

LĘGI KURAKÓW LEŚNYCH POD PRESJĄ DRAPIEŻNIKÓW

MARCIN
MATYSEK

*Samiec głuszca podczas toków
fot. Agata i Mateusz Matysiakowie
fotomatysiak.pl*



W Tatrzańskim Parku Narodowym badano poziom presji drapieżników na lęgi gnieźdzącego się na ziemi jarzątka jako gatunku modelowego kuraków leśnych: głuszca i cietrzewia. W aspekcie obserwowanego regresu liczebności kuraków leśnych w Polsce istotne jest określenie przyczyn tego zjawiska i wdrożenie skutecznych działań ochronnych. Ustalono, że poziom presji drapieżniczej był zmienny i związany z wieloma czynnikami: liczebnością drapieżników, zagęszczeniem gryzoni (będących głównym składnikiem diety drapieżników poszukujących ptasich gniazd), natężeniem ruchu turystycznego czy miejscem umieszczenia gniazda.

Za najważniejsze czynniki wpływające na sukces lęgowy ptaków uważa się dostępność odpowiednich miejsc lęgowych i poziom presji drapieżników na lęgi. Wpływ drapieżników może być zmienny. Gdy dostępność głównych ofiar zmniejsza się, drapieżniki korzystają z alternatywnego źródła pokarmu – jaj lub młodych ptaków. Wielkość populacji potencjalnych ofiar w danym roku jest zróżnicowana i tym samym ma wpływ na poziom drapieżnictwa na lęgi ptaków.

W przypadku gatunków ptaków gnieźdzących się na ziemi ryzyko drapieżnictwa na lęgi zależy również od modyfikacji i kombinacji parametrów siedliskowych wynikających m.in. z działalności człowieka. Do najważniejszych przejawów antropopresji należą gospodarka leśna i turystyka. Obecność i aktywność ludzi może z jednej strony znacząco wpływać na zwierzęta poprzez zajmowanie ich siedlisk lub płoszenie, a z drugiej może modyfikować zachowania niektórych osobników w kierunku synantropizacji. Z kolei spo-

Rysunek pochodzi z tomu IV dzieła Johna Goulda: Birds of Europe in five volumes z roku 1837



CAPERCAILLIE OR COCK OF THE WOOD.

GŁUSZEC *Tetrao urogallus* L. jest największym ptakiem grzebiącym Europy. Obie płcie cechuje wyraźny dimorfizm płciowy – pod względem masy ciała i wyglądu samiec (kogut) znacznie różni się od samicy (kury, zwanej też głuszką). Koguty są większe i cięższe od samic. W Polsce zajmuje rozległe, dojrzałe lasy iglaste o niewielkiej antropopresji, odpowiedniej strukturze drzewostanu, z dużym udziałem borówki w runie – na nizinach głównie bory sosnowe, a w górach bory świerkowe (Zawadzka 2014).

Niegdyś głuszec był spotykany na większości obszaru Polski. W latach 20. XX wieku populację krajową szacowano na ok. 2,2–2,7 tys. osobników (Głowaciński i Profus 1992; Tomiałojć i Stawarczyk 2003), a obecnie na ok. 523–631 osobników zajmujących kilka izolowanych obszarów w Karpatach Zachodnich, Puszczy Augustowskiej, Borach Dolnośląskich i Puszczy Solskiej z Lasami Janowskimi (Wilk i in. 2020). Dzięki prowadzonym hodowlom i wypuszczaniu do natury dużej liczby głuszców udało się powstrzymać dalszy spadek liczebności (Zawadzka i in. 2019). Z tej racji wcześniejszą kategorię zagrożenia zmieniono z „krytycznie zagrożony” (według Polskiej Czerwonej Księgi Zwierząt 1992) na „narażony” (Wilk i in. 2020).

