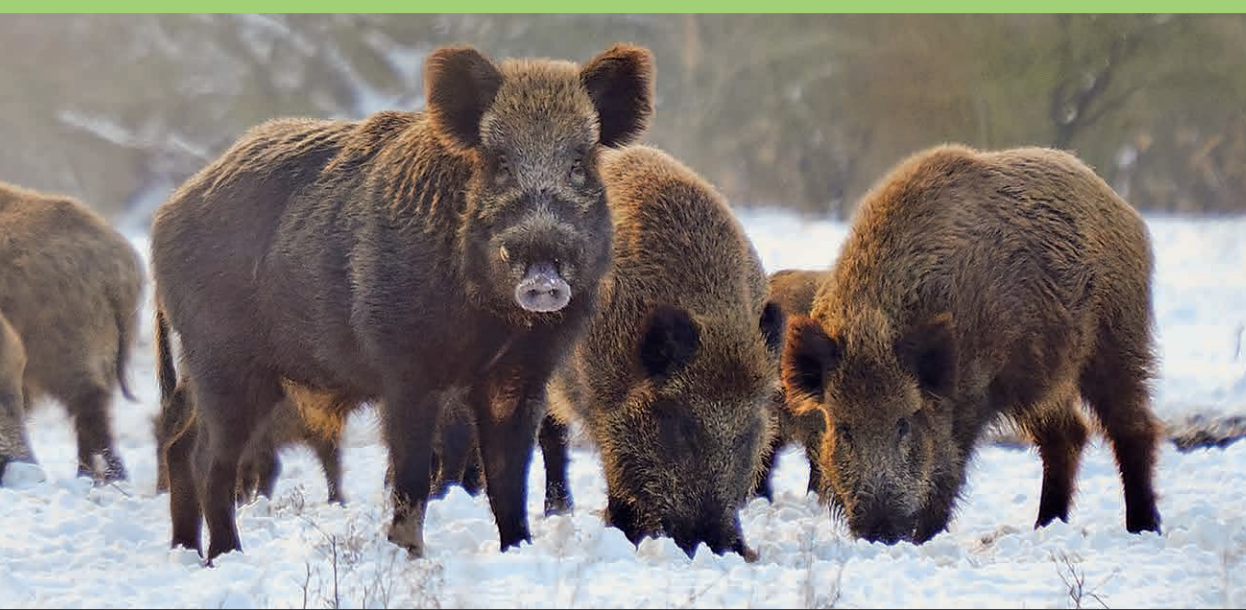


ZARZĄDZANIE POPULACJAMI ZWIERZĄT



Warszawa 2016



STOWARZYSZENIE MIŁOŚNIKÓW ŻUBRÓW istnieje od listopada 2005 roku. Od początku członkowie Stowarzyszenia nieprzerwanie realizują działania statutowe aktywnie podejmując oraz wspierając liczne inicjatywy na rzecz ochrony żubra (*Bison bonasus*). Wśród najważniejszych należy wymienić: realizację zadań związanych z czynną ochroną gatunku – udział w monitoringu populacji, organizację przemieszczeń zwierząt dla celów hodowli – oraz prowadzenie działalności edukacyjnej, wydawniczej i do-

okumentacyjnej, współpracę z organizacjami samorządowymi i instytucjami państwowymi w egzekwowaniu obowiązków wynikających z przepisów dotyczących ochrony przyrody i środowiska i organizowanie konferencji i zjazdów naukowych dotyczących biologii i ochrony żubra. Terenem działań jest obszar kraju, lecz jak wynika ze Statutu do realizowania swych celów Stowarzyszenie może prowadzić działalność także poza granicami Polski. Obecnie do SMŻ należy 207 członków, w tym 11 wspierających. Wielu z nich to specjaliści z dziedzin związanych z ekologią, genetyką, weterynarią, hodowlą, a także inne osoby bezpośrednio związane z działaniami na rzecz ochrony żubra – pracownicy ośrodków hodowli oraz nadleśnictw. Zapraszamy do odwiedzenia strony Stowarzyszenia www.smez.waw.pl.



„ŁOWIEC POLSKI” – miesięcznik o tematyce przyrodniczo-łowieckiej, poruszający tematy z dziedziny nauk przyrodniczych, ekologii, historii, etyki łowieckiej, prawa, broni i amunicji, kynologii łowieckiej, sokolnictwa, łucznictwa myśliwskiego, a także działalności Polskiego Związku Łowieckiego – wydawany od 1899 roku jest jednym z najstarszych tego typu tytułów w Polsce i w Europie. Prowadzi stronę internetową oraz internetowy serwis informacyjny. Redaktorem naczelnym i prezesem spółki jest od 2006 roku Paweł Gdula. Pierwszy numer ukazał się 20 marca 1899 roku, jako: „Dwutygodnik ilustrowany poświęcony myślistwu, broni i hodowli psów myśliwskich”. Zgodnie z zamierzeniami twórców miał stanowić pierwsze tak pełne i bogate w wiedzę czasopismo dla myśliwych. Duże zainteresowanie łowiectwem, jakie wpisane jest w kulturę Polaków, sprawiło, że rozpoczynający działalność „Łowiec Polski” szybko zaskarbił sobie wierne grono czytelników. Pierwszy numer liczył 16 stron, niemal w całości pokrytych tekstem dziś tych stron jest już 116. Strona internetowa: www.lowiecpolski.pl



FUNDACJA OCHRONY I REINTRODUKCJI ZWIERZĄT DZIKO ŻYJĄCYCH

powstała w dniu 31 grudnia 2008 roku z inicjatywy Polskiego Związku Łowieckiego. Podstawowymi celami działania Fundacji są:

- Wspieranie działań Polskiego Związku Łowieckiego w zakresie hodowli i reintrodukcji zwierząt dziko żyjących.
- Zachowania bioróżnorodności środowiska naturalnego i racjonalną gospodarką jego zasobami, w szczególności w zakresie gospodarki łowieckiej.
- Zachowanie w jak najlepszym stanie gatunków zwierząt dziko żyjących ku pożytkowi przyszłych pokoleń i dla podtrzymania wielowiekowej tradycji ojczyźnego łowiectwa.

