta rufina*	54	23	O	2,46	B, C; 1.05-30.06	71 000	120	TAK	TAK			TAK	WOD
9	głowienka *Aythya ferina*	6 900	-20	M	3,17	B, C; 1.05-30.06	230 000	1 800			TAK		NIE	WOD
10	podgorzałka *Aythya nyroca*	260	-4	M	2,90	C; 1.05-30.06	60 000	190	TAK	TAK			NIE	WOD
11	czernica *Aythya fuligula*	6 300	-48	M	3,45	B, C; 1.05-30.06	270 000	4 100			TAK		TAK	WOD
12	cyranka *Spatula querquedula*	3 500	-26	O	2,23	B, C; 15.05-30.06	270 000	1 100			TAK		NIE	MOK, WOD
13	płaskonos *Spatula clypeata*	1 300	-45	O	2,44	B, C; 15.05-30.06	240 000	410			TAK		NIE	MOK, WOD
14	krakwa *Mareca strepera*	6 900	132	M	2,62	B, C; 1.05-30.06	260 000	4 500					nd.	
15	świstun *Mareca penelope*	0	-54	O	2,90	C	0	1	TAK	TAK	TAK		NIE	MOK, WOD
16	krzyżówka *Anas platyrhynchos*	1 100 000	2	M	2,44		310 000	42 000					nd.	
17	rożeniec *Anas acuta*	4	-80	O	3,31	C	25 000	7	TAK	TAK	TAK		NIE	MOK

Lp	Nazwa	Npop	Trend	ZrTrend	CzPok	FiltrMap	EOO	AOO	Fragm	Lok	Spadek	Flukt	Downlist	SiedlZag
18	cyraneczka *Anas crecca*	3 000	0	O	2,14	B, C; 15.05-30.06	200 000	430					nd.	
19	przepiórka *Coturnix coturnix*	99 000	-60	M	1,52		300 000	14 000			TAK		TAK	ROL
20	kuropatwa *Perdix perdix*	220 000	17	M	1,90		290 000	13 000					nd.	
21	jarząbek *Tetrastes bonasia*	35 000	0	O	2,10		90 000	1 800					nd.	
22	głuszec *Tetrao urogallus*	600	-2	O	4,45		8 100	93	TAK	TAK			NIE	LAS
23	cietrzew *Lyrurus tetrix*	400	-30	O	3,15		15 000	330	TAK	TAK	TAK		NIE	LAS, MOK
24	perkozek *Tachybaptus ruficollis*	17 000	26	M	4,24		290 000	8 500					nd.	
25	perkoz rdzawoszyi *Podiceps grisegena*	1 500	-66	O	5,63	B, C; 21.04-31.07	240 000	850			TAK		TAK	WOD, MOK
26	perkoz dwuczuby *Podiceps cristatus*	39 000	0	O	5,33		290 000	12 000					nd.	
27	zausznik *Podiceps nigricollis*	2 800	-69	M	5,03	B, C; 21.04-31.07	180 000	680			TAK		TAK	WOD
28	siniak *Columba oenas*	55 000	42	M	2,78		300 000	17 000					nd.	
29	grzywacz *Columba palumbus*	2 300 000	60	M	3,17		310 000	72 000					nd.	
30	turkawka *Streptopelia turtur*	57 000	-33	M	2,49		300 000	9 200			TAK		NIE	ROL, LAS
31	sierpówka *Streptopelia decaocto*	2 400 000	93	M	2,61		310 000	53 000					nd.	
32	lelek *Caprimulgus europaeus*	20 000	34	O	3,48		230 000	1 600					nd.	
33	jerzyk *Apus apus*	220 000	60	M	7,29		310 000	22 000					nd.	
34	kukułka *Cuculus canorus*	310 000	5	M	2,76		310 000	41 000					nd.	
35	wodnik *Rallus aquaticus*	28 000	61	M	2,25		280 000	7 300					nd.	
36	derkacz *Crex crex*	90 000	-57	M	1,78		310 000	18 000			TAK		TAK	MOK, ROL
37	kropiatka *Porzana porzana*	7 700	0	O	1,67	B, C	240 000	550					nd.	
38	zielonka *Zapornia parva*	3 500	0	O	1,78		250 000	880					nd.	
39	kokoszka *Gallinula chloropus*	29 000	51	M	2,74		290 000	12 000					nd.	
40	łyska *Fulica atra*	85 000	63	M	3,80		290 000	19 000					nd.	
41	żuraw *Grus grus*	53 000	> 1000	O	11,78	B, C; 21.02-30.06	280 000	37 000					nd.	
42	strepet *Tetrax tetrax*	0	nd.	O	5,05	nd.	0	0					nd.	ROL
43	drop *Otis tarda*	0	nd.	O	10,86	nd.	0	0					nd.	ROL
44	kulon *Burhinus oedicnemus*	0	nd.	O	7,43	nd.	0	0			TAK		nd.	WOD
45	ostrygojad *Haematopus ostralegus*	70	109	O	11,71	B, C; 11.04-30.06	13 000	160	TAK	TAK			TAK	WOD
46	siewka złota *Pluvialis apricaria*	0	nd.	O	4,45	nd.	0	0					nd.	MOK
47	sieweczka obrożna *Charadrius hiaticula*	380	-43	O	3,91	B, C; 1.04-30.06	170 000	350	TAK	TAK	TAK		NIE	WOD, MOK
48	sieweczka rzeczna *Charadrius dubius*	16 000	0	O	3,36	B, C	290 000	6 600					nd.	

Lp	Nazwa	Npop	Trend	ZrTrend	CzPok	FiltrMap	EOO	AOO	Fragm	Lok	Spadek	Flukt	Downlist	SiedlZag
49	czajka *Vanellus vanellus*	150 000	-67	M	5,66	B, C	300 000	24 000			TAK		NIE	MOK, ROL
50	kulik wielki *Numenius arquata*	350	-79	O	7,71	B, C	120 000	850	TAK		TAK		NIE	MOK
51	rycyk *Limosa limosa*	2 200	-84	O	7,65	B, C	150 000	2 900			TAK		NIE	MOK
52	batalion *Calidris pugnax*	2	0	O	4,96	NP, C	4	4	TAK	TAK	TAK		NIE	MOK
53	biegus zmienny *Calidris alpina*	0	nd.	O	5,19	nd.	0	0			TAK		nd.	MOK
54	słonka *Scolopax rusticola*	89 000	158	O	2,56		290 000	7 300					nd.	
55	dubelt *Gallinago media*	670	-53	M	3,13	B, C	120 000	570	TAK		TAK		NIE	MOK
56	kszyk *Gallinago gallinago*	120 000	-34	M	3,07	B, C	280 000	7 000			TAK		NIE	MOK
57	bekasik *Lymnocryptes minimus*	0	nd.	O	3,14	nd.	0	0					nd.	MOK
58	brodziec piskliwy *Actitis hypoleucos*	3 800	0	O	4,37	B, C; 1.05-30.06	260 000	560					nd.	
59	samotnik *Tringa ochropus*	32 000	59	M	4,75		280 000	13 000					nd.	
60	krwawodziób *Tringa totanus*	2 000	-29	M	5,02	B, C; 1.04-30.06	230 000	2 700			TAK		NIE	MOK
61	łęczak *Tringa glareola*	2	-40	O	3,45	NP, C; 1.06-20.07	110 000	9	TAK	TAK	TAK		NIE	MOK
62	śmieszka *Chroicocephalus ridibundus*	190 000	-22	O	8,82	BU, C	290 000	6 800			TAK		TAK	
63	mewa mała *Hydrocoloeus minutus*	0	nd.	O	5,05	nd.	0	0			TAK		nd.	WOD, MOK
64	mewa czarnogłowa *Ichthyaetus melanocephalus*	84	42	O	6,95	C	180 000	270	TAK				TAK	WOD
65	mewa siwa *Larus canus*	1 600	-79	O	10,67	BU, C	170 000	210			TAK		TAK	WOD
66	mewa srebrzysta *Larus argentatus*	5 700	61	O	11,98	BU, C	120 000	130					nd.	
67	mewa białogłowa *Larus cachinnans*	4 900	> 1000	O	9,98	BU, C	100 000	190					nd.	
68	rybitwa czubata *Thalasseus sandvicensis*	82	> 1000	O	8,53	C	25	1	TAK	TAK		TAK	NIE	WOD
69	rybitwa rzeczna *Sterna hirundo*	14 000	13	O	10,24	BU, C	280 000	1 800					nd.	
70	rybitwa białoczelna *Sternula albifrons*	1 800	-23	O	9,56	B, C	160 000	450	TAK		TAK		TAK	WOD
71	rybitwa białowąsa *Chlidonias hybrida*	3 100	0	O	3,52	B, C; 10.05-31.07	170 000	500					nd.	
72	rybitwa czarna *Chlidonias niger*	4 900	-45	O	3,40	B, C; 10.05-31.07	180 000	720			TAK		NIE	WOD, MOK
73	rybitwa białoskrzydła *Chlidonias leucopterus*	600	-11	O	3,36	B, C; 10.05-31.07	75 000	180	TAK		TAK	TAK	TAK	MOK
74	nur czarnoszyi *Gavia arctica*	0	nd.	O	9,44	nd.	0	0					nd.	WOD
75	bocian czarny *Ciconia nigra*	3 000	38	O	7,05	B, C; 21.03-31.07	280 000	1 700					nd.	
76	bocian biały *Ciconia ciconia*	100 000	23	O	8,43	B, C; 21.03-31.07	310 000	61 000					nd.	
77	bąk *Botaurus stellaris*	8 000	-16	M	3,96		280 000	7 700			TAK		TAK	WOD, MOK
78	bączek *Ixobrychus minutus*	2 600	9	O	2,62		260 000	3 500					nd.	
79	ślepowron *Nycticorax nycticorax*	2 600	167	O	5,58	B, C; 1.05-31.07	14 000	190					nd.	

Lp	Nazwa	Npop	Trend	ZrTrend	CzPok	FiltrMap	EOO	AOO	Fragm	Lok	Spadek	Flukt	Downlist	SiedlZag
80	czapla siwa *Ardea cinerea*	22 000	40	O	4,84	BU, C	200 000	390					nd.	
81	czapla purpurowa *Ardea purpurea*	0	nd.	O	4,61	nd.	0	0					nd.	WOD
82	czapla biała *Ardea alba*	1 100	> 1000	O	5,18	BU, C	74 000	53					TAK	
83	kormoran *Phalacrocorax carbo*	59 000	183	O	7,24	BU, C	160 000	760					nd.	
84	rybołów *Pandion haliaetus*	54	-38	M	7,95	B, C	32 000	310			TAK		TAK	LAS, WOD
85	trzmielojad *Pernis apivorus*	7 300	94	O	8,22		300 000	5 600					nd.	
86	gadożer *Circaetus gallicus*	6	-72	O	8,27	B, C	1 700	49	TAK	TAK	TAK		NIE	LAS, MOK
87	orlik krzykliwy *Clanga pomarina*	4 600	31	O	8,15	B, C	260 000	1 800					nd.	
88	orlik grubodzioby *Clanga clanga*	24	-15	O	9,20	B, C	31 000	170	TAK	TAK	TAK		NIE	LAS, MOK
89	orzeł przedni *Aquila chrysaetos*	66	141	O	13,85	B, C	7 700	180					TAK	LAS, ROL
90	orzełek *Hieraaetus pennatus*	0	nd.	O	6,28	nd.	0	0					nd.	LAS, ROL
91	błotniak stawowy *Circus aeruginosus*	14 000	34	M	5,35	B, C	290 000	19 000					nd.	
92	błotniak zbożowy *Circus cyaneus*	2	nd.	O	4,99	C	0	1	TAK	TAK	TAK		NIE	ROL, MOK
93	błotniak łąkowy *Circus pygargus*	5 100	-50	M	4,96	B, C	150 000	1 200			TAK		TAK	ROL, MOK
94	krogulec *Accipiter nisus*	57 000	-7	M	3,87		310 000	15 000					nd.	
95	jastrząb *Accipiter gentilis*	11 000	2	O	7,39		300 000	10 000					nd.	
96	bielik *Haliaeetus albicilla*	3 100	> 1000	O	14,45	B, C	270 000	5 200					nd.	
97	kania ruda *Milvus milvus*	3 600	170	O	5,41	B, C	140 000	1 500					nd.	
98	kania czarna *Milvus migrans*	1 600	163	O	6,02	B, C	130 000	640					NIE	LAS, ROL
99	myszołów *Buteo buteo*	100 000	-28	O	9,45		310 000	61 000			TAK		TAK	
100	płomykówka *Tyto alba*	2 500	0	O	2,97		200 000	260					nd.	
101	sóweczka *Glaucidium passerinum*	3 200	25	M	2,19		110 000	1 500					nd.	
102	pójdźka *Athene noctua*	1 400	0	O	3,42		220 000	430					nd.	
103	włochatka *Aegolius funereus*	3 400	8	M	3,48		270 000	1 200					TAK	LAS
104	uszatka *Asio otus*	28 000	24	M	3,36		280 000	3 400					nd.	
105	uszatka błotna *Asio flammeus*	2	83	O	2,46	B, C; 1.04-10.07	87 000	57	TAK	TAK		TAK	TAK	MOK
106	puszczyk *Strix aluco*	140 000	0	O	5,73		300 000	10 000					nd.	
107	puszczyk uralski *Strix uralensis*	3 100	240	O	9,92		26 000	640					nd.	
108	puszczyk mszarny *Strix nebulosa*	8	529	O	5,34		140	52	TAK	TAK			TAK	LAS, MOK
109	puchacz *Bubo bubo*	640	59	O	7,57		60 000	370					TAK	LAS, MOK
110	dudek *Upupa epops*	110 000	0	M	2,02		290 000	28 000					nd.	

Lp	Nazwa	Npop	Trend	ZrTrend	CzPok	FiltrMap	EOO	AOO	Fragm	Lok	Spadek	Flukt	Downlist	SiedlZag
111	krętogłów *Jynx torquilla*	160 000	5	M	1,83		300 000	15 000					nd.	
112	dzięcioł zielonosiwy *Picus canus*	7 700	-15	M	2,54		290 000	9 800			TAK		nd.	
113	dzięcioł zielony *Picus viridis*	69 000	110	M	2,74		310 000	25 000					nd.	
114	dzięcioł czarny *Dryocopus martius*	73 000	-1	M	4,12		310 000	29 000					nd.	
115	dzięcioł średni *Dendrocoptes medius*	54 000	25	M	2,47		290 000	9 200					nd.	
116	dzięciołek *Dryobates minor*	61 000	3	M	2,02		300 000	13 000					nd.	
117	dzięcioł duży *Dendrocopos major*	1 900 000	19	M	2,56		310 000	39 000					nd.	
118	dzięcioł białoszyi *Dendrocopos syriacus*	2 800	0	O	3,13		130 000	700					nd.	
119	dzięcioł białogrzbiety *Dendrocopos leucotos*	3 500	25	M	3,70		70 000	4 900					nd.	
120	dzięcioł trójpalczasty *Picoides tridactylus*	2 400	32	M	3,07		23 000	1 800					NIE	LAS
121	żołna *Merops apiaster*	2 000	655	O	2,87	B, C; 11.05-31.07	220 000	640					TAK	
122	kraska *Coracias garrulus*	26	-75	M	3,79	B, C; 11.05-31.07	10 000	210	TAK	TAK	TAK		NIE	ROL
123	zimorodek *Alcedo atthis*	7 700	256	M	1,74		300 000	9 300					nd.	
124	pustułeczka *Falco naumanni*	0	nd.	O	3,00	nd.	0	0					nd.	ROL
125	pustułka *Falco tinnunculus*	9 700	15	M	3,54		300 000	31 000					nd.	
126	kobczyk *Falco vespertinus*	0	nd.	O	3,12	nd.	0	0					nd.	ROL
127	kobuz *Falco subbuteo*	4 600	-6	M	4,69		300 000	8 400					nd.	
128	sokół wędrowny *Falco peregrinus*	82	443	O	5,71	B, C	150 000	260	TAK				TAK	URB, LAS
129	wilga *Oriolus oriolus*	860 000	-11	M	3,22		310 000	41 000			TAK		nd.	
130	gąsiorek *Lanius collurio*	1 900 000	-6	M	1,84		310 000	46 000					nd.	
131	dzierzba czarnoczelna *Lanius minor*	0	nd.	O	1,93		0	1	TAK	TAK	TAK		NIE	ROL
132	srokosz *Lanius excubitor*	64 000	-1	M	1,82		300 000	17 000					nd.	
133	dzierzba rudogłowa *Lanius senator*	0	nd.	O	1,87	nd.	0	0					nd.	ROL
134	sójka *Garrulus glandarius*	1 200 000	19	M	4,54		310 000	40 000					nd.	
135	sroka *Pica pica*	830 000	-6	M	4,27		310 000	34 000					nd.	
136	orzechówka *Nucifraga caryocatactes*	7 700	27	O	4,46		100 000	1 700					nd.	
137	kawka *Corvus monedula*	630 000	22	M	5,57		300 000	23 000					nd.	
138	gawron *Corvus frugilegus*	400 000	-57	M	5,07	BU, C	290 000	7 900			TAK		TAK	ROL
139	kruk *Corvus corax*	62 000	30	M	6,10		310 000	48 000					nd.	
140	wrona siwa *Corvus cornix*	160 000	-5	M	5,72		310 000	26 000					nd.	
141	sosnówka *Periparus ater*	1 700 000	-5	M	1,59		300 000	20 000					nd.	

Lp	Nazwa	Npop	Trend	ZrTrend	CzPok	FiltrMap	EOO	AOO	Fragm	Lok	Spadek	Flukt	Downlist	SiedlZag
142	czubatka *Lophophanes cristatus*	840 000	-1	M	1,79		300 000	13 000					nd.	
143	sikora uboga *Poecile palustris*	500 000	30	M	2,16		310 000	17 000					nd.	
144	czarnogłówka *Poecile montanus*	520 000	6	M	2,27		300 000	17 000					nd.	
145	modraszka *Cyanistes caeruleus*	3 400 000	24	M	2,20		310 000	38 000					nd.	
146	bogatka *Parus major*	9 600 000	18	M	2,18		310 000	60 000					nd.	
147	remiz *Remiz pendulinus*	44 000	-19	M	2,35		290 000	6 600			TAK		nd.	
148	lerka *Lullula arborea*	540 000	20	M	2,40		280 000	29 000					nd.	
149	skowronek *Alauda arvensis*	21 000 000	-11	M	2,83		310 000	62 000			TAK		nd.	
150	dzierlatka *Galerida cristata*	5 900	206	M	2,74		130 000	9 200					nd.	
151	wąsatka *Panurus biarmicus*	4 200	0	O	2,14		250 000	1 500					nd.	
152	brzęczka *Locustella luscinioides*	63 000	46	M	2,08		290 000	13 000					nd.	
153	strumieniówka *Locustella fluviatilis*	81 000	-25	M	1,99		300 000	13 000			TAK		TAK	
154	świerszczak *Locustella naevia*	210 000	-23	M	1,84		300 000	17 000			TAK		TAK	
155	zaganiacz *Hippolais icterina*	940 000	-16	M	1,78		310 000	24 000			TAK		nd.	
156	wodniczka *Acrocephalus paludicola*	7 600	37	M	2,02		51 000	700	TAK	TAK	TAK		NIE	MOK
157	rokitniczka *Acrocephalus schoenobaenus*	680 000	-4	M	1,94		300 000	20 000					nd.	
158	łozówka *Acrocephalus palustris*	1 900 000	-21	M	2,24		310 000	22 000			TAK		TAK	
159	trzcinniczek *Acrocephalus scirpaceus*	270 000	23	M	2,34		290 000	16 000					nd.	
160	trzciniak *Acrocephalus arundinaceus*	370 000	17	M	2,60		300 000	30 000					nd.	
161	oknówka *Delichon urbicum*	1 000 000	31	M	1,86		310 000	30 000					nd.	
162	dymówka *Hirundo rustica*	3 900 000	-10	M	2,21		310 000	58 000					nd.	
163	brzegówka *Riparia riparia*	420 000	10	M	1,83		290 000	12 000					nd.	
164	świstunka leśna *Phylloscopus sibilatrix*	2 700 000	-20	M	1,65		310 000	26 000			TAK		TAK	
165	piecuszek *Phylloscopus trochilus*	6 200 000	-12	M	1,54		310 000	44 000			TAK		nd.	
166	pierwiosnek *Phylloscopus collybita*	5 500 000	4	M	1,58		310 000	50 000					nd.	
167	wójcik *Phylloscopus trochiloides*	16	-47	O	1,51	B, C	140 000	180			TAK		nd.	
168	raniuszek *Aegithalos caudatus*	250 000	10	M	1,78		300 000	13 000					nd.	
169	kapturka *Sylvia atricapilla*	10 000 000	2	M	1,89		310 000	53 000					nd.	
170	gajówka *Sylvia borin*	880 000	-25	M	2,11		300 000	15 000			TAK		TAK	
171	jarzębatka *Sylvia nisoria*	220 000	16	M	2,01		300 000	9 200					nd.	
172	piegża *Sylvia curruca*	1 500 000	19	M	1,84		310 000	29 000					nd.	

Lp	Nazwa	Npop	Trend	ZrTrend	CzPok	FiltrMap	EOO	AOO	Fragm	Lok	Spadek	Flukt	Downlist	SiedlZag
173	cierniówka *Sylvia communis*	5 000 000	5	M	1,85		310 000	36 000					nd.	
174	mysikrólik *Regulus regulus*	1 300 000	-12	M	1,55		300 000	12 000			TAK		nd.	
175	zniczek *Regulus ignicapilla*	750 000	245	M	1,47		300 000	13 000					nd.	
176	kowalik *Sitta europaea*	1 000 000	4	M	2,12		310 000	31 000					nd.	
177	pełzacz leśny *Certhia familiaris*	530 000	-21	M	2,00		300 000	14 000			TAK		TAK	
178	pełzacz ogrodowy *Certhia brachydactyla*	190 000	0	M	1,69		280 000	13 000					nd.	
179	pomurnik *Tichodroma muraria*	8	-22	O	2,09		45	14	TAK	TAK	TAK		NIE	GOR
180	strzyżyk *Troglodytes troglodytes*	1 800 000	103	M	1,49		310 000	33 000					nd.	
181	szpak *Sturnus vulgaris*	5 100 000	-22	M	3,69		310 000	67 000			TAK		TAK	
182	pluszcz *Cinclus cinclus*	4 800	2	O	2,27		19 000	1 400					nd.	
183	muchołówka szara *Muscicapa striata*	520 000	-15	M	2,17		310 000	18 000			TAK		nd.	
184	rudzik *Erithacus rubecula*	5 100 000	5	M	2,02		310 000	42 000					nd.	
185	słowik rdzawy *Luscinia megarhynchos*	330 000	24	M	1,99		250 000	18 000					nd.	
186	słowik szary *Luscinia luscinia*	290 000	-34	M	2,07		300 000	22 000			TAK		TAK	LAS, ROL
187	podróżniczek *Luscinia svecica*	3 100	0	O	2,21		260 000	2 800					nd.	
188	muchołówka mała *Ficedula parva*	45 000	-17	M	1,92		300 000	5 200			TAK		nd.	
189	muchołówka żałobna *Ficedula hypoleuca*	270 000	-32	M	2,39		300 000	11 000			TAK		TAK	LAS
190	muchołówka białoszyja *Ficedula albicollis*	170 000	2	M	1,88		170 000	7 200					nd.	
191	pleszka *Phoenicurus phoenicurus*	980 000	46	M	1,95		310 000	27 000					nd.	
192	kopciuszek *Phoenicurus ochruros*	2 400 000	-2	M	2,41		310 000	44 000					nd.	
193	nagórnik *Monticola saxatilis*	0	nd.	O	2,83	nd.	0	0					nd.	GOR
194	pokląskwa *Saxicola rubetra*	2 200 000	-35	M	1,86		310 000	24 000			TAK		TAK	ROL
195	kląskawka *Saxicola rubicola*	270 000	-1	M	1,86		290 000	19 000					nd.	
196	białorzytka *Oenanthe oenanthe*	110 000	-8	M	2,12		300 000	10 000					nd.	
197	paszkot *Turdus viscivorus*	260 000	11	M	3,30		300 000	18 000					nd.	
198	śpiewak *Turdus philomelos*	2 900 000	5	M	2,88		310 000	46 000					nd.	
199	drozdzik *Turdus iliacus*	140	-81	O	2,53	B, C; 1.05-31.07	120 000	5	TAK		TAK		TAK	LAS
200	kos *Turdus merula*	6 600 000	54	M	3,19		310 000	63 000					nd.	
201	kwiczoł *Turdus pilaris*	2 200 000	-8	M	2,57		310 000	36 000					nd.	
202	drozd obrożny *Turdus torquatus*	4 500	-6	O	2,98		4 300	670					nd.	
203	płochacz halny *Prunella collaris*	800	71	O	2,65		450	90		TAK			TAK	GOR

Lp	Nazwa	Npop	Trend	ZrTrend	CzPok	FiltrMap	EOO	AOO	Fragm	Lok	Spadek	Flukt	Downlist	SiedlZag
204	pokrzywnica *Prunella modularis*	290 000	-23	M	1,98		310 000	9 100			TAK		TAK	
205	wróbel *Passer domesticus*	13 000 000	24	M	2,23		310 000	41 000					nd.	
206	mazurek *Passer montanus*	5 200 000	95	M	2,01		310 000	30 000					nd.	
207	świergotek drzewny *Anthus trivialis*	1 900 000	-7	M	1,90		310 000	19 000					nd.	
208	świergotek łąkowy *Anthus pratensis*	730 000	-4	M	2,17	S, B, C; 15.04-30.06	300 000	5 900					nd.	
209	siwerniak *Anthus spinoletta*	4 200	-12	O	2,17		4 100	240			TAK		TAK	GOR
210	świergotek polny *Anthus campestris*	37 000	-54	M	2,21	S, B, C	220 000	1 800			TAK		TAK	ROL
211	pliszka żółta *Motacilla flava*	3 100 000	-11	M	2,11		300 000	25 000			TAK		nd.	
212	pliszka górska *Motacilla cinerea*	17 000	0	O	2,04		200 000	11 000					nd.	
213	pliszka cytrynowa *Motacilla citreola*	280	15	O	2,59	B, C; 1.05-31.07	160 000	400	TAK				TAK	MOK
214	pliszka siwa *Motacilla alba*	1 400 000	-1	M	2,07		310 000	48 000					nd.	
215	zięba *Fringilla coelebs*	17 000 000	-2	M	2,45		310 000	71 000					nd.	
216	grubodziób *Coccothraustes coccothraustes*	840 000	23	M	2,38		310 000	23 000					nd.	
217	dziwonia *Erythrina erythrina*	87 000	4	M	1,95		300 000	12 000					nd.	
218	gil *Pyrrhula pyrrhula*	150 000	-1	M	1,92		300 000	10 000					nd.	
219	dzwoniec *Chloris chloris*	2 300 000	-17	M	1,94		310 000	34 000			TAK		nd.	
220	makolągwa *Linaria cannabina*	2 300 000	30	M	1,79		310 000	31 000					nd.	
221	czeczotka brązowa *Acanthis cabaret*	1 600	91	O	1,75	B, C; 1.05-31.07	3 600	35					TAK	
222	krzyżodziób sosnowy *Loxia pytyopsittacus*	0	nd.	O	2,37	nd.	0	0					nd.	LAS
223	krzyżodziób świerkowy *Loxia curvirostra*	20 000	-6	M	2,25	A, B, C; 1.02-31.05	300 000	6 900					nd.	
224	szczygieł *Carduelis carduelis*	1 600 000	0	M	1,88		310 000	31 000					nd.	
225	kulczyk *Serinus serinus*	1 300 000	-1	M	2,48		310 000	27 000					nd.	
226	czyż *Spinus spinus*	57 000	-10	O	1,84	A, B, C; 15.04-10.07	300 000	6 700					nd.	
227	potrzeszcz *Emberiza calandra*	3 800 000	39	M	2,48		300 000	39 000					nd.	
228	ortolan *Emberiza hortulana*	410 000	-33	M	2,13		220 000	18 000			TAK		NIE	ROL
229	trznadel *Emberiza citrinella*	8 900 000	3	M	2,32		310 000	63 000					nd.	
230	potrzos *Emberiza schoeniclus*	950 000	0	M	2,08		300 000	30 000					nd.	

