

Wpływ polowań na ptaki i sposoby ograniczania ich negatywnego oddziaływania

Cezary Mitrus, Adam Zbyryt

Na liczebność i dynamikę populacji ptaków ma wpływ wiele czynników, jednak obok głównego, jakim jest degradacja i niszczenie siedlisk, wymienia się również eksploatację i nadmierną śmiertelność (BirdLife International 2004). Jedną z aktywności człowieka bezpośrednio zwiększającą śmiertelnością osobników w populacjach ptaków jest myślistwo. Aktualne jest ono postrzegane jako substytut drapieżnictwa, a jednym z jego głównych zadań jest regulacja pogłowia zwierząt, nadmiernie rozwijających się na skutek braku ich naturalnych wrogów oraz eliminacja gatunków inwazyjnych (Jiuget et al. 2010). O ile ten pierwszy argument może odnosić się do niektórych ssaków, np. dzików *Sus scrofa* (Keuling et al. 2013), o tyle w przypadku ptaków problem ten nie występuje lub jest marginalny (np. gęsi Anserinae). Kulturowanie polowań na ptaki w dzisiejszych czasach wywodzi się z głęboko zakorzenionej tradycji, z czasów kiedy ptaki stanowiły ważne źródło pożywienia, jednakże obecnie pełnią one głównie rolę rekreacyjną i ekonomiczną (Jiuget et al. 2010).

Liczbę myśliwych w Europie ocenia się na ok. 7 000 000 (FACE 2012), w tym w Polsce na ok. 116 000 (PZŁ 2015). Podaje się, że polowania mogą stanowić niebagatelny czynnik antropogeniczny istotnie przyczyniający się do zwiększenia śmiertelności ptaków (Hirschfeld & Heyd 2005). Wśród negatywnych oddziaływań wywoływanych pośrednio

Tabela 1. Gatunki ptaków łownych w Polsce

Table 1. Hunttable bird species in Poland. (1) – species, (2) – number of population, (3) – references

Gatunek (1)	Liczebność w Polsce (2)	Źródło danych (3)
Jarząbek <i>Bonasa bonasia</i>	15 000–20 000	Chodkiewicz et al. 2015
Bażant <i>Phasianus colchicus</i>	340 000–420 000	Chodkiewicz et al. 2015
Kuropatwa <i>Perdix perdix</i>	120 000–160 000	Chodkiewicz et al. 2015
Gęgawa <i>Anser anser</i>	6 000–8 000	Chodkiewicz et al. 2015
Gęś zbożowa <i>Anser fabalis</i>	95 600 ¹ –176 000 ²	Neubauer et al. 2015
Gęś białoczelna <i>Anser albifrons</i>	12 700 ¹ –137 000 ²	Neubauer et al. 2015
Krzyżówka <i>Anas platyrhynchos</i>	233 000–296 000	Kuczyński & Chylarecki 2012
Cyraneczka <i>Anas crecca</i>	1 300–1 700	Chodkiewicz et al. 2015
Głowienka <i>Aythya ferina</i>	2 000–11 000	Chodkiewicz et al. 2015
Czernica <i>Aythya fuligula</i>	2 000–8 000	Chodkiewicz et al. 2015
Grzywacz <i>Columba palumbus</i>	820 000–970 000	Chodkiewicz et al. 2015
Słonka <i>Scolopax rusticola</i>	10 000–30 000	Chodkiewicz et al. 2015
Łyska <i>Fulica atra</i>	33 000–57 000	Chodkiewicz et al. 2015

¹ populacja zimująca (wintering population)

² populacja przelotna (migrating population)

przez polowania należy wymienić: zmianę częstotliwości i tras przelotów, skrócenie czasu żerowania, zatrucia ołowiem (ołowica) oraz masowe wsiedlenia gatunków będących przedmiotem zainteresowania łowieckiego (Derégnaucourt et al. 2005, Champagnon et al. 2013). W Polsce, zgodnie z rozporządzeniem Ministra Środowiska z dnia 6 października 2014 r. w sprawie ochrony gatunkowej zwierząt (Dz.U. z 2014 r. poz. 1348), niemal wszystkie gatunki ptaków podlegają ochronie prawnej. Tylko niewielka grupa (13 gatunków) należy do tzw. gatunków łownych (tab. 1), wymienionych w rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 11 marca 2005 r. w sprawie ustalenia listy gatunków zwierząt łownych (Dz.U. 2005 nr 45 poz. 433).

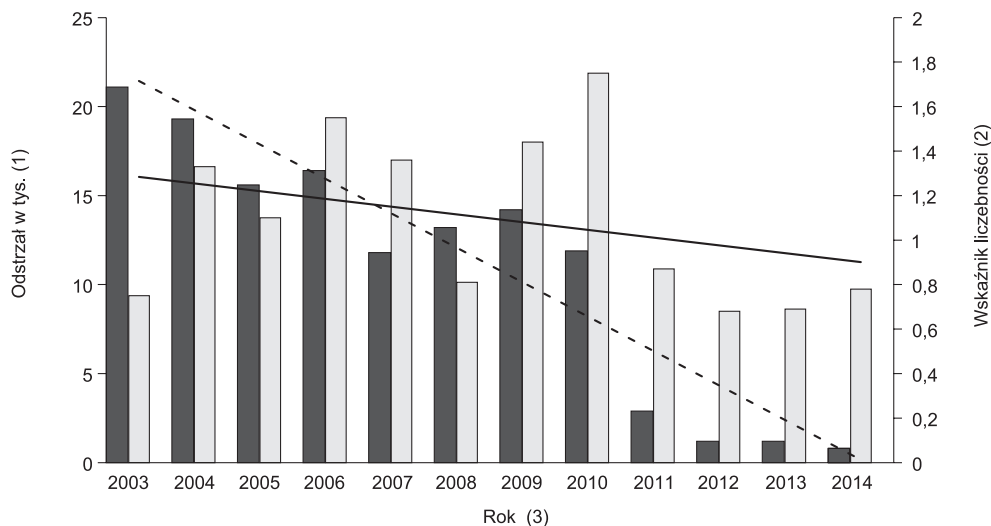
Niniejsza praca stanowi podsumowanie badań nad wpływem polowań na ptaki oraz propozycje ograniczenia ich negatywnych oddziaływań. Ze względu na bardzo ubogą literaturę krajową na ten temat, artykuł porusza niektóre zagadnienia z dość dużą ogólnością, a przedstawione przypadki i mechanizmy oddziaływania nie zawsze odpowiadają rzeczywistości w Polsce, co starano się podkreślić w poszczególnych rozdziałach. Niektóre analizy obejmują nie tylko gatunki łowne, gdyż często pośrednio, ulegają one takiemu samemu wpływowi, jak ptaki stanowiące przedmiot zainteresowania łowieckiego (np. na skutek przepłaszania, przypadkowych postrzałów, zatrucia ołowiem etc.).

Wpływ polowań na liczebność populacji ptaków łownych

W przypadku wszystkich gatunków zwierząt, w tym ptaków, polowania powodują wzrost śmiertelności i zmniejszają liczebność populacji (Mooij 2005). Jednym z najbardziej spektakularnych przykładów takiego oddziaływania jest historia gołębia wędrownego *Ectopistes migratorius*. W XIX w. gatunek ten uznawany był za jeden z najliczniejszych na świecie (3–5 miliardów par), jednak wyginął w krótkim okresie w wyniku nałożenia się różnorodnych czynników antropogenicznych, ale przede wszystkim na skutek zmasowanych polowań (Avery 2014). Drugim takim gatunkiem, który wyginął na skutek splotu kilku niekorzystnych czynników, w tym w przeważającej mierze polowań, był prawdopodobnie już wymarły kulik eskimoski *Numenius borealis* (BirdLife International 2015).

Obecnie działania ochronne, związane np. z ochroną siedlisk wodno-błotnych, powodują wzrost liczebności niektórych gatunków (Jiguet et al. 2012, obs. własne). Jednak w przypadku łownych ptaków wodnych, gdzie obok negatywnych czynników środowiskowych (np. zaniku terenów mokradłowych) dochodzi do zwiększonej śmiertelności związanej z myślistwem, obserwuje się spadek liczebności (Sikora et al. 2007, Jiguet et al. 2010, Pöysä et al. 2012, Chodkiewicz et al. 2013). Według danych MPPL z lat 2013–2015 spośród 13 gatunków łownych cztery wykazały wzrost liczebności (gęgawa *Anser anser*, bażant *Phasianus colchicus*, grzywacz *Columba palumbus*, krzyżówka *Anas platyrhynchos*), a pięć spadek (głowienka *Aythya ferina*, czernica *A. fuligula*, łyska *Fulica atra*, cyraneczka *A. crecca*, kuropatwa *Perdix perdix*) (Neubauer et al. 2015). Badania wskazują, że polowania są ważnym czynnikiem powodującym wzrost prawdopodobieństwa wymarcia w przypadku zagrożonych gatunków kuraków Galliformes (Keane et al. 2005). Z takim zjawiskiem, tj. istotnym obniżeniem liczebności populacji na skutek polowań, mieliśmy do czynienia w przypadku głuszca *Tetrao urogallus* i cietrzewia *T. tetrix* (Zawadzka 2014), które pomimo objęcia ich populacji ochroną w 1995 roku, aktualnie należą w Polsce do gatunków skrajnie zagrożonych.