W ramach realizacji celów statutowych Fundacja wspiera koła łowieckie w zakresie reintrodukcji zwierzyny drobnej oraz organizuje wspólnie z Zarządem Główny PZŁ konkursy na programy reintrodukcji zająca i kuropatwy do obwodów łowieckich. Fundacja posiada status organizacji pożytku publicznego co umożliwi pozyskiwanie funduszy od osób prawnych i fizycznych w ramach darowizn i odliczeń podatkowych, a także otrzymanie 1% w ramach corocznego rozliczenia podatku PIT. Strona internetowa: www.fundacjareintrodukcji.pl

ZARZĄDZANIE POPULACJAMI ZWIERZĄT



Warszawa 2016

Rada Naukowa:

- Dr hab. Jakub Borkowski, prof. UWM,
Wydział Kształtowania Środowiska i Rolnictwa, Uniwersytet
Warmińsko-Mazurski w Olsztynie
- Prof. dr hab. Roman Dziedzic,
Wydział Biologii i Hodowli Zwierząt, Uniwersytet Przyrodniczy
w Lublinie
- Prof. dr hab. Ryszard Dzieciołowski,
Wydział Leśny, SGGW w Warszawie
- Prof. dr hab. Dariusz Gwiazdowicz,
Wydział Leśny, Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu
- Prof. dr hab. Zygmunt Jasiński,
Wydział Nauk o Zwierzętach SGGW w Warszawie; Zarząd Główny PZŁ
- Prof. dr hab. Roman Niżnikowski,
Wydział Nauk o Zwierzętach SGGW w Warszawie
- Prof. dr hab. Wanda Olech,
Wydział Nauk o Zwierzętach SGGW w Warszawie
- Dr hab. Marek Panek,
Stacja Badawcza PZŁ w Czempiniu
- Dr Konrad Tomaszewski,
Dyrektor Generalny Lasów Państwowych
- Dr hab. Andrzej Tomek, prof. UR,
Wydział Leśny, Uniwersytet Rolniczy w Krakowie

Opracowanie i korekta:

- Mgr Bartłomiej Popczyk,
Mgr Wioleta Knizewska

Zdjęcia:

- Archiwum Polskiego Związku Łowieckiego,
Archiwum Stowarzyszenia Miłośników Żubrów

Fot. na okładce:

- Jausa/Shutterstock.com

ISBN 978-83-89223-83-8

Wydawca:

- „Łowiec Polski” Sp. z o.o.
Polski Związek Łowiecki
ul. Nowy Świat 35, 00-029 Warszawa

Skład i łamanie:

- ALINEA

Spis treści

Metody zarządzania populacją w celu kontroli jej struktury i tempa wzrostu	5
<i>Wanda Olech, Agnieszka Suchecka</i>	
Dynamika liczebności, jej wpływ na środowisko bytowania, a konieczność zarządzania populacją łośia <i>Alces alces</i> w Polsce	17
<i>Piotr Wawrzyniak</i>	
Zarządzanie populacją dzika <i>Sus scrofa</i> w Polsce	29
<i>Bartłomiej Popczyk</i>	
Zarządzanie populacją wilka <i>Canis lupus</i> w Polsce	47
<i>Henryk Okarma</i>	
Zarządzanie populacją bobra europejskiego <i>Castor fiber</i>	61
<i>Zygmunt Giżejowski, Jan Goździewski</i>	
Zarządzanie populacją żubra <i>Bison bonasus</i>	71
<i>Kajetan Perzanowski</i>	
Współczesne zagrożenia epizootyczne w populacjach zwierząt dzikich	85
<i>Krzysztof Śmietanka</i>	
Obecna sytuacja zajęcy i kuropatw oraz zarządzanie ich populacjami	99
<i>Marek Panek</i>	
Prawne i praktyczne instrumenty zarządzania populacjami zwierzyny grubej w lasach	111
<i>Jan Błaszczuk, Bogdan Balik</i>	
Zmiany środowiska przyrodniczego i ich wpływ na populację zwierząt	125
<i>Kazimierz Sporek, Monika Sporek</i>	



Fot. Piotr Wawrzyniak

Metody zarządzania populacją w celu kontroli jej struktury i tempa wzrostu

Wanda Olech, Agnieszka Suchecka

Katedra Genetyki i Ogólnej Hodowli Zwierząt, Wydział Nauk o Zwierzętach, SGGW w Warszawie

Abstract: The methods of population management to control its growth rate and structure

Populations of large herbivores in Europe could increase their populations in a consequence of ample food base and mild winters. Currently, we can observe growing populations of different species like red deer or wild boar. Hunting is one of tools used in the populations' management. In the paper we present simulated results of various strategies assuming increased mortality within one or both sexes. To control a population which grows very fast it is particularly important to increase mortality of females. As an effect of analyzed strategies not only different growth rates of populations were observed, but also the changes of their sex structure.

Key words: population management, demography parameters, hunting regimes

Wstęp

W wielu częściach świata populacje dużych zwierząt roślinożernych są zarówno istotnym źródłem różnych dóbr i przychodów ekonomicznych, jak i elementem wielu ekosystemów lądowych, wpływając na kształt, funkcje i użytkowanie obszarów podlegających ochronie i gospodarowaniu (Danell i in. 2006; Gordon i in. 2004). Większość gatunków dużych ssaków roślinożernych wymaga zarządzania populacjami w ich naturalnym środowisku. Populacje jednych gatunków są niewielkie i prowadzone są prace nad ich restytucją i reintrodukcją, są też takie gatunki, których populacje stale zwiększają swą liczebność i muszą być kontrolowane.

Oddziaływanie dużych roślinożerców na siedliska i kształtowanie całych zespołów roślinnych jest bardzo istotne (<http://www.largeherbivore.org>). Na niektórych obszarach populacje kopytnych są nadmiernie liczne i mają istotny negatywny wpływ na gospodarkę leśną, rolnictwo oraz na bioróżnorodność. Występujące w dużych zagęszczeniach ssaki roślinożerne mogą negatywnie oddziaływać zwłaszcza na odnowienia leśne (Danell i in. 2006; Głowaciński 2007), ale również powodować konflikty z pozostałymi użytkownikami danego obszaru. Często presja roślinożerców ma niewielki zasięg terytorialny, ale jest bardzo negatywna dla lokalnych populacji jakiegoś gatunku flory. Punktowy wpływ na roślinność może również powodować kaskadę efektów – zmiany w składzie i strukturze roślinności powodowane przez duże kopytne zmieniają dopasowanie siedliska dla wielu innych współzystających gatunków (Gordon i in. 2004). Dodatkowo intensywna gospodarka rolna, duże powierzchnie monokultur stanowią obfity zasób pokarmu oraz w wielu przypadkach ostoję dla dużych gatunków zwierząt roślinożernych (Pałubicki, Grajewski 2005).

Choć nadmierna eksploatacja, choroby, drapieżniki i zmiana sposobu użytkowania ziemi oraz zmiany klimatyczne zdziesiątkowały populacje niektórych gatunków, powodując konieczność wprowadzenia aktywnej ochrony, to z drugiej strony zmiany użytkowania ziemi, mniejsza eksploatacja wielu populacji, usunięcie większości drapieżników pozwoliła na niemal nieograniczony wzrost populacji niektórych gatunków kopytnych (Gordon i in. 2004). Populacje w Europie i Ameryce Północnej w ostatnich dekadach istotnie zwiększyły swą liczebność i zagęszczenie (Morellet i in. 2007). Dynamika populacji kopytnych charakteryzuje się silnym wpływem czynników nie związanych z zagęszczeniem np., dobre warunki pogodowe w sezonie letnim, które przez ilość i jakość dostępnego żeru wpływają na kondycję i płodność samic, a także szybsze osiąganie dojrzałości płciowej, przyczyniają się do zwiększenia życiowego sukcesu reprodukcyjnego (Sæther 1997).