Załącznik 4. Lista gatunków lęgowych w Polsce, wraz z kategoriami zagrożenia wymarciem IUCN.

Objaśnienia: **KatZagr 2020** – aktualna kategoria zagrożenia w Polsce (kody kategorii rozwinięte na ryc. 2.1), wraz z podaniem kryteriów kwalifikujących: **Kryt A** – kryterium A (redukcja populacji), **Kryt B** – kryterium B (zasięg geograficzny), **Kryt C** – kryterium C (niewielka liczebność oraz spadek parametrów populacji), **Kryt D** – kryterium D (bardzo mała lub ograniczona populacja), **KatZagr 2002** – kategoria zagrożenia w poprzedniej czerwonej liście (Głowaciński 2002; uwaga – kategoria LC stosowana była wtedy w innym znaczeniu niż obecnie), **Przyczyna zmiany** kategorii zagrożenia pomiędzy wcześniejszą (Głowaciński 2002) i aktualną czerwoną listą – główną przyczyną aktualizacji statusu gatunku jest: **populacja** – zmiana parametrów populacji; **metoda** – zmiana metodyki oceny gatunków; **dane** – dostęp do nowych danych; **KatZagr Globalna** – globalna kategoria zagrożenia (BirdLife 2020), **KatZagr Europa** – kategoria zagrożenia w Europie (BirdLife 2015), **KatZagr UE27** – kategoria zagrożenia w Unii Europejskiej (BirdLife 2015), **%PopEur** – % populacji europejskiej występujący w Polsce (BirdLife 2015). nd. – nie dotyczy.

Appendix 4. List of breeding birds of Poland with categories of extinction risk, according to IUCN.

Descriptions: **KatZagr 2020** – current red-list categories in Poland (codes explained in Fig.2.1), with qualifying criteria: **Kryt A** – population reduction (Criterion A), **Kryt B** – small geographic range(Criterion B), **kryt C** – small and declining population (Criterion C), **Kryt D** – very small population size (Criterion D), **KatZagr 2002** – threat category in the previous polish red list (Głowaciński 2002; caution - category LC was implemented differently in this publication), **Przyczyna Zmiany** – reason for change of threat category between previous (Głowaciński 2002) and current red list – main reason for status update is: **populacja** – change in the population parameters, **metoda** – change in evaluation methods, **dane** – new data available; **KatZagr Globalna** – global red list category (BirdLife 2020), **KatZagr Europa** – European red list category (BirdLife 2015), **KatZagr UE27** – European Union red list category (BirdLife 2015), **%PopEur** – % of European population in Poland (BirdLife 2015), **nd**. – not applicable

Lp.	Nazwa gatunku	KatZagr 2020	Kryt A	Kryt B	Kryt C	Kryt D	KatZagr 2002	Przyczyna zmiany	KatZagr Globalna	KatZagr Europa	KatZagr UE27	% PopEur
1	łabędź niemy *Cygnus olor*	LC							LC	LC	LC	3,6
2	łabędź krzykliwy *Cygnus cygnus*	NT				+			LC	LC	LC	0,3
3	bernikla kanadyjska *Branta canadensis*	NA							LC	LC	NE	0
4	gęgawa *Anser anser*	LC							LC	LC	LC	1,1
5	edredon *Somateria mollissima*	NA							NT	VU	EN	0
6	gągoł *Bucephala clangula*	LC							LC	LC	LC	0,4
7	nurogęś *Mergus merganser*	LC							LC	LC	LC	1,2
8	szlachar *Mergus serrator*	RE					EN	populacja	LC	NT	VU	0
9	gęsiówka egipska *Alopochen aegyptiaca*	NA							LC	nd.	nd.	nd.
10	ohar *Tadorna tadorna*	VU		+		+	LC	metoda	LC	LC	LC	0,1
11	kazarka rdzawa *Tadorna ferruginea*	NA							LC	LC	NT	0
12	hełmiatka *Netta rufina*	VU				+	LC	metoda	LC	LC	LC	0
13	głowienka *Aythya ferina*	VU			+				VU	VU	VU	0,7
14	podgorzałka *Aythya nyroca*	VU				+	EN	populacja	NT	LC	LC	0,3
15	czernica *Aythya fuligula*	NT	+		+				LC	LC	LC	0,2
16	ogorzałka *Aythya marila*	NA							LC	VU	VU	0

Lp.	Nazwa gatunku	KatZagr 2020	Kryt A	Kryt B	Kryt C	Kryt D	KatZagr 2002	Przyczyna zmiany	KatZagr Globalna	KatZagr Europa	KatZagr UE27	% PopEur
17	cyranka *Spatula querquedula*	**VU**			+				LC	LC	VU	0,2
18	płaskonos *Spatula clypeata*	**VU**	+						LC	LC	LC	0,2
19	krakwa *Mareca strepera*	**LC**							LC	LC	LC	1,8
20	świstun *Mareca penelope*	**CR**		+		+	CR		LC	LC	VU	0
21	krzyżówka *Anas platyrhynchos*	**LC**							LC	LC	LC	7,3
22	rożeniec *Anas acuta*	**CR**	+	+	+	+	EN	populacja	LC	LC	VU	0
23	cyraneczka *Anas crecca*	**DD**							LC	LC	LC	0,1
24	mandarynka *Aix galericulata*	**NA**							LC	nd.	nd.	nd.
25	przepiórka *Coturnix coturnix*	**VU**	+				DD	dane	LC	LC	LC	0,5
26	bażant *Phasianus colchicus*	**NA**							LC	LC	LC	4,4
27	kuropatwa *Perdix perdix*	**LC**							LC	LC	LC	3
28	jarząbek *Tetrastes bonasia*	**LC**					DD	dane	LC	LC	LC	0,4
29	głuszec *Tetrao urogallus*	**VU**				+	CR	populacja	LC	LC	LC	0
30	cietrzew *Lyrurus tetrix*	**EN**		+	+		EN		LC	LC	LC	0
31	perkozek *Tachybaptus ruficollis*	**LC**							LC	LC	LC	2,7
32	perkoz rdzawoszyi *Podiceps grisegena*	**VU**	+						LC	LC	LC	1
33	perkoz dwuczuby *Podiceps cristatus*	**LC**							LC	LC	LC	2,4
34	perkoz rogaty *Podiceps auritus*	**NA**							VU	NT	VU	0
35	zausznik *Podiceps nigricollis*	**VU**	+						LC	LC	LC	1,2
36	gołąb miejski *Columba livia forma urbana*	**NA**							LC	LC	LC	0,5
37	siniak *Columba oenas*	**LC**							LC	LC	LC	1,9
38	grzywacz *Columba palumbus*	**LC**							LC	LC	LC	2,4
39	turkawka *Streptopelia turtur*	**VU**	+				DD	dane	VU	VU	NT	0,3
40	sierpówka *Streptopelia decaocto*	**LC**							LC	LC	LC	5,7
41	pustynnik *Syrrhaptes paradoxus*	**NA**							LC	EN	NE	0
42	lelek *Caprimulgus europaeus*	**LC**							LC	LC	LC	0,6
43	jerzyk *Apus apus*	**LC**							LC	LC	LC	0,2
44	kukułka *Cuculus canorus*	**LC**							LC	LC	LC	1
45	wodnik *Rallus aquaticus*	**LC**							LC	LC	LC	3,1
46	derkacz *Crex crex*	**VU**	+				DD	dane	LC	LC	LC	1,4

Lp.	Nazwa gatunku	KatZagr 2020	Kryt A	Kryt B	Kryt C	Kryt D	KatZagr 2002	Przyczyna zmiany	KatZagr Globalna	KatZagr Europa	KatZagr UE27	% PopEur
47	kropiatka *Porzana porzana*	**DD**					DD		LC	LC	LC	1
48	zielonka *Zapornia parva*	**DD**					NT	metoda	LC	LC	LC	2,6
49	karliczka *Zapornia pusilla*	**NA**					EX	metoda	LC	LC	NT	0
50	kokoszka *Gallinula chloropus*	**LC**							LC	LC	LC	0,6
51	łyska *Fulica atra*	**LC**							LC	NT	LC	1,8
52	żuraw *Grus grus*	**LC**							LC	LC	LC	9,1
53	strepet *Tetrax tetrax*	**RE**					EX		NT	VU	VU	0
54	drop *Otis tarda*	**RE**					EX		VU	LC	LC	0
55	kulon *Burhinus oedicnemus*	**RE**					CR	populacja	LC	LC	LC	0
56	ostrygojad *Haematopus ostralegus*	**VU**				+	VU		NT	VU	VU	0
57	szczudłak *Himantopus himantopus*	**NA**							LC	LC	LC	0
58	szablodziób *Recurvirostra avosetta*	**NA**							LC	LC	LC	0
59	siewka złota *Pluvialis apricaria*	**RE**					EX		LC	LC	LC	0
60	mornel *Charadrius morinellus*	**NA**					CR	metoda	LC	LC	LC	0
61	sieweczka obrożna *Charadrius hiaticula*	**EN**		+	+		VU	populacja	LC	LC	LC	0,1
62	sieweczka rzeczna *Charadrius dubius*	**LC**							LC	LC	LC	2,2
63	sieweczka morska *Charadrius alexandrinus*	**NA**							LC	LC	LC	0
64	czajka *Vanellus vanellus*	**EN**	+						NT	VU	VU	1,8
65	kulik wielki *Numenius arquata*	**EN**	+		+		VU	populacja	NT	VU	VU	0
66	rycyk *Limosa limosa*	**CR**	+						NT	VU	EN	0,4
67	batalion *Calidris pugnax*	**CR**		+		+	EN	populacja	LC	LC	EN	0
68	biegus zmienny *Calidris alpina*	**RE**					EN	populacja	LC	LC	LC	0
69	słonka *Scolopax rusticola*	**LC**					DD	dane	LC	LC	LC	0,3
70	dubelt *Gallinago media*	**EN**	+		+		VU	populacja	NT	LC	VU	0,2
71	kszyk *Gallinago gallinago*	**VU**	+						LC	LC	LC	0,8
72	bekasik *Lymnocryptes minimus*	**RE**					CR	dane	LC	LC	LC	0
73	brodziec piskliwy *Actitis hypoleucos*	**LC**							LC	LC	NT	0,1
74	samotnik *Tringa ochropus*	**LC**							LC	LC	LC	1
75	krwawodziób *Tringa totanus*	**NT**	+			+			LC	LC	VU	0,1
76	łęczak *Tringa glareola*	**CR**		+	+	+	CR		LC	LC	LC	0

Lp.	Nazwa gatunku	KatZagr 2020	Kryt A	Kryt B	Kryt C	Kryt D	KatZagr 2002	Przyczyna zmiany	KatZagr Globalna	KatZagr Europa	KatZagr UE27	% PopEur
77	brodziec pławny *Tringa stagnatilis*	**NA**					EN	metoda	LC	LC	EN	0
78	śmieszka *Chroicocephalus ridibundus*	**LC**							LC	LC	LC	2,9
79	mewa mała *Hydrocoloeus minutus*	**RE**					LC	populacja	LC	NT	LC	0
80	mewa czarnogłowa *Ichthyaetus melanocephalus*	**EN**			+				LC	LC	LC	0
81	mewa siwa *Larus canus*	**VU**	+		+				LC	LC	LC	0
82	mewa żółtonoga *Larus fuscus*	**NA**							LC	LC	LC	0
83	mewa srebrzysta *Larus argentatus*	**LC**							LC	NT	VU	0,2
84	mewa romańska *Larus michahellis*	**NA**							LC	LC	LC	0
85	mewa białogłowa *Larus cachinnans*	**LC**							LC	LC	LC	1,8
86	rybitwa czubata *Thalasseus sandvicensis*	**CR**		+			CR		LC	LC	LC	0,1
87	rybitwa rzeczna *Sterna hirundo*	**LC**							LC	LC	LC	0,8
88	rybitwa popielata *Sterna paradisaea*	**NA**					LC	metoda	LC	LC	LC	0
89	rybitwa białoczelna *Sternula albifrons*	**VU**		+			NT	populacja	LC	LC	LC	1
90	rybitwa białowąsa *Chlidonias hybrida*	**LC**					LC		LC	LC	LC	0,9
91	rybitwa czarna *Chlidonias niger*	**VU**	+		+				LC	LC	LC	1,2
92	rybitwa białoskrzydła *Chlidonias leucopterus*	**VU**		+	+		NT	populacja	LC	LC	LC	0,6
93	nur czarnoszyi *Gavia arctica*	**RE**					EX		LC	LC	LC	0
94	bocian czarny *Ciconia nigra*	**LC**							LC	LC	LC	6,5
95	bocian biały *Ciconia ciconia*	**LC**							LC	LC	LC	10,7
96	bąk *Botaurus stellaris*	**NT**			+		LC	metoda	LC	LC	LC	4
97	bączek *Ixobrychus minutus*	**DD**					VU	metoda	LC	LC	LC	0,8
98	ślepowron *Nycticorax nycticorax*	**LC**					LC		LC	LC	LC	0,9
99	czapla siwa *Ardea cinerea*	**LC**							LC	LC	LC	2
100	czapla purpurowa *Ardea purpurea*	**RE**					LC	metoda	LC	LC	LC	0
101	czapla biała *Ardea alba*	**LC**							LC	LC	LC	1
102	czapla nadobna *Egretta garzetta*	**NA**							LC	LC	LC	0
103	kormoran *Phalacrocorax carbo*	**LC**							LC	LC	LC	3,3
104	rybołów *Pandion haliaetus*	**VU**				+	VU		LC	LC	LC	0,1
105	trzmielojad *Pernis apivorus*	**LC**							LC	LC	LC	1,3
106	gadożer *Circaetus gallicus*	**CR**			+	+	CR		LC	LC	LC	0

Lp.	Nazwa gatunku	KatZagr 2020	Kryt A	Kryt B	Kryt C	Kryt D	KatZagr 2002	Przyczyna zmiany	KatZagr Globalna	KatZagr Europa	KatZagr UE27	% PopEur
107	orlik krzykliwy *Clanga pomarina*	**LC**					LC		LC	LC	LC	6
108	orlik grubodzioby *Clanga clanga*	**CR**			+	+	CR		VU	EN	CR	0,7
109	orzeł przedni *Aquila chrysaetos*	**EN**				+	EN		LC	LC	LC	0,2
110	orzełek *Hieraaetus pennatus*	**RE**					CR	populacja	LC	LC	LC	0
111	błotniak stawowy *Circus aeruginosus*	**LC**							LC	LC	LC	2,7
112	błotniak zbożowy *Circus cyaneus*	**CR**		+		+	VU	populacja	LC	NT	LC	0
113	błotniak łąkowy *Circus pygargus*	**VU**	+						LC	LC	LC	1,8
114	krogulec *Accipiter nisus*	**LC**							LC	LC	LC	3
115	jastrząb *Accipiter gentilis*	**LC**							LC	LC	LC	1,5
116	bielik *Haliaeetus albicilla*	**LC**					LC		LC	LC	LC	7,6
117	kania ruda *Milvus milvus*	**LC**					NT	populacja	LC	NT	NT	3,1
118	kania czarna *Milvus migrans*	**NT**				+	NT		LC	LC	LC	0,4
119	myszołów *Buteo buteo*	**LC**							LC	LC	LC	2,4
120	płomykówka *Tyto alba*	**DD**							LC	LC	LC	0,4
121	sóweczka *Glaucidium passerinum*	**DD**					LC	metoda	LC	LC	LC	0,6
122	pójdźka *Athene noctua*	**DD**							LC	LC	LC	0
123	włochatka *Aegolius funereus*	**NT**				+	LC	metoda	LC	LC	LC	0,5
124	uszatka *Asio otus*	**LC**							LC	LC	LC	1,5
125	uszatka błotna *Asio flammeus*	**EN**				+	VU	populacja	LC	LC	LC	0
126	puszczyk *Strix aluco*	**LC**							LC	LC	LC	5
127	puszczyk uralski *Strix uralensis*	**LC**					LC		LC	LC	LC	0,9
128	puszczyk mszarny *Strix nebulosa*	**EN**				+	LC	metoda	LC	LC	LC	0,1
129	puchacz *Bubo bubo*	**NT**				+	NT		LC	LC	LC	0,7
130	dudek *Upupa epops*	**LC**					DD	dane	LC	LC	LC	1,4
131	krętogłów *Jynx torquilla*	**LC**							LC	LC	LC	3,8
132	dzięcioł zielonosiwy *Picus canus*	**LC**							LC	LC	LC	0,8
133	dzięcioł zielony *Picus viridis*	**LC**							LC	LC	LC	2,2
134	dzięcioł czarny *Dryocopus martius*	**LC**							LC	LC	LC	1,3
135	dzięcioł średni *Dendrocoptes medius*	**LC**							LC	LC	LC	3
136	dzięciołek *Dryobates minor*	**LC**							LC	LC	LC	2,1

Lp.	Nazwa gatunku	KatZagr 2020	Kryt A	Kryt B	Kryt C	Kryt D	KatZagr 2002	Przyczyna zmiany	KatZagr Globalna	KatZagr Europa	KatZagr UE27	% PopEur
137	dzięcioł duży *Dendrocopos major*	**LC**							LC	LC	LC	3
138	dzięcioł białoszyi *Dendrocopos syriacus*	**LC**							LC	LC	LC	0,2
139	dzięcioł białogrzbiety *Dendrocopos leucotos*	**LC**					NT	dane	LC	LC	LC	0,2
140	dzięcioł trójpalczasty *Picoides tridactylus*	**NT**				+	VU	dane	LC	LC	LC	0,1
141	żołna *Merops apiaster*	**LC**					NT	populacja	LC	LC	LC	0
142	kraska *Coracias garrulus*	**CR**			+	+	CR		LC	LC	LC	0
143	zimorodek *Alcedo atthis*	**LC**							LC	VU	VU	1,5
144	pustułeczka *Falco naumanni*	**RE**					EX		LC	LC	LC	0
145	pustułka *Falco tinnunculus*	**LC**							LC	LC	LC	0,5
146	kobczyk *Falco vespertinus*	**RE**					EX		NT	NT	VU	0
147	kobuz *Falco subbuteo*	**LC**							LC	LC	LC	1
148	raróg *Falco cherrug*	**NA**							EN	VU	VU	0
149	sokół wędrowny *Falco peregrinus*	**VU**				+	CR	populacja	LC	LC	LC	0,1
150	aleksandretta obrożna *Psittacula krameri*	**NA**							LC	LC	LC	N/A
151	wilga *Oriolus oriolus*	**LC**							LC	LC	LC	3,7
152	gąsiorek *Lanius collurio*	**LC**							LC	LC	LC	4,7
153	dzierzba czarnoczelna *Lanius minor*	**CR**		+		+	CR		LC	LC	LC	0
154	srokosz *Lanius excubitor*	**LC**							LC	VU	VU	2,7
155	dzierzba rudogłowa *Lanius senator*	**RE**					CR	populacja	LC	LC	LC	0
156	wieszczek *Pyrrhocorax graculus*	**NA**							LC	LC	LC	0
157	sójka *Garrulus glandarius*	**LC**							LC	LC	LC	2,9
158	sroka *Pica pica*	**LC**							LC	LC	LC	1,6
159	orzechówka *Nucifraga caryocatactes*	**LC**							LC	LC	LC	0,3
160	kawka *Corvus monedula*	**LC**							LC	LC	LC	1,1
161	gawron *Corvus frugilegus*	**VU**	+						LC	LC	LC	1
162	kruk *Corvus corax*	**LC**							LC	LC	LC	1,9
163	czarnowron *Corvus corone*	**NA**							LC	LC	LC	0
164	wrona siwa *Corvus cornix*	**LC**							LC	LC	LC	0,3
165	sosnówka *Periparus ater*	**LC**							LC	LC	LC	2
166	czubatka *Lophophanes cristatus*	**LC**							LC	LC	LC	2,9
167	sikora uboga *Poecile palustris*	**LC**							LC	LC	LC	3,1

Lp.	Nazwa gatunku	KatZagr 2020	Kryt A	Kryt B	Kryt C	Kryt D	KatZagr 2002	Przyczyna zmiany	KatZagr Globalna	KatZagr Europa	KatZagr UE27	% PopEur
168	czarnogłówka *Poecile montanus*	**LC**							LC	LC	VU	0,4
169	modraszka *Cyanistes caeruleus*	**LC**							LC	LC	LC	2,3
170	bogatka *Parus major*	**LC**							LC	LC	LC	2,9
171	remiz *Remiz pendulinus*	**LC**							LC	LC	LC	3,6
172	lerka *Lullula arborea*	**LC**							LC	LC	LC	5,1
173	skowronek *Alauda arvensis*	**LC**							LC	LC	LC	9
174	dzierlatka *Galerida cristata*	**LC**					DD	dane	LC	LC	LC	0
175	wąsatka *Panurus biarmicus*	**LC**					LC		LC	LC	LC	0,3
176	brzęczka *Locustella luscinioides*	**LC**							LC	LC	LC	4,4
177	strumieniówka *Locustella fluviatilis*	**LC**							LC	LC	VU	0,6
178	świerszczak *Locustella naevia*	**LC**							LC	LC	LC	4,4
179	zaganiacz *Hippolais icterina*	**LC**							LC	LC	LC	4,8
180	wodniczka *Acrocephalus paludicola*	**VU**		+	+		VU		VU	VU	VU	17,3
181	rokitniczka *Acrocephalus schoenobaenus*	**LC**							LC	LC	LC	3,5
182	zaroślówka *Acrocephalus dumetorum*	**NA**							LC	LC	LC	0
183	łozówka *Acrocephalus palustris*	**LC**							LC	LC	LC	8,4
184	trzcinniczek *Acrocephalus scirpaceus*	**LC**							LC	LC	LC	2,3
185	trzciniak *Acrocephalus arundinaceus*	**LC**							LC	LC	LC	2,7
186	oknówka *Delichon urbicum*	**LC**							LC	LC	LC	1,5
187	dymówka *Hirundo rustica*	**LC**							LC	LC	LC	2,8
188	brzegówka *Riparia riparia*	**LC**							LC	LC	LC	2
189	świstunka górska *Phylloscopus bonelli*	**NA**							LC	LC	LC	0
190	świstunka leśna *Phylloscopus sibilatrix*	**LC**							LC	LC	LC	7,7
191	piecuszek *Phylloscopus trochilus*	**LC**							LC	LC	LC	2
192	świstunka iberyjska *Phylloscopus ibericus*	**NA**							LC	LC	LC	0
193	pierwiosnek *Phylloscopus collybita*	**LC**							LC	LC	LC	2,8
194	wójcik *Phylloscopus trochiloides*	**DD**							LC	LC	LC	0
195	raniuszek *Aegithalos caudatus*	**LC**							LC	LC	LC	0,6
196	kapturka *Sylvia atricapilla*	**LC**							LC	LC	LC	5
197	gajówka *Sylvia borin*	**LC**							LC	LC	LC	1
198	jarzębatka *Sylvia nisoria*	**LC**							LC	LC	LC	8