Nazwa gatunku pochodzi od głośnięcia kogutów w końcowej fazie pieśni godowej. Fakt ten skutecznie wykorzystywali myśliwi, a swoistym trofeum był tzw. medalion – rozłożony wachlarzowato ogon koguta głuszca (Fronczak 2014). Głuszec był ptakiem łownym aż do roku 1995, kiedy został objęty ochroną gatunkową i strefową, czyli jeszcze przez trzy lata od wpisania do Polskiej Czerwonej Księgi Zwierząt (1992) jako gatunek krytycznie zagrożony (kategoria CR).

Głuszka zakłada gniazdo na ziemi, sama wysiaduje jaja i zajmuje się wychowaniem potomstwa. Jaja i pisklęta są łatwym łupem drapieżników, stąd duża wielkość zniesienia (6–12 jaj), która ma rekompensować straty. Pisklęta są wrażliwe na niesprzyjające warunki pogodowe i w latach zimnych i deszczowych nawet 90% piskląt z łęgu ginie, padają też ofiarą ptaków i ssaków drapieżnych: lisa, kuny, jastrzębia, kruka (Zawadzka i Zawadzki 2003). Osobniki dorosłe są łupem lisa, wilka, rysia, kuny leśnej, jastrzębia, orła przedniego, bielika i puchacza. Sukces lęgowy zależy m.in. od dostępności małych gryzoni, stanowiących alternatywne źródło pokarmu dla drapieżników oraz lepszego lub słabszego ukrycia gniazda. Słabsze ukrycie gniazda w przypadku głuszca niesie wyższe straty lęgów niż u cietrzewia (Wegge i Storaas 1990).

sób prowadzenia gospodarki leśnej determinuje dostępność siedlisk i różnorodność roślinności wokół gniazda.

Kuraki leśne uważane są za grupę ptaków najbardziej wrażliwych na niekorzystne oddziaływanie gospodarki leśnej i turystyki. Międzynarodowa Unia Ochrony Przyrody (IUCN) ocenia, że ta grupa ptaków, a konkretnie głuszec, jarząbek i cietrzew, są zagrożone wymarciem w Europie Środkowej i Zachodniej. W Polsce trend liczebności po-

pulacji dla głuszca i cietrzewia jest spadkowy – liczebność populacji wynosi odpowiednio 400–450 osobników głuszca i 250–300 samców cietrzewia. Trend liczebności populacji jarząbka nie jest dobrze poznany. Wydaje się, że jego populacja jest ustabilizowana z charakterystycznym dla jarząbka skokowym (w zależności od roku) trendem liczebności. W Polsce populację jarząbka szacuje się na około 15 000–20 000 samców.

Zastosowanie sztucznych gniazd

Wykorzystanie sztucznych gniazd w badaniach było przedmiotem intensywnych dyskusji (np. Major i Kendal 1996; Faaborg 2004). Największe wątpliwości budziły takie kwestie jak: brak aktywności ze strony wysiadującej jaja kury i brak piskląt, nienaturalne rozmieszczenie lub sztuczny wygląd gniazd oraz różnice w penetracji naturalnych i sztucznych gniazd przez różne gatunki drapieżników. Nie ulega wątpliwości, że wiarygodne dane dotyczące bezwzględnego ryzyka drapieżnictwa można uzyskać tylko na podstawie monitorowania naturalnych gniazd. Często trudno jest jednak znaleźć wystarczającą liczbę gniazd do analiz statystycznych, zwłaszcza dla gatunków prowadzących bardzo skryty tryb życia, jakim są kuraki leśne. Co więcej, poszukiwanie dzikich, rzadko występujących gatunków i ich gniazd może nieść ze sobą zagrożenia zwiększenia ryzyka drapieżnictwa przez pozostawienie „ścieżki zapachowej”, czy zniszczoną roślinność (Faaborg 2004; Villard i Pärt 2004). Dlatego sztuczne gniazda są skuteczną i często jedyną możliwą do wykorzystania metodą badawczą (np. Summers i in. 2009; Seibold i in. 2013).