Obserwowane już i prognozowane w dalszej przyszłości globalne zmiany klimatu, w naszej strefie klimatycznej powodują wydłużenie okresu wegetacyjnego roślinności, co wpływa pozytywnie na zwierzęta roślinożerne zapewniając im dostęp do wartościowego pokarmu w dłuższym okresie. Ponadto mniejsza grubość pokrywy

śnieżnej, i skrócenie okresu z pokrywą śnieżną a także krótsze zimy w ogóle, mają pozytywny wpływ na przeżywalność dużych roślinożerców. Dodatkowo zmiany struktury upraw i intensyfikacja produkcji rolniczej dostarczają w przestrzeni rolniczej niemal nieograniczone zasoby pokarmowe roślinożercom. Duże powierzchnie uprawianej kukurydzy dają schronienie na długie miesiące, a zawartość fitoestrogenów powoduje wcześniejsze przystępowanie do rozrodu samic i w efekcie większą rozrodczość populacji (Pałubicki, Grajewski 2005).

Zwiększony przyrost liczebności i wyższa przeżywalność może prowadzić do tego, że liczebniejsze populacje przy dużym zagęszczeniu nie będą w stanie utrzymać się wykorzystując wszystkie zasoby pokarmu dostępne w trakcie zimy (Danell i in. 2006). Przy dużych zagęszczeniach wzrasta też prawdopodobieństwo rozprzestrzeniania się chorób i pasożytów.

Zarządzanie populacjami roślinożernych wymaga podejścia wielkoobszarowego, a elastyczność decyzji i działań podejmowanych w skali lokalnej są bardzo ważne, jak np. wygradzanie obszarów, które zależeć będzie od gatunku który chcemy chronić (Danell i in. 2006; Gordon i in. 2004). Istnieje zdecydowana potrzeba rozwiązania problemów związanych z zarządzaniem populacjami w sposób zrównoważony i celowy. Efektywne gospodarowanie populacją musi opierać się o naukowe zasady ekologii, oraz musi uwzględniać przestrzenną i czasową skalę odpowiedzi populacji i ekosystemu na podejmowane i wdrażane decyzje (Danell i in. 2006).

Ekologia to nauka o zależnościach decydujących o liczebności i rozmieszczeniu populacji (Krebs 2011), a zatem zasady ekologiczne w gospodarowaniu dotyczą funkcjonowania populacji w określonym środowisku. Środowisko bytowania populacji zwierząt musi dostarczać przestrzeń do bytowania, schronienie oraz pożywienie. Czynniki kształtujące środowisko dzielimy na abiotyczne (np. temperatura, gleba i inne) oraz biotyczne (np. populacje innych gatunków, choroby i inne). Środowisko może być czasem bardzo mocno przekształcone przez człowieka, np. przez zanieczyszczenia, fragmentację czy sposób prowadzenia gospodarki rolnej. Poważnym skutkiem działalności człowieka zmieniającej środowisko jest synantropizacja wielu gatunków zwierząt, w tym również dużych roślinożerców. W pracy Jakubiec i Jakubiec (2008) podają, że dzik bytuje w ponad 80 miastach naszego kraju, co świadczy o tym że korzyści z bytowania blisko człowieka są większe niż zagrożenia związane z urbanizacją. Co najistotniejsze rozrodczość populacji synantropijnych jest z reguły większa niż występujących w naturalnym środowisku (Okarma, Tomek 2008).

Populacja to zbiór osobników danego gatunku występujący na określonym obszarze w określonym czasie. Bardzo istotną cechą populacji zwierząt jest ciągłość jej trwania poprzez kolejne pokolenia. Populacja którą skutecznie chcemy zarządzać musi być związana z dużym obszarem i dla dużych roślinożernych gatunków takim obszarem może być region czy np. województwo. Populacja charakteryzuje się swoją wielkością, przestrzennym rozmieszczeniem, strukturą wiekowo-płciową i wzajemnymi oddziaływaniami między osobnikami wchodzącymi w jej skład. Populacja jest

bardzo skomplikowaną strukturą i wszystkie jej własności powinny być obserwowane i brane pod uwagę w procesie zarządzania. Ważne jest też zwrócenie uwagi, że zarządzanie populacją musi mieć charakter działania adaptacyjnego, co oznacza analizowanie efektów podejmowanych decyzji i modyfikowanie w sposób aktywny sposobu działania (Williams, Brown 2016)

Na pytanie czy możliwa jest równowaga między roślinożercami a ich zasobami pokarmowymi w przypadku nieobecności drapieżników odpowiedź próbował znaleźć Sæther (1997). Z przeprowadzonych analiz wynika, że w przypadku braku oddziaływania drapieżników, które regulowałyby liczebność kopytnych, trwała równowaga jest niemożliwa do osiągnięcia, a charakterystyczne dla takiego układu są duże fluktuacje w liczebności populacji roślinożerców.

Przedmiotem rozważań niniejszej pracy jest analiza czynników demograficznych wpływających na rozwój populacji przy pomocy prostych modeli deterministycznych.

W ekologii, ochronie i gospodarowaniu populacjami często używane jest pojęcie pojemności środowiska, jednak taka koncepcja jest bardzo złożona. Obecnie pojemność środowiska jest określana jako „niezliczona liczba współzależnych biotycznych i abiotycznych czynników” których nie powinno się traktować jako stałych (Monte-Luna i in. 2004). Pojęcie pojemności siedliska może być użyteczną koncepcją, gdy podchodzimy do niego z dużą ostrożnością, ale jest niezwykle trudne do precyzyjnego wyznaczenia. Wiedza odnośnie kształtu funkcji zależnych od zagęszczenia rzadko jest w pełni dostępna, zatem oszacowanie liczebności populacji nie naruszającej równowagi ekologicznej jest bardzo trudne (Morellet i in. 2007).

W stosunku do wielu gatunków określone jest „optymalne” czy „dopuszczalne” zagęszczenie wyrażone jako liczba osobników na jednostkę powierzchni. Przykładem jest wskazanie, że zagęszczenie 5 osobników żubra na 1000 ha jest optymalne, czyli nie wpływa negatywnie na siedliska (Perzanowski i in. 2005), podobnie dla łosia, a dla jelenia zagęszczenie wyrażone jako liczba osobników na tę samą powierzchnię może być 3-7 razy większe (Okarma, Tomek 2008). Prognoza co do optimum wielkości populacji zależy od szeregu czynników i dla każdego środowiska będzie określana odrębnie, zatem wartości dopuszczalnych czy optymalnych zagęszczeń są orientacyjne.