Lp.	Nazwa gatunku	KatZagr 2020	Kryt A	Kryt B	Kryt C	Kryt D	KatZagr 2002	Przyczyna zmiany	KatZagr Globalna	KatZagr Europa	KatZagr UE27	% PopEur
199	piegża *Sylvia curruca*	**LC**							LC	LC	LC	6,3
200	cierniówka *Sylvia communis*	**LC**							LC	LC	LC	5,7
201	mysikrólik *Regulus regulus*	**LC**							LC	LC	NT	1,2
202	zniczek *Regulus ignicapilla*	**LC**							LC	LC	LC	3,4
203	kowalik *Sitta europaea*	**LC**							LC	LC	LC	1,7
204	pełzacz leśny *Certhia familiaris*	**LC**							LC	LC	LC	1,6
205	pełzacz ogrodowy *Certhia brachydactyla*	**LC**							LC	LC	LC	0,7
206	pomurnik *Tichodroma muraria*	**CR**		+	+	+	CR		LC	LC	LC	0
207	strzyżyk *Troglodytes troglodytes*	**LC**							LC	LC	LC	1,2
208	szpak *Sturnus vulgaris*	**LC**							LC	LC	LC	3,3
209	pluszcz *Cinclus cinclus*	**LC**							LC	LC	LC	0,6
210	muchołówka szara *Muscicapa striata*	**LC**							LC	LC	LC	0,7
211	rudzik *Erithacus rubecula*	**LC**							LC	LC	LC	1,8
212	słowik rdzawy *Luscinia megarhynchos*	**LC**							LC	LC	LC	0,6
213	słowik szary *Luscinia luscinia*	**NT**	+						LC	LC	LC	1,5
214	podróżniczek *Luscinia svecica*	**LC**					NT	dane	LC	LC	LC	0
215	muchołówka mała *Ficedula parva*	**LC**							LC	LC	LC	0,3
216	muchołówka żałobna *Ficedula hypoleuca*	**NT**	+						LC	LC	LC	0,4
217	muchołówka białoszyja *Ficedula albicollis*	**LC**							LC	LC	LC	1,9
218	pleszka *Phoenicurus phoenicurus*	**LC**							LC	LC	LC	2
219	kopciuszek *Phoenicurus ochruros*	**LC**							LC	LC	LC	8,1
220	nagórnik *Monticola saxatilis*	**RE**					CR	populacja	LC	LC	LC	0
221	pokląskwa *Saxicola rubetra*	**NT**	+						LC	LC	LC	6,7
222	kląskawka *Saxicola rubicola*	**LC**							LC	LC	LC	1
223	białorzytka *Oenanthe oenanthe*	**LC**							LC	LC	LC	0,3
224	paszkot *Turdus viscivorus*	**LC**							LC	LC	LC	1,1
225	śpiewak *Turdus philomelos*	**LC**							LC	LC	LC	2,4
226	drozdzik *Turdus iliacus*	**EN**	+	+					NT	NT	VU	0
227	kos *Turdus merula*	**LC**							LC	LC	LC	2,4
228	kwiczoł *Turdus pilaris*	**LC**							LC	LC	VU	2,8
229	drozd obrożny *Turdus torquatus*	**LC**							LC	LC	LC	0,3

Lp.	Nazwa gatunku	KatZagr 2020	Kryt A	Kryt B	Kryt C	Kryt D	KatZagr 2002	Przyczyna zmiany	KatZagr Globalna	KatZagr Europa	KatZagr UE27	% PopEur
230	płochacz halny *Prunella collaris*	**NT**				+	NT		LC	LC	LC	0,2
231	pokrzywnica *Prunella modularis*	**LC**							LC	LC	LC	0,5
232	wróbel *Passer domesticus*	**LC**							LC	LC	LC	2
233	mazurek *Passer montanus*	**LC**							LC	LC	LC	4,3
234	wróbel skalny *Petronia petronia*	**NA**							LC	LC	LC	0
235	świergotek drzewny *Anthus trivialis*	**LC**							LC	LC	LC	1,5
236	świergotek łąkowy *Anthus pratensis*	**LC**							NT	NT	VU	1,5
237	siwerniak *Anthus spinoletta*	**NT**			+				LC	LC	LC	0
238	świergotek polny *Anthus campestris*	**VU**	+						LC	LC	LC	0,7
239	pliszka żółta *Motacilla flava*	**LC**							LC	LC	LC	6,4
240	pliszka górska *Motacilla cinerea*	**LC**							LC	LC	LC	0,4
241	pliszka cytrynowa *Motacilla citreola*	**NT**				+			LC	LC	LC	0
242	pliszka siwa *Motacilla alba*	**LC**							LC	LC	LC	1,7
243	zięba *Fringilla coelebs*	**LC**							LC	LC	LC	2
244	grubodziób *Coccothraustes coccothraustes*	**LC**							LC	LC	LC	5,8
245	dziwonia *Erythrina erythrina*	**LC**							LC	LC	VU	0,2
246	gil *Pyrrhula pyrrhula*	**LC**							LC	LC	LC	0,4
247	dzwoniec *Chloris chloris*	**LC**							LC	LC	LC	2,2
248	makolągwa *Linaria cannabina*	**LC**							LC	LC	LC	2,6
249	czeczotka brązowa *Acanthis cabaret*	**LC**					LC		LC	LC	LC	0
250	krzyżodziób sosnowy *Loxia pytyopsittacus*	**RE**					EX		LC	LC	LC	0
251	krzyżodziób świerkowy *Loxia curvirostra*	**LC**							LC	LC	LC	0
252	szczygieł *Carduelis carduelis*	**LC**							LC	LC	LC	1,1
253	kulczyk *Serinus serinus*	**LC**							LC	LC	LC	1,3
254	czyż *Spinus spinus*	**LC**							LC	LC	LC	0,1
255	potrzeszcz *Emberiza calandra*	**LC**							LC	LC	LC	4,1
256	ortolan *Emberiza hortulana*	**VU**	+						LC	LC	LC	2,1
257	trznadel *Emberiza citrinella*	**LC**							LC	LC	LC	10
258	trznadel białogłowy *Emberiza leucocephalus*	**NA**							LC	LC	LC	0
259	potrzos *Emberiza schoeniclus*	**LC**							LC	LC	LC	4,5

Literatura

Akimova I.A. (red.) 2009. Czerwona Księga Ukrainy. Fauna. Globalconsulting, Kijów.

Alves J.A., Gunnarsson T.G., Sutherland W.J., Potts P.M., Gill J.A. 2019. Linking warming effects on phenology, demography, and range expansion in a migratory bird population. Ecology and Evolution 9: 2365–2375.

Amar A., Picozzi N., Meek E.R., Redpath S.M., Lambin X. 2005. Decline of the Orkney Hen Harrier *Circus cyaneus*: do changes to demographic parameters and mating system fit a declining food hypothesis? Bird Study 52: 18–24.

Anderwald D. 2017. Rybołów *Pandion haliaetus* w Polsce – sytuacja gatunku. Studia i Materiały CEPL w Rogowie 53: 8–30.

Antczak J. 2007. Rybitwa białoczelna *Sternula albifrons*. W: Sikora A., Rohde Z., Gromadzki M., Neubauer G., Chylarecki P. (red.) Atlas rozmieszczenia ptaków lęgowych Polski 1985–2004, ss. 244–245. Bogucki Wydawnictwo Naukowe, Poznań.

Antczak J., Mohr A. (red.) 2006. Ptaki lęgowe terenów chronionych i wartych ochrony w środkowej części Pomorza. Pomorska Akademia Pedagogiczna, Słupsk.

Antczak J., Sikora A., Kajzer Z., Zieliński P. 2015. Rozmieszczenie i liczebność lęgowych mew i rybitw *Laridae* na Pomorzu. Ptaki Pomorza 5: 5–31.

Armatys P., Żurek Z. 2016. Głuszec *Tetrao urogallus*. W: Wilk T., Bobrek R., Pępkowska-Król A., Neubauer G., Kosicki J.Z. (red.) Ptaki polskich Karpat – stan, zagrożenia, ochrona. OTOP, Marki.

Arroyo B., García J.T., Bretagnolle V. 2004. *Circus pygargus* Montagu's harrier. BWP Update 6: 1–55.

Ashbrook K., Taylor A., Jane L., Carter I., Szekely T. 2016. Impacts of survival and reproductive success on the long-term population viability of reintroduced great bustards *Otis tarda* in the UK. Oryx 50: 583–592.

Azaele S., Cornell S.J., Kunin W.E. 2012. Downscaling species occupancy from coarse spatial scales. Ecological Applications 22: 1004–1014.

Babiński Z. 1992. Hydromorphological consequences of regulating the lower Vistula, Poland. Regulated Rivers: Research & Management 7: 337–348.

Baker D. J., Garnett S. T., O'Connor J., Ehmke G., Clarke R. H., Woinarski J. C. Z., McGeoch M. A. 2019. Conserving the abundance of nonthreatened species. Conservation Biology 33: 319–328.

Balmori A. 2019. Endangered bird mortality by gunshots: still a current problem. Biodiversity and Conservation 28: 2555–2564.

Baltic LINes 2016. Shipping in the Baltic Sea – Past, present and future developments relevant for Maritime Spatial Planning, Project Report I.

Barber C., Nowak A., Tulk K., Thomas L. 2010. Predator exclosures enhance reproductive success but increase adult mortality of piping plovers (*Charadrius melodus*). Avian Conservation and Ecology 5:6.

Baumanis J., Jackson P., Serebryakov V.V. 1997. *Motacilla citreola* Citrine Wagtail. W: Hagemeijer W.J.M., Blair M.J. (red.) The EBCC Atlas of European Breeding Birds: Their Distribution and Abundance, s. 500. T&AD Poyser, London.

Bealey C.E., Green RE., Robson R., Taylor C.R., Winspear R. 1999. Factors affecting the numbers and breeding success of stone curlews *Burhinus oedicnemus* at Porton Down, Wiltshire. Bird Study 46: 145–156.

Bellebaum J., Bock C. 2009. Influence of ground predators and water levels on Lapwing *Vanellus vanellus* breeding success in two continental wetlands. Journal of Ornithology 150: 221–230.

Bellebaum J., Szostek K.L., Kloskowski J. 2018. Population dynamics and survival of the Red-necked Grebe *Podiceps grisegena*: results from a long-term study in eastern Poland. Journal of Ornithology 159: 631–641.

Bellebaum J., Koffijberg K. 2018. Present agri-environment measures in Europe are not sufficient for the conservation of a highly sensitive bird species, the Corncrake *Crex crex*. Agriculture, Ecosystems & Environment 257: 30–37.

Belletti B., Garcia de Leaniz C., Jones J., Bizzi S., Börger L., Segura G., Castelletti A., van de Bund W., Aarestrup K., Barry J., Belka K., Berkhuysen A., Birnie-Gauvin K., Bussettini M., Carolli M., Consuegra S., Dopico E., Feierfeil T., Fernández S., Fernandez Garrido P., Garcia-Vazquez E., Garrido S., Giannico G., Gough P., Jepsen N., Jones P. E., Kemp P., Kerr J., King J., Łapińska M., Lázaro G., Lucas M.C., Marcello L., Martin P., McGinnity P., O'Hanley J., Olivo del Amo R., Parasiewicz P., Pusch M., Rincon G., Rodriguez C., Royte J., Schneider C. T., Tummers J. S., Vallesi S., Vowles A., Verspoor E., Wanningen H., Wantzen K. M., Wildman L., Zalewski M. 2020. More than one million barriers fragment Europe's rivers. Nature 588: 436–441.

Bennett P.M., Owens I.P. 1997. Variation in extinction risk among birds: chance or evolutionary predisposition? Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences 264: 401–408.

Berg Å., Gustafson T. 2007. Meadow management and occurrence of corncrake *Crex crex*. Agriculture, Ecosystems & Environment 120: 139–144.

Berndt R.K. 1997. *Netta rufina* Red-crested Pochard. W: Hagemeijer W.J.M. & Blair M.J. (red.). The EBCC Atlas of European Breeding Birds: Their Distribution and Abundance, ss. 100–101. T&AD Poyser, London.

Betleja J., Szymkiewicz M. 2007. Zausznik *Podiceps nigricollis*. W: Sikora A., Rohde Z., Gromadzki M., Neubauer G., Chylarecki P. (red.) Atlas rozmieszczenia ptaków lęgowych Polski 1985–2004, ss. 108–109. Bogucki Wydawnictwo Naukowe, Poznań.

Beuch S., Sikora A., Ławicki Ł., Rowiński P. 2020. Monitoring Ptaków Wybrzeża i Rzek. W: Beuch S., Chodkiewicz T. 2020. Nowe programy monitoringu ptaków z uwzględnieniem obszarów specjalnej ochrony ptaków Natura 2000. GIOŚ, Warszawa.

Biasutti M. 2019. Rainfall trends in the African Sahel: Characteristics, processes, and causes. Wiley Interdisciplinary Reviews Climate Change 10: 1–22.

Bierregaard R.O., Poole A.F., Martell M.S., Pyle P., Patten M.A. 2020. Osprey *Pandion haliaetus*, version 1.0. W: del Hoyo J., Elliott A., Sargatal J., Christie D.A., de Juana E. (red.) Birds of the World. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. doi.org/10.2173/bow.osprey.01

Bionda R., Brambilla M. 2012. Rainfall and landscape features affect productivity in an alpine population of Eagle Owl *Bubo bubo*. Journal of Ornithology 153: 167–171.

Bird J.P., Martin R., Akçakaya H.R., Gilroy J., Burfield I.J., Garnett S. ., Symes A., Taylor J., Sekercioglu C.H., Butchart S.H.M. 2020. Generation lengths of the world's birds and their implications for extinction risk. Conservation Biology 34: 1252–1261.

BirdLife International 2004. Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status. Cambridge, UK: BirdLife International. BirdLife Conservation Series No. 12.

BirdLife 2015. European Red List of Birds. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities. BirdLife International, Cambridge, UK. Materiały dodatkowe. Dostęp z: http://datazone.birdlife.org/info/euroredlist, dnia 13.11.2020.

BirdLife International 2020. BirdLife International. IUCN Red List for birds. Dostęp z: http://www.birdlife.org, dnia 13.11.2020.

Blackburn E., Cresswell W. 2015. Fine-scale habitat use during the non-breeding season suggests that winter habitat does not limit breeding populations of a declining long-distance Palearctic migrant. Journal of Avian Biology 46: 622–633.

Blöschl G., Hall J., Parajka J., Perdigão R. A. P., Merz B., Arheimer B., Aronica G. T., Bilibashi A., Bonacci O., Borga M., Ivan Č., Castellarin A., Chirico G. B., Claps P., Fiala K., Frolova N., Gorbachova L., Gul A., Hannaford J., Harrigan S., Kireeva M., Kiss A., Kjeldsen T., Kohnova S., Koskela J., Ledvinka O., Macdonald N., Mavarova-Guirguinova M., Mediero L., Merz R., Molnar P., Montanari A., Murphy C., Osuch M., Ovcharuk V., Radevski I., Rogger M., Salinas J., Saquet E., Sraj M., Szolagy J., Viglione A., Volpi E., Wilson D., Zaimi K., Zivkowic N. 2017. Changing climate shifts timing of European floods. Science 357: 588–590.

Blöschl G., Kiss A., Viglione A., Barriendos M., Böhm O., Brázdil R., Coeur D., Demarée G., Llasat M. C., Macdonald N., Retsö D., Roald L., Schmocker-Fackel P., Amorim I., Bělínová M., Benito G., Bertolin C., Camuffo D., Cornel D., Doktor R., Elleder L., Enzi S., Garcia J. C., Glaser R., Hall J., Haslinger K., Hofstätter M., Komma J., Limanówka D., Lun D., Panin A., Parajka J., Petrić H., Rodrigo F. S., Rohr C., Schönbein J., Schulte L., Silva L. P., Toonen W. H. J., Valent P., Waser J., Wetter O. 2020. Current European flood-rich period exceptional compared with past 500 years. Nature 583: 560–566.

Bodey T. W., Mcdonald R. A., Sheldon R. D., Bearhop S. 2011. Absence of effects of predator control on nesting success of Northern Lapwings *Vanellus vanellus*: Implications for conservation. Ibis 153: 543–555.

Bobbink R., Hicks K., Galloway J., Spranger T., Alkemade R., Ashmore M., Bustamante M., Cinderby S., Davidson E., Dentener F., Emmett B., Erisman J.W., Fenn M., Gilliam F., Nordin A., Pardo L., De Vries W. 2010. Global assessment of nitrogen deposition effects on terrestrial plant diversity: a synthesis. Ecological Applications 20: 30–59.

Bobrek R. 2016a. Nagórnik *Monticola saxatilis*. W: Wilk T., Bobrek R., Pępkowska-Król A., Neubauer G., Kosicki J.Z. (red.) Ptaki polskich Karpat – stan, zagrożenia, ochrona. OTOP, Marki.

Bobrek R. 2016b. Płochacz halny *Prunella collaris*. W: Wilk T., Bobrek R., Pępkowska-Król A., Neubauer G., Kosicki J.Z. (red.) Ptaki polskich Karpat – stan, zagrożenia, ochrona. OTOP, Marki.

Bobrek R. 2016c. Siwerniak *Anthus spinoletta*. W: Wilk T., Bobrek R., Pępkowska-Król A., Neubauer G., Kosicki J.Z. (red.) Ptaki polskich Karpat – stan, zagrożenia, ochrona. OTOP, Marki.

Both C., Bouwhuis S., Lessells C.M., Visser M.E. 2006. Climate change and population declines in a long-distance migratory bird. Nature 441(7089): 81–83.

Both C.G. Bijlsma R.E., Visser M. 2005. Climatic effects on timing of spring migration and breeding in a long-distance migrant, the pied flycatcher *Ficedula hypoleuca*. Journal of Avian Biology 36: 368–373.

Bradshaw R.H., Holmqvist B.H., Cowling S.A., Sykes M.T. 2000. The effects of climate change on the distribution and management of Picea abies in southern Scandinavia. Canadian Journal of Forest Research 30: 1992–1998.

Bragg O., Lindsay R. (red.) 2003. Strategy and Action Plan for Mire and Peatland Conservation in Central Europe. Wetlands International, Wageningen, The Netherlands.

Brazil M. 2003. The Whooper Swan. T.& A.D. Poyser, Oxford.

Breeuwer A., Berendse F., Willems F., Foppen R., Teunissen W., Schekkerman H., Goedhart P. 2009. Do meadow birds profit from agri-environment schemes in Dutch agricultural landscapes? Biological Conservation 142: 2949–2953.

Britschgi A., Spaar R., Arlettaz R., 2006. Impact of grassland farming intensification on the breeding ecology of an indicator insectivorous passerine, the Whinchat *Saxicola rubetra*: Lessons for overall Alpine meadowland management. Biological Conservation 130: 193–205.

Browne S.J., Aebischer N.J. 2003. Habitat use, foraging ecology and diet of Turtle Doves *Streptopelia turtur* in Britain. Ibis 145: 572–582.

Browne S.J., Aebischer N.J. 2004. Temporal changes in the breeding ecology of European Turtle Doves *Streptopelia turtur* in Britain, and implications for conservation. Ibis 146: 125–137.

Broyer J.,2009. Whinchat *Saxicola rubetra* reproductive success according to hay cutting schedule and meadow passerine density in alluvial and upland meadows in France. Journal for Nature Conservation: 17: 160–167.

Brzeziński M., Żmihorski M., Nieoczym M., Wilniewczyc P., Zalewski A. 2020. The expansion wave of an invasive predator leaves declining waterbird populations behind. Diversity and Distributions 26: 138–150.

Brzeziński M., Żmihorski M., Zarzycka A., Zalewski A. 2019. Expansion and population dynamics of a non-native invasive species: the 40-year history of American mink colonisation of Poland. Biological Invasions 21: 531–545.

Budka M., Jobda M., Szałański P., Piórkowski H. 2019. Effect of agri-environment measure for the aquatic warbler on bird biodiversity in the extensively managed landscape of Biebrza Marshes (Poland). Biological Conservation 239: 108279.

Budka M., Osiejuk T.S., 2013. Habitat preferences of Corncrake *Crex crex* males in agricultural meadows. Agriculture, Ecosystems & Environment 171: 33–38.

Budka M., Kokociński P., Bogawski P., Nowak M., Białas J.T., Machura M. 2020. Seasonal changes in distribution and abundance of a local Corncrake population. Journal of Ornithology.

Bukaciński D., Bukacińska M. 2007. Mewa pospolita *Larus canus*. W: Sikora A., Rohde Z., Gromadzki M., Neubauer G., Chylarecki P. (red.) Atlas rozmieszczenia ptaków lęgowych Polski 1985–2004, 230–231. Bogucki Wydawnictwo Naukowe, Poznań.

Bukaciński D., Bukacińska M. 2015a. Kluczowe gatunki ptaków siewkowych na środkowej Wiśle: biologia, ekologia, ochrona i występowanie. T. 1. Mewa siwa, *Larus canus*. Monografia. STOP, Warszawa.

Bukaciński D., Bukacińska M. 2015b. Kluczowe gatunki ptaków siewkowych na środkowej Wiśle: biologia, ekologia, ochrona i występowanie. T. 2. Śmieszka, *Chroicocephalus ridibundus*. Monografia. STOP, Warszawa.

Bukaciński D., Bukacińska M., Zielińska M. 2007. Mewa czarnogłowa *Larus melanocephalus*. W: Sikora A., Rohde Z., Gromadzki M., Neubauer G., Chylarecki P. (red.) Atlas rozmieszczenia ptaków lęgowych Polski 1985–2004. Bogucki Wydawnictwo Naukowe, Poznań.

Bull E.L., Duncan J.R. 2020. Great Gray Owl (*Strix nebulosa*), version 1.0. W: Billerman S.M. (red.) Birds of the World. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. doi.org/10.2173/bow.grgowl.01

Burger J., Gochfeld M., Garcia E.F.J. 2020. Mediterranean Gull (*Ichthyaetus melanocephalus*), version 1.0. W: del Hoyo J., Elliott A., Sargatal J., Christie D.A., de Juana E. (red.) Birds of the World. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. doi.org/10.2173/bow.medgul1.01

Burgess M.D., Finch T., Border J.A., Castello J., Conway G., Ketcher M., Lawrence M., Orsman C.J., Mateos J., Proud A., Westerberg S., Wiffen T., Henderson I.G. 2020. Weak migratory connectivity, loop migration and multiple non-breeding site use in British breeding Whinchats *Saxicola rubetra*. Ibis 162: 1292–1302.

Burgman M.A., Ferson S., Akçakaya H.R. 1993. Risk Assessment in Conservation Biology. Chapman and Hall, London.

Burgman M.A., Fox J.C. 2003. Bias in species range estimates from minimum convex polygons: implications for conservation and options for improved planning. Animal Conservation 6: 19–28.

Bütler R., Angelstam P., Schlaepfer R. 2004. Quantitative snag targets for the three-toed woodpecker *Picoides tridactylus*. Ecological Bulletins 5: 219–232.

Caruana-Galizia P., Fenech B. 2016. The importance of spring hunting in Malta on European Turtle-Dove *Streptopelia turtur* and Common Quail *Coturnix coturnix* populations. Bird Conservation International 26: 29–39.

Ceballos G., Ehrlich P. R., Dirzo R. 2017. Biological annihilation via the ongoing sixth mass extinction signaled by vertebrate population losses and declines. Proceedings National Academy of Sciences USA 114: E6089–E6096.

Ceccherini G., Duveiller G., Grassi G., Lemoine G., Avitabile V., Pilli R. Cescatti A. 2020. Abrupt increase in harvested forest area over Europe after 2015. Nature 583: 72–77.

Cempulik P., Betleja J. 2007. Derkacz *Crex crex*. W: Sikora A., Rohde Z., Gromadzki M., Neubauer G., Chylarecki P. Atlas Rozmieszczenia Ptaków Lęgowych Polski 1985–2004. Bogucki Wydawnictwo Naukowe, Poznań.

Cenian Z., Chodkiewicz T. 2020. Monitoring Ptaków Drapieżnych. W: Chodkiewicz T., Wardecki Ł. Monitoring ptaków drapieżnych i sów z uwzględnieniem obszarów specjalnej ochrony ptaków Natura 2000. Sprawozdanie z prac terenowych i opracowanie wyników. GIOŚ, Warszawa.

Cenian Z., Zygmunt M. 2019a. Monitoring Orlika Grubodziobego. W: Chodkiewicz T., Wardecki Ł. Monitoring ptaków drapieżnych i sów z uwzględnieniem obszarów specjalnej ochrony ptaków Natura 2000. Sprawozdanie z prac terenowych i opracowanie wyników. GIOŚ, Warszawa.

Cenian Z., Zygmunt M. 2019b. Monitoring Rybołowa. W: Chodkiewicz T., Wardecki Ł. Monitoring ptaków drapieżnych i sów z uwzględnieniem obszarów specjalnej ochrony ptaków Natura 2000. Sprawozdanie z prac terenowych i opracowanie wyników. GIOŚ, Warszawa.

Charra M., Sarasa M. 2018. Applying IUCN Red List criteria to birds at different geographical scales: similarities and differences. Animal Biodiversity and Conservation 41.1: 75–95.