Liczebności poszczególnych populacji bardzo często fluktuują, niejednokrotnie w stosunkowo krótkim okresie (Neubauer et al. 2015). W przypadku wielu gatunków ptaków

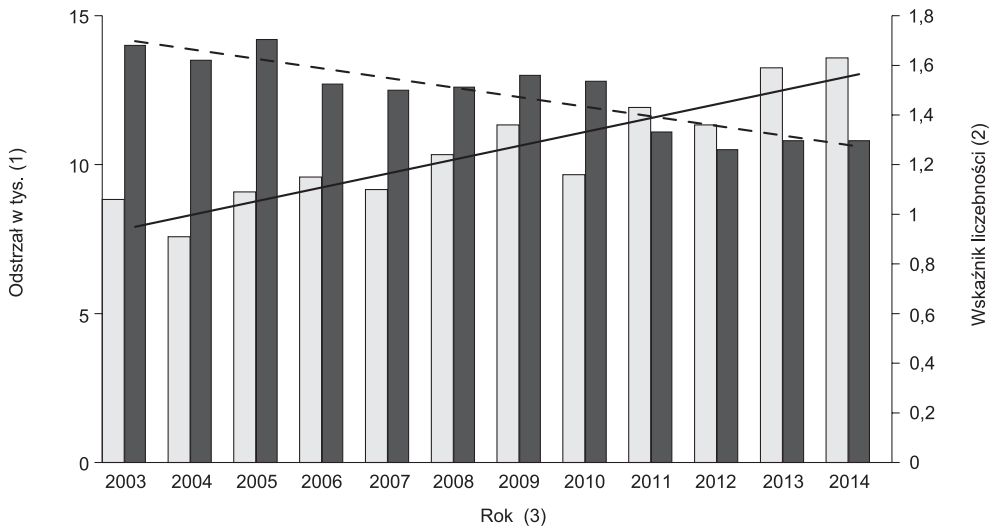


Ryc. 1. Zmiany indeksów liczebności (szare słupki i linia ciągła) i poziom odstrzału (czarne słupki i linia przerywana) kuropatwy *Perdix perdix* w latach 2003–2014 (<http://monitoringptakow.gios.gov.pl>, PZŁ Czemiń 2014)

Fig. 1. Changes of index (open bars and solid line) and hunting numbers (black bars and broken line) of the Grey Partridge in 2003–2014 (<http://monitoringptakow.gios.gov.pl>, PZŁ Czemiń 2014). (1) – hunting numbers in thousands, (2) – index of abundance, (3) – year

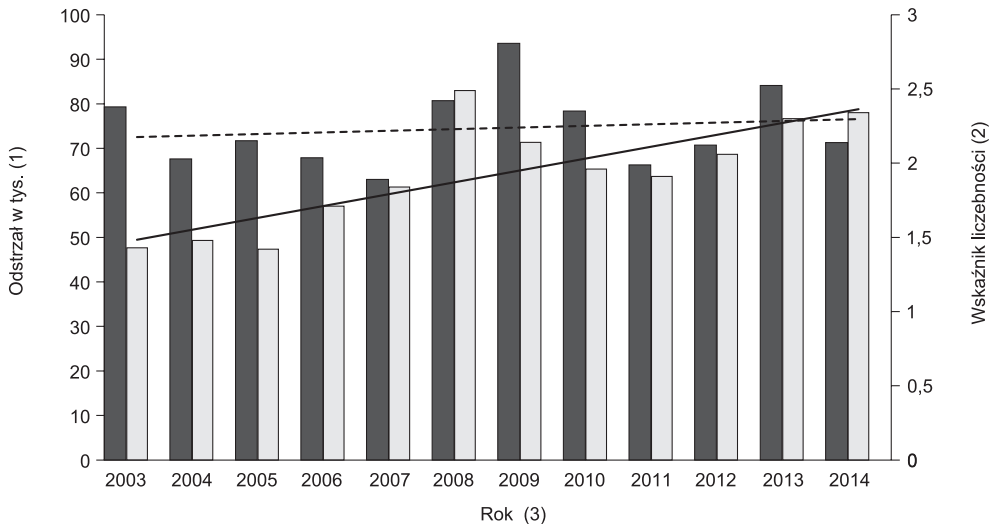
łownych dysponujemy informacjami o zmianach wielkości populacji jedynie w ujęciu krótkoterminowym (Chodkiewicz et al. 2013, Neubauer et al. 2015), brak jest natomiast informacji o wieloletnich (kilkudziesięcioletnich) trendach liczebności. W przypadku gatunków nielicznych, które podlegają silnym fluktuacjom, zwiększenie śmiertelności w okresie, gdy populacja osiąga minimalną liczebność może doprowadzić nawet do jej wymarcia (Hung 2014). Dlatego też oceny wpływu czynników powodujących śmiertelność ptaków mogą być błędne, jeśli nieznaną są trendy liczebności i aktualna wielkość populacji.

Myślistwo, o czym wspomiano wcześniej, bardzo często stawia sobie za cel regulację liczebności i odstrzał „zwierzyny występującej w nadmiernej liczbie” (Jiguet et al. 2010). Należałoby się zatem spodziewać zróżnicowanej reakcji myśliwych w zależności od zmian wielkości populacji gatunku łownego, zwłaszcza w przypadku jego „szkodliwości”. Taka reakcja wystąpiła w odpowiedzi na spadek liczebności kuropatwy w Polsce (ryc. 1). W 2009 roku Ministerstwo Środowiska rozważyło wprowadzenie moratorium na odstrzał tego gatunku. Ostatecznie nie zostało ono wprowadzone, ale wiele kół łowieckich rozpoczęło hodowlę i wsiedlanie kuropatw w łowiska (Motyl & Sadowski 2012). W ostatnich latach obserwuje się znaczny wzrost liczebności grzywacza, jednak dane dotyczące odstrzału tego gatunku wskazują na spadek zainteresowania myśliwych jego pozyskiwaniem (ryc. 2). Wzrost liczebności bażanta również nie pociąga za sobą większego odstrzału (ryc. 3). Podobne zjawisko nie wystąpiło również w przypadku gęsi, które w opinii publicznej, zwłaszcza rolników, należą do gatunków tzw. „konfliktowych”. Mimo zwiększenia się ich liczebności, szczególnie gęgawy (Neubauer et al. 2015), wydłużenia terminu polowań w województwach w zachodniej części kraju oraz stosunkowo łagodnych zim sprzyjających zimowaniu, nie następuje wzrost odstrzału (PZŁ Czemiń 2014).



Ryc. 2. Zmiany indeksów liczebności (białe słupki i linia ciągła) i poziomu odstrzału (czarne słupki i linia przerywana) grzywacza *Columba palumbus* w latach 2003–2014 (<http://monitoringptakow.gios.gov.pl>, PZŁ Czemiń 2014)

Fig. 2. Changes of index (open bars and solid line) and hunting numbers (black bars and broken line) of the Wood Pigeon in 2003–2014 (<http://monitoringptakow.gios.gov.pl>, PZŁ Czemiń 2014). (1) – hunting numbers in thousands, (2) – index of abundance, (3) – year



Ryc. 3. Zmiany indeksów liczebności (szare słupki i linia ciągła) i poziomu odstrzału (czarne słupki i linia przerywana) bażanta *Phasianus colchicus* w latach 2003–2014 (<http://monitoringptakow.gios.gov.pl>, PZŁ Czemiń 2014)

Fig. 3. Changes of index (open bars and solid line) and hunting numbers (black bars and broken line) of the Common Pheasant in 2003–2014 (<http://monitoringptakow.gios.gov.pl>, PZŁ Czemiń 2014). (1) – hunting numbers in thousands, (2) – index of abundance, (3) – year

Struktura wiekowa i płciowa

Polowania, jako dodatkowy czynnik zwiększający śmiertelność, mogą wpływać nie tylko na wielkość populacji, ale również na jej cechy, takie jak struktura płciowa i wiekowa (Lundberg & Jonzén 1999). Myśliwi bardzo często polują wybiórczo, strzelając do osobników danej płci lub wieku, np. do starszych, dekoracyjnie ubarwionych samców kuraków. Do 1995 roku w Polsce w ten sposób polowano na cietrzewie i głuszcze, co przyczyniało się często do zabijania najlepszych, dominujących osobników. Może to prowadzić do nadreprezentacji jednej z płci w danej kategorii wiekowej, jak miało to miejsce w przypadku poddawanych presji łowieckiej populacji głuszcza w Rosji (Borchtchevski & Moss 2014). Również w naszym kraju mogło dochodzić do tego zjawiska w czasie, kiedy polowano na ten gatunek. Poza tym eksploatacja populacji prowadzi do zmian w strukturze genetycznej, np. poprzez wymuszoną migrację osobników (Little et al. 1993, Harris et al. 2002). Polowania skupione na niewielkim obszarze w większej części arealu populacji gatunku poddawanego presji łowieckiej, mogą powodować napływ i osiedlanie się (w wyniku dyspersji) nowych, przeważnie młodych osobników. Bardzo często w takich wypadkach następuje szybsze przystępowanie do lęgów przez te osobniki, co wykazano, np. w przypadku bażanta i kuropatwy. Jeżeli zabijane są dorosłe osobniki, takie zjawisko może powodować zaburzenia struktury wiekowej populacji. Konsekwencją tego może być obniżenie sukcesu reprodukcyjnego i liczebności populacji. Autorom nieznaną są tego typu badania ptaków z Polski.

Zakłócanie i modyfikacja wędrówek ptaków

Polowania wpływają również na wędrówki ptaków. Przeprowadzone we Francji badania wykazały, że krzyżówki rozpoczynają sezonowe przemieszczanie się z terenów narażonych na silną presję ze strony myśliwych jeszcze przed rozpoczęciem sezonu łowieckiego (Legagneux et al. 2009). Podobną zależność wykazano również we Francji wśród gęsi krótkodziobych *A. brachyrhynchus*. Ptaki te przenosiły się w okresie polowań z terenów podmokłych położonych w głębi łądu, gdzie sezon myśliwski rozpoczynał się wcześniej, na wybrzeże, gdzie rozpoczynał go później (Giroux 1991). W przypadku ptaków odbywających długie wędrówki (np. gęsi) polowania mogą doprowadzić do zaburzenia migracji, co w konsekwencji może powodować późniejsze powroty na lęgowiska i obniżenie sukcesu lęgowego (Frederiksen et al. 2004). W warunkach Polski nie prowadzono dotychczas badań nad tego typu zachowaniami, ale wydaje się, że reakcja krzyżówek na rozpoczęcie sezonu polowań może być podobna (obs. własne). Przy czym zakłócenia wędrówek w przypadku polowań na kaczki w drugiej połowie sierpnia na stawach, dotyczą nie tylko samych krzyżówek, ale innych przebywających na nich w tym czasie ptaków (np. innych gatunków kaczek chronionych oraz siewkowców Charadrii).