Rabowanie sztucznych gniazd imitujących lęgi jarząbka (zdjęcia wykonane przez fotopułapkę): – kuna leśna (u góry) i lis rudy (poniżej)

Samiec cietrzewia fot. Jayne Simmons (pixabay)

Na obszarze Tatrzańskiego Parku Narodowego (TPN) populacja głuszca jest szacowana na 50–60 osobników, cietrzewia na około 40 osobników, a jarząbka – około 100 terytoriów. Głuszczyk zajmuje stare, rozluźnione bory z gęstym runem w reglu górnym. Cietrzew zasiedla piętra roślinne powyżej górnej granicy lasu, a jarząbek występuje zarówno w lasach regla dolnego, jak i górnego, preferując wielowiekowe i wielogatunkowe drzewostany i okazjonalnie zarośla kosodrzewiny.

Od początku powstania TPN i prowadzenia monitoringu gatunków liczebność populacji kuraków leśnych nie wykazywała znacznych wahań. Nie odnotowano tak drastycznego regresu liczebności ich populacji, jak w innych rejonach Polski. Być może taki stan populacji jest rezultatem długofalowej ochrony ekosystemów TPN oraz wielkości powierzchni siedlisk tych gatunków po polskiej i słowackiej stronie granicy. Wydaje się, że od powstania TPN trend populacyjny tych gatunków zachowywał naturalną fluktuację liczebności osobników, szczególnie silnie dostrzegalną u najmniejszego z kuraków leśnych – jarząbka.

Na przestrzeni lat ekosystem tatrzańskich lasów i zarośla kosodrzewiny pod-

legał nieustannym wpływom czynników abiotycznych i biotycznych. Zmiany te determinowały dostępność powierzchni siedlisk dla poszczególnych gatunków kuraków leśnych. Wiatr halny (główny czynnik abiotyczny) jest odpowiedzialny za wielkopowierzchniowe zmiany w drzewostanie w postaci wiatrołomów i wiatrowałów, zaś gradacje owadów i rębnie drzewostanu to najważniejsze czynniki biotyczne. Powierzchnia płatów kosodrzewiny kształtowana była głównie przez czynniki biotyczne, jak wyręb kosodrzewiny pod pastwiska dla owiec, a w mniejszym stopniu przez czynniki abiotyczne – lawiny czy temperatura powietrza. Postępująca po zaprzestaniu wypasu owiec w Tatrach naturalna sukcesja kosodrzewiny może doprowadzić do zmniejszenia odpowiedniej dla cietrzewia powierzchni siedlisk, a w konsekwencji – spadku jego liczebności.

W latach 2010–2014 w lasach Tatrzańskiego Parku Narodowego prowadzono badania poziomu presji drapieżniczej na sztuczne gniazda imitujące lęgi jarząbka, jako gatunku modelowego w badaniach kuraków leśnych ze względu na zbliżone preferencje siedliskowe i biologię okresu lęgowego. Metodyka badań obejmowała między innymi: losowe umieszczanie sztucznych gniazd, przy których zakładano fotopułapki; wykonanie opisu siedliska; liczenie natężenia ruchu turystycznego na punktach wejściowych do dolin i w miejscach skrzyżowań szlaków; odłów gryzoni z zastosowaniem pułapek żywołownych z przynętą nieselektywną.

Wykazano, że najwięcej sztucznych gniazd zostało zrabowanych przez kunę leśną *Martes martes*, (54%), następnie przez



lisa rudego *Vulpes vulpes* (23%), kruka *Corvus corax* (15%) i niedźwiedzia brunatnego *Ursus arctos* (8%). Poziom presji potencjalnych drapieżników różnił się w zależności od roku. Po znacznym spadku liczebności gryzoni w 2013 roku nastąpił wzrost drapieżnictwa na sztuczne gniazda, co stanowi potwierdzenie korzystania przez drapieżniki z alternatywnego źródła pokarmu. Zaobserwowano również zmiany liczebności gryzoni w ciągu roku – najwięcej gryzoni było w 2012 roku, a najmniej w 2014. Stwierdzono, że po znacznym spadku liczebności gryzoni nastąpił wzrost drapieżnictwa na sztuczne gniazda. Skala zjawiska była najmniejsza w 2012 roku, a największa w 2013. Sukces lęgowy ptaków gnieźdzących się na ziemi jest silnie związany z liczebnością drapieżników. Wiele drapieżników poszukujących ptasich gniazd żywi się głównie gryzoniami, a gdy ich zagęszczenia są niskie, głównym składnikiem diety stają się między innymi jaja lub młode ptaki.