Chazara O., Minvielle F., Roux D., Bed'hom B., Feve K., Coville J.L., Kayang B.B., Lumineau S., Vignal A., Boutin J.-M., Rognon X. 2010. Evidence for introgressive hybridization of wild common quail (*Coturnix coturnix*) by domesticated Japanese quail (*Coturnix japonica*) in France. Conservation Genetics 11: 1051–1062.

Chen I.C., Hill J.K., Ohlemüller R., Roy D.B., Thomas C.D. 2011. Rapid range shifts of species associated with high levels of climate warming. Science 333: 1024–1026.

Chmielewski S., Betleja J., Nawrocki P. 2007. Rybitwa czarna *Chlidonias niger*. W: Sikora A., Rohde Z., Gromadzki M., Neubauer G., Chylarecki, P. (red.) Atlas rozmieszczenia ptaków lęgowych Polski 1985–2004, 248–249. Bogucki Wydawnictwo Naukowe, Poznań.

Chmielewski S., Dombrowski A., Jabłoński P., Łukaszewicz M., Nicewicz L., Trębicki L., Pagórski P., Tabor J. 2017. Breeding population of the Rook *Corvus frugilegus* in the Mazovian lowland: current status and changes. International Studies on Sparrows 41: 4–21.

Chmielewski S., Iwańczuk C., Kuropieska R., Łukaszewicz M., Szafrański A., Tabor J., Tęcza R. 2019. Breeding population of the Rook *Corvus frugilegus* in the Świętokrzyskie Mountains: current state and trends. International Studies on Sparrows 43: 4–111.

Chodkiewicz T., Beuch S. 2020. Rozszerzenie monitoringu ptaków z uwzględnieniem obszarów specjalnej ochrony ptaków Natura 2000. Etap 2. Zadanie 2. Monitoring ptaków – prace terenowe, Zadanie 3. Analiza danych i opracowanie wyników wraz z raportem. Nowe programy monitoringu ptaków z uwzględnieniem obszarów specjalnej ochrony ptaków Natura 2000. Niepublikowany raport, GIOŚ, Warszawa.

Chodkiewicz T., Chylarecki P., Sikora A., Wardecki Ł., Bobrek R., Neubauer G., Marchowski D., Dmoch A., Kuczyński L. 2019. Raport z wdrażania art. 12 Dyrektywy Ptasiej w Polsce w latach 2013–2018: stan, zmiany, zagrożenia. Biuletyn Monitoringu Przyrody 20: 1–80.

Chodkiewicz T., Kuczyński L., Sikora A., Chylarecki P., Neubauer G., Ławicki Ł., Stawarczyk T. 2015. Oceny liczebności ptaków lęgowych w Polsce w latach 2008–2012. Ornis Polonica 56: 149–189.

Chodkiewicz T., Ławicki Ł., Wylegała P., Beuch Sz., Aftyka S., Czechowski P., Czyż S., Dębowski P., Dylik A., Grygoruk G., Jankowski K., Kajzer Z., Matyjasiak Ł., Smyk B., Wężyk M., Sikora A. 2020. Kartoteka Rzadkich Ptaków w Polsce w roku 2018 – gatunki nielęgowe. Ornis Polonica 61: 153–193.

Christie, AP, Amano, T, Martin, PA, Shackelford, GE, Simmons, BI, Sutherland, WJ. Simple study designs in ecology produce inaccurate estimates of biodiversity responses. J Appl Ecol. 2019; 56: 2742– 2754. https://doi.org/10.1111/1365-2664.13499

Chylarecki P. 2004. *Vanellus vanellus* Czajka. W: Gromadzki M. (red.) Ptaki (część II). Poradniki ochrony siedlisk i gatunków Natura 2000 – podręcznik metodyczny, ss. 47–52. Ministerstwo Środowiska, Warszawa.

Chylarecki P. 2013. Czynniki kształtujące zmiany liczebności pospolitych ptaków Polski w latach 2000–2012. Bogucki Wydawnictwo Naukowe, Poznań.

Chylarecki P., Chodkiewicz T., Neubauer G., Sikora A., Meissner W., Woźniak B., Wylegała P., Ławicki Ł., Marchowski D., Betleja J., Bzoma S., Cenian Z., Górski A., Korniluk M., Moczarska J., Ochocińska D., Rubacha S., Wieloch M., Zielińska M., Zieliński

P., Kuczyński L. 2018. Trendy liczebności ptaków w Polsce. GIOŚ, Warszawa.

Chylarecki P., Matyjasiak P., Gmitrzuk K., Kominek E., Ogrodowczyk P. 2006. Breeding success of waders in the Bug and Narew valleys, E Poland. Wader Study Group Bulletin 111: 24–25.

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, ss. 35–42. Bogucki Wydawnictwo Naukowe, Poznań.

Chylarecki P., Winiecki A. 2001. *Philomachus pugnax* (Linne 1758) Batalion. W: Głowaciński Z. (red) Polska czerwona księga zwierząt. Kręgowce, ss. 201–205. PWRiL, Warszawa.

Chylarecki P., Winiecki A., Wypychowski K. 1992. Awifauna lęgowa doliny Warty na odcinku Uniejów–Spławie. Prace Zakł. Biol. i Ekol. Ptaków UAM 1: 7–55.

Chylarecki P. 2004. *Tringa totanus* Krwawodziób. W: Gromadzki M. (red.) Ptaki (część II). Poradniki ochrony siedlisk i gatunków Natura 2000 – podręcznik metodyczny, ss. 121–126. Ministerstwo Środowiska, Warszawa.

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

Ciach M., Kajtoch Ł. 2016. Dzięcioł trójpalczasty *Picoides tridactylus*. W: Wilk T., Bobrek R., Pępkowska-Król A., Neubauer G., Kosicki J.Z. (red.) Ptaki polskich Karpat – stan, zagrożenia, ochrona. OTOP, Marki.

Cichocki W., Stępniewski K. 2016. Pomurnik *Tichodroma muraria*. W: Wilk T., Bobrek R., Pępkowska-Król A., Neubauer G., Kosicki J.Z. (red.) Ptaki polskich Karpat – stan, zagrożenia, ochrona. OTOP, Marki.

Ciurzycki W. 2004. Wtórna sukcesja lasu na polanach górskich wyłączonych z gospodarki pasterskiej. Sylwan 11: 59–66.

Cohen J. B., Hecht A., Robinson K. F., Osnas E. E., Tyre A. J., Davis C., Kocek A., Maslo B., Melvin S. M. 2016. To exclose nests or not: Structured decision making for the conservation of a threatened species. Ecosphere 7: e01499.

Collar N., Bonan A. 2020. Rufous-tailed Rock-Thrush (*Monticola saxatilis*), version 1.0. W: del Hoyo J., Elliott A., Sargatal J., Christie D.A., de Juana E. (red.) Birds of the World. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. doi.org/10.2173/bow.rtrthr1.01

Collar N., Garcia E.F.J., de Juana E. 2020. Little Bustard (*Tetrax tetrax*), version 1.0. W: del Hoyo J., Elliott A., Sargatal J., Christie D.A., de Juana E. (red.) Birds of the World. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. doi.org/10.2173/bow.litbus1.01

Collar N., Garcia E., 2020. Whinchat (*Saxicola rubetra*). W: Birds of the World (J. del Hoyo, A. Elliott, J. Sargatal, D. A. Christie, and E. de Juana, Editors). Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. doi.org/10.2173/bow.whinch1.01

Collen B., Dulvy N.K., Gaston K.J., Gärdenfors U., Keith D.A., Punt A.E., Butchart S.H. 2016. Clarifying misconceptions of extinction risk assessment with the IUCN Red List. Biology Letters 12: 20150843.

Conway G.J., Austin G.E., Handschuh M., Drewitt A.L., Burton N.H.K. 2019. Breeding populations of Little Ringed Plover *Charadrius dubius* and Ringed Plover *Charadrius hiaticula* in the United Kingdom in 2007. Bird Study 66: 22–31.

Cornulier T., Yoccoz N.G., Bretagnolle V., Brommer J.E., Butet A., Ecke F., Elston D.A., Framstad E., Henttonen H., Hörnfeldt B., Huitu O., Imholt C., Ims R.A., Jacob J., Jędrzejewska B., Millon A., Petty S.J., Pietiäinen H., Tkaadlec E., Zub K., Lambin X. 2013. Europe-wide dampening of population cycles in keystone herbivores. Science 340: 63–66.

Cramp S., Simmons K.E.L. (red.) 1983. The Birds of the Western Palearctic. 3. Oxford University Press, Oxford.

Cullen S.A., Jehl Jr. J.R., Nuechterlein G.L. 2020. Eared Grebe (*Podiceps nigricollis*), version 1.0. W: del Hoyo J., Elliott A., Sargatal J., Christie D.A., de Juana E. (red.) Birds of the World. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. doi.org/10.2173/bow.eargre.01

Darrah A. J., Cohen J. B., Castelli P. M. 2020. A Decision Support Tool to Guide the Use of Nest Exclosures for Piping Plover Conservation. Wildlife Society Bulletin 44(3): 480-492

de Juana E. Kirwan G.M. 2020. Western Capercaillie (*Tetrao urogallus*), version 1.0. W: del Hoyo J., Elliott A., Sargatal J., Christie D.A., de Juana E. (red.) Birds of the World. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. doi.org/10.2173/bow.wescap1.01

Defaus du Rau P., Barbraud C., Mondain-Monval J.-Y. 2005. Incorporating uncertainty into analyses of red-crested pochard habitat selection. Biological Conservation 125: 355–367.

del Hoyo J., Collar N.J.; Christie D.A., Elliott A., Fishpool L.D.C. 2014. HBW and BirdLife International Illustrated Checklist of the Birds of the World. Barcelona, Spain and Cambridge UK: Lynx Edicions.

del Hoyo J.D., Elliott A., Sargatal J. (red.) 1992. Handbook of the Birds of the World. Vol. 1: Ostrich to Ducks. Lynx Edicions, Barcelona.

del Hoyo J.D., Elliott A., Sargatal J. (red.) 1996. Handbook of the Birds of the World. Vol. 3: Hoatzin to Auks. Lynx Edicions, Barcelona.

Delany S., Scott D., Dodman T., Stroud D. (red.) 2009. An Atlas of Wader Populations in Africa and Western Eurasia. Wetlands International, Wageningen, The Netherlands.

Delgado M.P., Morales M.B., Traba J., Garcia De la Morena E.L. 2009. Determining the effects of habitat management and climate on the population trends of a declining steppe bird. Ibis 151: 440–451.

Derégnaucourt S., Guyomarc'h J.C., Spanò S. 2005. Behavioural evidence of hybridization (Japanese×European) in domestic quail released as game birds. Applied Animal Behaviour Science 94: 303–318.

Dinsmore S. J., Lauten D. J., Castelein K. A., Gaines E. P., Stern M. A. 2014. Predator exclosures, predator removal, and habitat improvement increase nest success of Snowy Plovers in Oregon, USA. Condor 116: 619–628.

Dirzo R., Young H. S., Galetti M., Ceballos G., Isaac N. J. B., Collen B. 2014. Defaunation in the Anthropocene. Science 345: 401–406.

Dmoch A., Chodkiewicz T., Wardecki Ł. 2019. Monitoring Kraski. W: Chodkiewicz T., Wardecki Ł. Monitoring ptaków pospolitych, terenów podmokłych i leśnych z uwzględnieniem obszarów specjalnej ochrony ptaków Natura 2000, lata 2018–2021. Sprawozdanie z prac terenowych i opracowanie wyników uzyskanych w sezonie lęgowym w 2019 roku. GIOŚ, Warszawa.

Dmoch A., Mikusek R., Dyrcz A. 2012. Awifauna lęgowa Czerwonego Bagna w Kotlinie Biebrzańskiej. Ornis Polonica 53: 86–104.

Dobbrick L. 1912. Ornis der Tucheler Heide. Westpreußischer Botanisch-Zoologischer Verein Danzig 34: 97–173.

Dobbrick L. 1920. *Loxia pytyopsittacus* Borkh., Brutvogel der Tucheler Heide. Ornithologische Monatsberichte 28: 77–79.

Domashevsky S.V., Bumar G.V. 2009. Sova borodata *Strix nebulosa* Forster, 1772. W: Akimova I.A. (red.) Chervona knyha Ukrayiny. Tvarynnyy svit. Vydavnytstvo Hlobalkonsaltynh, Kyyiv.

Domashevsky S.V., Pysmenny K.A. 2009. Zmiyeyid *Circaetus gallicus* (Gmelin, 1788). W: Akimova I.A. (red.) Chervona knyha Ukrayiny. Tvarynnyy svit. Vydavnytstvo Hlobalkonsaltynh, Kyyiv.

Domaszewicz A., Profus P. 2016. Uszatka błotna *Asio flammeus*. W: Sikora A., Rohde Z., Gromadzki M., Neubauer G., Chylarecki P. (red.) Atlas rozmieszczenia ptaków lęgowych Polski 1985–2004, ss. 278–279. Bogucki Wydawnictwo Naukowe, Poznań.

Dombrovski V.C., Ivanovski V.V. 2005. New data on numbers and distribution of birds of prey breeding in Belarus. Acta Zoologica Lituanica 15: 218–227.

Dombrowski A. 2004. *Burhinus oedicnemus* (L., 1758) Kulon. W: Gromadzki M. (red.) Ptaki (część II). Poradniki ochrony siedlisk i gatunków Natura 2000 – podręcznik metodyczny, ss. 22–25. Ministerstwo Środowiska, Warszawa.

Dombrowski A. 2007. Bąk *Botaurus stellaris*. W: Sikora A., Rohde Z., Gromadzki M., Neubauer G., Chylarecki P. (red.) Atlas rozmieszczenia ptaków lęgowych Polski 1985–2004, ss. 112–113. Bogucki Wydawnictwo Naukowe, Poznań.

Dombrowski A., Goławski A., Kasprzykowski Z., Mróz E., Parapura A., Trębicki Ł., Rzępała M., Anielak M., Antczak K., Chmielewski S., Długosiewicz M., Dmoch A., Kielan Sz., Klimczak R., Matyjasiak Ł., Murawski M., Oszkiel S., Olszewski A., Rejmer M., Pagórski P., Sikora M., Stolarz P., Szczypiński P., Szczepankiewicz E., Trzciński K., Twardowski M., Wiewiórko T., Żelichowska H. 2014. Występowanie lęgowych kolonii rybitwy białoskrzydłej *Chlidonias leucopterus*, rybitwy czarnej *Ch. niger* i rybitwy białowąsej *Ch. hybrida* na Nizinie Mazowieckiej w roku 2013. Ornis Polonica 55: 219–224.

Dombrowski A., Stolarz P., Goławski A. 2013. Zmiany liczebności ptaków lęgowych na stawach rybnych środkowej części Niziny Południowopodlaskiej pomiędzy rokiem 1966 a 2013. Kulon 18: 57–69.

Donald P.F., Green R.E., Heath M.F. 2001. Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences 268: 25–29.

Donald P. F., Sanderson F. J., Burfield I. J., Bierman S. M., Gregory R. D., Waliczky Z. 2007. International conservation policy delivers benefits for birds in Europe. Science 317: 810–813.

Donald P.F., Sanderson F.J., Burfield I.J., Van Bommel F.P. 2006. Further evidence of continent-wide impacts of agricultural intensification on European farmland birds, 1990–2000. Agriculture, Ecosystems & Environment 116: 189–196.

Dubiel E., Kozak M. 2004. Wtórna sukcesja roślinności na opuszczonych użytkach rolnych południowej części Wyżyny Krakowsko-Częstochowskiej. W: Partyka J. (red.) Zróżnicowanie i przemiany środowiska przyrodniczo-kulturowego Wyżyny Krakowsko-Częstochowskiej. T. 1: 243–246. Przyroda. Wyd. Ojcowski Park Narodowy, Ojców.

Dunn J.C., Morris A.J. 2012. Which features of UK farmland are important in retaining territories of the rapidly declining Turtle Dove *Streptopelia turtur*? Bird Study 59: 394–402.

Dunn J.C., Morris A.J., Grice P.V. 2017. Post-fledging habitat selection in a rapidly declining farmland bird, the European Turtle Dove *Streptopelia turtur*. Bird Conservation International 27: 45–57.

Durinck J., Skov H., Jensen F.P., Pihl S. 1994. Important marine areas for wintering birds in the Baltic Sea. Ornis Consult Report, Copenhagen.

Dyrcz A. 1966. Rozmieszczenie kolonii gawrona, *Corvus frugilegus* L., w Polsce. Acta Ornithologica 9: 227–240.

Dyrcz A. 2020. Wodniczka. Monografie Przyrodnicze. Wydawnictwo Klubu Przyrodników, Świebodzin.

Dyrcz A., Grabiński W., Stawarczyk T., Witkowski J. 1991. Ptaki Śląska. Monografia faunistyczna. Uniwersytet Wrocławski, Wrocław.

Dyrcz A., Kołodziejczyk P. 1991. Pierwsze stwierdzenie lęgu ohara (Tadorna tadorna) na Śląsku. Ptaki Śląska 8: 132–133.

Dyrcz A., Okulewicz J., Witkowski J., Jesionowski J., Nawrocki P., Winiecki A. 1984. Ptaki torfowisk niskich Kotliny Biebrzańskiej. Opracowanie faunistyczne. Acta Ornithologica 20: 1–108.

Dyrektywa 2009/147/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 30 listopada 2009 r. w sprawie ochrony dzikiego ptactwa.

Dziermańska M., Bzoma S. 2020. Czynna ochrona wybranych gatunków ptaków gniazdujących na Wybrzeżu Bałtyku w latach 2017–2019, ss 64–92. W: Moczarska J. (red.) 2020. Raport z projektu „Ochrona ssaków i ptaków morskich i ich siedlisk" 2016–2020. WWF, Warszawa.

Eaton M.A., Gregory R.D., Noble D.G., Robinson J.A., Hughes J., Procter D., Brown A.F., Gibbons D.W. 2005. Regional IUCN red listing: the process as applied to birds in the United Kingdom. Conservation Biology 19: 1557–1570.

EBBA 2020. Keller V., Herrando S., Voříšek P., Franch M., Kipson M., Milanesi P., Martí D., Anton M., Klvaňová A., Kalyakin M.V., Bauer H.-G., Foppen R.P.B. 2020. European Breeding Bird Atlas 2: Distribution, Abundance and Change. European Bird Census Council & Lynx Edicions, Barcelona.

EC 2020. Unijna strategia na rzecz bioróżnorodności 2030. COM(2020) 380. Dostęp: https://ec.europa.eu/info/strategy/priorities-2019-2024/european-green-deal/actions-being-taken-eu/eu-biodiversity-strategy-2030_pl, dnia 01.12.2020.

Edelsbrunner H., Kirkpatrick D.G., Seidel R. 1983. On the shape of a set of points in the plane. IEEE Transactions on Information Theory 29: 551–559.

EIONET 2020. Results from Art 12 reporting period 2008–2012 [online]. Dostęp z: https://www.eionet.europa.eu/etcs/etc-bd/activities/reporting/article-12/art-12-reporting-2008-2012, dnia 12.11.2020.

Elts J., Tätte K., Marja R. 2015. What are the important landscape components for habitat selection of the ortolan bunting *Emberiza hortulana* in northern limit of range? European Journal of Ecology 1: 13–25.

Eraud C., Boutin J.M., Riviere M., Brun J., Barbraud C., Lormee H. 2009. Survival of Turtle Doves *Streptopelia turtur* in relation to western Africa environmental conditions. Ibis 15: 186–190.

Eriksson M.O.G, Hake M. 2000. Breeding success of the Black-throated Diver *Gavia arctica* in relation to water chemistry, acidification status, mercury content in fish, and surface of lakes in South Sweden. Ornis Svecica 10: 195–205.

Evans K.L. 2004. The potential for interactions between predation and habitat change to cause population declines of farmland birds. Ibis 146: 1–13.

Exo K.M. 2005. The breeding population of the Eurasian Golden Plover *Pluvialis apricaria* in western continental Europe: on the brink of extinction? Vogelwelt 126: 161–172.

Fay R., Schaub M., Banik M.V., Border J.A., Henderson I.G., Fahl G., Feulner J., Horch P., Korner F., Müller M., Michel V., Rebstock H., Shitikov D., Tome D., Vögeli M., Grüebler M.U. 2020. Whinchat survival estimates across Europe: can excessive adult mortality explain population declines? Animal Conservation. doi.org/10.1111/acv.12594.

Flade M., Malashevich U., Krogulec J., Poluda A., Preiksa Z., Vegvari Z., Lachmann L. 2018. World distribution, population and trends. W: Tanneberger F., Kubacka J. (red.) The Aquatic Warbler Conservation Handbook. Brandenburg State Office for Environment (LFU), Potsdam.

Fletcher K., Aebischer N.J., Baines D., Foster R., Hoodless A.N. 2010. Changes in breeding success and abundance of ground-nesting moorland birds in relation to the experimental deployment of legal predator control. Journal of Applied Ecology 47: 263–272.

Flousek J., Gramsz B., Telenský T. 2015. Ptaki Karkonoszy – atlas ptaków lęgowych 2012–2014. Správa KRNAP Vrchlabí, Dyrekcja KPN, Jelenia Góra.

Fourcade Y., Richardson D.S., Keišs O., Budka M., Green R.E., Fokin S., Secondi J. 2016. Corncrake conservation genetics at a European scale: The impact of biogeographical and anthropological processes. Biological Conservation 198: 210–219.

Fox A.D., Caizergues A., Banik M.V., Devos K., Dvorak M., Ellermaa M., Folliot B., Green A.J., Grüneberg C., Guillemain M., Haland A., Hornman M., Keller V., Koshelev A. I., Kostiushyn V. A., Kozulin A., Ławicki Ł., Luingujoe L., Müller C., Musil P., Musilová Z., Nilsson L., Mischenko A., Pöysä H., Ščiban M., Sjeničić J., Stipniece A., Švažas S., Wahl J. 2016. Recent changes in the abundance of Common Pochard *Aythya ferina* breeding in Europe. Wildfowl 66: 22–40.

Fox A.D., Christensen T.K. 2018. Could falling female sex ratios among first-winter northwest European duck populations contribute to skewed adult sex ratios and overall population declines? Ibis 160: 1–7.

Fox A.D. , Petersen I.K. 2019. Offshore wind farms and their effects on birds. Dansk Ornitologisk Forenings Tidsskrift 113: 86–101.

Fraixedas S., Lindén A., Meller K., Lindström Å., Keišs O., Kålås J.A., Lehikoinen A. 2017. Substantial decline of Northern European peatland bird populations: Consequences of drainage. Biological conservation 214: 223–232.

Frankiewicz J., 2008. Breeding biology and ecology of Whinchat *Saxicola rubetra* on abandoned farmland of Opole Province (SW Poland). Acta Zoologica Cracoviensia - Series A: Vertebrata, 51: 35–47.

Franks S. E., Roodbergen M., Teunissen W., Carrington Cotton A., Pearce-Higgins J. W. 2018. Evaluating the effectiveness of conservation measures for European grassland-breeding waders. Ecology and Evolution 8: 10555–10568.

Fry H., Boesman P.F.D, Kirwan G.M., Sharpe C.J. 2020. European Roller (*Coracias garrulus*), version 1.0. W: del Hoyo J., Elliott A., Sargatal J., Christie D.A., de Juana E. (red.) Birds of the World. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. doi.org/10.2173/bow.eurrol1.01

Fuellhaas U., Strobel U., Bergmann H.-H., Düttmann H. 1997. Herring gulls, *Larus argentatus*, preying upon Shelduck *Tadorna tadorna* ducklings on unfavourable habitat. Seevogel 18: 26–28.

Gaget E., Fay R., Augiron S., Villers A., Bretagnolle V. 2018. Long-term decline despite conservation efforts questions Eurasian Stone-curlew population viability in intensive farmlands. Ibis 161: 359–371.

Gaines E. P., Dinsmore S. J., Murphy M. T. 2020. Effects of management for productivity on adult survival of Snowy Plovers. Journal of Field Ornithology 91: 130-141

García J., Suárez-Seoane S., Miguélez D., Osborne P.E., Zumalacárregui C. 2007. Spatial analysis of habitat quality in a fragmented population of Little Bustard (*Tetrax tetrax*): implications for conservation. Biological Conservation 137: 45–56.

Gärdenfors U. (red.) 2010. Rödlistade arter i Sverige 2010 – The 2010 Red List of Swedish Species. ArtDatabanken, SLU, Uppsala.

Gärdenfors U., Hilton-Taylor C., Mace G.M., & Rodríguez J.P. 2001. The application of IUCN Red List criteria at regional levels. Conservation Biology 15: 1206–1212.

Garthe S., Hüppop O. 2004. Scaling possible adverse effects of marine wind farms on seabirds: developing and applying a vulnerability index. Journal of Applied Ecology 41: 724–734.

Gaston K. J., Fuller R. A. 2009. The sizes of species' geographic ranges. Journal of Applied Ecology 46: 1–9.

Gay L., Defos Du Rau P., Mondain-Monval J.Y., Crochet P.A. 2004. Phylogeography of a game species: the red-crested pochard (*Netta rufina*) and consequences for its management. Molecular Ecology 13: 1035–1045.

Gedeon K., Grüneberg C., Mitschke A., Sudfeldt C. 2014. Atlas Deutscher Brutvogelarten. Atlas of German breeding birds. Dachverband Deutscher Avifaunisten, Münster.

Geldmann J., Barnes M., Coad L., Craigie I.D., Hockings M., Burgess N.D. 2013. Effectiveness of terrestrial protected areas in reducing habitat loss and population declines. Biological Conservation 161: 230–238.

Gilbert A.T., Servello F.A., 2005. Water Level Dynamics in Wetlands and Nesting Success of Black Terns in Maine. Waterbirds: 28: 181–187.