Utrata siedlisk

Antropopresja wywołana polowaniami może prowadzić do czasowego lub stałego opuszczenia obszarów zasiedlanych przez ptaki, a więc do utraty w większości rzadkich i niewielkich płatów siedlisk, mających istotne znaczenie dla funkcjonowania populacji (Thiel et al. 2007). Badania wykazały, że rożeńce *A. acuta* w okresie łowieckim wykorzystują w porze dziennej mniej zasobne żerowiska, a na najbardziej atrakcyjne tereny przenoszą się dopiero nocą (Casazza et al. 2012). W Wielkopolsce w latach 2009–2013 wykazano, że polowania stanowiły kluczowe zagrożenie dla 29 z 34 noclegowisk żurawi *Grus grus* – mimo że gatunek ten nie był przedmiotem polowań (oddziaływanie pośrednie).

W skrajnym przypadku na obszarze specjalnej ochrony Natura 2000 Dolina Małej Wełny pod Kiszkowem wykazano, że polowania spowodowały spadek liczebności żurawi na noclegowisku (przedmiot ochrony na tym obszarze) z ok. 1400 osobników do 300–700 występujących bardzo nieregularnie (Wylegała et al. 2013). Zatem działanie to spowodowało brak zachowania właściwego stanu ochrony (*favourable conservation status*) tego gatunku na obszarze Natura 2000.

Zmiana zachowań ptaków

Wpływ drapieżnictwa na dynamikę populacji i liczebność ofiar jest bezsporny i stosunkowo łatwo mierzalny. Jednak pośredni wpływ polegający głównie na zmianie zachowań zwierząt jest niezwykle trudny do zmierzenia i określenia. Szczególnie trudna do zmierzenia jest faktyczna skala jego oddziaływania na poszczególne populacje. Okazuje się, że wpływ ten może być równie istotny, a czasem odgrywać nawet znacznie większą rolę w kształtowaniu wybranych parametrów ekosystemów, aniżeli bezpośrednie drapieżnictwo (np. Krebs et al. 2001, Fortin et al. 2005, Hawlena & Schmitz 2010). Badania nad pośrednim wpływem drapieżników na ich ofiary należą aktualnie do jednych z częściej poruszanych zagadnień we współczesnej ekologii (np. Lima & Dill 1990, Brown et al. 1999, Boonstra 2013, McArthur et al. 2014, Kuijper et al. 2014). Do najbardziej spektakularnych przypadków należy tzw. efekt kaskadowy. Został on najlepiej zbadany w Parku Narodowym Yellowstone, gdzie po reintrodukcji wilków *Canis lupus* w 1995 roku, oprócz redukcji liczby jeleniowatych, spowodowało to zmianę zachowań ofiar, co w konsekwencji przyczyniło się do przekształcenia zbiorowisk roślinnych uwolnionych spod presji roślinożerców (Creel & Christianson 2009). Myślistwo (rozumiane jako substytut drapieżnictwa) oddziałuje podobnie, ale również w tym wypadku wpływ pośredni i jego znaczenie dla poszczególnych populacji ptaków jest niezwykle trudny do uodwodnienia i skwantyfikowania (Fox & Madsen 1997, Gill et al. 2001, West et al. 2002, Goss-Custard et al. 2006, Stillman et al. 2007).

Rodzaje zachowań i skala oddziaływania myślistwa

Odpowiedzią zwierząt na wzrost presji ze strony drapieżników mogą być w toku ewolucji zmiany morfologiczne albo, co zdarza się częściej i znacznie szybciej, zmiany zachowania. Może się to objawiać poprzez wzrost poziomu czujności, zwiększoną płochliwość i związane z tym częstsze przeloty, zmianę w użytkowaniu siedlisk w czasie i przestrzeni, modyfikację sposobu żerowania oraz spadek jakości pobieranego pokarmu, wzrost skupień, skrócenie czasu odpoczynku i żerowania, modyfikację tras migracji etc. (Madsen & Fox 1995, Fox & Madsen 1997, West et al. 2002, Bechet et al. 2003, Tamisier et al. 2003, Bechet et al. 2004, Bregnballe et al. 2004, Jarvis 2005, Thiel et al. 2007, Casas et al. 2009, Zimmer et al. 2011). Człowiek stanowi nieodłączny element ekosystemu i jest najbardziej wszechstronnym i jednocześnie najlepiej wyspecjalizowanym drapieżnikiem, stojącym na szczycie piramidy pokarmowej (Frid & Dill 2002). W związku z tym obecność myśliwego w środowisku, silnego stresora, wywołuje u potencjalnych ofiar szereg zachowań antydrapieżniczych.

Wzrost czujności i częstotliwości przemieszczania

Narażone na niepokojenie przez człowieka, w tym na presję myśliwych, ptaki łowne i inne gatunki występujące na obszarze polowania (w tym objęte ochroną), reagują na

to działanie wzrostem czujności, której efektem jest zwiększenie dystansu ucieczki i lot na większą odległość (Owens 1977, Madsen 1988, Thiel et al. 2007). Wykazano, że w przypadku gęsi zbożowych *A. fabalis* i białoczelnych *A. albifrons* dystans ucieczki zmniejszał się z 500 m do 200 m po zakończeniu okresu polowań (Fox & Madsen 1997). Konsekwencją wzrostu dystansu przemieszczania się jest wzrost ponoszonych nakładów energetycznych na ten rodzaj aktywności przy jednoczesnym skracaniu czasu żerowania i zwiększaniu konkurencji na suboptymalnych żerowiskach, co w skrajnych przypadkach może prowadzić nawet do wyczerpania zapasów energetycznych poszczególnych osobników (Goss-Custard et al. 2006). Ptaki zmuszone do częstego przemieszczania się rekompensują to, wybierając żerowiska i miejsca nocowania położone jak najbliżej siebie (Madsen 1998, Fox et al. 1994). W Danii wykazano, że gęsi krótkodziobe w latach kiedy nie prowadzono na nie polowań, jako miejsca żerowania i noclegowiska wykorzystywały stawy przylegające do siebie. Natomiast w latach, w których miały miejsce polowania gęsi krótkodziobe przelatywały na noclegowiska, na których nie polowano, położone w odległości 25 km od żerowisk, co zwiększało ich dzienny wydatek energetyczny o 20% (Fox & Madsen 1997). Potwierdzają to także badania przeprowadzone w Hiszpanii, gdzie stwierdzono, że wykorzystanie przez ptaki terenów wyłączonych z polowań istotnie wzrosło w czasie sezonu łowieckiego. Poza tym w dniu prowadzenia polowań i w dniu następnym wzrastała częstotliwość przelotów (Casas et al. 2009). Ma to kluczowe znaczenie dla przeżycia ptaków w okresie kiedy odbywają się polowania, tj. w okresie jesienno-zimowym, w którym to zasoby pokarmowe są znacznie ograniczone, a taka dodatkowa aktywność zwiększa dzienny wydatek energetyczny. Zdarza się, że w tym czasie, w wyniku długookresowego głodu spowodowanego brakiem dostępu do pokarmu (co może mieć miejsce w przypadku częstego płoszenia na żerowiskach), ptaki mogą nie wykazywać żadnych reakcji behawioralnych z powodu zbyt wysokich kosztów energetycznych (Gill et al. 2001, Frid & Dill 2002, Stillmann & Goss-Custard 2002). Podobna reakcja, ale o odmiennym podłożu, wynika z przyzwyczajenia się ptaków do lokalnych zakłóceń (habitucja), przez co stają się one bardziej tolerancyjne, a w związku z tym ich reakcje behawioralne są znacznie słabsze (Blumstein et al. 2005). W obu przypadkach naraża to ptaki na zwiększoną presję ze strony drapieżników. Tego typu zjawiska w naszym kraju mogą wystąpić na terenie stawów rybnych, czyli refugium o dość ograniczonym zasięgu i powierzchni.

Modyfikacja sposobu żerowania

Ptaki blaszkodziobe Anseriformes, będące przedmiotem polowań, w wyniku presji myśliwskiej zmieniają swoje zachowania dotyczące żerowania poprzez skracanie oraz intensyfikowanie pobierania pokarmu w innych porach dnia (Madsen 1988, Zimmer et al. 2010, Casazza et al. 2012). Ma to istotne znaczenie w odniesieniu do ptaków odżywiających się pokarmem roślinnym (np. kaczki *Anas* sp.), które potrzebują znacznie więcej czasu od ziarnojadów (np. przedstawicieli Fringillidae), czy ichtiofagów (np. perkozów *Podiceps* sp.), do zaspokajania dziennego zapotrzebowania energetycznego (Mayhew 1988). Niektóre ptaki pobierają pokarm intensywnie tylko w określonych porach dnia, a potem odpoczywają, inne zjadają drobne porcje pożywienia praktycznie całą dobę, np. łabędzie *Cygnus* sp. W związku z tym zakłócanie tego rytmu, ograniczanie i skracanie czasu potrzebnego na żerowanie, może prowadzić do zmniejszenia masy ciała (Zimmer et al. 2010), a w konsekwencji do spadku kondycji i większej podatności na drapieżnictwo. Zaobserwowano, że niektóre gatunki, np. rożeńce, w okresie polowań modyfi-

kowały dobowy rytm pobierania pokarmu, odpoczywając na otwartej wodzie w dzień, i rozpoczynając żerowanie dopiero nocą (Casazza et al. 2012). Inne gatunki ptaków, np. łyśki *Fulica atra*, zmieniają natomiast taktykę żerowania przenosząc się na głębsze wody, przez co zwiększają częstość nurkowania z 14% do 35% (Holm et al. 2011). Podobne zjawisko wśród tego gatunku można zaobserwować w naszym kraju (obs. własne), brak jest jednak dokładnych badań na ten temat. Takie zachowanie wiąże się z mniejszą skutecznością żerowania zwiększaniem nakładów energetycznych, co ponownie może odbijać się na kondycji poszczególnych osobników. Zagrożenie to jest tym bardziej istotne, gdy weźmiemy pod uwagę fakt, że polowania odbywają się w momencie kiedy zasoby pokarmowe stają się ograniczone, a jest to jednocześnie okres, kiedy ptaki wodno-błotne gromadzą kluczowe zapasy do przetrwania okresu zimowego (Madsen 1995).