Poziom presji drapieżniczej na sztuczne gniazda miał związek z natężeniem ruchu turystycznego na szlakach i rósł wraz ze spadkiem frekwencji turystów. Obecność turystów generuje np. tzw. krajobraz strachu, który ogranicza zwierzętom dostęp do środowiska. Opierając się na wynikach badań, można zasugerować, że obecność szlaków turystycznych i natężenie ruchu turystycznego to ważne czynniki wpływające na rozmieszczenie i sukces lęgowy ptaków gnieźdzących się na ziemi na obszarach chronionych.

O przetrwaniu lęgu decyduje wiele czynników środowiskowych. Badania dowiodły, że ważnym czynnikiem wpływającym na przetrwanie lęgów jest miejsce umieszczenia gniazda. Sztuczne gniazda częściej były rabowane przez drapieżniki w miejscach z mniejszym udziałem martwego drewna i paproci, mniejszą różnorodnością gatunkową runa leśnego oraz mniejszym udziałem uczęszczanych dróg

CIETRZEW *Lyrurus tetrix* – drugi z kuraków leśnych występujący w Polsce. Według Czerwonej Listy Ptaków Polski (2020) został zakwalifikowany jako gatunek zagrożony (EN). Występuje na terenach otwartych i w stadium wczesnej sukcesji oraz w lasach o odpowiedniej bazie pokarmowej i niskim stopniu antropopresji. Na nizinach często zajmuje siedliska podmokłe, wrzosowiska, poligony, pożarzyska, a w górach tereny powyżej górnej granicy.

Rysunek pochodzi z tomu IV dzieła Johna Goulda: *Birds of Europe in five volumes* z roku 1837

Podobnie jak głuszczyk cietrzew jest coraz mniej liczny. Do XIX wieku cietrzew występował na większości obszaru Polski (Tomiałojć i Stawarczyk 2003), aktualnie jego obecność ograniczyła się do kilku izolowanych enklaw na Dolnym Śląsku, w Karpatach Zachodnich i północno-wschodniej części kraju (Kaszuba 2007, Zawadzka 2014). Populacja tego ptaka licząca jeszcze w pierwszej połowie XX wieku kilkadziesiąt tysięcy osobników (Kaszuba 2007, Tomiałojć i Stawarczyk 2003) skurczyła się obecnie do ok. 200 samców (Chodkiewicz i in. 2019).

Do przyczyn malejącej liczebności krajowej populacji należą: zanik optymalnych do życia siedlisk (w efekcie melioracji, intensyfikacji rolnictwa lub jego zaniechania, zalesiania terenów otwartych), presja drapieżników, zwłaszcza przy rosnącej populacji lisa, płoszenie ptaków przez ludzi na tokowiskach, zmiany klimatu i niesprzyjające warunki pogodowe (Kaszuba 2007, Zawadzka 2014).

leśnych i szlaków turystycznych. Wykazane związki świadczą o wpływie antropopresji na sukces lęgów ptaków.

Trudno jednoznacznie określić, który z czynników w większym stopniu oddziałuje na kształtowanie poziomu ryzyka presji drapieżniczej na lęgi gatunków ptaków gnieźdzących się na ziemi. Czynniki te współoddziałują na siebie i w zależności od siły oddziaływania poszczególnych zmiennych poziom ryzyka drapieżnictwa może być modyfikowany i różny w zależności od roku. Niemniej jednak, wraz ze wzrostem natężenia oddziaływania czynników generowanych przez antropopresję poziom ryzyka presji drapieżniczej na lęgi ptaków może wzrastać.