Gilbert G., Tyler G., Smith K.W. 2005a. Behaviour, home-range size and habitat use by male Great Bittern *Botaurus stellaris* in Britain. Ibis 147: 533–543.

Gilbert G., Tyler G.A., Dunn C.J., Smith K.W. 2005b. Nesting habitat selection by bitterns *Botaurus stellaris* in Britain and the implications for wetland management. Biological Conservation 124: 547–553.

Giles N. 1994. Tufted Duck (*Aythya fuligula*) habitat use and brood survival increases after fish removal from gravel pit lakes. Hydrobiologia 279: 387–392.

Gill J.A., Langston R.H.W., Alves J.A., Atkinson P. W., Bocher P., Vieira N.C., Crockford N.J., Gélinaud G., Groen N., Gunnarsson T.G., Hayhow B., Hooijmeijer J., Kentie R., Kleijn D., Lourenço P.M., Masero J.A., Meunier F., Potts P., Roodbergen M., Schekkerman H., Schroeder J., Wymenga E., Piersma T. 2007. Contrasting trends in two Black-tailed Godwit populations: a review of causes and recommendations. Wader Study Group Bulletin 114: 43–50.

GIOŚ 2020. Monitoring Ptaków Polski. Podsumowanie sezonów. Dostęp z: www.monitoringptakow.gios.gov.pl, dnia 03.12.2020.

Gliwicz J., Jancewicz E. 2016. Cascade effect of climate warming: Snow duration-vole population dynamics-biodiversity. British Journal of Environment & Climate Change 6: 43–52.

Głowaciński Z. (red.) 1992a. Czerwona lista zwierząt ginących i zagrożonych w Polsce. Zakład Ochrony Przyrody i Zasobów Naturalnych PAN, Kraków.

Głowaciński Z. (red.). 1992b. Polska czerwona księga zwierząt. PWRiL, Warszawa..

Głowaciński Z. (red.). 2001. Polska czerwona księga zwierząt. Kręgowce. PWRiL, Warszawa. Głowaciński Z. (red.). 2002. Czerwona lista zwierząt ginących i zagrożonych w Polsce. Instytut Ochrony Przyrody PAN, Kraków.

Głowaciński Z. (red.). 2002. Czerwona lista zwierząt ginących i zagrożonych w Polsce. Instytut Ochrony Przyrody PAN, Kraków.

Głowaciński Z., Profus P. 1992. Structure and vertical distribution of the breeding bird communities. The Polish Tatra National Park. Ochrona Przyrody 50: 65–94.

Goławski A., Kasprzykowski Z., Mróz E. 2017. Wind differentiates reproduction in the non-expansive Black Tern *Chlidonias niger* and the expansive White-winged Tern *Chlidonias leucopterus*. Aquatic Ecology 51: 235–245.

Goławski A., Mróz E., Kasprzykowski Z., Słupska K., Droś E., Żmińczuk P. 2014. Ekologia rozrodu rybitwy czarnej *Chlidonias niger* w dolinie dolnego Bugu. Ornis Polonica 55: 162–172.

González-Braojos S., Sanz J.J., Moreno J. 2017. Decline of a montane Mediterranean pied flycatcher *Ficedula hypoleuca* population in relation to climate. Journal of Avian Biology 48: 1383–1393.

Gotzman J., Wisiński P. 1965. Gnieżdżenie się krzyżodziobów *Loxia pytyopsittacus* Borkh., i *L. curvirostra* L. na Półwyspie Helskim. Przegląd Zoologiczny 9: 280–283.

Górski A. 2007. Rybitwa białoskrzydła *Chlidonias leucopterus*. W: Sikora A., Rohde Z., Gromadzki M., Neubauer G., Chylarecki P. (red.) Atlas rozmieszczenia ptaków lęgowych Polski 1985–2004, ss. 250–251. Bogucki Wydawnictwo Naukowe, Poznań.

Górski A., Jobda M., Jujka-Radziewicz M., Kata K. 2015. Krajowy Plan Ochrony Kraski (projekt). OTOP, Marki.

Górski A., Nowakowski J.J. 2007. Świstun *Anas penelope*. W: Sikora A., Rohde Z., Gromadzki M., Neubauer G., Chylarecki P. (red.) Atlas rozmieszczenia ptaków lęgowych Polski 1985–2004, ss. 58–59. Bogucki Wydawnictwo Naukowe, Poznań.

Górski W., Antczak J. 2007. Czernica *Aythya fuligula*. W: Sikora A., Rohde Z., Gromadzki M., Neubauer G., Chylarecki P. (red.) Atlas rozmieszczenia ptaków lęgowych Polski 1985–2004, ss. 78–79. Bogucki Wydawnictwo Naukowe, Poznań.

Górski W., Górska E. 1997. Breeding ecology of the Tufted Duck *Aythya fuligula* on the West Pomeranian (NW Poland) lakes in the years 1987–1989. Acta Ornithologica 32: 157–167.

Green R.E., Hirons G. J.M. 1991. The relevance of population studies to the conservation of threatened birds. W: Perrins C.M., Lebreton J.-D., Hirons G.J.M. (red.) Bird Population Studies: Relevance to Conservation and Management, ss. 594–633. Oxford University Press, Oxford.

Green R.E., Hodson D.P., Holness P.R. 1997. Survival and movements of Stone-curlews *Burhinus oedicnemus* ringed in England. Ringing & Migration 18: 102–112.

Green R.E., Tyler G.A., Bowden C.G.R. 2000. Habitat selection, ranging behaviour and diet of the stone curlew (*Burhinus oedicnemus*) in southern England. Journal of Zoology 250: 161–183.

Green R., Rocamora G., Green N. 1997. Populations, ecology and threats to the Corncrake *Crex crex* in Europe. Vogelwelt 118: 117–134.

Green R.E. 1988. Effects of Environmental Factors on the Timing and Success of Breeding of Common Snipe *Gallinago gallinago* (Aves: scolopacidae). Journal of Applied Ecology 25: 79–93.

Green R.E., Hirons G.J.M., Cresswell B.H.1990. Foraging Habitats of Female Common Snipe *Gallinago gallinago* During the Incubation Period. Journal of Applied Ecology 2: 325–335.

Grizzetti B., Pistocchi A., Liquete C., Udias A., Bouraoui F., Van De Bund W. 2017. Human pressures and ecological status of European rivers. Scientific Reports 7: 1–11.

Gromadzka J. 1983. Rozmieszczenie lęgowisk i liczebność biegusa zmiennego (*Calidris alpina schinzii*) na południowym wybrzeżu Bałtyku. Notatki Ornitologiczne 24: 31–36.

Gromadzka J. 2001. Biegus zmienny (*Calidris alpina*). W: Głowaciński Z. (red.) Polska czerwona księga zwierząt. Kręgowce. ss. 198–201. PWRiL, Warszawa.

Gromadzka J. 2007. Biegus zmienny *Calidris alpina*. W: Sikora A., Rohde Z., Gromadzki M., Neubauer G., Chylarecki P. (red.) Atlas rozmieszczenia ptaków lęgowych Polski 1985–2004, ss. 200–201. Bogucki Wydawnictwo Naukowe, Poznań.

Gromadzki M., Dyrcz A., Głowaciński Z., Wieloch M. 1994. Ostoje ptaków w Polsce. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Gdańsk.

Grüebler M.U. Schuler H., Horch P., Spaar R. 2012. The effectiveness of conservation measures to enhance nest survival in a meadow bird suffering from anthropogenic nest loss. Biological Conservation 146: 197–203.

Grüebler M.U. Schuler H., Müller M., Spaar R., Horch P., Naef-Daenzer B. 2008. Female biased mortality caused by anthropogenic nest loss contributes to population decline and adult sex ratio of a meadow bird. Biological Conservation 141: 3040–3049.

Grüebler M.U., Schuler H., Spaar R., Naef-Daenzer B. 2015. Behavioural response to anthropogenic habitat disturbance: Indirect impact of harvesting on whinchat populations in Switzerland. Biological Conservation 186: 52–59.

Grzywaczewski G., Kitowski I. 2019. Poland's conflicting environmental laws. Science 365: 134.

GUS 2019a. Rocznik Statystyczny Leśnictwa. GUS, Warszawa.

GUS 2019b. Turystyczne obiekty noclegowe na obszarach nadmorskich w lipcu i sierpniu 2019 r. GUS. Warszawa.

GUS 2020. Bank Danych Lokalnych. Rolnictwo. Dostęp z: https://bdl.stat.gov.pl/BDL/, dnia 01.12.2020.

Hagemeijer E.J.M., Blair M.J. (red.) 1997. The EBCC Atlas of European Breeding Birds: Their Distribution and Abundance. T&AD Poyser, London.

Hake M., Dahlgren T., Åhlund M., Lindberg P., Eriksson M.O.G. 2005. The impact of water level fluctuation on the breeding success of the Black-throated Diver *Gavia arctica* in Southwest Sweden. Ornis Fennica 82: 1–12.

Hakkarainen H., Korpimäki E. 1998. Why do territorial male Tengmalm's owls fail to obtain a mate? Oecologia 114: 578–582.

Hallmann C.A., Sorg M., Jongejans E., Siepel H., Hofland N., Schwan H., Goulson D. 2017. More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. PloS one 12(10): e0185809.

Hartley S., Kunin W.E. 2003. Scale dependency of rarity, extinction risk, and conservation priority. Conservation Biology 17: 1559–1570.

Hatchwell B., Christie D.A. 2020. Alpine Accentor (*Prunella collaris*), version 1.0. W: del Hoyo J., Elliott A., Sargatal J., Christie D.A., de Juana E. (red.) Birds of the World. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. doi.org/10.2173/bow.alpacc1.01

Heath S.R., Servello F.A., 2008. Effects of Predation and Food Provisioning on Black Tern Chick Survival. The Wilson Journal of Ornithology 120: 167–175.

Hebda G., Kata K., Żmihorski M. 2019. The last meal: large insects predominate the diet of the European Roller *Coracias garrulus* prior to population extinction. Bird Study 66: 173–177.

HELCOM 2013. HELCOM Red List Species Information Sheets (SIS) Birds. Dostęp z: https://www.helcom.fi/wp-content/uploads/2019/08/HELCOM-RedList-All-SIS_Birds.pdf, dnia 07.11.2020.

HELCOM 2018. HELCOM Assessment on maritime activities in the Baltic Sea 2018. Baltic Sea Environment Proceedings 152, Helsinki, Helsinki Commission.

Herrmann C., Nehls H.W., Gregersen J., Knief W., Larsson R., Elts J., Wieloch M. 2008. Distribution and population trends of the Sandwich Tern *Sterna sandvicensis* in the Baltic Sea. Vogelwelt 129: 35–46.

Herrmann C., Nehls H.W., Gregersen J., Larsson R., Larsson K., Elts J., Wieloch M. 2012. Population Development of Baltic Bird Species: Sandwich Tern (*Sterna sandvicensis* Lath., 1787). HELCOM Baltic Sea Environment Fact Sheets.

Hickey J.M., Malecki R.A. 1997. Nest Site Selection of the Black Tern in Western New York. Colonial Waterbirds 20: 582–595.

Hintz W.I. 1863. Ornithologischer Jahresbericht über die Ankunft und den Herbstzug der Vögel nebst Bemerkungen über ihre Brütezeit im Jahre 1861 in der Umgegend von Schlosskämpen bei Cöslin in Pommern. Journal für Ornithologie 11: 407–435.

Hipkiss T., Stefansson O., Hörnfeldta B. 2008. Effect of cyclic and declining food supply on great grey owls in boreal Sweden. Canadian Journal of Zoology 86: 1426–1431.

Hirschfeld A., Attard G. 2017. Bird hunting in Europe. An analysis of bag figures and their effect on the conservation of threatened species. Berichte zum Vogelschutz 53/54: 15–42.

Hirschfeld A., Heyd A. 2005. Mortality of migratory birds caused by hunting in Europe: bag statistics and proposals for the conservation of birds and animal welfare. Ber. Vogelschutz 42: 47–74.

Hirschfeld A., Attard G., Scott L. 2019. Bird hunting in Europe: an analysis of bag figures and the potential impact on the conservation of threatened species. British Birds 112: 153–166.

Holland T. 1871. Die Wirbelthiere Pommerns, systematisch geordnet, nebst Tabellen zur Bestimmung derselben nach der analytischen Methode. II. Stolp.

Hoodless A.N., Ewald J.A., Baines D. 2007. Habitat use and diet of Common Snipe *Gallinago gallinago* breeding on moorland in northern England. Bird Study 54: 182–191.

Hume R., Kirwan G.M. 2020. Eurasian Thick-knee (*Burhinus oedicnemus*), version 1.0. W: del Hoyo J., Elliott A., Sargatal J., Christie D.A., de Juana E. (red.) Birds of the World. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. doi.org/10.2173/bow.eutkne1.01

Huntley B., Green R.E., Collingham Y., Willis S.G. 2007. A climatic atlas of European breeding birds. Durham University, RSPB and Lynx Edicions, Durham, Sandy and Barcelona.

Hui C., McGeoch M.A., Warren M. 2006. A spatially explicit approach to estimating species occupancy and spatial correlation. Journal of Animal Ecology 75: 140–147.

Hutchings J.A., Myers R.A., García V.B., Lucifora L.O., Kuparinen A. 2012. Life-history correlates of extinction risk and recovery potential. Ecological Applications 22: 1061–1067.

Inchausti P., Bretagnolle V. 2005. Predicting short-term extinction risk for the declining Little Bustard (*Tetrax tetrax*) in intensive agricultural habitats. Biological Conservation 122: 375–384.

Inderwildi E., Müller W., Ayé R., Sinniger M. 2018. A summary of intentional poisoning of Peregrine Falcons in Switzerland during the last decade. Ornis Hungarica 26: 164–170.

Iñigo A., Barov B. 2010. Action Plan for the lesser kestrel *Falco naumanni* in the European Union. SEO BirdLife & BirdLife International for the European Commision, Madrid.

Isaksson D., Wallander J., Larsson M. 2007. Managing predation on ground-nesting birds: The effectiveness of nest exclosures. Biological Conservation 136: 136–142.

Isomursu M., Rätti O., Liukkonen T., Helle P. 2012. Susceptibility to intestinal parasites and juvenile survival are correlated with multilocus microsatellite heterozygosity in the Capercaillie (*Tetrao urogallus*). Ornis Fennica 89: 109–119.

IUCN 2012a. IUCN Red List Categories and Criteria: Version 3.1. Second edition. Gland, Switzerland and Cambridge, UK: IUCN.

IUCN 2012b. Guidelines for Application of IUCN Red List Criteria at Regional and National Levels: Version 4.0. Gland, Switzerland and Cambridge, UK: IUCN.

IUCN 2013. Documentation standards and consistency checks for IUCN Red List assessments and species accounts. Version 2. Adopted by the IUCN Red List Committee and IUCN SSC Steering Committee.

IUCN 2019. IUCN Standards and Petitions Committee. Guidelines for Using the IUCN Red List Categories and Criteria. Version 14. Prepared by the Standards and Petitions Committee.

IUCN Statistics 2020. Dostęp z: https://www.iucnredlist.org/statistics, dnia: 21.12.2020.

Jahren T., Storaas T., Willebrand T., Moa P.F., Hagen B.R. 2016. Declining reproductive output in capercaillie and black grouse–16 countries and 80 years. Animal Biology 66): 363–400.

Jakubiec J. 2005. Gawron *Corvus frugilegus* w Polsce – stan poznania, perspektywy badawcze. W: Jerzak L., Kavanagh B.P., Tryjanowski P. (red.) Ptaki krukowate Polski, ss. 99–100. Bogucki Wydawnictwo Naukowe, Poznań.

Janiszewski T., Włodarczyk R., Bargiel R., Grzybek J., Kaliński A., Lesner B., Mielczarek S. 1998. Awifauna zbiornika Jeziorsko w latach 1986–1996. Notatki Ornitologiczne 39: 121–150.

Jensen F.P., Lutz M. 2007. Management plan for Curlew (*Numenius arquata*) 2007–2009. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.

Jermaczek A. 2016. Ochrona rezerwatowa w Polsce – czy dokądś zmierzamy? Przegląd Przyrodniczy XXVII, 4: 3-17.

Jermaczek A., Czechowski P., Krzyśków T., Bena W., Chapiński P., Grzesiak K., Rubacha S. 2017. Inwentaryzacja wybranych gatunków ptaków lęgowych Obszaru Specjalnej Ochrony Natura 2000 Bory Dolnośląskie w roku 2014. Przegląd Przyrodniczy 28: 74–103.

Jerzak L., Szurlej-Kielańska A., Beuch Sz., Frankiewicz J., Kołodziejczyk P., Matacz L. 2017. Rozmieszczenie i liczebność kolonii lęgowych gawrona *Corvus frugilegus* na Śląsku w latach 2013–2014. Ptaki Śląska 24: 75–88.

Jiguet F., Robert A., Lorrillière R., Hobson K.A., Kardynal K. J., Arlettaz R., Bairlein F., Belik V., Bernardy P., Copete J. L., Czajkowski M.A., Dale S., Dombrovski V., Ducros D., Efrat R., Elts J., Ferrand Y., Marja R., Minkevicius S., Olsson P., Pérez M., Piha M., Rakovic M., Schmaljohann H., Seimola T., Selstam G., Siblet J. P., Skierczyński M., Sokolov A., Sondell J., Moussy C. 2019. Unravelling migration connectivity reveals unsustainable hunting of the declining ortolan bunting. Science Advances 5: eaau2642.

Joosten H., Clarke D. 2002. Wise Use of Mires and Peatlands. Background and principles including a framework for decision-making. International Mire Conservation Group, International Peat Society.

Kahlert J. 1994. Effects of human disturbance on broods of Red-breasted Mergansers *Mergus serrator*. Wildfowl 45: 222–231.

Kajtoch Ł., Skierczyński M., Czeszczewik D. 2013. Dzięcioł trójpalczasty *Picoides tridactylus*. W: Zawadzka D., Ciach M., Figarski T., Kajtoch Ł., Rejt Ł. (red.) Materiały do wyznaczania i określania stanu zachowania siedlisk ptasich w obszarach specjalnej ochrony ptaków Natura 2000, ss. 71–79. GDOŚ, Warszawa.

Kajzer Z., Ławicki Ł. 2005. Gniazdowanie ohara *Tadorna tadorna* na Pomorzu Zachodnim w roku 2004. Notatki Ornitologiczne 46: 221–229.

Kasprzykowski Z. 2003. Habitat preferences of foraging Rooks *Corvus frugilegus* during the breeding period in the agricultural landscape of eastern Poland. Acta Ornithologica 38: 27–31.

Kaszuba M. 2007. Krajowy plan ochrony cietrzewia. Ministerstwo Środowiska. Jastrzębiec.

Katzner T.E., Kochert M.N., Steenhof K., McIntyre C.L., Craig E.H., Miller T.A. 2020. Golden Eagle (*Aquila chrysaetos*), version 2.0. W: Rodewald G., Keeney B.K. Birds of the World (red.) Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. doi.org/10.2173/bow.goleag.02

Kauzal P. 2020. Pomurnik *Tichodroma muraria*. Metodyka. W: Beuch S., Chodkiewicz T. Zadanie 1. Prace metodyczne – metodyki i formularze. Etap 2. Rozszerzenie monitoringu ptaków z uwzględnieniem obszarów specjalnej ochrony ptaków Natura 2000. GIOŚ, Warszawa.

Keith D.A., Akçakaya H.R., Murray N.J. 2018. Scaling range sizes to threats for robust predictions of risks to biodiversity. Conservation Biology 32: 322–332.

Keller M., Chodkiewicz T., Woźniak B. 2011. Puszczyk mszarny *Strix nebulosa* nowym gatunkiem lęgowym w Polsce. Ornis Polonica 52: 150–154.

Keller V. 2000. Winter distribution and population change of red-crested pochard *Netta rufina* in southwestern and central Europe. Bird Study 47: 176–185.

Keller V., Zbinden N., Schmid H., Volet B. 2005. A case study in applying the IUCN regional guidelines for national Red Lists and justifications for their modification. Conservation Biology 19: 1827–1834.

Kentie R., Both C., Hooijmeijer J.C.E.W., Piersma T. 2015. Management of modern agricultural landscapes increases nest predation rates in Black-tailed Godwits *Limosa limosa*. Ibis 157: 614–625.

Kentie R., Coulson T., Hooijmeijer J.C.E.W., Howison R. A., Loonstra A.H.J., Verhoeven M.A., Both C., Piersma T. 2018. Warming springs and habitat alteration interact to impact timing of breeding and population dynamics in a migratory bird. Global Change Biology 24: 5292–5303.

Kepel A. 2019. Oczekiwania środowisk przyrodniczych wobec gospodarki leśnej. W: Wielofunkcyjna gospodarka leśna wobec oczekiwań przemysłu drzewnego i ochrony przyrody, ss. 167-187. Polskie Towarzystwo Leśne.

Kirchner H. 1963. Der Bruchwasserläufer. Die Neue Brehm-Bücherei 309. A. Ziemsen Verlag, Wittenberg Lutherstadt.

Kirwan G.M., Löhrl H., Wilson M. 2020. Wallcreeper (*Tichodroma muraria*), version 1.0. W: Billerman S.M, Keeney B.K, Rodewald P.G, Schulenberg T.S, Birds of the World (red.) Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. doi.org/10.2173/bow.wallcr1.01

Kleijn D., Berendse F., Smit R., Gilissen N. 2001. Agri-environment schemes do not effectively protect biodiversity in Dutch agricultural landscapes. Nature 413: 723–725.

Kleijn D., van der Kamp, J. Monteiro H., Ndiaye I., Wymenga E., Zwarts L. 2010. Black-tailed godwits in West African winter staging areas: Habitat use and hunting-related mortality. Alterra-report 2058, Alterra, Wageningen, The Netherlands.

Kleinstäuber G., Kirmse W., Langgemach T. 2018. Nesting habitat selection of Peregrine Falcons (*Falco p. peregrinus*) in Eastern Germany – the state of knowledge. Ornis Hungarica 26: 259–273.

Kloskowski J. 2000. Reproduction and feeding success of the Red-necked Grebe *Podiceps grisegena* at fish ponds, SE Poland. Acta Ornithologica 35: 85–89.

Kloskowski J. 2012. Fish stocking creates an ecological trap for an avian predator via effects on prey availability. Oikos 121: 1567–1576.

Koffijberg K., Schaffer N., 2006. International Single Species Action Plan for the Conservation of the Corncrake *(Crex crex)*. CMS Technical Series No. 14 & AEWA Technical Series No. 9. Bonn, Germany.

Köhler P., Köhler U., von Krosigk E., Hense B. 2009. Moulting Red-crested Pochards *Netta rufina* from central and southwest Europe at the Ismaninger reservoir: trends and seasonal dynamics, 2002–2008. Vogelwarte 47: 77–88.

Komisja Faunistyczna 2017. Rzadkie ptaki obserwowane w Polsce roku 2016. Ornis Polonica 58: 83–116.

Komisja Faunistyczna 2018. Rzadkie ptaki obserwowane w Polsce roku 2017. Ornis Polonica 59: 119–153.

Komisja Faunistyczna 2019. Rzadkie ptaki obserwowane w Polsce roku 2018. Ornis Polonica 60: 125–160.

Komisja Faunistyczna 2020. Rzadkie ptaki obserwowane w Polsce w roku 2019. Ornis Polonica 61: 117–142.

Korniluk M. 2020. Monitoring Dubelta. W: Chodkiewicz T., Wardecki Ł. Monitoring ptaków pospolitych, terenów podmokłych i leśnych z uwzględnieniem obszarów specjalnej ochrony ptaków Natura 2000, lata 2018–2021. Sprawozdanie z prac terenowych i opracowanie wyników uzyskanych w sezonie lęgowym w 2020 roku. GIOŚ, Warszawa.

Korniluk M., Piec D. 2016. Krajowy Program Ochrony Dubelta. Natura International Polska, Białystok.

Korniluk M., Białomyzy P., Grygoruk G., Kozub Ł., Sielezniew M., Świętochowski P., Tumiel T., Wereszczuk M., Chylarecki P. 2020. Habitat selection of foraging male Great Snipes on floodplain meadows: importance of proximity to the lek, vegetation cover and bare ground. Ibis.doi: 10.1111/ibi.12898

Korpimäki E., Hakkarainen H. 2012. The Boreal Owl. Cambridge University Press, Cambridge.

Kosicki J.Z., Chylarecki P. 2012. Effect of climate, topography and habitat on species-richness of breeding birds in Poland. Basic and Applied Ecology 13: 475–483.

Kotowska D., Żmihorski M. 2015. Wyniki monitoringu ornitologicznego w 2015 roku. Zakres prac zrealizowanych w 2015 roku oraz wstępne wyniki monitoringu efektów programu rolnośrodowiskowego w zakresie ornitofauny. Instytut Technologiczno-Przyrodniczy, Falenty.

Kozik B. 2016. Sokół wędrowny *Falco peregrinus*. W: Wilk T., Bobrek R., Pępkowska-Król A., Neubauer G., Kosicki J.Z. (red.) Ptaki polskich Karpat – stan, zagrożenia, ochrona. OTOP, Marki.

Krajewski Ł. 2016. Wybrane elementy biologii lęgowej pliszki cytrynowej *Motacilla citreola* na Bagnach Biebrzańskich. Ornis Polonica 57: 1–11.

Król E. 1985. Numbers, reproduction and breeding behaviour of dunlin *Calidris alpina schinzii* at the Reda mouth, Poland. Acta Ornithologica 21: 69–94.