Wpływ na fizjologię

Stres związany z drapieżnictwem, w tym z polowaniami prowadzonymi przez człowieka, niejednokrotnie pociąga za sobą znacznie głębsze zmiany od reakcji behawioralnych, tj. mające głębokie podłoże fizjologiczne. Może on wpływać na kondycję osobniczą, wzrost, system immunologiczny, a przez to na przeżywalność, rozród i udatność lęgów (Sapolsky et al. 2000, Kitaysky et al. 2003). Zwierzęta w toku ewolucji przystosowały się do stresu, który może być chroniczny lub ostry, ale krótkotrwały. Panuje pogląd, że chroniczny stres wywołany obecnością drapieżników jest powszechny w środowisku, a zwierzęta w toku ewolucji wytworzyły fizjologiczne i behawioralne mechanizmy obronne pozwalające sobie z nim radzić (Boonstra 2013). Jednakże niespotykany wcześniej w środowisku naturalnym silny wpływ człowieka na ekosystemy, jaki ma miejsce w ostatnim czasie, spowodowany wzmożonym rozwojem cywilizacyjnym, w tym wzrostem aktywności ludzkiej w różnych środowiskach dotychczas niedostępnych, albo wykorzystywanych marginalnie, powoduje wzrost stresu u wielu gatunków zwierząt (Millspaugh et al. 2001, Creel et al. 2002, Pereira et al. 2006). Badania potwierdzają, że nawet u osobników, które nie wykazują natychmiastowych zmian w zachowaniu mogą zachodzić istotne reakcje fizjologiczne w ich organizmach (Wilson & Culik 1995, Fowler 1999). Można zatem tylko domniemywać, że polujący ze strzelbą człowiek oddziałuje jeszcze silniej, gdyż stanowi realne, bezpośrednie zagrożenie dla zwierząt. Dotyczy to nie tylko ptaków łownych, ale wszystkich gatunków oraz innych taksonów zwierząt, znajdujących się w obrębie obszaru, na którym odbywają się polowania, w tym niejednokrotnie rzadkich i wrażliwych na zakłócenia powodowane przez człowieka w środowisku.

Ranienie ptaków (postrzały)

Ptaki ranione wskutek polowań nie są uwzględniane w statystykach łowieckich (Madsen & Noer 1996). Okazuje się jednak, że udział ptaków postrzelonych przez myśliwych stanowi znaczny odsetek i może wynosić nawet 20–30% całej populacji (Mooij 2005, Falk et al. 2006, Madsen & Rigét 2007, Noer et al. 2007). Wiele z nich ginie, stając się łatwym łupem drapieżników. Mając na uwadze wielkość pozyskania łowieckiego w Polsce opartą na oficjalnych statystykach, można szacować, że liczba ptaków poszkodowanych w trakcie polowań powinna być wyższa o ok. 25% (Mooij 2005). Uwzględnienie tej wartości jest niezbędne przy planowaniu łowieckim w kolejnych latach. Tym bardziej, że dane te nie obejmują kłusownictwa. Oficjalne dane na temat pozyskania ptaków łownych w sezonie łowieckim 2014/2015 podają, że odstrzelono 211 096 osobników (PZŁ Czern-

piń 2015). Zatem, biorąc pod uwagę powyższe wytyczne wartość ta powinna wzrosnąć o 52 000 osobników i wynosić łącznie 263 870.

Zabijanie ptaków objętych ochroną gatunkową

W Polsce nawet ponad 30% zbijanych w czasie polowań ptaków stanowią gatunki ściśle chronione, w tym wiele znajdujących się w załączniku I dyrektywy ptasiej, np. bąk *Botaurus stellaris*, czapla biała *Ardea alba*, błotniak stawowy *Circus aeruginosus*, rybitwa rzeczna *Sterna hirundo*, dubelt *Gallinago media*, bielik *Haliaeetus albicilla* (Wiehle & Bonczar 2007, Ledwośniński 2008), co może znacząco negatywnie wpływać na zachowanie ich właściwego stanu ochrony. Do najczęściej strzelanych gatunków ptaków objętych ochroną należą śmieszki *Chroicocephalus ridibundus*, mewy białogłowe *Larus cachinnans*, łabędzie nieme *Cyngus olor*, cyranki *A. querquedula* i perkozy dwuczube *Podiceps cristatus*. Poza tym ofiarą myśliwych padają tak rzadkie kaczki jak podgorzałka *Aythya nyroca* czy helmiatka *Netta rufina* (Wiehle & Bonczar 2007). W wyniku polowań w miejscach, gdzie znajdowały się noclegowiska gęsi odnotowano co najmniej kilka przypadków zastrzelenia gęsi krótkodziobej, gęsi małej *A. erythropus*, bernikli białolicyj *Branta leucopsis* i bernikli rdzawoszyjej *B. ruficollis* (Ławicki et al. 2012). Problem braku wiedzy na temat rozpoznawania chronionych gatunków ptaków przez myśliwych jest dość powszechny, czego dowodzą liczne doniesienia prasowe oraz dyskusje w Internecie. Problem ten występuje z różnym nasileniem we wszystkich krajach Unii Europejskiej. Gatunki nie należące do tzw. łownych stanowią 5–10% spośród wszystkich upolowanych ptaków (EU-Commission 2003, Mooij 2005, Musil 2005).

Wpływ na inne drapieżniki ptaków łownych

Należy zauważyć, że polowania poza pośrednim wpływem na zwierzęta będące przedmiotem zainteresowania łowieckiego mogą również pośrednio oddziaływać na inne drapieżniki, dla których gatunki łowne stanowią podstawowe ofiary (Kligo et al. 1998). Na skutek zmian zachowania ich ofiary stają się trudniej dostępne, bardziej skryte, a tym samym słabiej wykrywalne. Poza tym na skutek regularnego przepłaszania i zabijania zmniejsza się ich podaż. Z jednej strony myśliwi ograniczają drapieżnikom dostęp do potencjalnych ofiar (pośrednio i bezpośrednio), a z drugiej strony mogą je przyciągać. Badania potwierdzają, że do miejsc, z których oddano strzał ze strzelby myśliwskiej, przylatują kruki *Corvus corax* w poszukiwaniu padliny, resztek ofiar lub rannych zwierząt (White 2005).

Konsekwencje uwalniania ołowiu do środowiska w wyniku polowań

Myślistwo należy do głównych aktywności człowieka wprowadzających do środowiska przyrodniczego znaczne ilości ołowiu (Mateo & Guitard 2003). Szacuje się, że rocznie w Europie trafia w ten sposób do środowiska od 15 000 do 50 000 ton ołowiu (Hirschfeld & Heyd 2005). Nielimitowane i niekontrolowane uwalnianie do środowiska znacznych ilości metalu ciężkiego w postaci śrutu ołowianego pociąga za sobą liczne negatywne konsekwencje dla wielu gatunków ptaków regularnie występujących na obszarach wodno-błotnych, które wykorzystują je jako lęgowiska i miejsca postojowe głównie w okresie migracji. Negatywne oddziaływanie związane jest z połykaniem śrucin w czasie żerowania, czy to przypadkowo, czy też jako gastrolitów, szczególnie przez kaczki, gęsi i ła-

będzie. W przypadku tych pierwszych, szczególnie krzyżówek, zatrucia łożowiem mogą powodowc spadek przeżywalności o 19% (Tavecchia et al. 2001), a drugich z wymienionych o 10% (Madsen & Noer 1996). Negatywny wpływ oddziaływania łożowiu pochodzącego z amunicji myśliwskiej na ptaki oraz inne organizmy, np. rośliny i bezkręgowce został wielokrotnie udowodniony (Migliorinia et al. 2004, Orłowski et al. 2005, Wałkuska et al. 2006, Pain et al. 2009, Fisher et al. 2006). Do najbardziej narażonych gatunków ptaków na jego kontaminację należy łyska (Pain 1990), błotniak stawowy (Mateo et al. 2004), mewa srebrzysta *L. argentatus* (NWHL 1985), łabędź niemy (Spray & Milne 1988), łabędź krzykliwy *C. cygnus* (Spray & Milne 1988), łabędź czarnodzioby *C. columbianus bewickii* (Nagy et al. 2012) i bielik (Krone et al. 2004, Kenntner et al. 2005, Falandysz et al. 1988). Również czaple siwe *Ardea cinerea* narażone są na skażenia środowiska metalami ciężkimi, w związku z czym wykorzystywane są jak swoiste bioindykatory (Babińska et al. 2008). Brakuje jednak danych dotyczących wpływu łożowiu na reprodukcję populacji ptaków będących przedmiotem polowań (Hirschfeld & Heyd 2005).