Uzyskane wyniki mają wymiar praktyczny dla skutecznej ochrony kuraków leśnych. Do najważniejszych zadań ochronnych powinna należeć zmiana sposobu zarządzania zasobami leśnymi i ruchem turystycznym, realizowana przez: popieranie odnowienia naturalnego, większy udział gatunków drzew i krzewów lekkonasiennych, unikanie monokultur wiekowych i gatunkowych w drzewostanie, pozostawianie możliwie jak największej ilości martwego drewna leżącego wraz z wykrotami, ograniczenia w ruchu turystycznym lub zamykanie szlaków prowadzących przez główne ostoje.

Marcin Matysek
marcin.mwt@interia.pl
Komitet Ochrony Kuraków
Poręba Wielka 590, 34-735 Niedźwiedz



BLACK GROUSE.
Tetrao Tetrix, (Linn.)

Samica jarząbka
fot. Agata i Mateusz Matysiakowie
fotomatysiak.pl

LITERATURA

Angelstam P., Lindström E., Widén P. 1984. Role of predation in short-term population fluctuations of some birds and mammals in Fennoscandia. *Oecologia* 62(2): 199–208.

Baines D., Moss R., Dugan D. 2004. Capercaillie breeding success in relation to forest habitat and predator abundance. *Journal of Applied Ecology* 41 (1): 59–71.

Barja I., Silván G., Rosellini S., Piñeiro A., González-Gil A., Camacho L., Illera J. C. 2007. Stress physiological responses to tourist pressure in a wild population of European pine marten. *Journal of Steroid Biochemistry and Molecular Biology*. 104 (3–5): 136–142.

Béty J., Gauthier G., Giroux J.F., Korpimäki E. 2001. Are goose nesting success and lemming cycles linked? Interplay between nest density and predators. *Oikos* 93: 388–400.
doi:10.1034/j.1600-0706.2001.930304.x

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.

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 Ch., Ims R.A., Jacob J., Jedrzejewska B., Millon A., Petty S.J., Pietiäinen H., Tkadlec E., Zub K., Lambin X. 2013. Europewide dampening of population cycles in keystone herbivores. *Science* 340: 63–66.
doi:10.1126/science.1228992

Faaborg J. 2004. Truly artificial nest studies. *Conservation Biology* 18: 369–370.

Fronczak K. 2014. Czy głuszczyk nam zagra? *Echa Leśne* 3 (617): 17–21.

Głowaciński Z. (red.). 1992. *Polska Czerwona Księga Zwierząt*. PWRiL, Warszawa.

Głowaciński Z., Profus P. 1992. *Tetrao urogallus* (Linne, 1758). *Głuszczyk*. W: Głowaciński Z. (red.). *Polska Czerwona Księga Zwierząt*. PWRiL, Warszawa: 150–154.

Hoset K.S., Husby M. 2019. Are predation rates comparable between natural and artificial open-cup tree nests in boreal forest landscapes? *PLoS ONE* 14(1): e0210151.
doi: 10.1371/journal.pone.0210151.

Jędrzejewski W., Jedrzejewska B. 1993. Predation on rodents in Białowieża Primeval Forest, Poland. *Ecography* 16: 47–64.
doi:10.1111/j.1600-0587.1993.tb00058.x

Johnsgard P. 1983. *The grouse of the world*. University of Nebraska, Press Lincoln.

Kaszuba M. 2007. *Krajowy plan ochrony cietrzewia*. Ministerstwo Środowiska, Jastrzębiec.

Kämmerle J.L., Storch I. 2019. Predation, predator control and grouse populations: a review. *Wildlife Biology* (1): 1–2.
https://doi.org/10.2981/wlb.00464

Lack D. 1954. *The natural regulation of animal numbers*. Clarendon Press, Oxford.

Ludwig M., Schlinkert H., Holzschuh A., Fischer C., Scherber C., Trnka A., Tschardt T., Batáry P. 2012. Landscape-moderated bird nest predation in hedges and forest edges. *Acta Oecologica* 45: 50–56.

Major R.E., Kendal C.E. 1996. The contribution of artificial nest experiments to understanding avian reproductive success: a review of methods and conclusions. *Ibis* 138: 298–307.

Martin J.L., Joron M. 2003. Nest predation in forest birds: influence of predator type and predator's habitat quality. *Oikos* 102: 641–653.