Król E. 1986. Coastal meadows in Poland – the vanishing habitat of breeding waders. Var Fagelvard Suppl. 11: 93–98.

Krüger T. 2016. On the effects of kitesurfing on waterbirds – a review. Inform. d. Naturschutz Niedersachs 36: 3–64.

Krupa A. 2011. Czajka *Vanellus vanellus* – ginący symbol Nadwarciańskiego Parku Krajobrazowego. Chrońmy Przyrodę Ojczystą 67: 310–322.

Krupiński D., Chodkiewicz T. 2019. Monitoring Kulika Wielkiego. W: Chodkiewicz T., Wardecki Ł. Monitoring ptaków pospolitych, terenów podmokłych i leśnych z uwzględnieniem obszarów specjalnej ochrony ptaków Natura 2000, lata 2018–2021. Sprawozdanie z prac terenowych i opracowanie wyników uzyskanych w sezonie lęgowym w 2019 roku. GIOŚ, Warszawa.

Krupiński D., Lewtak J., Kuczyński L. 2014. Krajowy Plan Ochrony Błotniaka Łąkowego National Action Plan for conservation of the Montagu's Harrier. Towarzystwo Przyrodnicze „Bocian".

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.

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.

Kubacka J., Oppel S., Dyrcz A., Lachmann L., Barros Da Costa J., Kail U., Zdunek W. 2014. Effect of mowing on productivity in the endangered Aquatic Warbler *Acrocephalus paludicola*. Bird Conservation International 24: 45–58.

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

Kuczyński L., Wierzbicka A., Krupiński D. 2020. Krajowy cenzus błotniaka łąkowego w latach 2018–2019. Raport końcowy (National survey of the Montagu's Harrier in years 2018–2019. Final report). Towarzystwo Przyrodnicze „Bocian", Warszawa.

Kus K., Turzańska K. 2016. Puchacz *Bubo bubo*. W: Wilk T., Bobrek R., Pępkowska-Król A., Neubauer G., Kosicki J.Z. (red.) Ptaki polskich Karpat – stan, zagrożenia, ochrona. OTOP, Marki.

Kuzmenko Y.V. 2018. Great Grey Owl *Strix nebulosa* (*Strigiformes, Strigidae*) Breeding and Reproduction in Polisskiy Nature Reserve, Ukraine. Vestnik Zoologii 52: 257–262.

León-Ortega M., del MarDelgado M., Martínez J.E., Penteriani V., Calvo J.F. 2016. Factors affecting survival in Mediterranean populations of the Eurasian eagle owl. European Journal of Wildlife Research 62: 643–651.

Lewtak J., Trzciński K., Krupiński D. 2016. Krajowy Plan Ochrony Kulika Wielkiego. Towarzystwo Przyrodnicze „Bocian", Warszawa.

Liley D., Sutherland W.J. 2007. Predicting the population consequences of human disturbance for Ringed Plovers *Charadrius hiaticula*: A game theory approach. Ibis 149: 82–94.

Lindner M. 2018. Influence of the Eagle Owl (*Bubo bubo*) on the Peregrine Falcon (*Falco peregrinus*) population in Germany. Ornis Hungarica 26: 243–253.

Lindström A., Green M., Husby M., Kalas J.A., Lehikoinen A. 2015. Large scale monitoring of waders on their boreal and arctic breeding grounds in northern Europe. Ardea 103: 3–15.

Lontkowski J. 2007. Sokół wędrowny *Falco peregrinus*. W: Sikora A., Rohde Z., Gromadzki M., Neubauer G., Chylarecki P. (red.). Atlas rozmieszczenia ptaków lęgowych Polski 1985–2004, ss. 166–167. Bogucki Wydawnictwo Naukowe, Poznań.

Lormee H., Barbraud C., Peach W., Carboneras C., Lebreton J.D., Arate L.M., Bacon L., Eraud C. 2019. Assessing the sustainability of harvest of the European Turtle-dove along the European western flyway. Bird Conservation International 30: 506–521.

Lutz M. 2007. Management Plan for Turtle Dove (*Streptopelia turtur*) 2007–2009. Technical Report. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.

Lavers J.L., Wilcox C., Donlan C.J. 2010. Bird demographic responses to predator removal programs. Biological Invasions 12: 3839–3859.

Ławicki Ł., Sielicki S. 2019. Odbudowa nadrzewnej populacji sokoła wędrownego *Falco peregrinus* na Pomorzu. Ornis Polonica 60: 75–84.

Ławicki Ł., Wylegała P. 2011. Recent data on the declining breeding population of Eurasian Curlew *Numenius arquata* in western Poland. Wader Study Group Bulletin 118: 14–17.

Ławicki Ł., Abramčuk A.V., Domashevsky S.V., Paal U., Solheim R., Chodkiewicz T. Woźniak B. 2013. Range extension of Great Grey Owl in Europe. Dutch Birding 35: 145–154.

Ławicki Ł., Guentzel S. (red.) 2012. Ostoje ptaków w Polsce . Inwentaryzacja gatunków nielegowych w sezonie 2011/2012. Eco-Expert, Szczecin.

Ławicki Ł., Kajzer Z., Jasiński M. 2007. Gniazdowanie perkoza rdzawoszyjego *Podiceps grisegena* i zausznika *P. nigricollis* na Pomorzu Zachodnim. Notatki Ornitologiczne 48: 174–182.

Ławicki Ł., Lontkowski J., Wylegała P., Zieliński P. 2013. Wymieranie populacji lęgowej błotniaka zbożowego *Circus cyaneus* w Polsce. Ornis Polonica 54: 1–11.

Ławicki Ł., Niedźwiecki S., Sawicki W., Świętochowski P., Goławski A., Kasprzykowski Z., Urban M., Wylegała P., Czechowski P., Prange M., Janiszewski T., Menderski S., Lenkiewicz W., Jantarski M. 2011. Liczne gniazdowanie rybitwy białoskrzydłej *Chlidonias leucopterus* w Polsce w roku 2010. Ornis Polonica 52: 85–96.

Ławicki Ł., Wójcik C., Ziółkowski M. 2015. Populacja lęgowa gawrona *Corvus frugilegus* na Pomorzu w latach 2011–2012. Ptaki Pomorza 5: 33–48.

Ławicki Ł., Wylegała P., Batycki A., Kajzer Z., Guentzel S., Jasiński M., Kruszyk R., Rubacha S., Żmihorski M. 2011. Long-term decline of grassland waders in western Poland. Vogelwelt 132: 101–108.

MacDonald M.A., Bolton M. 2008. Predation on wader nests in Europe. Ibis 150: S54–S73.

Mace G.M., Collar N.J., Gaston K.J., Hilton-Taylor C., Akçakaya H.R., Leader-Williams N., Milner-Gulland E.J., Stuart S.N. 2008. Quantification of extinction risk: IUCN's system for classifying threatened species. Conservation Biology 22: 1424–1442.

Maciorowski G., Mirski P. 2014. Habitat alteration enables hybridization in between the Lesser Spotted and Greater Spotted Eagle in north-east Poland. Bird Conservation International 24: 152–161.

Maciorowski G., Mirski P., Kardel I., Stelmaszczyk M., Mirosław-Świątek D., Chormański J., Okruszko T. 2014. Water regime as a key factor differentiating habitats of spotted eagles *Aquila clanga* and *Aquila pomarina* in Biebrza Valley (NE Poland). Bird Study 62: 120–125.

Maciorowski G., Mirski P., Väli Ü. 2015. Hybridisation dynamics between the Greater Spotted Eagles *Aquila clanga* and Lesser Spotted Eagles *Aquila pomarina* in the Biebrza River Valley (NE Poland). Acta Ornithologica 50: 33–41.

Maciorowski G., Zduniak P., Bocheński M., Urbańska M., Król P., Polakowski M. 2020. Breeding habitats and long-term population numbers of two sympatric raptors – Red Kite *Milvus milvus* and Black Kite *M. migrans* – in the mosaic-like landscape of western Poland. Journal of Ornithology. doi.org/10.1007/s10336-020-01811-7

Madge S., Sharpe C. J. 2020. Ortolan Bunting (*Emberiza hortulana*), version 1.0. W: del Hoyo J., Elliott A., Sargatal J., Christie D.A., de Juana E. (red.) Birds of the World. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. doi.org/10.2173/bow.ortbun1.01

Maggini R., Lehmann A., Kéry M., Schmid H., Beniston M., Jenni L., Zbinden N. 2011. Are Swiss birds tracking climate change?: Detecting elevational shifts using response curve shapes. Ecological Modelling 222: 21–32.

Makepeace M., Patterson I. J. 1991. Duckling mortality in the Shelduck, in relation to density, aggressive interaction and weather. Wildfowl 31: 57–72.

Maniakowski M. 2000. Preferencje siedliskowe bekasika *Lymnocryptes minimus* w Biebrzańskim Parku Narodowym. Maszynopis pracy magisterskiej, SGGW, Warszawa.

Manly B. F. J. 2009. Statistics for Environmental Science and Management. 2nd ed. CRC Press, Boca Raton.

Marcinkowski P., Grygoruk M. 2017. Long-term downstream effects of a dam on a lowland river flow regime: Case study of the Upper Narew. Water 9: 783..

Marchowski D., Leitner M. 2019. Conservation implications of extraordinary Greater Scaup (Aythya maila) concentrations in the Odra Estuary, Poland. Condor 121: 1–10

Marchowski D., Ławicki Ł., Fox, A.D., Nielsen R.D.,Petersen I.K., Hornman M., Nilsson L., Haas F., Wahl J., Kieckbusch J., Nehls H.W., Calbrade N., Hearn R., Meissner W., Fitzgerald N., Luigujoe L., Zenatello M., Gaudard C., Koschinski S. 2020. Effectiveness of the European Natura 2000 network to sustain a specialist wintering waterbird population in the face of climate change. Scientific Reports doi.org/10.1038/s41598-020-77153-4

Marchowski D., Ławicki Ł., Kaliciuk J., Guentzel S., Kajzer Z. 2018. Long-term changes in the numbers of waterbirds at an important European wintering site. Acta Biologica 5: 111–122.

Marsh C.J., Barwell L.J., Gavish Y., Kunin W.E. 2018. downscale: An R Package for Downscaling Species Occupancy from Coarse-Grain Data to Predict Occupancy at Fine-Grain Sizes. Journal of Statistical Software 86(9), Code Snippet 3: 1–20.

Martinez J.E., Pagan I., Calvo J.F. 2006. Interannual variations of reproductive parameters in a booted eagle (*Hieraaetus pennatus*) population: the influence of density and laying date. Journal of Ornithology 147: 612–617.

Martínez-Vilalta A., Motis A., Kirwan G.M. 2020. Purple Heron (*Ardea purpurea*), version 1.0. W: del Hoyo J., Elliott A., Sargatal J., Christie D.A., de Juana E. (red.) Birds of the World. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. doi.org/10.2173/bow.purher1.01

Martyniak A., Nowak E., Soliński T. 1969. Hełmiatka, *Netta rufina*, ptakiem lęgowym na jez. Łuknajno na Mazurach. Notatki Ornitologiczne 10: 55.

Mason C.F., Macdonald S.M. 2004. Distribution of foraging rooks, *Corvus frugilegus*, and rookeries in a landscape in eastern England dominated by winter cereals. Folia Zoologica 53: 179–188.

Matysek M. 2018. Mewa *siwa Larus canus*. W: Czechowski P., Bocheński M., Rubacha S., Ciebiera O., Jędro G., Jerzak L. Lubuski Atlas Ornitologiczny. Ptaki lęgowe Ziemi Lubuskiej. Oficyna Wydawnicza Uniwersytetu Zielonogórskiego, Zielona Góra.

McGowan P.J.K., Kirwan G.M, de Juana E., Boesman P.F.D. 2020. Common Quail (*Coturnix coturnix*), version 1.0. W: del Hoyo J., Elliott A., Sargatal J., Christie D.A., de Juana E. (red.) Birds of the World. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. doi.org/10.2173/bow.comqua1.01

Mebs T., Schmidt D. 2006. Die Greifvögel Europas, Nordafrikas und Vorderasiens. Kosmos Verlag.

Meissner W., Bzoma S., Zięcik P., Wybraniec M. 2014. Gniazdowanie rybitwy czubatej *Sterna sandvicensis* w Polsce w latach 2006–2013. Ornis Polonica 55: 96–104.

Meissner W., Skakuj M. 1997. Pierwsze lęgi pliszki cytrynowej *Motacilla citreola* w Polsce oraz zmiany zasięgu lęgowego tego gatunku w Europie. Notatki Ornitologiczne 38: 51–60.

Melendez L., Laiolo P. 2014. The role of climate in constraining the elevational range of the Water Pipit *Anthus spinoletta* in an alpine environment. Ibis 156: 276–287.

Menz M. H. M., Arlettaz R. 2012. The precipitous decline of the ortolan bunting Emberiza hortulana: Time to build on scientific evidence to inform conservation management. Oryx 46: 122–129.

Menz M.H.M., Mosimann-Kampe P., Arlettaz R. 2009. Foraging habitat selection in the last ortolan bunting Emberiza hortulana population in Switzerland: Final lessons before extinction. Ardea 97: 323–333.

Merta D., Zawadzka D., Krzywiński A. 2015. Efektywność projektów reintrodukcji głuszca (*Tetrao urogallus*) w Europie. Sylwan 159: 863–871.

Meyburg B.U., Kirwan G.M., Garcia E.F.J. 2020. Greater Spotted Eagle (*Clanga clanga*), version 1.0. W: del Hoyo J., Elliott A., Sargatal J., Christie D. A., de Juana E. (red.) Birds of the World. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. doi.org/10.2173/bow.grseag1.01

Mezquida E.T., Svenning J.C.,, Summers R.W., Benkman C.W. 2018. Higher spring temperatures increase food scarcity and limit the current and future distributions of crossbills. Diversity and Distributions 24: 474–484.

Mikkelsen G., Dale S., Holtskog T., Budka M., Osiejuk T.S. 2013. Can individually characteristic calls be used to identify long-distance movements of Corncrakes *Crex crex*? Journal of Ornithology 154: 751–760.

Mikkola H., Willis I. 1983. Owls of Europe. T&AD Poyser, Calton, UK.

Mikusek R., 2017. Wybrane aspekty ekologii lęgowej czterech gatunków ptaków kluczowych dla Parku Narodowego Gór Stołowych. Przyroda Sudetów 20: 179–186.

Mikusek R., Sikora A. 2013. Stan populacji włochatki *Aegolius funereus* w Parku Narodowym Bory Tucholskie i Puszczy Darżlubskiej w roku 2012. Ptaki Pomorza 4: 97–109.

Millon A., Bourrioux J.-L., Riols C., Bretagnolle V. 2002. Comparative breeding biology of Hen Harrier and Montagu's Harrier: an 8-year study in north-eastern France. Ibis 144: 94–105.

Millon A., Danovaro C., Printemps T., Leroux A.B., Schlaich A.E., Villers A., Bourrioux J.L., Bretagnolle V. 2019. Disentangling the effects of environmental conditions on wintering and breeding grounds on age-specific survival rates in a trans-Saharan migratory raptor. Journal of Avian Biology 50(9).

Milwright R.D.P. 2002. Redwing *Turdus iliacus* migration and wintering areas as shown by recoveries of birds ringed in the breeding season in Fennoscandia, Poland, the Baltic Republics, Russia, Siberia and Iceland, Ringing & Migration 21: 5–15.

Mirski P., Krupiński D., Szulak K., Żmihorski M. 2016. Seasonal and spatial variation of the Montagu's Harrier's *Circus pygargus* diet in Eastern Poland. Bird Study 63: 165–171.

Mischenko A., Fox A.D., Švažas S., Sukhanova O., Czajkowski A., Kharitonov S., Lokhman Y., Ostrovsky O., Vaitkuviené D. 2020. Recent changes in breeding abundance and distribution of the Common Pochard (*Aythya ferina*) in its eastern range. Avian Research 11–23.

Mizera T. 2009. Sytuacja rybołowa *Pandion haliaetus* w Polsce na początku XXI wieku. Studia i Materiały CEPL w Rogowie 22: 45–55.

Mizera T., Sielicki S. 2009. Breeding status of the Peregrine Falcon in Poland during the pre- and post- DDT era. W: Sielicki J., Mizera T. (red.) Peregrine Falcon populations – status and perspectives in the 21st century. Turul Publish. & Poznań University of Life Sciences Press, Warszawa-Poznań.

Mizera T., Sielicki S., Brodziak C., Pruchniewicz J., Sielicki J. 2020. Sokół wędrowny *Falco peregrinus* ponownie gniazduje na Ziemi Lubuskiej. Przegląd Przyrodniczy 21: 149–155.

Møller A.P., Thorup O., Laursen K. 2018. Predation and nutrients drive population declines in breeding waders. Ecological Applications 28: 1292–1301.

Mongin E., Davidyonok E. 2019. Population trends and current threats for the breeding population of the Great Snipe (*Gallinago media*) in Belarus. Conference: Actual issues of wader studies in Northern Eurasia, January 30–February 2, 2019. Minsk, Belarus.

Moskoff W., Bevier L.R. 2020. Mew Gull (*Larus canus*), version 1.0. W: Billerman S.M. Birds of the World. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. doi.org/10.2173/bow.mewgul.01

Moss R., Oswald J., Baines D. 2001. Climate change and breeding success: decline of the capercaillie in Scotland. Journal of Animal Ecology 70: 47–61.

MPP 2019. Wyniki Monitoringu Ptaków Polski w roku 2019. Dostęp z: http://www.monitoringptakow.gios.gov.pl/, dnia 23.09.2020.

MPP 2020. Wyniki Monitoringu Ptaków Polski w roku 2020. Dostęp z: http://www.monitoringptakow.gios.gov.pl/, dnia 04.12.2020.

Mróz E., Goławski A., Kasprzykowski Z. 2013. Wykorzystanie sztucznych platform gniazdowych przez rybitwy czarne *Chlidonias niger* i rybitwy białoskrzydłe *Ch. leucopterus* na staroRzeczu w dolinie Bugu. Ornis Polonica 54: 58–62.

Naugle D.E., Higgins K.F., Estey M.E., Johnson R.R., Nusser S.M. 2000. Local and Landscape-Level Factors Influencing Black Tern Habitat Suitability. The Journal of Wildlife Management 64: 253–260.

Nehring A. 1894. *Eudytes arcticus* als Brutvogel in Westpreussen und Hinterpommern. Ornithologische Monatsberichte 2: 17–22.

Neuman K.K., Page G.W., Stenzel L.E., Warriner J.C., Warriner J.S. 2004. Effect of mammalian predator management on Snowy Plover breeding success. Waterbirds 27: 257–263.

Newton I. 2008. The Migration Ecology of Birds. Academic Press, London.

Nilsson S.G. 1977. Adult survival rate of the Black-throated Diver *Gavia arctica*. Ornis Scandinavica 8: 193–195.

Nordström M., Högmander J., Laine J., Nummelin J., Laanetu N., Korpimäki E. 2003. Effects of feral mink removal on seabirds, waders and passerines on small islands in the Baltic Sea. Biological Conservation 109: 359–368.

Nowysz W., Wesołowski T. 1972. Ptaki Kostrzyńskiego Zbiornika Retencyjnego i okolic w sezonie lęgowym. Notatki Przyrodnicze 6: 1–31.

Orta J. Kirwan G.M. 2020a. Lesser Kestrel (*Falco naumanni*), version 1.0. W: Birds of the World (del Hoyo J., Elliott A., Sargatal J., Christie D.A., de Juana E. (red.) Birds of the World. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. doi.org/10.2173/bow.leskes1.01

Orta, J. Kirwan G.M. 2020b. Red-footed Falcon (*Falco vespertinus*), version 1.0. W: Birds of the World (del Hoyo J., Elliott A., Sargatal J., Christie D.A., de Juana E. (red.) Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. doi.org/10.2173/bow.reffal1.01

Orta J., Kirwan G.M., Boesman P.F. D., Marks J.S., Garcia E.F.J., Sharpe C.J. 2020a. Hen Harrier (*Circus cyaneus*), version 1.0. W: Birds of the World (del Hoyo J., Elliott A., Sargatal J., Christie D.A., de Juana E. (red.) Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. doi.org/10.2173/bow.norhar1.01

Orta J., Kirwan G.M., Garcia E.F. J. 2020b. Short-toed Snake-Eagle (*Circaetus gallicus*), version 1.0. W: Birds of the World (del Hoyo J., Elliott A., Sargatal J., Christie D.A., de Juana E. (red.) Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. doi.org/10.2173/bow.shteag1.01

Orta J., Marks J.S., Garcia E.F.J., Kirwan G.M. 2020c. Black Kite (*Milvus migrans)*, version 1.0. W: Birds of the World (del Hoyo J., Elliott A., Sargatal J., Christie D. A., de Juana E. (red.) Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. doi.org/10.2173/bow/bow.blakit1.01

Ottvall R. 2004. Population ecology and management of waders breeding on coastal meadows. PhD thesis, University of Lund.

Pakanen V.-M., Aikio S., Luukkonen A., Koivula K. 2016. Grazed wet meadows are sink habitats for the southern dunlin (*Calidris alpina schinzii*) due to nest trampling by cattle. Ecology and Evolution 6: 7176–7187.

Pakanen V.-M., Thorup O. 2016. Apparent adult survival of the critically endangered Baltic Dunlin *Calidris alpina schinzii* during a period of strong population decline. Bird Study 63: 293–302.

Pakkala T., Hanski I., Tomppo E. 2002. Spatial ecology of the three-toed woodpecker in managed forest landscapes. Silva Fennica 36: 279–288.

Palatitz P., Fehérvári P., Solt S., Barov B. 2009. European Species Action Plan for the red-footed falcon *Falco vespertinus* Linnaeus, 1766. European Commission, 49.

Panek M. 2019. Sytuacja zwierząt łownych w Polsce – wyniki monitoringu. Rok 2019. Stacja Badawcza PZŁ, Czempiń.

Panov E. 2008. Shrikes (*Laniidae*) of the world fauna. Ecology, behaviour, evolution. KMK Sci. Press Soc., Moscow. (In Russian).

Pateiro-Lopez B., Rodriguez-Casal A. 2019. alphahull: Generalization of the Convex Hull of a Sample of Points in the Plane. R package version 2.2. https://CRAN.R-project.org/package=alphahull.

Pągowski Z. 1979. Gnieżdżenie się rybitw czubatych (*Sterna sandvicensis*) w rejonie ujścia Wisły. Notatki Ornitologiczne 20: 50–51.

Peach W.J., Lovett L.J., Wotton S.R., Jeffs C. 2001. Countryside stewardship delivers cirl buntings (*Emberiza cirlus*) in Devon, UK. Biological Conservation 101: 361–373.

Pearce-Higgins J.W., Dennis P., Whittingham M. J., Yalden D.W. 2010. Impacts of climate on prey abundance account for fluctuations in a population of a northern wader at the southern edge of its range. Global Change Biology 16: 12–23.

Pearce-Higgins J.W., Brown D.J., Douglas D.J., Alves J.A., Bellio M., Bocher, P. Dann, P. 2017. A global threats overview for Numeniini populations: synthesising expert knowledge for a group of declining migratory birds. Bird Conservation International 27: 6–34.

PECMBS 2020. Pan-European Common Bird Monitoring Scheme. Dostęp z: https://pecbms.info/, dnia 30.10.2020.

Pedersen M.B. 1994. Jack Snipe. W: Tucker G.M., Heath M.F., Tomiałojć L., Grimmett R.F.A. 1994. Birds in Europe: Their Conservation Status, ss. 266–267. BirdLife International, Cambridge.

Pedersen M.B. 1997. *Lymnocryptes minimus* – Jack Snipe. W: Hagemeijer W.J.M., Blair M.J. (red.) The EBCC Atlas of Breeding Birds: Their Distribution and Abundance, ss. 286–287. T&AD Poyser. London.

Pellissier V., Schmucki R., Pe'er G., Aunins A., Brereton T.M., Brotons L., Carnicer J., Chodkiewicz T., Chylarecki P., del Moral J.C., Escandell V., Evans D., Foppen R., Harpke A., Heliölä J., Herrando S., Kuussaari M., Kühn E., Lehikoinen A., Lindström Å., Moshøj C.M., Musche M., Noble D., Oliver T.H., Reif J., Richard D., Roy D.B., Schweiger O., Settele J., Stefanescu C., Teufelbauer N., Touroult J., Trautmann S., van Strien A., van Swaay C.A.M., van Turnhout C., Vermouzek Z., Voříšek P., Jiguet F., Julliard R. 2020. Effects of Natura 2000 on nontarget bird and butterfly species based on citizen science data. Conservation Biology 34: 666–676.

Petkov N. 2006. The importance of extensive fishponds for Ferruginous Duck *Aythya nyroca* conservation. W: Boere G.C., Galbraith C.A., Stroud D.A. (red.) Waterbirds around the world, ss. 733–734. The Stationery Office, Edinburgh, UK.

Pienkowski M.J. 1984. Breeding biology and population dynamics of Ringed Plovers *Charadrius hiaticula* in Britain and Greenland: nest predation as a possible factor limiting distribution and time of breeding. Journal of Zoology 202: 83–114.

Płąchocki D., Doboszewski P. 2017. Dolina Dolnej Wisły – ostoja ptaków siewkowych. PwR, Toruń.

Poff N. L., Allan J. D., Bain M. B., Karr J. R., Prestegaard K. L., Richter B. D., Sparks R. E., Stromberg J. C. 1997. The natural flow regime. A paradigm for river conservation and restoration. Bioscience 47: 770–784.