Sposoby ograniczania negatywnych skutków polowań na ptaki

Całkowite wyłączenie z polowań na ptaki obszarów Natura 2000

Wrażliwość poszczególnych gatunków na zakłócenia wywołane polowaniami zmienia się w zależności od gatunku (Klein et al. 1995, Casas et al. 2009). Ponieważ przedmioty ochrony na obszarach Natura 2000 często należą do gatunków bardzo wrażliwych na tego typu zakłócenia, może to w konsekwencji wpływać na zachowanie ich właściwego stanu ochrony. Dlatego ze względu na przestrzeganie unijnej zasady przezorności należy dążyć do zaprzestania polowań na ptaki w najważniejszych ich ostojach w granicach obszarów Natura 2000. Powinno to dotyczyć zwłaszcza tych terenów, na których nie są rozpoznane populacje gatunków będących przedmiotem pozyskania łowieckiego oraz zasiedlanych przez gatunki szczególnie wrażliwe na zakłócenia w środowisku powodowane przez człowieka, lub gatunki skrajnie rzadkie, które mogą być łatwo mylone z ptakami łownymi, takie jak np. podgorzałka czy hełmiatka. W granicach obszarów specjalnej ochrony Natura 2000 zlokalizowanych jest obecnie ok. 63% najważniejszych noclegowisk gęsi w Polsce (Ławicki et al. 2012). Wykazano, że polowania mogą prowadzić do zakłóceń, a nawet zaniku ważnych noclegowisk żurawi zlokalizowanych na obszarach Natura 2000 (Wylegała et al. 2013).

Tworzenie refugium wyłączonego z polowań

Biorąc pod uwagę negatywne konsekwencje pośredniego wpływu polowań na ptaki i fakt, że zakłócenia z nimi związane oddziałują nie tylko na gatunki łowne, ale również na wiele gatunków objętych ochroną, w tym wymienione w załączniku I dyrektywy ptasiej, na terenach położonych poza obszarami Natura 2000 intensywnie użytkowanymi łowiecko, należy tworzyć specjalne refugia wyłączone z polowań. Badania pokazują, że wraz ze spadkiem presji łowieckiej na terenach wodno-błotnych wzrasta liczebność ptaków wodnych od kilku do kilkudziesięciu razy (Madsen 1995). Tworzenie refugium (obszarów funkcjonalnych) powinno obejmować głównie tereny podmokłe lub zbiorniki wodne zasobne w pokarm, dające możliwość ukrycia przed drapieżnikami i stanowiące noclegowiska, a więc obszary pozwalające na spełnienie wszystkich podstawowych funkcji życiowych. Ich wielkość (średnica) powinna być nie mniejsza niż 3-krotna długość dystansu ucieczki najbardziej wrażliwych gatunków stwierdzanych na danym obszarze

(Fox & Madsen 1997). Tego typu praktyki są bardzo dobrym narzędziem w zarządzaniu i ochronie różnorodności biologicznej na terenach wodno-błotnych i są z powodzeniem stosowane np. w Danii (Madsen 1998). W przypadku obszarów Natura 2000, na których zlokalizowane są najważniejsze noclegowiska gęsi i żurawi w Polsce, powinny one pełnić funkcję stref buforowych w postaci otuliny (Ławicki et al. 2012).

Wprowadzenie moratorium lub objęcie ochroną gatunkową ptaków łownych

W związku z postępującą degradacją siedlisk wodno-błotnych, z którymi część ptaków łownych jest związana, skalę ich rocznego pozyskania, np. łyska – 4900 osobników (PZŁ Czemiń 2015), a także aktualne trendy i liczebność większości gatunków (Chodkiewicz et al. 2015, Neubauer et al. 2015) należy uznać, że co najmniej pięć (kuropatwa, głowienka, czernica, cyraneczka, łyska) zasługuje na objęcie ochroną gatunkową, przy czym jej reżim (ochrona częściowa lub ścisła) należy rozważyć indywidualnie dla każdego gatunku.

Zakaz prowadzenia reintrodukcji w celach łowieckich

Masowe wsiedlanie ptaków łownych do środowiska naturalnego może pociągać za sobą istotne negatywne implikacje dla lokalnych, i nie tylko, populacji wielu gatunków (IUCN/SSC 2013). Dlatego uznano, że jest to problem o znaczeniu ponadregionalnym (Champagnon et al. 2013). Konsekwencją hybrydyzacji populacji dzikich i wyhodowanych w niewoli może być m.in. wzrost rozprzestrzeniania się patogenów, wprowadzenie obcych genów, co w konsekwencji może prowadzić do utraty lokalnych adaptacji populacji do warunków środowiskowych (Champagnon et al. 2012). Uwalnianie krzyżówek przez okres około 30 lat w jednym z regionów we Francji (Camargue) doprowadziło do obniżenia kondycji nie tylko pojedynczych osobników, ale całej populacji, w tym osłabienia dzioba w części odpowiedzialnej za filtrowanie pokarmu (Champagnon et al. 2009, Champagnon et al. 2010). Osobniki pochodzące ze sztucznych hodowli posiadają często mniejsze i lżejsze organy wewnętrzne, słabiej przystosowane do pobierania naturalnego pokarmu, szczególnie w pierwszych tygodniach po uwolnieniu (Moore & Battley 2006). Dodatkowo niejednokrotnie wprowadzane są osobniki posiadające geny ptaków udomowionych. Objawia się to powszechnie w naturalnych populacjach ptaków poprzez występowanie w upierzeniu różnego rodzaju aberracji barwnych (Meissner et al. 2012). Obecnie wiele populacji dziko występujących ptaków tego gatunku składa się z hybryd ptaków dzikich i udomowionych (Champagnon et al. 2010). U niektórych gatunków, jak dowiedziono w przypadku przepiórki *Coturnix coturnix*, hybrydyzacja pomiędzy dzikimi i udomowionymi populacjami spowodowała zanik instynktu migracji (Derégnaucourt et al. 2005). Dotyczy to także innych zmian behawioralnych. Ptaki wysiedlane zachowują się często odmiennie od osobników dzikich, co powoduje ich większe narażenie na drapieżnictwo. Przykładem są dziko żyjące kuropatwy, które nocują na środku pól, podczas gdy ptaki wsiedlane na ich skraju, preferują nocowanie przy miedzach, które są częściej penetrowane przez nocne drapieżniki (Dowell 1990). Osobniki takie mają również niższy sukces lęgowych (Leif 1994, Kamieniarz & Panek 2011) oraz cechuje je znacznie niższa przeżywalność, często wynosząca 0% (Rymerova et al. 2013). Wsiedlanie i translokacje osobników dziko żyjących muszą być poprzedzone dokładnym rozpoznaniem wszelkich aspektów, w tym ekologicznych, a nie tylko społecznych i ekonomicznych, w ujęciu długoterminowym (IUCN/SSC 2013). Przegląd oraz szczegółowe omówienie szeregu negatywnych konsekwencji dotyczących wsiedlania kuraków oraz zalecenia ochroniarskie zawiera praca Sokos et al. (2008). Powyższe przykłady pokazują, jak nie-

bezpieczne mogą okazać się w skutkach nieprzemyślane wsiedlenia ptaków w celach łowieckich. W Polsce dotychczas jedynym gatunkiem introdukowanym, regularnie wypuszczanym w celach łowieckich do środowiska naturalnego, jest bażant. Gatunek ten może krzyżować się z zagrożonym wyginięciem w naszym kraju cietrzewiem i przenosić groźne choroby, aczkolwiek jego negatywne oddziaływanie na ten gatunek jak dotąd nie zostało w wystarczający sposób zbadane. Między innymi dlatego należałoby zrezygnować z wsiedlania bażantów przynajmniej w tych miejscach, gdzie występuje lub jeszcze do niedawna występował cietrzew (Stolarz 2014). Obecnie do najczęściej wpuszczanych do środowiska rodzimych gatunków w naszym kraju należy kuropatwa oraz krzyżówka, np. na stawach Pietkowskich w latach 2011–2015 wypuszczono ok. 5000 osobników tego ostatniego gatunku (T. Tumiel – inf. list.). Konsekwencje uwalniania tych ptaków do środowiska naturalnego mogą być zbliżone do przedstawionych w niniejszym rozdziale.

Wprowadzenie zakazu stosowania śrutu ołowianego

W większości krajów europejskich (np. Dania, Norwegia, Holandia, Wielka Brytania, niektóre niemieckie kraje związkowe) stosowanie amunicji ołowianej jest obecnie całkowicie zakazane lub wyłączone na terenach wodno-błotnych (Hirschfeld & Heyd 2005, Mateo et al. 2013). W dniu 22.03.2013 grupa kilkudziesięciu naukowców zajmujących się m.in. toksykologią i ekologią podpisała oświadczenie *Health Risks from Lead-Based Ammunition in the Environment*, w którym po szczegółowej analizie wpływu tego metalu ciężkiego na człowieka i środowisko przyrodnicze wezwała do całkowitego wycofania amunicji ołowianej na rzecz innych nietoksycznych materiałów (WHHRLBA 2013). Mając na uwadze ten dokument i doświadczenia innych krajów europejskich, w których z dużym powodzeniem stosowana jest amunicja nie zawierająca ołowiu, należy jak najszybciej wdrożyć odpowiednie regulacje prawne prowadzące do wejścia w życie wspomnianego zakazu.

Zmiana terminów polowań

Aktualnie obowiązujące w naszym kraju terminy polowań określone w rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 16.03.2005 r. w sprawie określenia okresów polowań na zwierzęta łowne (Dz.U. 2005 nr 48 poz. 459), pozwalają na strzelanie do gęsi od 1 września do 21 grudnia, a na terenie województw: zachodniopomorskiego, lubuskiego, wielkopolskiego i dolnośląskiego – do 31 stycznia, natomiast na kaczki od 15 sierpnia do 21 grudnia. Uważa się jednak, że najlepszym terminem polowań na gęsi jest okres od początku września do końca października, a na kaczki od początku września do końca grudnia. Jest to uzasadnione zarówno jakościowo, jak i ekologicznie; ze względu na „zimowy stres” gęsi i kaczki zaczynają tracić na wadze, kolejno od listopada i od stycznia (Mooij 2005). Należałoby zatem dążyć do zastosowania powyższych wytycznych w czasie tworzenia nowych aktów wykonawczych regulujących okresy polowań na blaskodziobe.