Martin T.E. 1993. Nest predation and nest sites. *BioScience* 43: 523–532.

Matysek M., Gwiazda R., Bonczar Z. 2018. Seasonal changes of the Hazel Grouse *Tetrastes bonasia* habitat requirements in managed mountain forests (Western Carpathians). *Journal of Ornithology* 159: 115–127
https://doi.org/10.1007/s10336-017-1484-1

Matysek M., Gwiazda R., Bonczar Z. 2020. The importance of habitat diversity and plant species richness for hazel grouse occurrence in the mixed mountain forests of the Western Carpathians. *European Journal of Forest Research* 139 (1): 1057–1065.
https://doi.org/10.1007/s10342-020-01307-2



Matysek M., Gwiazda R., Figarski T., Zięba F., Klimecki M., Mateja R., Krzan P., Piątek G. 2021. What habitat parameters are important for ground nests survival in mountain forests? Recommendation for protection of Hazel Grouse *Tetrastes bonasia* based on the experiment with artificial nests. *Bird Study* 68 (2): 258–266.

Matysek M., Gwiazda R., Zięba F., Klimecki M., Mateja R., Krzan P. 2020. High tourism activity alters the spatial distribution of Hazel Grouse *Tetrastes bonasia* and predation on artificial nests in a high-mountain habitat. *Ornis Fennica* 97: 53–63.

Matysek M., Zub K., Gwiazda R., Zięba F., Klimecki M., Mateja R., Krzan P. 2019. Predation on artificial ground nests in relation to abundance of rodents in two types of forest habitats in the Tatra Mountains (southern Poland). *Wildlife Research* 46: 205–211.

Mayfield H. 1961. Nesting success calculated from exposure. *The Wilson Bulletin* 73: 255–261.

Moore R., Robinson W. 2004. Artificial bird nests, external validity, and bias in ecological field studies. *Ecology* 85: 1562–1567.

Pucek Z., Jedrzejewski W., Jedrzejewska B., Pucek M. 1993. Rodent population dynamics in

JARZABEK jako jedyny z trzech naszych kuraków leśnych jest ptakiem łownym i nie jest zagrożony wyginięciem w Polsce. Jego kategoria zagrożenia według Czerwonej Listy Ptaków Polski (2020) została określona jako LC (least concern), podobnie jak w Europie.

Jest najmniejszym europejskim kurakiem leśnym. Różnica w ubarwieniu samca i samicy nie jest znacząco wyraźna. Samica składa 8–14 jaj, które wysiaduje. Stanowiska wiosenne i zimowe jarzábka różnią się od siebie. Terytoria wiosenne muszą zapewniać ptakom odpowiednie warunki do lęgów, a zimowe – dobre siedliska do zimowania (Matysek i in. 2018).

a primeval deciduous forest (Białowieża National Park) in relation to weather, seed crop, and predation. *Acta Theriologica* 38: 199–232. doi:10.4098/AT.arch.93-18

Rösner S., Mussard-Forster E., Lorenc T., Müller J. 2013. Recreation shapes a landscape of fear for a threatened forest bird species in Central Europe. *Landscape Ecology* 29(1): 55–66.

Rupf R., Wytenbach M., Köchli D., Hediger M., Lauber S., Ochsner P., Graf R. 2011. Assessing the spatiotemporal pattern of winter sports activities to minimize disturbance in capercaillie habitats. *Eco.mont* 3(2): 23–32.

Saniga M. 2002. Nest loss and chick mortality in capercaillie (*Tetrao urogallus*) and hazel grouse *Bonasa bonasia* in West Carpathians. *Folia Zoologica* 51: 205–214.

Seibold S., Hempel A., Piehl S., Bässler C., Brandl R., Rösner S., Müller J. 2013. Forest vegetation structure has more influence on predation risk of artificial ground nests than human activities. *Basic Applied Ecology* 14(8): 687–693.

Skutch A.F. 1985. Clutch size, nesting success, and predation on nests of Neotropical birds, reviewed. *Ornithological Monographs* No. 36. American Ornithological Society: 575–594.