Znane parametry rozrodzności i śmiertelności mogą stanowić podstawę prognozowania dynamiki populacji. Najprostszym sposobem modelowania jest wykorzystanie macierzy Lesli'ego, w których populacja podzielona jest na klasy wiekowo-płciowe, i w stosunku do każdej klasy określona jest przeżywalność, a dla samic również ich rozrodzność. W tym uproszczonym modelu zakłada się długość życia i precyzuje się okres uczestniczenia w rozrodzie.

Model deterministyczny zakłada stałość parametrów demograficznych i takie założenie daje możliwość ich stosowania dla prognoz krótkoterminowych, dla okresu w którym założenie może być spełnione (Krebs, 2011). Najbliższe rzeczy-

wistości są modele stochastyczne, uwzględniające zmienność parametrów demograficznych w czasie. W przewidywaniu rozwoju populacji przy pomocy modeli stochastycznych uzyskuje się różne rozwiązania przy jednakowych założeniach początkowych. Modele stochastyczne są numerycznie skomplikowane i do tworzenia prognoz wykorzystywane są programy, z których najczęściej w analizie przetrwania populacji stosowany jest VORTEX (Lacy i in., 2005) z powodu uwzględnienia w nim wpływu inbrodu istotnego w małych populacjach. W programie VORTEX dynamika populacji jest modelowana w wielu niezależnych zdarzeniach opisanych zmiennymi losowymi o rozkładzie ustalonym przez zadane parametry. Symulacje zdarzeń (kojarzenie, reprodukcję, śmiertelność, migracje i inne) realizowane są w każdym roku dla każdego osobnika w populacji odrębnie. Symulacje są powtarzane wielokrotnie i w efekcie uzyskuje się rozwój populacji zgodny z oczekiwanym rozkładem prawdopodobieństwa. Program ten jest wykorzystywany przy prognozach przetrwania populacji czy ocenie dopasowania parametrów demograficznych (Suhecka, 2010).

Material i metody

Na liczebność populacji oraz na jej strukturę wiekowo-płciową wpływ mają dwa podstawowe czynniki demograficzne, tj. rozrodczość i śmiertelność. Rozrodczość mierzy się poprzez określenie prawdopodobieństwa uzyskania potomstwa od samicy zależnie od jej wieku. Celem niniejszej pracy jest analiza wpływu zmian parametrów demograficznych na rozwój populacji na przykładzie żubra.

Jako przykład wielkość rozrodczości na podstawie wieloletnich obserwacji populacji żubra określili Krasiński i in. (1994) na poziomie $50,8 \pm 16,7\%$. Natomiast kilkanaście lat później wielkość była znacznie mniejsza i wynosiła $39,5 \pm 10,3\%$ (Krasiński i in. 2010), najprawdopodobniej jako skutek wzrostu zagęszczenia populacji i jej postarzenia się. Jest to wartość średnia dla wszystkich samic, choć może się wahać zależnie od wieku. Natomiast naturalna śmiertelność w tej samej populacji żubra jest bardzo niska, na co może wpływać zarówno prowadzona obecnie eliminacja osobników chorych i słabych, jak i dokarmianie zimą. W latach 1960-2004 średnia śmiertelność naturalna bez eliminacji chorych zwierząt wynosiła $2,8 \pm 1,3\%$ (Krasińska i Krasiński, 2004).

W okresie 34 lat analizowanych przez Krasińskiego i in. (1994) proporcja samców do samic w populacji wynosiła 1 do 1,2.

W modelu macierzowym Lesiego (Caceres, Caceres-Saez 2011), z którego skorzystamy w niniejszej pracy, potrzebne będą tylko wartości parametrów demograficznych bez uwzględniania ich zmienności. Takie uproszczenie nie ma służyć do przewidywania rzeczywistego rozwoju populacji, ale do wizualizacji wpływu czynników zmieniających poziom śmiertelności w populacji, co może stanowić symulację pozyskania, czy zmian rozrodczości. Jako bazę, wykorzystano parametry dla popula-

cji żubra (Pucek i in. 1996), uwzględniające rozrodczość oraz śmiertelność naturalną powiększoną o eliminacje osobników chorych. Średnia śmiertelność w populacji wynosi 5,9% dla samic i 6,6% dla samców, a szczegółowe wartości tego parametru w podziale na klasy wieku przedstawiono w tabeli 1. Prawdopodobieństwo wycielenia dorosłej samicy (w wieku powyżej 3 lat) zmieniało się w kolejnych okresach istnienia wolnej populacji. W ostatnim 10-leciu współczynnik płodności był najniższy i wynosił $0,395 \pm 0,103$ (Kraśiński i in. 2010) i tę wartość przyjęto do obliczeń. Założono, zgodnie z biologią gatunku, że krowy dożywają wieku 18 lat, a samce wieku 15 lat.

Tabela 1. Śmiertelność w klasach wieku (za Pucek i in. 1996).

Table 1. The mortality level within age-sex class (acc. Pucek et al. 1996)

Wiek [lata]	Śmiertelność samic [%]	Śmiertelność samców [%]
0–1	$10,32 \pm 5,98$	$9,40 \pm 6,70$
1–2	$3,53 \pm 3,00$	$7,04 \pm 6,84$
2–3	$6,55 \pm 5,50$	$3,29 \pm 3,72$
3–4	$3,87 \pm 2,68$	$3,66 \pm 5,42$
pow. 4	$3,74 \pm 2,68$	$5,85 \pm 5,87$

Wyniki

Bazując na znanych parametrach przeprowadzono modelowanie ponad 20 lat rozwoju populacji liczącej na początku 102 osobniki. Wybrano populację liczącą ponad 100 osobników, określaną jako stabilna.

Ocena wpływu zmiany parametrów śmiertelności polegała na symulacjach metodą macierzową i porównywaniu struktury i wielkości populacji po okresie około 20 lat. W kolejnych modelach zmieniano poziom śmiertelności w następujący sposób, (model 1) 2-krotny wzrost śmiertelności samców, (model 2) 3 krotny wzrost w odniesieniu do samców, (model 3) dwukrotne zwiększenie śmiertelności samic oraz (model 4) dwukrotny wzrost tego parametru w stosunku do obydwu płci. Parametr śmiertelności był zwiększany w każdej klasie wiekowej oddzielnie, a wartości uśrednione przedstawiono w tabeli 2. Wyniki przedstawiono w postaci krzywych obrazujących wielkość populacji (Ryc. 1) oraz struktury płciowej i wyników rozwoju populacji (Tab. 2). Na podstawie wyników można zauważyć, że nawet trzykrotne zwiększenie śmiertelności samców nie ma większego wpływu na rozwój populacji, co jest zrozumiałe dla gatunków poligamicznych takich jak żubr. Przy intensywnym pozyskaniu samców zwiększa się proporcja samic do samców a poziom rozrodzości jest zależny od tej płci. W modelu (2) proporcja ta dochodzi do 1,8 samicy na 1 samca i jest bardzo skośna w stosunku do opisywanej dla żubra. Zwiększenie śmiertelno-

ści samic (w modelu 3) drastycznie zmniejszyło tempo wzrostu populacji. Z tego względu pozyskanie samic, płci odpowiedzialnej za przyrost, jest konieczne w celu kontroli tempa wzrostu i utrzymania optymalnej wielkości populacji.