Podsumowanie

Reasumując, polowania niosą istotne ryzyko dla populacji ptaków będących przedmiotem użytkowania łowieckiego. Poza łatwo mierzalnym wpływem bezpośrednim, powodują poważne oddziaływania pośrednie, niezwykle trudne do skwantyfikowania, a niejednokrotnie oddziałujące znacznie silniej niż bezpośrednie zabijanie. Dlatego bez szczegółowych badań nad wpływem polowań na ptaki w naszym kraju nie moż-

na skutecznie i bezpiecznie zarządzać ich populacjami. Powinny one być prowadzone w szerokim zasięgu występowania poszczególnych gatunków podlegających pozyskaniu łowieckiemu, co pozwoli lepiej zrozumieć rzeczywisty wpływ zakłóceń powodowanych przez polowania dla całej populacji danego gatunku (Gill et al. 2001, Mooij 2005). Jest to niezwykle ważne, gdyż liczne powtarzalne niewielkie zaburzenia (np. polowania), mogą być bardziej szkodliwe niż rzadsze, ale znacznie większe, np. katastrofy ekologiczne (West et al. 2002). Poza tym wpływ polowań (bezpośredni i pośredni) powinien być rozpatrywany w sposób kumulatywny, w powiązaniu z innymi czynnikami, takimi jak zmiany klimatyczne oraz siedliskowe (Jiguet et al. 2010).

Summary: Influence of hunting on birds and ways of limiting its negative effects. Living organisms, including birds, are influenced by many natural and anthropogenic factors. Apart from habitat degradation and loss, direct factors causing mortality, such as hunting, play an increasing role. Hunting has many negative consequences, including population decline, disturbance, lower availability of resting and foraging sites, changes in behavior and physiology, direct injury and lead poisoning. At present a total of 13 bird species are regarded as game species in Poland. Some of them, for example Grey Partridge *Perdix perdix*, experience population declines. To reduce negative effects of hunting on birds we propose to exclude the most important SPA Natura 2000 areas from hunting, to designate refuges where hunting would be prohibited, to prohibit the use of lead shots, to implement a hunting moratorium or other forms of protection of five game species (Common Pochard *Aythya ferina*, Tufted Duck *A. fuligula*, Eurasian Coot *Fulica atra*, Eurasian Teal *Anas crecca*, Grey Partridge), and to prohibit bird reintroductions for hunting purposes.

Literatura

- Avery M. 2014. A message from Martha. The extinction of the Passenger Pigeon and its relevance today. Bloomsbury, London.
- Babińska I., Szarek J., Binkowski Ł., Skibniewska K., Wojtacka J., Markiewicz E., Felsmann M.Z., Zakrzewska M., Gesek M., Dublan K. 2008. Grey herons (*Ardea cinerea* L.) as a tool for monitoring the environment for metal concentrations in the vicinity of a pesticide tomb in the Iławskie Lake District. *Fresen. Environ. Bull.* 1: 98–102.
- Bechet A., Giroux J.F., Gauthier G., Nichols J.D., Hines J.E. 2003. Spring hunting changes the regional movements of migrating greater snow geese. *J. Appl. Ecol.* 40: 553–564.
- Bechet A., Giroux J.F., Gauthier G. 2004. The effects of disturbance on behaviour, habitat use and energy of spring staging snow geese. *J. Appl. Ecol.* 41: 689–700.
- BirdLife International 2004. Birds in Europe: Population Estimates, Trends and Conservation Status. BirdLife International (BirdLife Conservation Series 12), Cambridge, UK.
- BirdLife International. 2015. Species factsheet: *Numenius borealis*. Downloaded from <http://www.birdlife.org>, dostęp 04/12/2015.
- Blumstein D.T., Fernandez-Juricic E., Zollner P.A., Garity S.C. 2005. Inter-specific variation in avian to human disturbance. *J. Appl. Ecol.* 42: 943–953.
- Boonstra R. 2013. Reality as the leading cause of stress: rethinking the impact of chronic stress in nature. *Funct. Ecol.* 27: 11–23.
- Borchtchevski V., Moss R. 2014. Age structure of Capercaillie males (*Tetrao urogallus*) in NW Russia may reflect two-way movements – a hypothesis. *Ornis Fenn.* 91: 14–28.
- Bregnballe T., Madsen J., Rasmussen Palle A.F. 2004. Effects of temporal and spatial hunting control in waterbird reserves. *Biol. Conserv.* 119: 93–104.
- Brown J.S., Laundré J.W., Gurung M. 1999. The ecology of fear: optimal foraging, game theory, and trophic interactions. *J. Mammal.* 80: 385–399.

- Casas F., Mougeot F., Viñtuela J., Bretagnolle V. 2009. Effects of hunting on the behaviour and spatial distribution of farmland birds: importance of hunting-free refuges in agricultural areas. *Anim. Conserv.* 12: 346–354.
- Casazza M.L., Coates P.S., Miller M.R., Overton C.T., Yparraguirre D.R. 2012. Hunting influences the diel patterns in habitat selection by northern pintails *Anas acuta*. *Wild. Biol.* 18: 1–13.
- Champagnon J., Guillemain M., Gauthier-Clerc M., Lebreton J.-D., Elmberg J. 2009. Consequences of massive bird releases for hunting purposes: Mallard *Anas platyrhynchos* in the Camargue, southern France. *Wildfowl* 2: 192–201.
- Champagnon J., Guillemain M., Elmberg J., Folkesson K., Gauthier-Clerc M. 2010. Changes in Mallard *Anas platyrhynchos* bill morphology after thirty years of supplemental stocking. *Bird Study* 57: 344–351.
- Champagnon J., Elmberg J., Gauthier-Clerc M., Lebreton J.-D., Guillemain M. 2012. Conspecifics can be aliens too: a review of effects of restocking practices in vertebrates. *J. Nat. Conserv.* 20: 231–241.
- Champagnon J., Crochet P.-A., Kreisinger J., Cížková D., Gauthier-Clerc M., Massez G., Söderquist P., Albrecht T., Guillemain M. 2013. Assessing the genetic impact of massive restocking on wild mallard. *Anim. Conserv.* 16: 295–305.
- Chodkiewicz T., Neubauer G., Chylarecki P., Sikora A., Cienian Z., Ostasiewicz M., Wylegała P., Ławicki Ł., Smyk B., Betleja J., Gaszowski K., Górski A., Grygoruk G., Kajtoch Ł., Kata K., Krogulec J., Lenkiewicz W., Marczakiewicz P., Nowak D., Pietrasz K., Rohde Z., Rubacha S., Stachyra P., Świętochowski P., Tumił T., Urban M., Wieloch M., Woźniak B., Zielińska M., Zieliński P. 2013. Monitoring populacji ptaków Polski w latach 2012–2013. *Biuletyn Monitoringu Przyrody* 11: 1–72.
- Chodkiewicz T., Kuczyński L., Sikora A., Chylarecki P., Neubauer G., Ławicki Ł., Stawarczyk T. 2015. Ocena liczebności populacji ptaków lęgowych w Polsce w latach 2008–2012. *Ornis Pol.* 56: 149–189.
- Creel S., Fox J.E., Hardy A., Sands J., Garrott R., Peterson R. 2002. Snowmobile activity and glucocorticoid stress responses in wild wolves and elk. *Conserv. Biol.* 16: 809–814.
- Creel S., Christianson D. 2009. Wolf presence and increased willow consumption by Yellowstone elk: implications for trophic cascades. *Ecology* 90: 2454–2466.
- Derégnaucourt S., Guyomarc'h J.-C., Belhamra M. 2005. Comparison of migratory tendency in European quail *Coturnix c. coturnix*, domestic Japanese quail *Coturnix c. japonica* and their hybrids. *Ibis* 147: 25–36.
- Dowell S.D. 1990. Differential behaviour and survival of hand-reared and wild gray partridge in the United Kingdom. In: Church K.E., Warner R.E., Brandy S.J. (eds). *Perdix V: Gray Partridge and Ring-necked Pheasant Workshop*. Kansas Department of Wildlife and Parks, pp. 230–239. Emporia, Kansas.
- Dz.U. 2005 nr 45 poz. 433. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 11 marca 2005 r. w sprawie ustalenia listy gatunków zwierząt łownych.
- Dz.U. 2014 poz. 1348. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 6 października 2014 r. w sprawie ochrony gatunkowej zwierząt.
- EU-Commission. 2003. Guidance documentation hunting under Council Directive 79/409/EEC on the conservation of birds „The Birds Directive“. EU-Commission, Brussels.
- FACE 2012. Federation of Associations for Hunting and Conservation of the EU. <http://www.face.eu>
- Falandysz J., Jakuczun B., Mizera T., 1988. Metal and organochlorines in four female white-tailed eagles. *Mar. Pollut. Bull.* 19: 521–526.
- Falk K., Merkel F.R., Kampp K., Jamieson S.E. 2006. Embedded lead shot and infliction rates in common eiders *Somateria mollissima* and king eiders *S. spectabilis* wintering in southwest Greenland. *Wild. Biol.* 12: 257–265.
- Fisher I.J., Pain D.J., Thomas V.G. 2006. A review of lead poisoning from ammunition sources in terrestrial birds. *Biol. Conserv.* 131: 421–432.