Støen O.-G., Wegge P., Heid S., Hjeljord O., Nellemann C. 2010. The effect of recreational homes on willow ptarmigan *Lagopus lagopus* in a mountain area of Norway. *European Journal of Wildlife Research* 56(5): 789–795.

Storaas T. 1988. A comparison of losses in artificial and naturally occurring Capercaillie nests. *Journal of Wildlife Management* 52 (1): 123–126.

Storch I., Leidenberger C. 2003. Tourism, mountain huts and distribution of corvids in the Bavarian Alps, Germany. *Wildlife Biology* 9 (4): 301–308.

Storch I., Woitke E., Krieger S. 2005. Landscape-scale edge effects predation risk in forest-farmland Mosaics of Central Europe. *Landscape Ecology* 20(8): 927–940.

Summers R.W., Willi J., Salvidige J. 2009. Capercaillie *Tetrao urogallus* nest loss and attendance at Abernethy Forest, Scotland. *Wildlife Biology* 15(3): 319–327.

Swenson J.E. 1991. Evaluation of a density index for territorial male Hazel Grouse *Bonasa bonasia* in spring and autumn. *Ornis Fennica* 68: 57–65.

Thiel D., Jenni-Eiermann S., Braunisch V., Palme R., Jenni L. 2008. Ski tourism affects habitat use and evokes a physiological stress response in capercaillie *Tetrao urogallus*: a new methodological approach. *Journal of Applied Ecology* 45: 845–853.

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

Tomkovich P.S., Zharikov Y.V. 1997. Wader breeding conditions in the Russian tundras in 1996. *Bulletin – Wader Study Group* 83: 26–36.

Villard M.A., Pärt T. 2004. Don't put all your eggs in real nests: a sequel to Faaborg. *Conservation Biology* 18: 371–372.

Vitousek P.M., Mooney H.A., Lubchenco J., Melillo J.M. 1997. Human domination of Earth's Ecosystems. *Science* 277: 494–499.

Wegge P., Storaas T. 1990. Nest loss in capercaillie and black grouse in relation to the small rodent cycle in southeast Norway. *Oecologia* 82: 527–530.

Wereszczuk A., Zalewski A. 2015. Spatial Niche Segregation of Sympatric Stone Marten and Pine Marten – Avoidance of Competition or Selection of Optimal Habitat? *PloS ONE* 10(10), e0139852. doi.org/10.1371/journal.pone.0139852

Wilcove D. 1985. Nest predation in forest tracts and the decline of migratory song birds. *Ecology* 66: 1211–1214.

Wilk T., Chodkiewicz T., Sikora A., Chylarecki P., Kuczyński L. 2020. Czerwona lista ptaków Polski. OTOP, Marki.

Wilson D.J., Bromley R.G. 2001. Functional and numerical responses of predators to cyclic lemming abundance: effects on loss of goose nests. *Canadian Journal of Zoology* 79: 525–532. doi:10.1139/z01-009.

Zanette L. 2002. What do artificial nests tell us about nest predation? *Biological Conservation* 103 (3): 323–329.

Zawadzka D. 2014. Podręcznik najlepszych praktyk ochrony głuszca i cietrzewia. Centrum Koordynacji Projektów Środowiskowych, Warszawa.

Zawadzka D., Zawadzki J. 2003. Głuszc. Monografie przyrodnicze nr 11. Klub Przyrodników, Świebodzin: 1–152.

Zawadzka D., Żurek Z., Armatus 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. *Sylvan* 163: 773–783.

Zub K., Jedrzejewska B., Jedrzejewski W., Barton K.A. 2012. Cyclic voles and shrews and non-cyclic mice in a marginal grassland with in European temperate forest. *Acta Theriologica* 57: 205–216. doi:10.1007/s13364-012-0072-2

Żmihorski M., Lewtak J., Brzeziński M., Romanowski J. 2010. Nest survival in a large river valley: An experiment using artificial nests on an island and bank of Vistula river. *Polish Journal of Ecology* 58(1): 197–203.