Wykres 1. Liczebność populacji w kolejnych latach zgodnie z założonymi modelami zależnymi od zmiennego poziomu śmiertelności

Figure 1. Population dynamic according to four models with different mortality level

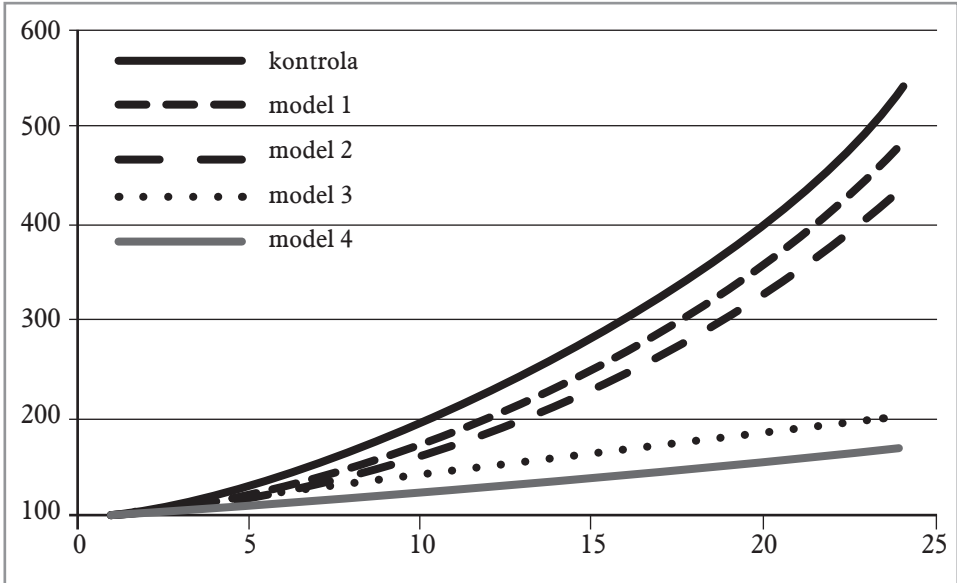


Tabela 2. Wyniki przeprowadzonych symulacji rozwoju populacji zależnie od założonego poziomu śmiertelności

Table 2. The results of simulation according four models with different mortality level

Parametr	kontrola	Model 1	Model 2	Model 3	Model 4
Średnia śmiertelność samic	5,88	5,88	5,88	11,00	11,00
Średnia śmiertelność samców	6,59	11,00	16,41	8,38	12,19
Średni wskaźnik urodzeń	0,137	0,155	0,172	0,119	0,139
Średnia liczba samic na samca	1,053	1,382	1,786	0,803	1,088
Średni zrealizowany przyrost	1,075	1,069	1,065	1,030	1,023

Uzyskane wyniki potwierdzają możliwość znaczącego wpływu na dynamikę liczebności populacji poprzez intensywniejsze pozyskanie samic, oraz praktycznie brak wpływu przy wzroście pozyskania samców nawet kilkukrotnym. Modele pozyskania zakładają zwracanie większej uwagi na samce, co przy ich większej naturalnej śmiertelności powoduje 2–3 krotny wzrost śmiertelności względem wartości naturalnych. Prezentowane na wykresie wyniki wskazują niewielki wpływ na tempo wzrostu liczebności populacji przy nawet 3 krotnym wzroście śmiertelności samców. W modelu, w którym uwzględnia się śmiertelność bazową, czyli naturalną powiększoną o eliminację osobników chorych, uzyskano zrealizowany przyrost na poziomie 7,5%. W modelach o zwiększonym pozyskaniu samców przyrost zrealizowany zmniejszył się nieznacznie do wielkości 6,9% i 6,5%. Wzrost śmiertelności samic spowodował zmniejszenie przyrostu do poziomu 2,3 i 3,0%. Taki przyrost w przypadku populacji zajmującej określony areal daje gwarancje jej trwania i powolnego wzrostu zagęszczenia. Pozostawienie populacji bez zarządzania nawet w przypadku gatunku o niewielkim przyroście zrealizowanym, jakim jest żubr, spowoduje wzrost zagęszczenia powyżej optymalnego poziomu, co negatywnie wpłynie na populację.

Pewną różnicą pomiędzy tym jak drapieżniki redukują liczebność populacji kopytnych, a tym jak robią to myśliwi, może być dysproporcja w płci zabijanych zwierząt, szczególnie w polowaniach trofeowych. Drapieżniki często zabijają samce i samice w proporcjach zbliżonych do ich udziału, w przypadku niektórych układów ofiara- drapieżca, jest przewaga ofiar jednej płci, ale np. kudu zabijane przez likaony oraz zebry zabijane przez hieny to w przewadze samice podczas gdy większość zwierząt pozyskanych przez myśliwych to samce. Podobne różnice występują jeśli chodzi o wiek zabijanych zwierząt, myśliwi wybierają osobniki dorosłe lub cielęta, a ponad połowa przypadków zbadanych przez Ginsberg i Milner-Gulland (1994) wykazała, że przeważającą lub znaczącą część ofiar w różnych gatunkowych układach drapieżnik-ofiara stanowiły zwierzęta młode, a dorosłe nigdy nie miały więcej niż 50% udziału. Zrównoważone użytkowanie populacji kopytnych będzie zależne od strategii pozyskiwania, która uwzględni zarówno efekty losowe środowiska jak i zależność od zagęszczenia (Sæther 1997). Populacje dużych zwierząt roślinożernych są najczęściej regulowane poprzez odstrzały, a w dobrym planowaniu określa się nie tylko liczbę osobników do pozyskania, ale również strukturę płci i wieku. Istotne jest prawidłowa ocena zagęszczenia i wielkości populacji, aby plany były adekwatne do stanu populacji. Opieranie planów o jednorazowe czy sporadyczne szacowania wielkości populacji niosą ryzyko jej nadmiernej eksploatacji, jeśli moment szacowania dotyczy populacji o powolnej tendencji spadkowej, albo zbyt małej redukcji w przypadku populacji będącej w fazie wzrostu powodując raczej rozchwianie niż ustabilizowanie zagęszczenia (Gordon i in. 2004). Badania empiryczne wykazały, jak pozyskanie zwierząt różnej płci ma wpływ na dynamikę populacji, pominięcie tego czynnika podczas planowania gospodarowania populacją może prowadzić do wielu niezamierzonych i często niepożądanych konsekwencji (Myrsterud i in. 2002).