- Fortin D., Beyer H.L., Boyce M.S., Smith D.W., Duchesne T., Mao J.S. 2005. Wolves influence elk movements: behavior shapes a trophic cascade in Yellowstone National Park. *Ecology* 86: 1320–1330.
- Fowler G.S. 1999. Behavioural and hormonal responses of magellanic penguins (*Spheniscus magellanicus*) to tourism and nest site visitations. *Biol. Conserv.* 90: 143–149.
- Fox A.D., Bell M.C., Brown R.A., Mackie P., Madsen J. 1994. An analysis of the abundance and distribution of Brent and Wigeon at Strangford Lough, 1965/6–1988/9. *Irish Birds* 5: 139–150.
- Fox A.D., Madsen, J. 1997. Behavioural and distributional effects of hunting disturbance on waterbirds in Europe: implications for refuge design. *J. Appl. Ecol* 34: 1–13.
- Frederiksen M., Hearn R., Mitchell C, Sigfússon A., Swann R., Fox A. 2004. The dynamics of hunted Icelandic goose populations: a reassessment of the evidence. *J. Appl. Ecol.* 41: 315–334.
- Frid A., Dill L.M. 2002. Human caused disturbance stimuli as a form of predation risk. *Conserv. Ecol.* 6: 1.
- Gill J.A., Norris K., Sutherland W.J. 2001. Why behavioural responses may not reflect the population consequences of human disturbance. *Biol. Conserv.* 97: 265–268.
- Giroux J.-F. 1991. Roost fidelity of pink-footed geese *Anser brachyrhynchus* in north-east Scotland. *Bird Study* 38: 112–117.
- Goss-Custard J.D., Triplet P., Sueur F., West A.D. 2006. Critical thresholds of disturbance by people and raptors in foraging wading birds. *Biol. Conserv.* 127: 88–97.
- Hawlena D., Schmitz O.J. 2010. Physiological stress as a fundamental mechanism linking predation to ecosystem functioning. *Amer. Nat.* 176: 537–556.
- Harris R.B., Wall W.A., Allendorf F.W. 2002. Genetic Consequences of Hunting: What Do We Know and What Should We Do? *Wild. Soc. B.* 30: 634–643.
- 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.
- Holm T.E., Laursen K., Clausen P. 2011. The feeding ecology and distribution of common coots *Fulica atra* are affected by hunting taking place in adjacent areas. *Bird Study* 58: 321–329.
- Hung C.M., Shaner P.J.L., Zink R.M., Liu W.C., Chu T.C., Huang W.S., Li S.H. 2014. Drastic population fluctuations explain the rapid extinction of the passenger pigeon. *PNAS* 29: 10636–10641.
- IUCN/SSC. 2013. Guidelines for Reintroductions and Other Conservation Translocations. Version 1.0. Gland, Switzerland: IUCN Species Survival Commission.
- Jarvis P.J. 2005. Reaction of animals to human disturbance, with particular reference to flight initiation distance. *Recent Res. Dev. Ecol.* 3 1–20.
- Jiguet F., Gregory R.D., Devictor V., Green, R.E., Vorisek P., van Strien A., Couvet D. 2010. Population trends of European birds are correlated with characteristics of their climatic niche. *Glob. Change Biol.* 16: 497–505.
- Jiguet F., Godet L., Devictor V. 2012. Hunting and the fate of French breeding waterbirds. *Bird Study* 59: 474–482.
- Kamieniarczyk R., Panek M. 2011. Przebieg lęgów wsiedlonych kuropatw pochodzących z hodowli – badania radiotelemetryczne. *Sylwan* 155: 778–783.
- Keane A., Brooke M. de L., McGowan P.J.K. 2005. Correlates of extinction risk and hunting pressure in gamebirds (Galliformes). *Biol. Conserv.* 126: 216–233.
- Kenntner N., Tataruch F., Krone O. 2005. Risk assessment of environmental contaminants in white-tailed sea eagles (*Haliaeetus albicilla*) from Germany. In: Pohlmeier K. (ed.). Extended Abstracts of the XXVIIth Congress of the International Union of Game Biologists, Hannover 2005, ss. 125–127. DSV Verlag, Hamburg.
- Keuling O., Baubet E., Duscher A., Ebert C., Fischer C., Monaco A., Podgórski T., Prevot C., Ronnenberg K., Sodeikat G., Stier N., Thurffjell H. 2013. Mortality rates of wild boar *Sus scrofa* L. in central Europe. *Eur. J. Wildl. Res.* 59: 805–814.
- Kitaysky A.S., Wingfield J.C., Piatt J.F. 1999. Dynamics of food availability, body condition and physiological response in breeding Black-legged kittiwakes. *Funct. Ecol.* 13: 577–585.
- Klein M.L., Humphrey S.R., Percival H.F. 1995. Effects of ecotourism on distribution of waterbirds in a wildlife refuge. *Conserv. Biol.* 9: 1454–1465.

- Kligo J.C., Labisky R.F., Fritzen D.E. 1998. Influences of hunting on the behavior of white-tailed deer: implications for conservation of the Florida panther. *Conserv. Biol.* 12:1359–1364.
- Krebs C.J., Boutin, S., Boonstra R. (eds). 2001. *Ecosystem Dynamics of the Boreal Forest*. The Klugane Project. Oxford University Press, New York.
- Krone O., Wille F., Kenntner N., Boertmann D., Tataruch F. 2004. Mortality factors, environmental contaminants, and parasites of white-tailed sea eagles from Greenland. *Avian Dis.* 48: 417–424.
- Kuczyński L., Chylarecki P. 2012. Atlas pospolitych ptaków lęgowych Polski. Rozmieszczenie, wybiorczość siedliskowa, trendy. GIOŚ, Warszawa.
- Kuijper D.P.J., Oosterveld E., Wymenga E. 2009. Decline and potential recovery of the European grey partridge (*Perdix perdix*) population – a review. *Eur. J. Wildl. Res.* 55: 455–463.
- Kuijper D.P.J., Verwijmeren M., Churski M., Zbyryt A., Schmidt K., Jędrzejewska B., Smit C. 2014. What cues do ungulates use to assess predation risk in dense temperate forests? *PLoS ONE* 9 (1): e84607. doi:10.1371/journal.pone.0084607.
- Ławicki Ł., Wylegała P., Wuczyński A., Smyk B., Lenkiewicz W., Polakowski M., Kruszyk R., Rubacha S., Janiszewski T. 2012. Rozmieszczenie, charakterystyka i status ochronny noclegowisk gęsi w Polsce. *Ornis Pol.* 53: 23–38.
- Ledwośniński M. 2008. Kto strzelał do bielików. *Łowiec Polski* 1: 26–30.
- Legagneux P., Inchausti P., Bourguemestre F., Latraube F., Bretagnolle V. 2009. Effect of predation risk, body size, and habitat characteristics on emigration decisions in Mallards. *Behav. Ecol.* 20: 186–194.
- Leif A.P. 1994. Survival and reproduction of wild and pen-reared ring-necked pheasant hens. *J. Wildl. Manage.* 58: 501–506.
- Lima S.L., Dill L.M. 1990. Behavioral decisions made under the risk of predation – a review and prospectus. *Can. J. Zool.* 68: 619–640.
- Little R.M., Crowe T.M., Grant S. 1993. Does hunting affect the demography and genetic structure of the greywing francolin *Francolinus africanus*? *Biodivers. Conserv.* 2: 567–585.
- Lundberg P., Jonzén N. 1999. Optimal population harvesting in a source–sink environment. *Evol. Ecol. Res.* 1: 719–729.
- Madsen J. 1988. Autumn feeding ecology of herbivorous wildfowl in the Danish Wadden Sea and the impact of food supplies and shooting on movements. *Dan. Rev. Game Biol.* 13: 1–32.
- Madsen J. 1991. Status and trends of goose populations in the western Palearctic in the 1980s. *Ardea* 79: 113–122.
- Madsen J. 1995. Impacts of disturbance on migratory waterfowl. *Ibis* 137: 67–74.
- Madsen J. 1998. Experimental refuges for migratory waterfowl in Danish wetlands. II. Tests of hunting disturbance effects. *J. Appl. Ecol.* 35: 398–417.
- Madsen J., Fox A. D. 1995. Impacts of hunting disturbance on waterbirds – a review. *Wildl. Biol.* 1: 193–207.
- Madsen J., Noer H. 1996. Decreased survival of pink-footed geese *Anser brachyrhynchus* carrying shotgun pellets. *Wildl. Biol.* 2: 75–82.
- Madsen J., Rigét F. 2007. Do embedded shotgun pellets have a chronic effect on body condition of Pink-footed geese? *J. Wildl. Manage.* 71: 1427–1430.
- Mateo R., Guitard R. 2003. Heavy metals in livers of waterbirds from Spain. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 37: 398–404.
- Mateo R., Taggart M., Meharg A.A. 2003. Lead and arsenic in bones of birds of prey from Spain. *Environ. Pollut.* 126: 107–114.
- Mateo R., Vallverdú-Coll N., López-Antia A., Taggart M.A., Martínez-Haro M., Guitart R., Ortiz-Santaliestra M.E. 2014. Reducing Pb poisoning in birds and Pb exposure in game meat consumers: The dual benefit of effective Pb shot regulation. *Environ. Int.* 63: 163 DOI: 10.1016/j.envint.2013.11.006.
- Mayhew P.W. 1988. The daily energy intake of European Wigeon in winter. *Ornis. Scand.* 19: 217–223.
- McArthur C., Banks P.B., Boonstra R., Forbey J.S. 2014. The dilemma of foraging herbivores: dealing with food and fear. *Oecologia* 176: 677–689.