Polak M. 2007. Food of nestling Great Bitterns *Botaurus stellaris* at fishpond complexes in eastern Poland. Bird Study 54: 280–283.

Polak M., Kasprzykowski Z. 2010. Reproduction parameters of the Great Bittern *Botaurus stellaris* in the fish ponds of eastern Poland. Acta Ornithologica 45: 75–81.

Polak M., Kasprzykowski Z. 2013. The effect of weather conditions on the breeding biology of the Eurasian Bittern *Botaurus stellaris* in eastern Poland. Ethology Ecology & Evolution 25: 243–252.

Polak M., Kasprzykowski Z., Kucharczyk M. 2008. Micro-Habitat Nest Preferences of the Great Bittern, *Botaurus stellaris*, on Fishponds in Central-Eastern Poland. Annales Zoologici Fennici 45: 102–108.

Princé K., Rouveyrol P., Pellissier V., Touroult J., Jiguet F. 2021. Long-term effectiveness of Natura 2000 network to protect biodiversity: A hint of optimism for common birds. Biological Conservation 253: 108871.

Prokopenko S.P., Vyetrov V.V., Myloboh Y.V. 2009. Sapsan *Falco peregrinus* Tunstall, 1771. W: Akimova I.A. (red.) 2009. Chervona knyha Ukrayiny. Tvarynnyy svit. Vydavnytstvo Hlobalkonsaltynh, Kyyiv.

Prudhomme C., Giuntoli I., Robinson E.L., Clark D.B., Arnell N.W., Dankers R., Hagemann S. 2014. Hydrological droughts in the 21st century, hotspots and uncertainties from a global multimodel ensemble experiment. Proceedings of the National Academy of Sciences 111: 3262–3267.

Prus P., Popek Z., Pawlaczyk P. 2017. Dobre praktyki utrzymania rzek. WWF Polska.

Psuty I., Szymanek L., Całkiewicz J., Ł. Dziemian Ł., Ameryk A., Ramutkowski M., Spich K., Wodzinowski T., Woźniczka A., Zaporowski. R. 2017. Opracowanie podstaw racjonalnego monitorowania przyłowu ptaków w celu zrównoważonego zarządzania rybołówstwem przybrzeżnym na morskich obszarach NATURA 2000. Gdynia, Morski Instytut Rybacki, Państwowy Instytut Badawczy. Dostęp z: https://mir.gdynia.pl/wp-content/uploads/2016/04/Psuty-i-in-2017.pdf, dnia 11.11.2020.

Pugacewicz E. 1993. Występowanie orzełka włochatego (*Hieraaetus pennatus*) w polskiej części Puszczy Białowieskiej. Notatki Ornitologiczne 34: 299–312.

Pugacewicz E. 2004. Awifauna lęgowa Bagna Wizna. Chrońmy Przyrodę Ojczystą 60: 17–46.

Pugacewicz E., Dmoch A. 2009. Bagno Wizna PLB200005 (IBA PL050). W: Chmielewski S., Stelmach R. (red.) Ostoje ptaków w Polsce – wyniki inwentaryzacji, część 1, ss. 59–70. Bogucki Wydawnictwo Naukowe, Poznań.

Pugacewicz G. 2012. Pozaleśne stanowisko droździka *Turdus iliacus* w Puszczy Białowieskiej. Dubelt 4: 107–110.

Puigcerver M., Sanchez-Donoso I., Vilà C., Sardà-Palomera F., García-Galea E., Rodríguez-Teijeiro J.D., 2014. Decreased fitness of restocked hybrid quails prevents fast admixture with wild European quails. Biological Conservation 171: 74–81.

Raab R., Schütz S., Spakovszky P., Julius E., Schulze C.H. 2012. Underground cabling and marking of power lines: conservation measures rapidly reduced mortality of West-Pannonian Great Bustards *Otis tarda*. Bird Conservation International 22: 299–306.

Rakhimberdiev E., Verkuil Y.I., Saveliev A.A., Väisänen R.A., Karagicheva J., Soloviev M.Y., Tomkovich P.S., Piersma T. 2011. A global population redistribution in a migrant shorebird detected with continent-wide qualitative breeding survey data. Diversity and Distributions 17: 144–151.

Ratajczak J., Lorek G., Stępniewski J., Kuźniak S. 2012. Pierwsze stwierdzenie lęgu łęczaka *Tringa glareola* w Wielkopolsce. Ptaki Wielkopolski 1: 172–174.

Raudonikis L. 2004. Important bird areas of the European Union importance in Lithuania. Lithuanian Ornithological Society & Institute of Ecology of Vilnius University. Lutute, Vilnius.

Reif J., Reifová R., Skoracka, A., Kuczyński L. 2018. Competition-driven niche segregation on a landscape scale: Evidence for escaping from syntopy towards allotopy in two coexisting sibling passerine species. Journal of Animal Ecology 87: 774–789.

Reifová R., Reif J., Antczak M., Nachman M.W. 2011. Ecological character displacement in the face of gene flow: Evidence from two species of nightingales. BMC Evolutionary Biology 11: 138.

Richter B. D., Baumgartner J. V., Wigington R., Braun D. P. 1997. How much water does a river need? Freshwater Biology 37: 231–249.

Roberge J.M., Angelstam P. 2006. Indicator species among resident forest birds–a cross-regional evaluation in northern Europe. Biological Conservation 130: 134–147.

Roberge J.M., Angelstam P., Villard M.A. 2008. Specialised woodpeckers and naturalness in hemiboreal forests–deriving quantitative targets for conservation planning. Biological Conservation 141: 997–1012.

Robinson J.A., Hughes B. 2006. International Single Species Action Plan for the Conservation of the Ferruginous Duck *Aythya nyroca*. CMS Technical Series No. 12 & AEWA Technical Series No. 7. Bonn, Germany.

Rocha P., Morales M.B., Moreira F. 2013. Nest site habitat selection and nesting performance of the Great Bustard *Otis tarda* in southern Portugal: implications for conservation. Bird Conservation International 23: 323–336.

Rodríguez-Teijeiro J.D., Gordo O., Puigcerver Oliván M., Gallego S., Vinyoles Cartanyà D., Ferrer i Parareda X. 2005. African climate warming advances spring arrival of the Common Quail *Coturnix coturnix*. Ardeola 52: 159–162.

Rodrıguez-Ruiz J., de la Puente J., Parejo D., Valera F., Calero-Torralbo M.A., Reyes-Gonzalez M.R., Zajkova Z., Bermejo A., Aviles J.M. 2014. Disentangling Migratory Routes and Wintering Grounds of Iberian Near-Threatened European Rollers *Coracias garrulus*. PLoS ONE 9(12): e115615.

Rodríguez-Teijeiro J.D., Sardà-Palomera F., Nadal J., Ferrer X., Ponz C., Puigcerver M. 2009. The effects of mowing and agricultural landscape management on population movements of the common quail. Journal of Biogeography 36: 1891–1898.

Rondinini C., Di Marco M., Visconti P., Butchart, S.H., Boitani, L. 2014. Update or outdate: long-term viability of the IUCN Red List. Conservation Letters 7: 126–130.

Roodbergen M., Teunissen W. 2019. Meadow birds in the Netherlands. Wader Study 126: 7–18.

Roodbergen M., van der Werf B., Hötker H. 2012. Revealing the contributions of reproduction and survival to the Europe-wide decline in meadow birds: Review and meta-analysis. Journal of Ornithology 153: 53–74.

Różycki A., Chodkiewicz T., Elas M., Tusiński R. 2020. Rozmieszczenie i liczebność populacji lęgowej wybranych gatunków ptaków w Dolinie Środkowej Wisły na odcinku od ujścia Pilicy (km 457) do Płocka (km 625) w latach 2015–2019. Fundacja WWF Polska, Warszawa.

Rüduger W. 1916. Seltene Brutvögel in der Neumark. Helios, Organ d. Naturw. Ver. Reg.-Bez. Frankfurt 28: 115–120.

Rüppel L., Rüppel W. 1938. Zum Brutvorkommen von C*olymbus arcticus* in der Greinzmark. Ornithologische Monatsberichte 46: 181.

Ryabitsev V.K., Alekseeva N.S. 1998. Nesting density dynamics and site fidelity of waders on the middle and northern Yamal. International Wader Studies 10: 195–200.

Sanchez-Donoso I., Morales-Rodriguez P.A., Puigcerver M., Caballero de la Calle, J.R. Vilà, C., Rodríguez-Teijeiro J.D. 2016. Postcopulatory sexual selection favors fertilization success of restocking hybrid quails over native Common quails (*Coturnix coturnix*). Journal of Ornithology 157: 33–42.

Sanchez-Donoso I., Vilà C., Puigcerver M., Butkauskas D., Calle J.R.C., de la Morales-Rodríguez P.A., Rodríguez-Teijeiro J.D. 2012. Are Farm-Reared Quails for Game Restocking Really Common Quails (*Coturnix coturnix*)?: A Genetic Approach. PLOS ONE 7(6): e39031.

Sanderson F. J., Pople R. G., Ieronymidou C., Burfield I. J., Gregory R. D., Willis S. G., Howard C., Stephens P. A., Beresford A. E., Donald P. F. 2016. Assessing the Performance of EU Nature Legislation in Protecting Target Bird Species in an Era of Climate Change. Conservation Letters 9: 172–180.

Sanderson F. J., Kucharz M., Jobda M., Donald P. F. 2013. Impacts of agricultural intensification and abandonment on farmland birds in Poland following EU accession. Agriculture, Ecosystems & Environment 168: 16–24.

Santangeli A., Hakkarainen H., Laaksonen T. Korpimäki. 2012. Home range size is determined by habitat composition but feeding rate by food availability in male Tengmalm's owls. Animal Behaviour 83: 1115–1123.

Santangeli A., Arroyo B., Millon A.,Bretagnolle V. 2015. Identifying effective actions to guide volunteer-based and nationwide conservation efforts for a ground-nesting farmland bird. Journal of Applied Ecology 52: 1082–1091.

Sardà-Palomera F., Puigcerver M., Brotons L., Rodríguez-Teijeiro J.D. 2012. Modelling seasonal changes in the distribution of Common Quail *Coturnix coturnix* in farmland landscapes using remote sensing. Ibis 154: 703–713.

Schalow H. 1916. Beitrage zur Vogelfauna der Mark Brandenburg. Deutsche Ornithologische Gesellschaft, Berlin.

Schaub M., Kania W., Köppen U. 2005. Variation of primary production during winter induces synchrony in survival rates in migratory white storks *Ciconia ciconia*. Journal of Animal Ecology 74: 656–666.

Schaub T., Klaassen R.H.G., Bouten W., Schlaich A.E., Koks B.J. 2020. Collision risk of Montagu's Harriers *Circus pygargus* with wind turbines derived from high-resolution GPS tracking. Ibis 162: 520–534.

Scheufler H., Stiefel A. 1985. Der Kampflaufer. A. Ziemsen Verlag, Wittenber Lutherstadt.

Schlaich A.E., Klaassen R.H.G., Bouten W., Both C., Koks B.J. 2015. Testing a novel agri-environment scheme based on the ecology of the target species, Montagu's Harrier *Circus pygargus*. Ibis 157: 713–721.

Schmidt-Rothmund D., Dennis R., Saurola P. 2014. The Osprey in the Western Palearctic: Breeding Population Size and Trends in the Early 21st Century. Journal of Raptor Research 48: 375–386.

Schneider C., Flörke M., Geerling G., Duel H., Grygoruk M., Okruszko T. 2011. The future of European floodplain wetlands under a changing climate. Journal of Water and Climate Change 2: 106–122.

Scridel D., Brambilla M., Martin K., Lehikoinen A., Iemma A., Matteo A., Rolando A. 2018. A review and meta-analysis of the effects of climate change on Holarctic mountain and upland bird populations. Ibis 160: 489–515.

Selås V., Sonerud G. A., Framstad E., Kålås J. A., Kobro S., Pedersen H. B., Wiig Ø. 2011. Climate change in Norway: warm summers limit grouse reproduction. Population Ecology 53: 361–371.

Shealer D.A., Buzzell J.M., Heiar J.P. 2006. Effect of floating nest platforms on the breeding performance of Black Terns. Journal of Field Ornithology 77: 184–194.

Shitikov D.A., Vaytina T.M., Gagieva V.A., Fedchuk D.V. 2015. Breeding success affects site fidelity in a Whinchat *Saxicola rubetra* population in abandoned fields. Bird Study 62: 96–105.

Shrubb M. 2007. The Lapwing. T. & A. D. Poyser, London.

Sikora A. 1996. Ekologia rozrodu szlachara *Mergus serrator* na Pojezierzu Kaszubskim. Notatki Ornitologiczne 37: 5–24.

Sikora A. 2001a. Ostrygojad (*Haematopus ostralegus*). W: Głowaciński Z. (red.) Polska czerwona księga zwierząt. Kręgowce. ss. 187–189. PWRiL, Warszawa.

Sikora A. 2001b. Szlachar (*Mergus serrator*). W: Głowaciński Z. (red.) Polska czerwona księga zwierząt. Kręgowce. ss. 129–131. PWRiL, Warszawa.

Sikora A. 2007a. Ostrygojad *Haematopus ostralegus*. W: Sikora A., Rohde Z., Gromadzki M., Neubauer G., Chylarecki P. (red.) Atlas rozmieszczenia ptaków lęgowych Polski 1985–2004, ss. 182–183. Bogucki Wydawnictwo Naukowe, Poznań.

Sikora A. 2007b. Szlachar *Mergus serrator*. W: Sikora A., Rohde Z., Gromadzki M., Neubauer G., Chylarecki P. (red.) Atlas rozmieszczenia ptaków lęgowych Polski 1985–2004, ss. 84–85. Bogucki Wydawnictwo Naukowe, Poznań.

Sikora A. 2012. Opuszczenie lęgowisk pomorskich przez szlachara *Mergus serrator*. Ptaki Pomorza 3: 31–40.

Sikora A., Chylarecki P. 2007. Pliszka cytrynowa *Motacilla citreola*. W: Sikora A., Rohde Z., Gromadzki M., Neubauer G., Chylarecki P. (red.) Atlas rozmieszczenia ptaków lęgowych Polski 1985–2004, ss. 336–337. Bogucki Wydawnictwo Naukowe, Poznań.

Sikora A., Maniakowski M. 2000. Zimowanie bekasika *Lymnocryptes minimus* w północnej i środkowej Polsce. Notatki Ornitologiczne 4: 225–238.

Sikora A., Półtorak W. 2019. Zmiany liczebności żurawia *Grus grus* i łęczaka *Tringa glareola* w rezerwacie Bielawa w latach 1983–2019 oraz wpływ działań ochronnych na awifaunę. Ornis Polonica 60: 285–299.

Sikora A., Ławicki Ł. Kajzer Z., Antczak J., Kotlarz B. 2013. Rzadkie ptaki lęgowe na Pomorzu w latach 2000–2012. Ptaki Pomorza 4: 5–81.

Sikora A., Neubauer G., Sulej A. 2016. Cenne gatunki ptaków i znaczenie OSO Natura 2000 Puszcza Borecka. Ornis Polonica 57: 12–28.

Sikora A., Rohde Z., Gromadzki M., Neubauer G., Chylarecki P. (red.) 2007. Atlas rozmieszczenia ptaków lęgowych Polski 1985–2004. Bogucki Wydawnictwo Naukowe, Poznań.

Sikora A., Sołowiej M., Kajzer Z., Ławicki Ł., Ściborski M., Kośmicki A. 2011. Nowe stanowiska lęgowe pliszki cytrynowej *Motacilla citreola* na Pomorzu. Ptaki Pomorza 2: 127–133.

Sikora A., Szymkiewicz M., Górski A., Neubauer G. 2015. Awifauna lęgowa OSO Puszcza Napiwodzko-Ramucka za szczególnym uwzględnieniem gatunków priorytetowych. Ornis Polonica 56: 190–211.

Sikora A., Wieloch M., Chylarecki P. 2012. Stan populacji lęgowej łabędzia krzykliwego *Cygnus cygnus* w Polsce. Ornis Polonica 53: 69–85.

Sikora A., Wieloch M., Rohde Z. 2020a. Monitoring Łabędzia Krzykliwego. W: Chodkiewicz T., Wardecki Ł. Monitoring ptaków pospolitych, terenów podmokłych i leśnych z uwzględnieniem obszarów specjalnej ochrony ptaków Natura 2000, lata 2018–2021. Sprawozdanie z prac terenowych i opracowanie wyników uzyskanych w sezonie lęgowym w 2012 roku. GIOŚ, Warszawa.

Sikora A., Wieloch M., Rohde Z. 2020b. Monitoring Podgorzałki. W: Chodkiewicz T., Wardecki Ł. Monitoring ptaków pospolitych, terenów podmokłych i leśnych z uwzględnieniem obszarów specjalnej ochrony ptaków Natura 2000, lata 2018–2021. Sprawozdanie z prac terenowych i opracowanie wyników uzyskanych w sezonie lęgowym w 2020 roku. GIOŚ, Warszawa.

Skov H., Heinänen S, Žydelis R, Bellebaum J., Bzoma S., Dagys M., Durinck J., Garthe S., Grishanov G., Hario M., Kieckbusch J.J., Kube J., Kuresoo A., Larsson K., Luigujoe L., Meissner W., Nehls H.W., Nilsson L., Petersen I.K., Roos M.M., Pihl S., Sonntag N., Stock A., Stipniece A., Wahl J. 2011. Waterbird Populations and Pressures in the Baltic Sea. TemaNord, Copenhagen.

Skórka P., Martyka R., Wójcik J.D., Babiarz T., Skórka J. 2006. Habitat and nest site selection in the Common Gull *Larus canus* in southern Poland: Significance of man-made habitats for conservation of an endangered species. Acta Ornithologica 41: 137–144.

Smart J., Gill J.A., Sutherland W. J., Watkinson A.R. 2006. Grassland-breeding waders: Identifying key habitat requirements for management. Journal of Applied Ecology 43: 454–463.

Smart J., Amar, A., O'Brien M., Grice P., Smith K. 2008. Changing land management of lowland wet grasslands of the UK: impacts on snipe abundance and habitat quality. Animal Conservation 11: 339–351.

Sokołowski J. 1972. Ptaki ziem polskich. Wyd. 2. PWN, Warszawa.

Sondell J., Durà C., Persson M. 2019. Breeding prerequisites for ortolan bunting *Emberiza hortulana* in Swedish farmland, with special focus on foraging. Ornis Svecica 29: 5–25.

Sonerud G.A., Solheim R., Jacobsen B.V. 1986. Home-range use and habitat selection during hunting in a male Tengmalm's Owl *Aegolius funereus*. Fauna norvegica C. Cinclus 9: 100–106.

Sottas C., Reif J., Kuczyński L., Reifová R. 2018. Interspecific competition promotes habitat and morphological divergence in a secondary contact zone between two hybridizing songbirds. Journal of Evolutionary Biology 31: 914–923.

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 Ecology and Management 258: 697–703.

Stajszczyk M. 2007a. Gadożer *Circaetus gallicus*. W: Sikora A., Rohde Z., Gromadzki M., Neubauer G., Chylarecki P. 2007 (red.) Atlas rozmieszczenia ptaków lęgowych Polski 1985–2004, ss. 138–139. Bogucki Wydawnictwo Naukowe, Poznań.

Stajszczyk M. 2007b. Orzełek *Aquila pennata*. W: Sikora A., Rohde Z., Gromadzki M., Neubauer G., Chylarecki P. (red.) Atlas rozmieszczenia ptaków lęgowych Polski 1985–2004, ss. 520. Bogucki Wydawnictwo Naukowe, Poznań.

Stanbury A., Brown A., Eaton M., Aebischer N., Gillings S., Hearn R., Noble D., Stroud D., Gregory, R. 2017. The risk of extinction for birds in Great Britain. British Birds 110: 502–517.

Stasiak J. 2011. Pierwsze stwierdzenie lęgu łęczaka *Tringa glareola* na Śląsku. Ptaki Śląska 18: 97–99.

Stasiak K., Chodkiewicz T. 2020. Monitoring Wodniczki. W: Chodkiewicz T., Wardecki Ł. Monitoring ptaków pospolitych, terenów podmokłych i leśnych z uwzględnieniem obszarów specjalnej ochrony ptaków Natura 2000, lata 2018–2021. Sprawozdanie z prac terenowych i opracowanie wyników uzyskanych w sezonie lęgowym w 2020 roku. GIOŚ, Warszawa.

Stawarczyk T., Cofta T., Kajzer Z., Lontkowski J., Sikora A. 2017. Rzadkie ptaki Polski. Agencja Reklamowo-Wydawnicza Studio B&W Wojciech Janecki, Sosnowiec.

Stephens P. A., Mason L. R., Green R. E., Gregory R. D., Sauer J. R., Alison J., Aunins A., Brotons L., Butchart S. H. M., Campedelli T., Chodkiewicz T., Chylarecki P., Crowe O., Elts J., Escandell V., Foppen R. P. B., Heldbjerg H., Herrando S., Husby M., Jiguet F., Lehikoinen A., Lindstrom A., Noble D. G., Paquet J.-Y., Reif J., Sattler T., Szep T., Teufelbauer N., Trautmann S., Van Strien A. J., van Turnhout C. A. M., Vorisek P., Willis S. G. 2016. Consistent response of bird populations to climate change on two continents. Science 352: 84–87.

Stępniewski K., Cichocki W. 2011. Rozmieszczenie, liczebność i preferencje siedliskowe pomurnika *Tichodroma muraria* w polskich Tatrach. Chrońmy Przyrodę Ojczystą 67: 399–414.

Stiefel A., Scheufler H. 1984. Der Rotschenkel. A. Ziemsen Verlag, Wittenberg Lutherstadt.

Stienen E.W.M, Jonard A., Brenninkmeijer A. 1998. Tern trapping along the Senegalese coast. Sula 12: 19–26.

Stienen E.W.M. 2006. Living with Gulls. Trading off food and predation in the Sandwich Tern *Sterna sandvicensis*. PhD thesis University of Groningen, The Netherlands. Dostęp z: http://dissertations.ub.rug.nl/faculties/science/2006/e.w.m.stienen/

Stop E-40 2020. Dostęp z: https://stope40.org/, z dnia 15.12.2020.

Storch I. 2007. Grouse: Status Survey and Conservation Action Plan 2006–2010. Gland, Switzerland: IUCN and Fordingbridge, UK: World Pheasant Association.

Stowarzyszenie „Sokół" 2020. Aktualności, Dostęp z: www.peregrinus.pl/pl/aktualnosci, dnia 27.10.2020.

Stój M. 2016. Orzeł przedni *Aquila chrysaetos*. W: Wilk T., Bobrek R., Pępkowska-Król A., Neubauer G., Kosicki J.Z. (red.) Ptaki polskich Karpat – stan, zagrożenia, ochrona. OTOP, Marki.

Stój M. 2019. Populacja orła przedniego *Aquila chrysaetos* w polskich Karpatach w latach 2016–2018. Chrońmy Przyrodę Ojczystą 75: 16–29.

Strebel G., Jacot A., Horch P., Spaar R. 2015. Effects of grassland intensification on Whinchats *Saxicola rubetra* and implications for conservation in upland habitats. Ibis 157: 250–259.

Strod T., Izhaki I., Arad Z., Katzir G. 2008. Prey detection by great cormorant (*Phalacrocorax carbo sinensis*) in clear and in turbid water. Journal of Experimental Biology 211: 866–872.

Sueur F., Wroza S. 2018. Parrot Crossbills *Loxia pytyopsittacus* in France (2017–2018). Alauda 86: 153–156.

Sumrada T., Kmecl P., Erjavec E. 2021. Do the EU's Common agricultural policy funds negatively affect the diversity of farmland birds? Evidence from Slovenia. Agriculture, Ecosystyems and Environment 306: 107200.

Szymkowiak J., Skierczyński M., Kuczyński L. 2014. Are buntings good indicators of agricultural intensity? Agriculture, Ecosystems and Environment 188: 192–197.

Szyra D. 2012. Awifauna wodno-błotna stawów Wielikąt – stan aktualny oraz zmiany liczebności. Przegląd Przyrodniczy 23: 42–65.

Ściborska M. 2004. Breeding biology of the citrine wagtail (*Motacilla citreola*) in the Gdańsk region (N Poland). Journal of Ornithology 145: 41–47.

Ściborski M. 2005. Awifauna rezerwatu „Beka" – efekty ochrony czynnej. Ptasie Ostoje, ss. 41–48. OTOP, Gdańsk.

Tanneberger F., Kozulin A., Poluda A., Bellebaum J., Lachmann L., Flade M. 2018. W: Tanneberger F., Kubacka J. (red.) 2018. The Aquatic Warbler Conservation Handbook. Brandenburg State Office for Environment (LFU), Potsdam.

Taylor B., Christie D.A. 2020. European Pied Flycatcher (*Ficedula hypoleuca*), version 1.0. W: Billerman S.M., Keeney B.K., Rodewald P.G., Schulenberg T.S. (red.) Birds of the World. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. doi.org/10.2173/bow.eupfly1.01

Taylor E.C., Green R.E., Perrins J. 2007. Stone-curlews *Burhinus oedicnemus* and recreational disturbance: Developing a management tool for access. Ibis 149: S37–S44.

Taylor B., Kirwan G.M. 2020. Corn Crake (*Crex crex*), version 1.0. W: del Hoyo J., Elliott A., Sargatal J., Christie D.A., de Juana E. (red.) Birds of the World. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. doi.org/10.2173/bow.corcra.01

Teunissen W., Schekkerman H., Willems F., Majoor F. 2008. Identifying predators of eggs and chicks of Lapwing *Vanellus vanellus* and Black-tailed Godwit *Limosa limosa* in the Netherlands and the importance of predation on wader reproductive output. Ibis 150: S74–S85.