Badania dotyczące łośi (Laurian i in. 2000) wykazały, że wysokie pozyskanie łowieckie z zaburzeniem proporcji płci nie wpływało istotnie na obniżenie reprodukcji. Przypuszczano, że wyrównane proporcje płci są niezbędne aby wszystkie samice brały udział w rozrodzie. Badania dowiodły jednak, że proporcje samic biorących udział w rozrodzie i liczba młodych były podobne w populacji o wysokim poziomie odstrzałów i tej, w której wcale nie było polowań. Wbrew prognozom okazało się, że liczba urodzonych młodych na 100 samic nie była powiązana z procentem dojrzałych samców w populacji. W eksploatowanej w populacji udział w rozrodzie młodocianych byków zrekompensował mniejszy udział samców dorosłych.

Ginsberg i Milner-Gulland (1994) wskazują jednak, że nadmiernie skośna proporcja płci będąca konsekwencją pozyskania głównie samców trofeowych może w dłuższej perspektywie spowodować szkodliwe skutki. Analizując dane dotyczące impali wykazali, że występuje interakcja między ograniczoną zdolnością samców do zapłodnienia samic a ich udziałem w populacji i w efekcie stworzenie populacji o mocno skośnej strukturze może doprowadzić do znaczącego obniżenia plenności samic.

Badania nad tym jak wysoki może być dopuszczalny poziom pozyskania samców jelenia szlachetnego, bez konsekwencji dla trwałości populacji, czyli zachowania dodatnich wartości jej przyrostu prowadzili Langvatn i Lison (1999). Dowiedli, że w przypadku tego gatunku presja łowiecka na samce mogłaby być jeszcze zwiększona, i nawet przy proporcji 7,5 samicy przypadającej na jednego samca nie ma negatywnego wpływu na poziom rozrodczości, pod warunkiem, że pozostawione w populacji samce nie będą zbyt młode. Ponadto silna presja na samce może wpływać na zmniejszenie konkurencji i walk między nimi, co może dać efekt kompensacyjny wydłużając ich wiek. W populacji mogą się jednak pojawić pośrednie konsekwencje silnie skośnej proporcji płci, takie jak choćby zmiana genetycznej struktury, obniżanie efektywnej wielkości populacji i zmniejszenie poziomu heterozygotyczności w populacji.

W populacjach, gdzie proporcja płci jest silnie skośna z przewagą samic z reguły samce są w stanie zapłodnić wszystkie samice, jednak szczegółowe badania pokazują, że jest w nich niższa proporcja młodych samic przystępujących do rozrodu. Wpływ obecności samców na wywołanie rui u samic jest dobrze udokumentowany, a wiek samców może być również istotnym czynnikiem. Ponadto w populacjach o skośnej strukturze i tych z dużym udziałem młodych samców wycielenia są opóźnione i niesynchronizowane, co z kolei pociąga za sobą konsekwencje w postaci niższej przeżywalności cieląt w sezonie letnim. Synchronizacja urodzeń jest mechanizmem zabezpieczającym poziom przeżywalności młodych u gatunków formujących stada. W przypadku późnych urodzeń młode zwierzęta mają niską masę ciała na jesieni, co w przypadku samic może nieść konsekwencje późniejszego przystępowania do rozrodu (Mysterud i in. 2002). Drastyczne ograniczenie udziału samców dorosłych prowadzić może w dłuższym czasie do zmian w strukturze wiekowej populacji, jej odmłodzenie wpłynie na większą podatność zarówno na zjawiska pogodowo-klimatyczne, dostępność pokarmu wynikającą z okresowego wzrostu zagęszczeń, jak i ogólną niestabilność pod względem wielkości i struktury.

Podsumowanie

Obecnie w warunkach naszego kraju populacje dużych roślinożernych zwierząt bytują w warunkach środowiska zapewniającego nieograniczone zasoby pokarmowe, co przy braku czynników wpływających istotnie na wzrost śmiertelności powoduje przyspieszenie tempa wzrostu populacji. W pracy przykładem była populacja żubra, gatunku w którym zrealizowany przyrost wynosi około 7,5% jeśli weźmie się pod uwagę śmiertelność właściwie naturalną. Wydaje się że nie jest to wartość wysoka, ale już po 10 latach populacja o takim przyroście zwiększy się dwukrotnie. Wartości przyrostu populacji jeleniowatych są znacznie większe, i przy 15% przyroście populacja zwiększy się dwukrotnie w czasie dwa razy krótszym. W wielu przypadkach celem prowadzenia populacji jest ich ustabilizowanie i podstawowym narzędziem jest pozyskanie. Planowanie pozyskania musi uwzględniać jego strukturę i należy brać pod uwagę, że ograniczenie przyrostu zrealizowanego jest możliwe dzięki wzrostowi pozyskania samic.

Piśmiennictwo

- Caceres, M.O. and Caceres-Saez, I. 2011. Random Leslie matrices in population dynamics. *Journal of Mathematical Biology*, 63, 3, 519–556.
- Danell K., Duncan P., Bergstro R., Pastor J. (eds), 2006. Large herbivore ecology, ecosystem dynamics and conservation. Cambridge University Press.
- Ginsberg J. R., Milner-Gulland E. J. 1994. Sex-biased harvesting and population dynamics in ungulates: Implications for conservation and sustainable use. *Conservation Biology*, 8, 1, 157–166.
- Głowaciński Z. 2007. Problem ochrony i zarządzania populacjami zwierząt łownych w krajowych Parkach Narodowych i ich bezpośrednim otoczeniu. *Roczniki Bieszczadzkie*, 15, 41–61.
- Gordon I.J., Hester A. J., Festa-Bianchet M. 2004. The management of wild large herbivores to meet economic, conservation and environmental objectives. *Journal of Applied Ecology*, 41, 1021–1031.
- Jakubiec D., Jakubiec Z. 2008. Synantropizacja dzików *Sus scrofa* w Polsce w latach 1970–2007. *Fauna miast* nr 4, Wyd. ATR Bydgoszcz, 112–117.
- Krasińska M., Krasiński Z., 2004: Żubr monografia przyrodnicza. SFP Hajstra, Warszawa – Białowieża, 312pp.
- Krasiński Z. A., Bunevich A. N., Krasińska M. 1994. Charakterystyka populacji żubra nizinnego w polskiej i białoruskiej części Puszczy Białowiejskiej. *Parki Narodowe i Rezerваты Przyrody* 13 (4): 25–66.
- Krasiński Z.A., Olech W., Perzanowski K., Bielecki W., Bereszyński A. 2010. Operat ochrony żubra. Plan ochrony Białowiejskiego Parku Narodowego na lata 2011–2030, Stowarzyszenie Miłośników Żubrów, Warszawa, pp. 1–73
- Krebs C. J. 2011. Ekologia. Eksperymentalna analiza rozmieszczenia i liczebności. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa: 185–207.