- Meissner W., Rowiński P., Kleinschmidt L., Antczak J., Wilniewczyc P., Betleja J., Maniarski R., Afra-nowicz-Cieślak R.. 2012. Zimowanie ptaków wodnych na terenach zurbanizowanych w Polsce w latach 2007–2009. *Ornis Pol.* 53: 249–273.
- Migliorinia M., Piginob G., Bianchib N., Berninia F., Leonziob C. 2004. The effects of heavy metal contamination on the soil arthropod community of a shooting range. *Environ. Pollut.* 129: 331–340.
- Millsbaugh J.J., Woods R.J., Hunt K.E., Raedeke K.J., Brundige G.C., Washburn B.E., Wasser S.K., 2001. Using fecal glucocorticoid assays to study the physiological stress response of elk. *Wild. Soc. B.* 29: 899–907.
- Mooij J.H. 2005. Protection and use of waterbirds in the European Union. *Beitr. Jagd- Wildforsch.* 30: 49–76.
- Moore S.J., Battley P.F. 2006. Differences in the digestive organ morphology of captive and wild Brown Teal *Anas chlorotis* and implications for releases. *Bird Conserv. Int.* 16: 253–264.
- Motyl T., Sadowski T. 2012. Program odbudowy populacji zwierzyny drobnej w województwie mazowieckim. *Nauka Łowiectwu, część 7.* Warszawa.
- Musil P. 2005. Water bird harvest in the Czech Republic: numbers and origin of shot ducks and Coot. Newsletter of the Waterbird Harvest Specialist Group 2., Wetlands International.
- National Wildlife Health Laboratory (NWHL) 1985. Lead poisoning in non-waterfowl avian species. USFWS unpublished Report.
- Nagy S., Petkov N., Rees E., Solokha A., Hilton G., Beekman J., Nolet B. 2012. International single species action plan for the conservation of the northwest European population of Bewick's Swan (*Cygnus columbianus bewickii*). AEW Technical Series No. 44. Bonn, Germany.
- Neubauer G., Meissner W., Chylarecki P., Chodkiewicz T., Sikora A., Pietrasz K., Cenian Z., Betleja J., Gaszewski K., Kajtoch Ł., Lenkiewicz W., Ławicki Ł., Rohde Z., Rubacha S., Smyk B., Wieloch M., Wylegała P., Zielińska M., Zieliński P. 2015. Monitoring Ptaków Polski w latach 2013–2015. *Biuletyn Monitoringu Przyrody* 13: 1–92.
- Noer H., Madsen J., Hartmann P. 2007. Reducing wounding of game by shotgun hunting: effects of a Danish action plan on pink-footed geese. *J. Appl. Ecol.* 44: 653–662.
- Orłowski G., Polechoński R., Dobicki W., Zasada Z. 2005. Zawartość ołowiu w tkankach i piórach podlotów i dorosłych śmieszek *Larus ridibundus* gniazdujących na Zbiorniku Mietkowskim. *Not. Orn.* 46: 233–242.
- Owens N.W. 1977. Responses of wintering Brent Geese to human disturbance. *Wildfowl* 28: 5–14.
- Pain D.J. 1990. Lead shot ingestion by waterbirds in the Camargue, France: an investigation of levels and interspecific differences. *Environ. Pollut.* 66, 273–285.
- Pain D.J., Fisher I.J., Thomas V.G. 2009. A global update on lead poisoning in terrestrial birds from ammunition sources. In: Watson R.T.M., Fuller M., Pokras M., Hunt W.G. (eds.). *Ingestion of Spent Lead Ammunition: Implications for Wildlife and Humans*, The Peregrine Fund, Boise, Idaho.
- Pereira R.J.G., Duarte J.M.B., Negrão J.A. 2006. Effects of environmental conditions, human activity, reproduction, antler cycle and grouping on fecal glucocorticoids of free-ranging Pampas deer stags (*Ozotoceros bezoarticus bezoarticus*). *Horm. Behav.* 49: 114–122.
- Pöysä H., Rintala J., Lehtikoinen A., Väisänen R.A. 2012. The importance of hunting pressure, habitat preference and life history for population trends of breeding waterbirds in Finland. *Eur. J. Wildl. Res.* 59: 245–246.
- PZŁ Czempień 2014. Sytuacja zwierząt łownych w Polsce 2013. Czempień. PZŁ. 2015. Dostęp 05.01.2015 r.: http://www.pzlow.pl/palio/html.run?_Instance=www.
- PZŁ Czempień 2015. Zestawienia danych sprawozdawczości łowieckiej 2015 rok. www.czempin.plow.pl. Dostęp 08.12.2015 r.
- Rymerova D., Tomasek O., Salek M. 2013. Differences in mortality rates, dispersal distances and breeding success of commercially reared and wild grey partridges in the Czech agricultural landscape. *Eur. J. Wildl. Res.* 59: 147–158.

- Sapolsky R.M., Romero L.M., Munck A.U. 2000. How do glucocorticoids influence stress responses? Integrating permissive, suppressive, stimulatory, and preparative actions. *Endocr. Rev.* 21: 55–89.
- Sikora A., Rohde Z., Gromadzki M., Neubauer G., Chylarecki P. (red.). 2007. Atlas rozmieszczenia ptaków lęgowych Polski 1985–2004. Bogucki Wyd. Nauk, Poznań.
- Sokos C.K., Birtas P.K., Tsachalidis E.P. 2008. The aims of galliforms release and choice of techniques. *Wildl. Biol.* 14: 412–422.
- Spray C.J., Milne H. 1988. The incidence of lead poisoning among whooper and mute swans *Cygnus cygnus* and *C. olor* in Scotland. *Biol. Conserv.* 44: 265–281.
- Staszewski A., Czeraszewicz R. 2001. Rozmieszczenie i liczebność gęsi w Polsce podczas jesiennej migracji i zimowania w latach 1991–1997. *Not. Orn.* 42: 15–36.
- Stillmann R.A., Goss-Custard J.D. 2002. Seasonal changes in the response of oystercatcher *Haematopus ostralegus* to human disturbance. *J. Avian Biol.* 33: 358–365.
- Stillman R.A., West A.D., Caldow R.W.G., Durell S.E.A.L.V.D. 2007. Predicting the effect of disturbance on coastal birds. *Ibis* 149: 73–81.
- Stolarz W. 2012. Baza *Phasianus colchicus* Linnaeus, 1758. W: Głowaciński Z., Okarma H., Pawłowski J., Solarz W. (red.). Gatunki obce w faunie Polski. Wyd. internetowe. Instytutu Ochrony Przyrody PAN w Krakowie. Dostęp 08.12.2015 r.
- Tamisier A., Bechet A., Jarry G., Lefeuvre J.C., Le Maho Y. 2003. Effects of hunting disturbance on waterbirds. A review of literature. *Rev. Ecol.-terre Vie* 58: 435–449.
- Tavecchia G., Pradel R., Lebreton J.-D., Johnson A.R., Mondain-Monval J.-Y. 2001. The effect of lead exposure on survival of adult mallards in the Camargue, southern France. *J. Appl. Ecol.* 38: 1197–1207.
- Thiel D., Ménoni E., Brenot J.-F., Jenni L. 2007. Effects of recreation and hunting on flushing distance of capercaillie. *J. Wildl. Manage.* 71: 1784–1792.
- Wałkuska G., Gundlach J.L., Sadzikowski A.B., Studzińska M.B., Chałabis-Mazurek A., Tomczuk K. 2006. Zawartość Cd, Cr, Cu, Mn, Ni i Pb w wybranych pasożytach i tkankach ich żywicieli – ptaków wodnych. *Annales UMCS* 61: 14.
- West A.D., Goss-Custard J.D., Stillman R.A., Caldow R.W.G., Durell S.E.A.L.V.D., McGrorty S. 2002. Predicting the impacts of disturbance on wintering wading birds using a behaviour-based individuals model. *Biol. Conserv.* 106: 319–328.
- Wiehle D., Bonczar Z. 2007. Śmiertelność ptaków w warunkach stawów rybnych. *Not. Orn.* 48: 163–173.
- White C. 2005. Hunters ring dinner bell for Ravens: Experimental evidence of a unique foraging strategy. *Ecology* 86: 1057–1060.
- Wildlife and Human Health Risks from Lead-Based Ammunition in Europe (WHHRLBA). 2013. A Consensus Statement by Scientists. <http://www.seo.org/wp-content/uploads/2014/11/Manifesto-sobre-el-plomo-cient%C3%ADficos.pdf>. Dostęp: 10.01.2015 r.
- Wilson R.P., Culik B. 1995. Penguins disturbed by tourists. *Nature* 376: 300–302.
- Wylegała P., Krąkowski B. 2010. Liczebność i rozmieszczenie gęsi w czasie wędrówki i zimowania w Wielkopolsce w latach 2000–2009. *Ornis Pol.* 51: 107–116.
- Wylegała P., Kiszka A., Batycki A., Cierplikowski D., Kaleta M., Krąkowski B., Maluskiewicz M., Bogdanowska A., Kasprzak A., Konopka A., Kujawa D., Plata W., Mielczarek S., Sieracki P. 2013. Zbiorowe noclegowiska żurawi *Grus grus* w okresie jesiennym w Wielkopolsce w latach 2009–2013. *Ptaki Wielkopolski* 3: 75–81.
- Zawadzka D. 2014. Podręcznik najlepszych praktyk ochrony głuszcza i cietrzewia. CKPŚ, Warszawa.
- Zimmer C., Boos M., Bertrand F., Robin J.-P., Petit O. 2011. Behavioural adjustment in response to increased predation risk: a study in three duck species. *PLoS ONE* 6(4): e18977.doi: 10.1371/journal.pone.0018977.
- Zimmer C., Boos M., Poulin N., Gosler A., Petit O., Rolin J.-P. 2010. Evidence of the trade-off between starvation and predation risk in ducks. *PLoS ONE* 6 (7): e22352.doi:10.1371/journal.pone.0022352.

Cezary Mitrus

Zakład Zoologii, Uniwersytet Rzeszowski
Zelwerowicza 4, 35-601 Rzeszów
mitrus@univ.rzeszow.pl

Adam Zbryt

Polskie Towarzystwo Ochrony Ptaków
Ciepła 17, 15-471 Białystok
adam.zbryt@wp.pl