Thompson S., Hazel A., Bailey N., Bayliss J., Lee J. T. 2004. Identifying potential breeding sites for the stone curlew (*Burhinus oedicnemus*) in the UK. Journal for Nature Conservation 12: 229–235.

Thorup O. 1998. Ynglefuglene pa Tipperne 1928–1992. Dansk Ornitologisk Forenings Tidsskrift 92: 1–192.

Thorup O. 2006. Breeding Waders in Europe 2000. International Wader Studies 14: International Wader Study Group, UK.

Thorup O. 2016. Timing of breeding in Ruff *Philomachus pugnax:* A crucial parameter for management and use of wet grassland in Western Europe. Wader Study 123: 49–58.

Tischler F. 1941. Die Vögel Ostpreußens und seiner Nachbargebiete. OEV, Königsberg und Berlin.

Tobółka M., Szymański P., Kuźniak S., Maćkowiak S., Kaczmarek S., Maliczak J., Michalak W., Ratajczak J., Sieracki P., Stępniewski J. 2011. Spadek liczebności populacji lęgowej gawrona *Corvus frugilegus* na Ziemi Leszczyńskiej. Ornis Polonica 52: 107–116.

Tome D., Denac D. 2012. Survival and development of predator avoidance in the post-fledging period of the Whinchat (*Saxicola rubetra*): consequences for conservation measures. Journal of Ornithology 153: 131–138.

Tome D., Denac D., Vrezec A. 2020. Mowing is the greatest threat to Whinchat *Saxicola rubetra* nests even when compared to several natural induced threats. Journal for Nature Conservation 54.

Tomialojć L. 1990. Ptaki Polski: rozmieszczenie i liczebność. PWN, Warszawa.

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

Trierweiler C. 2010. Travels to feed and food to breed: The annual cycle of a migratory raptor, Montagu's harrier, in a modern world. Groningen.

Tucker G.M., Heath M.H. 1994. Birds in Europe: their conservation status. BirdLife International, Cambridge.

Tumiel T., Białomyzy P., Grygoruk G., Korniluk M., Świętochowski P., Wereszczuk M. 2020. Wybrane gatunki ptaków lęgowych OSO Bagienna Dolina Narwi w latach 2011 i 2012 oraz zmiany ich liczebności. Ornis Polonica 61: 1–13.

Tumiel T., Białomyzy P., Grygoruk G., Korniluk M., Świętochowski P., Wereszczuk M., Skierczyński M. 2013. Cenne i nieliczne ptaki lęgowe na Obszarze Specjalnej Ochrony Puszcza Knyszyńska. Ornis Polonica 54: 170–186.

Tumiel T., Grygoruk G. 2009. Pierwszy w czasach współczesnych przypadek lęgu łęczaka *Tringa glareola* na Nizinie Północnopodlaskiej. Dubelt 1: 76–78.

Tyler S. 2020. Water Pipit (*Anthus spinoletta*), version 1.0. W: del Hoyo J., Elliott A., Sargatal J., Christie D.A., de Juana E. Birds of the World. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. doi.org/10.2173/bow.watpip1.01

Tyler S., Christie D.A. 2020. Tawny Pipit (*Anthus campestris*), version 1.0. W: del Hoyo J., Elliott A., Sargatal J., Christie D.A., de Juana E. Birds of the World. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. doi.org/10.2173/bow.tawpip1.01

Väisänen R.A., Lehikoinen A., Sirkiä P. 2017. Monitoring population changes of land birds species breeding in Finland in 1975–2017. Linnut 2017: 16–31.

van de Pol M., Atkinson P., Blew J., Crowe O., Delany S., Duriez O., Ens B.J., Hälterlein B., Hötker H., Laursen K., Oosterbeek K., Petersen A., Thorup O., Tjørve K., Triplet P., Yésou P. 2014. A global assessment of the conservation status of the nominate subspecies of Eurasian Oystercatcher *Haematopus ostralegus ostralegus*. International Wader Studies 20: 47–61.

van der Winden J. 2005. Black Tern *Chlidonias niger* conservation in The Netherlands – a review. Vogelwelt 126: 187–193.

Van Gils J., Wiersma P., Kirwan G.M., Sharpe C.J. 2020. Great Snipe (*Gallinago media*), version 1.0. W: del Hoyo J., Elliott A., Sargatal J., Christie D.A., de Juana E. (red.) Birds of the World. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. doi.org/10.2173/bow.gresni1.01

van Kleunen A., Foppen R., van Turnhout C. 2017. Basisrapport voor de Rode Lijst Vogels 2016 volgens Nederlandse en IUCN-criteria. Sovon-rapport 2017/34. Sovon Vogelonderzoek Nederland, Nijmegen.

Verkuil Y. I., Karlionova N., Rakhimberdiev E., Jukema J., Wijmenga J. J., Hooijmeijer J.C.E.W., Pinchuk P., Wymenga E., Baker A. J., Piersma T. 2012. Losing a staging area: Eastward redistribution of Afro-Eurasian ruffs is associated with deteriorating fuelling conditions along the western flyway. Biological Conservation 149: 51–59.

Village A. 1987. Numbers, territory-size and turnover of Short-eared Owls *Asio flammeus* in relation to vole abundance. Ornis Scandinavica 18: 198–204.

Vlug J.J. 2018. The Red-necked Grebe – a Monograph of a Vociferous Inhabitant of Marshy Lakes. Corax 23 (Sonderheft 1): 1–318.

Vyetrov V.V., Myloboh Y.V. 2009. Orel-karlik *Hieraaetus pennatus* (Gmelin, 1788). W: Akimova I.A. (red.) 2009. Chervona knyha Ukrayiny. Tvarynnyy svit. Vydavnytstvo Hlobalkonsaltynh, Kyyiv.

Walther B.A., Taylor P.B., Schäffer N., Robinson S., Jiguet F. 2013. The African wintering distribution and ecology of the Corncrake *Crex crex*. Bird Conservation International 23: 309–322.

Wernham C.M., Toms J., Marchant J., Clark G., Siriwardena S., Baillie S. 2002. The migration atlas: movements of the birds of Britain and Ireland. British Trust for Ornithology, Thetford, United Kingdom.

White C.M., Clum N.J., Cade T.J., Hunt W.G. 2020. Peregrine Falcon (*Falco peregrinus*), version 1.0. W: Billerman S.M. (red.) Birds of the World. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. doi.org/10.2173/bow.perfal.01

Whitfield D.P., Fielding A.H., Mcleod D.R., Morton K., Stirling-Aird P., Eaton M.A. 2007. Factors constraining the distribution of Golden Eagles *Aquila chrysaetos* in Scotland. Bird Study 54: 199–211.

Wiehle D. 2020. Zmiany awifauny lęgowej Doliny Dolnej Skawy. Ornis Polonica 61: 88–116.

Wiehle D. Bonczar Z. 2007. Śmiertelność ptaków w warunkach stawów rybnych. Notatki Ornitologiczne 48: 163–173.

Wiehle D., Malczyk P. 2009. Gniazdowanie hełmiatek *Netta rufina* na stawach rybnych koło Zatora. Notatki Ornitologiczne 50: 42–48.

Wieland P. 2012. Sokół wędrowny. Monografia przyrodnicza. Klub Przyrodników, Świebodzin.

Wieloch M. 1999. Changes in the number of Ferruginous Duck in Poland. Vogelwelt 120: 305–306.

Wieloch M. 2003. The status of the Ferruginous Duck in Poland. W: Petkov N., Hughes B., Gallo-Orsi U. (red.) Ferruginous Duck: from research to conservation. Conservation Series 6: 28-31.

Wieloch M. 2007. Rybitwa czubata *Sterna sandvicensis*. W: Sikora A., Rohde Z., Gromadzki M., Neubauer G., Chylarecki P. (red.) Atlas rozmieszczenia ptaków lęgowych Polski 1985–2004, ss. 240–241. Bogucki Wydawnictwo Naukowe, Poznań.

Wiggins D.A., Holt D.W., Leasure S.M. 2020. Short-eared Owl (*Asio flammeus*), version 1.0. W: Billerman S.M. (red.) Birds of the World. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. doi.org/10.2173/bow.sheowl.01

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

Wilk T., Bobrek R., Pępkowska-Król A., Neubauer G., Kosicki J.Z. (red.) 2016. Ptaki polskich Karpat – stan, zagrożenia, ochrona. OTOP, Marki.

Wilk T., Kajtoch Ł., Bielański W. 2009. The third record of breeding Citrine Wagtail (*Motacilla citreola*) in Slovakia. Tichodroma 21: 96–98.

Wilk T., Mazgaj Sz. 2016. Gniazdowanie rybitwy białoczelnej *Sternula albifrons* w dolinie dolnego Dunajca. Ornis Polonica 57: 71–76.

Wilson L.J., Rendell-Read S., Lock L., Drewitt A.L., Bolton M. 2020. Effectiveness of a five-year project of intensive, regional-scale, coordinated management for little terns *Sternula albifrons* across the major UK colonies. Journal for Nature Conservation 53: 125779.

Winiecki A. 2000. Burhinus oedicnemus (L., 1758) – kulon. W: Bednorz J., Kupczyk M., Kuźniak S., Winiecki A. (red.) Ptaki Wielkopolski: monografia faunistyczna, ss. 205–206. Bogucki Wydawnictwo Naukowe, Poznań.

Winiecki A., Mielczarek S. 2018. Awifauna lęgowa OSO Dolina Środkowej Warty – stan współczesny i zmiany w latach 1975–2015. Ornis Polonica 59: 17–55.

Witkowski J. 1990. Kulon – *Burhinus oedicnemus* (L. 1758). W: Dyrcz A., Grabiński W., Stawarczyk T., Witkowski J. (red.) Ptaki Śląska, ss. 198–199. Uniwersytet Wrocławski, Wrocław.

Witkowski J., Orłowska B. 2012. Zmiany ilościowe w awifaunie lęgowej stawów milickich w okresie 1995–2010. Ornis Polonica 53: 1–22.

Witkowski J., Orłowska B., Ranoszek E., Stawarczyk T. 1995. Awifauna doliny Baryczy. Notatki Ornitologiczne 36: 5–74.

Wood S. 2017. Generalized Additive Models: An Introduction with R, Second Edition. Texts in Statistical Science. 2nd edn. Chapman and Hall/CRC.

Wójciak J., Biaduń W., Buczek T., Piotrowska M. 2005. Atlas ptaków lęgowych Lubelszczyzny. Lubelskie Towarzystwo Ornitologiczne, Lublin.

Wójciak J., Mikusek R., Profus P. 2007. Puchacz *Bubo bubo*. W: Sikora A., Rohde Z., Gromadzki M., Neubauer G., Chylarecki P. (red.) Atlas rozmieszczenia ptaków lęgowych Polski 1985–2004, ss. 266–267. Bogucki Wydawnictwo Naukowe, Poznań.

Wylegała P. 2007a. Cyranka *Anas querquedula*. W: Sikora A., Rohde Z., Gromadzki M., Neubauer G., Chylarecki P. (red.) Atlas rozmieszczenia ptaków lęgowych Polski 1985–2004, ss. 68–69. Bogucki Wydawnictwo Naukowe, Poznań.

Wylegała P. 2007b. Kszyk *Gallinago gallinago*. W: Sikora A., Rohde Z., Gromadzki M., Neubauer G., Chylarecki P. (red.) Atlas rozmieszczenia ptaków lęgowych Polski 1985–2004, ss. 204–205. Bogucki Wydawnictwo Naukowe, Poznań.

Wylegała P. 2007c. Płaskonos *Anas clypeata*. W: Sikora A., Rohde Z., Gromadzki M., Neubauer G., Chylarecki P. (red.) Atlas rozmieszczenia ptaków lęgowych Polski 1985–2004, ss. 70–71. Bogucki Wydawnictwo Naukowe, Poznań.

Wylegała P. 2007d. Rożeniec *Anas acuta*. W: Sikora A., Rohde Z., Gromadzki M., Neubauer G. Chylarecki P. (red.) Atlas rozmieszczenia ptaków lęgowych Polski 1985–2004, ss. 66–67. Bogucki Wydawnictwo Naukowe, Poznań.

Wylegała P. 2013. Awifauna lęgowa pradolinowego odcinka doliny Noteci – stan aktualny oraz zmiany liczebności. Ptak Wielkopolski 2: 3–17.

Wylegała P., Ławicki Ł. 2019. Głowienka, czernica, cyraneczka, łyska – stan populacji w Polsce i wpływ gospodarki łowieckiej. Opinia na potrzeby Polskiego Komitetu Krajowego IUCN. PTOP Salamandra, Poznań.

Wylegała P., Maluśkiewicz M. 2014. Wzrost liczebności kani czarnej *Milvus migrans* w Dolinie Dolnej Noteci. Ptaki Wielkopolski 4: 65–83.

Wylegała. P. Batycki A., Kasprzak A. 2012. Awifauna Doliny Dolnej Noteci – stan aktualny oraz zmiany liczebności. Ornis Polonica 53: 39–49.

Wylegała P., Kasprzak A., Batycki A. 2013. Liczebności wybranych gatunków ptaków w dolinie Warty pomiędzy Poznaniem a Skwierzyną w roku 2013. Ptaki Wielkopolski 3: 30–35.

Wylegała P., Krąkowski B., Batycki A., Cierplikowski D. 2012a. Zmiany liczebności lęgowych ptaków wodno-błotnych w Nadgoplu w latach 1988–2011. Ornis Polonica 53: 50–57.

Wylegała P., Kuczyński L., Winiecki A., Mielczarek S. 2012b. Stan populacji, zmiany liczebności i sukces lęgowy czajki *Vanellus vanellus* w Wielkopolsce. Ptaki Wielkopolski 3: 122–129.

Wylegała P., Kujawa D., Batycki A., Krąkowski B., Białek M. 2013. Populacja lęgowa gawrona *Corvus frugilegus* w północnej Wielkopolsce – stan aktualny i zmiany liczebności. Ptaki Wielkopolski 2: 101–110.

Wylegała P., Winiecki A., Mielczarek S., Antczak M., Chylarecki P. 2011. Spadek liczebności rycyka *Limosa limosa* w Wielkopolsce w latach 1980 – 2011. Ptaki Wielkopolski 1: 119–126.

Zajączkowski G., Jabłoński M., Jabłoński T., Kowalska A., Małachowska J., Piwnicki J. 2019 Raport o stanie lasów w Polsce 2018. Państwowe Gospodarstwo Leśne Lasy Państwowe. Centrum Informacyjne Lasów Państwowych, Warszawa.

Zawadzka D. 2014. Podręcznik najlepszych praktyk ochrony głuszca i cietrzewia. Centrum Koordynacji Projektów Środowiskowych, Warszawa.

Zawadzka D. 2018. Dziuple w ekosystemach leśnych: formowanie, rozmieszczenie, znaczenie ekologiczne i wskazania ochronne. Sylwan 162: 509–520.

Zawadzka D., Zawadzki G. 2017. Charakterystyka drzew gniazdowych dzięcioła czarnego w Puszczy Augustowskiej. Sylwan 161: 1002–1009.

Zawadzka D., Zawadzki J. 1995. Wstępna charakterystyka awifauny Wigierskiego Parku Narodowego. Notatki Ornitologiczne 36: 297–309.

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. Studia i Materiały CEPL w Rogowie 2: 89–104.

Zawadzka D., Żurek Z., Armatys P., Stachyra P., Szewczyk P., Korga M., Merta D., Kobielski J., Kmieć M., Pregler B., Krzan P., Rzońca Z., Zawadzki G., Zawadzki J., Sołtys B., Bielański J., Czaja J., Flis-Martyniuk E., Wediuk A., Rutkowski R., Krzywiński A. 2019. Liczebność i rozmieszczenie głuszca w Polsce w XXI w. Sylwan 163: 773–783.

Zbyryt A., Cząstkiewicz D., Menderski S., Szymkiewicz M. 2018. Populacja lęgowa gawrona *Corvus frugilegus* na Warmii i Mazurach. Ornis Polonica 59: 171–182.

Zbyryt A., Zbyryt M., Siwak P., Kasprzykowski Z. 2013. Rozmieszczenie i liczebność gawrona *Corvus frugilegus* w województwie podlaskim w 2012 roku. Ornis Polonica 54: 25–39.

Zielińska M., Zieliński P., Kołodziejczyk P., Szewczyk P., Betleja J. 2007. Expansion of the Mediterranean Gull *Larus melanocephalus* in Poland. Journal of Ornithology 148: 543–548.

Zielińska M., Zieliński P., Rohde Z., Sikora A. 2019. Monitoring Mewy Czarnogłowej. W: Chodkiewicz T., Wardecki Ł. Monitoring ptaków pospolitych, terenów podmokłych i leśnych z uwzględnieniem obszarów specjalnej ochrony ptaków Natura 2000, lata 2018–2021. Sprawozdanie z prac terenowych i opracowanie wyników uzyskanych w sezonie lęgowym w 2019 roku. GIOŚ, Warszawa.

Zieliński P. 2007. Błotniak zbożowy *Circus cyaneus*. W: Sikora A., Rohde Z., Gromadzki M., Neubauer G., Chylarecki P. 2007 (red.) Atlas rozmieszczenia ptaków lęgowych Polski 1985–2004, ss. 142–143. Bogucki Wydawnictwo Naukowe, Poznań.

Zieliński P., Iciek T., Zielińska M., Szymczak J., Gajewski M., Bukaciński D., Bukacińska M., Betleja J., Bednarz Ł., Loręcki A., Kołodziejczyk P., Ławicki Ł. 2019. Identification of hybrids Mediterranean x Black-headed Gull in Poland. Dutch Birding 41: 318–330.

Zöckler C. 2002. A Comparison between Tundra and Wet Grassland Breeding Waders with Special Reference to the Ruff (*Philomachus pugnax*). Schriftenreihe fűr Landschaftspflege und Naturschutz 74: 1–11.

Zwarts L., Bijlsma R.G., van der Kamp J., Wymenga E. 2009. Living on the edge: Wetlands and birds in a changing Sahel. KNNV publishing, Zeist, The Netherlands.

Żmihorski M. 2013. Wyniki monitoringu ornitologicznego w 2013 roku. Zakres prac zrealizowanych w 2013 roku oraz wstępne wyniki monitoringu efektów programu rolnośrodowiskowego w zakresie ornitofauny. Instytut Technologiczno-Przyrodniczy, Falenty.

Żmihorski M. 2014. Wyniki inwentaryzacji kulika wielkiego w kluczowych ostojach gatunku w Polsce w roku 2014. Towarzystwo Przyrodnicze „Bocian", Warszawa.

Żmihorski M., Kotowska D., Berg, Å., Pärt T. 2016a. Evaluating conservation tools in Polish grasslands: The occurrence of birds in relation to agri-environment schemes and Natura 2000 areas. Biological Conservation 194: 150–157.

Żmihorski M., Ławicki Ł., Marchowski D., Wylegała P., Pärt T. 2016b. Spatial variation in long-term trends in a metapopulation of the globally threatened Aquatic Warbler *Acrocephalus paludicola* in Poland. Acta Ornithologica 51: 245–256.

Żydelis, R., Small, C., French, G., 2013. The incidental catch of seabirds in gillnetfisheries: a global review. Biological Conservation 162: 76–88.

Indeks nazw polskich

Bąk ... 116
Batalion ... 66
Bekasik ... 52
Biegus zmienny ... 51
Błotniak łąkowy ... 106
Błotniak zbożowy ... 71
Cietrzew ... 76
Cyranka ... 91
Czajka ... 78
Czapla purpurowa ... 55
Czernica ... 114
Derkacz ... 98
Drop ... 48
Droździk ... 85
Dubelt ... 80
Dzięcioł trójpalczasty ... 120
Dzierzba czarnoczelna ... 73
Dzierzba rudogłowa ... 59
Gadożer ... 69
Gawron ... 108
Głowienka ... 89
Głuszec ... 94
Hełmiatka ... 88
Kania czarna ... 117
Kobczyk ... 58
Kraska ... 72
Krwawodziób ... 115
Krzyżodziób sosnowy ... 61
Kszyk ... 100
Kulik wielki ... 79
Kulon ... 49
Łabędź krzykliwy ... 113
Łęczak ... 67
Mewa czarnogłowa ... 81
Mewa mała ... 53
Mewa siwa ... 101
Muchołówka żałobna ... 122
Nagórnik ... 60
Nur czarnoszyi ... 54
Ohar ... 87
Orlik grubodzioby ... 70
Ortolan ... 111
Orzeł przedni ... 82
Orzełek ... 56
Ostrygojad ... 99
Perkoz rdzawoszyi ... 95
Płaskonos ... 92
Pliszka cytrynowa ... 126
Płochacz halny ... 124
Podgorzałka ... 90
Pokląskwa ... 123
Pomurnik ... 74
Przepiórka ... 93
Puchacz ... 119
Pustułeczka ... 57
Puszczyk mszarny ... 84
Rożeniec ... 64
Rybitwa białoczelna ... 102
Rybitwa białoskrzydła ... 104
Rybitwa czarna ... 103
Rybitwa czubata ... 68
Rybołów ... 105
Rycyk ... 65
Sieweczka obrożna ... 77
Siewka złota ... 50
Siwerniak ... 125
Słowik szary ... 121
Sokół wędrowny ... 107
Strepet ... 47
Świergotek polny ... 110
Świstun ... 63
Szlachar ... 46
Turkawka ... 97
Uszatka błotna ... 83
Włochatka ... 118
Wodniczka ... 109
Zausznik ... 96

Indeks nazw naukowych

Acrocephalus paludicola 109
Aegolius funereus 118
Anas acuta 64
Anthus campestris 110
Anthus spinoletta 125
Aquila chrysaetos 82
Ardea purpurea 55
Asio flammeus 83
Aythya ferina 89
Aythya fuligula 114
Aythya nyroca 90
Botaurus stellaris 116
Bubo bubo 119
Burhinus oedicnemus 49
Calidris alpina 51
Calidris pugnax 66
Charadrius hiaticula 77
Chlidonias leucopterus 104
Chlidonias niger 103
Circaetus gallicus 69
Circus cyaneus 71
Circus pygargus 106
Clanga clanga 70
Coracias garrulus 72
Corvus frugilegus 108
Coturnix coturnix 93
Crex crex 98
Cygnus cygnus 113
Emberiza hortulana 111
Falco naumanni 57
Falco peregrinus 107
Falco vespertinus 58
Ficedula hypoleuca 122
Gallinago gallinago 100
Gallinago media 80
Gavia arctica 54
Haematopus ostralegus 99
Hieraaetus pennatus 56
Hydrocoloeus minutus 53
Ichthyaetus melanocephalus 81
Lanius minor 73
Lanius senator 59
Larus canus 101
Limosa limosa 65
Loxia pytyopsittacus 61
Luscinia luscinia 121
Lymnocryptes minimus 52
Lyrurus tetrix 76
Mareca penelope 63
Mergus serrator 46
Milvus migrans 117
Monticola saxatilis 60
Motacilla citreola 126
Netta rufina 88
Numenius arquata 79
Otis tarda 48
Pandion haliaetus 105
Picoides tridactylus 120
Pluvialis apricaria 50
Podiceps grisegena 95
Podiceps nigricollis 96
Prunella collaris 124
Saxicola rubetra 123
Spatula clypeata 92
Spatula querquedula 91
Sternula albifrons 102
Streptopelia turtur 97
Strix nebulosa 84
Tadorna tadorna 87
Tetrao urogallus 94
Tetrax tetrax 47
Thalasseus sandvicensis 68
Tichodroma muraria 74
Tringa glareola 67
Tringa totanus 115
Turdus iliacus 85
Vanellus vanellus 78

Publikacja przygotowana w ramach projektu „Rozwój instytucjonalny Ogólnopolskiego Towarzystwa Ochrony Ptaków", finansowanego przez Narodowy Instytut Wolności – Centrum Rozwoju Społeczeństwa Obywatelskiego ze środków Programu Rozwoju Organizacji Obywatelskich na lata 2018–2030. Projekt realizowało Ogólnopolskie Towarzystwo Ochrony Ptaków w latach 2019–2020.

Ogólnopolskie Towarzystwo Ochrony Ptaków (OTOP) to działająca od 1991 roku organizacja pozarządowa o statusie pożytku publicznego, zajmująca się ochroną dzikich ptaków i miejsc, w których one żyją. Celem Towarzystwa jest zachowanie dziedzictwa przyrodniczego dla dobra obecnych i przyszłych pokoleń. Jego działania wspiera kilkanaście tysięcy członków, wolontariuszy i sympatyków. OTOP jest polskim partnerem światowej federacji towarzystw ochrony ptaków – BirdLife International. Więcej informacji na stronie www.otop.org.pl.

Czerwone listy to opracowania szacujące ryzyko wymarcia gatunków. Istotnie wspomagają one identyfikację priorytetów w zakresie ochrony przyrody, zarówno globalnie, jak i na poziomie regionalnym. System klasyfikacji taksonów zagrożonych i opracowywania czerwonych list zaproponowany został przez Międzynarodową Unię Ochrony Przyrody (IUCN). Niniejsza publikacja przygotowana została zgodnie z wytycznymi IUCN, uzyskała również pozytywną ocenę Polskiego Komitetu Krajowego IUCN. Tym samym jest formalnie obowiązującą edycją czerwonej listy ptaków w Polsce i włączona została do oficjalnych dokumentów krajowych tego typu opracowywanych w ramach sieci IUCN.

ISBN 978-83-89830-36-4