- Lacy R. C., Borbat M., Pollak J. P. 2005. VORTEX: A Stochastic Simulation of the Extinction Process. Version 9.50. Brookfield, IL: Chicago Zoological Society.
- Landgvatn R., Lison A. 1999. Consequences of harvesting on age structure, sex ratio and population dynamics of red deer *Cervus elaphus* in central Norway. *Wildlife Biology*, 5: 4, 213–223.
- Laurian C., Ouellet J. P., Courtois R., Breton L., St-Onge S. 2000. Effects of intensive harvesting on moose reproduction. *Journal of Applied Ecology*, 37, 515–531.
- Monte-Luna del P., Brook B. W., Zetina-Rejón M. J., Cruz-Escalona V. H. 2004. The carrying capacity of ecosystems. *Global Ecology and Biogeography* 13, 485–495.
- Morellet N., Gaillard J. M., Hewison A. J. M., Ballon P., Boscardini Y., Duncan P., Klein F., Maillard D. 2007. Indicators of ecological change: new tools for managing populations of large herbivores. *Journal of Applied Ecology*, 44, 634–643.
- Mysterud A., Coulson T., Stenseth N.C. 2002. The role of males in the dynamics of ungulate populations. *Journal of Animal Ecology*, 71, 907–915.
- Okarma H., Tomek A. 2008. *Łowiectwo*. Wydawnictwo Edukacyjno Naukowe H₂O. Kraków, pp. 1–503.
- Pałubicki J., Grajewski J. 2005. Wpływ zasiewów kukurydzy na wzmożoną rozrodczość dziczych populacji a problem odszkodowań łowieckich. *Zarządzanie ochroną przyrody w latach* Tom 4, 111–118.
- Pucek Z., Seal U.S., Miller P.S. (eds.) 1996. Population and habitat viability assessment for the European bison (*Bison bonasus*). IUCN/SSC Conservation Breeding Specialist Group, Apple Valley, Minnesota, USA:1–110.
- Suhecka A. 2010. Ocena wpływu czynników genetycznych i demograficznych na szanse przetrwania reintrodukowanych małych stad żubrów. *Rozprawa doktorska SGGW, Warszawa*, pp. 1–116.
- Sæther B. E. 1997. Environmental stochasticity and population dynamics of large herbivores: a search for mechanisms. *TREE*, 12, 143–149.
- Williams B.K., Brown E.D. 2016. Technical challenges in the application of adaptive management. *Biological Conservation*, 195, 255–263.

Streszczenie:

W wyniku łagodnych zim i dużej dostępności pokarmu roślinnego Europejskie populacje dużych roślinożerców stale zwiększają swą liczebność. Zjawisko to dotyczy między innymi takich gatunków jak jeleni szlachetny czy dzik. Jednym z głównych narzędzi regulacji populacji jest pozyskanie łowieckie. W pracy prezentowane są wyniki realizowania zróżnicowanych strategii zarządzania zwiększających śmiertelność osobników jednej lub obu płci. W populacjach, które szybko zwiększają swą liczebność niezbędne jest zwiększanie śmiertelności nie tylko w grupie samców, ale także samic. W analizowanych strategiach obserwowano nie tylko zmianę poziomu przyrostu populacji, ale również zmiany proporcji płci.

Słowa kluczowe: zarządzanie populacją, parametry demograficzne, limity łowieckie



Fot. Mieczysław Hławiczka

Dynamika liczebności, jej wpływ na środowisko bytowania, a konieczność zarządzania populacją łosia *Alces alces* w Polsce

Piotr Wawrzyniak

Stanowisko ds. Łowiectwa, Regionalna Dyrekcja Lasów Państwowych w Białymstoku

Abstract: Population dynamics, its impact upon the habitat and necessity of management the moose (*Alces alces*) population in Poland

After World War IInd, moose population in Poland experienced strong increase of its numbers, from a dozen or so to 6.2 thousand individuals in the 80s. About 1.3 thousand of moose were harvested at that time. Population census was performed separately for particular hunting districts. In a consequence, moose population numbers significantly declined to 1.5–2.0 thousand individuals. In 2001, introduced was a ban for hunting the moose, but the species remained on the hunting list, with whole year protection status. In following 15 years the species restored its numbers to the earlier unseen level – over 28 thousand individuals, registered only in its traditional habitats. Nearly half of this population inhabits the area of the Regional Directorate of the State Forests in Białystok, where densities of 1.0–4.5 individuals/km² are registered. At the same time damages caused by moose in forests, crop fields and the number of moose-vehicle collisions increased dynamically. In 2015 over 6.5 thousand ha of the area of State Forests were damaged significantly by moose, and the value of this loss calculated together with the cost of forest protection reached 22 million PLN. In particularly difficult situation are the private owners of forests. Supplementary feeding has insignificant effect on the decrease of damages. Changes in forest management and fencing of young forest stands must be applied. Damages in crop fields are at the level of 5 million PLN. Also, increasing rate of moose-vehicle collisions is observed. The rational solution for above described situation is a return to population regulation by game management. However such a plan is torpedoed by “green” activists, who are against game management and therefore any serious agreement cannot be currently achieved. Under such circumstances the Ministry of Environment has not established hunting season for moose yet. The State Forests and Polish Hunting Association are ready to implement adequate moose management system in order to mitigate conflicts, and do not repeat the situation from the 90s. Future management must take into account moose density in relation to damages in forests and crop fields, number of collisions and other social aspects. Moose density should not be lower than 0,5 individuals/km² in the areas where moose occurs traditionally.

Key words: damages, moose-vehicle collisions, population census, population management

Liczebność populacji łosia w Polsce

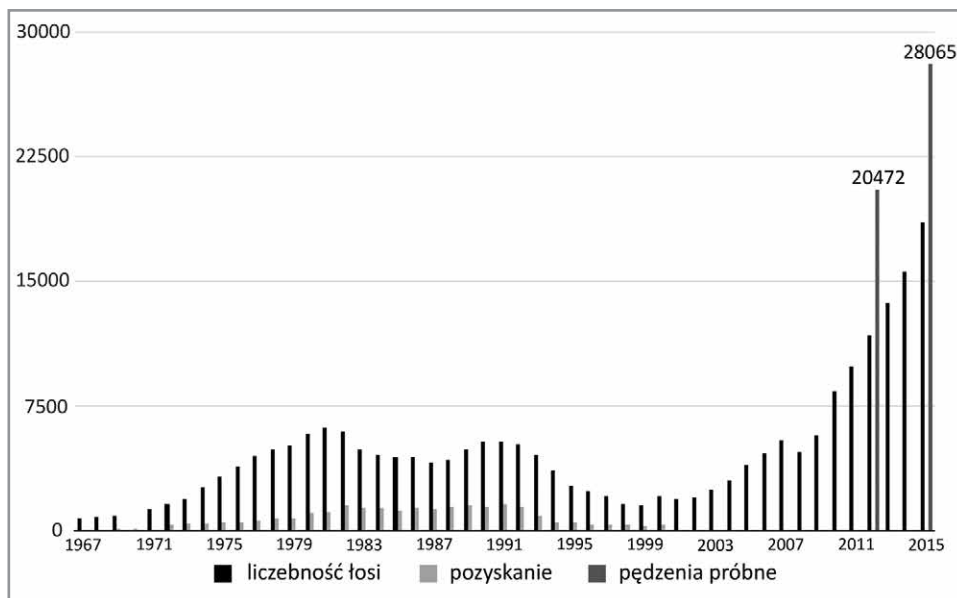
Współczesny zasięg łosia w Europie ukształtował się po II wojnie światowej. Wzrost liczebności w Polsce następował dzięki kilkunastu osobnikom ocalałym na terenie Nadleśnictwa Rajgród oraz imigrantom z terenów Litewskiej i Białoruskiej SRR (Dzięciołowski i Pielowski 1975). Istotny wkład w rozwój krajowej populacji łosia miało wsiedlenie tych zwierząt do Puszczy Kampinoskiej w latach 50-tych XX wieku. W 1967 r. wznowiono polowania na łosie. Użytkowanie łowieckie w tamtym okresie było jednak znikome. Lata 70-te to silny wzrost liczebności populacji. Czynniki które umożliwiły tak dynamiczny rozwój populacji były: ochrona gatunku, a potem wprowadzenie racjonalnych zasad gospodarowania populacją, wzrost bazy żerowej łosia jako pochodna intensyfikacji gospodarki leśnej (przyrost powierzchni upraw i młodników, dostęp do żeru na zrębach), redukcja pogłowia wilka jako drapieżnika istotnego dla tego gatunku.

W latach 80-tych ubiegłego wieku łosie zasiedlały praktycznie wszystkie odpowiednie dla nich tereny znajdujące się na wschód od Wisły. Migrujące osobniki były widywane natomiast w całym kraju. Łosie przekraczały zachodnią i południową granicę Polski.

Na początku lat 80-tych liczebność łosia w Polsce szacowano na 6,2 tys. osobników, a odstrzał wyniósł blisko 1,5 tys. W latach 1980–92 pozyskanie łosia w Polsce oscyloowało między 1,2–1,3 tys. sztuk rocznie. Po tym okresie nastąpiło gwałtowne załamanie pozyskania (Gębczyńska i Raczyński 2001). Pomimo planowania pozyskania łosia na zwyczajowym poziomie realizacja planów wynosiła 20–30%, co wyraźnie wskazywało na istnienie niższej liczebności zwierząt niż zakładano. W tym samym czasie identyczna sytuacja zaistniała w dawnych republikach ZSRR graniczącymi z Polską. Szacuje się, że populacja polskich łosia została ograniczona do 1,5–2 tys. osobników w latach 1995–2000 (Ryc. 1).

Przeprowadzona analiza sposobu łowieckiego gospodarowania populacją łosia w latach 1980–2000 obnażyła szereg słabości. Był to czas znacznej presji ze strony Lasów Państwowych (LP) na ograniczenie szkód od jeleniowatych w lesie. Z kolei gospodarowanie populacją łosia odbywało się przez pryzmat pojedynczych obwodów łowieckich. Wpływy ze sprzedaży tusz pozyskanych łosia stanowiły istotną wartość w budżetach kół łowieckich wpływając na chęć ich pozyskania. Metody oceny liczebności były skrajnie różne. W takich okolicznościach często dochodziło do sytuacji, że do kalkulacji liczebności populacji przyjmowano osobniki osiadłe, migrujące lub pochodzące z odległych w czasie i miejscu obserwacji. Prowadziło to do zawyżania liczebności (Raczyński 2006). Brakowało spojrzenia na populację w skali rejonu hodowlanego lub regionu kraju. Planowanie pozyskania i odstrzał łosia często przeprowadzano w oderwaniu od faktycznych zagęszczeń. Pozyskiwano łosie w izolowanych ostojach jak też osobniki migrujące z dala od ostoi. Najbardziej wysunięte na zachód Polski subpopulacje uległy zanikowi.

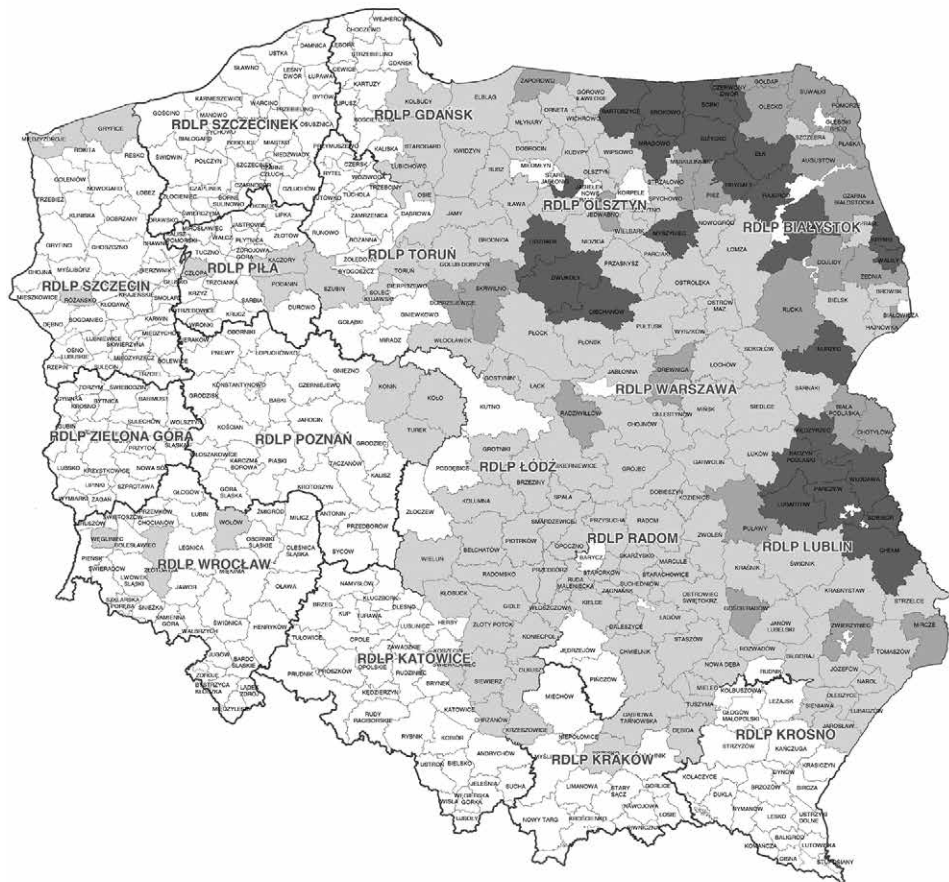
Już od połowy lat 90-tych coraz częściej formułowane były opinie, że populacja łośi w Polsce wymaga znaczącej odbudowy. Skutkiem tego Minister Środowiska w roku 2001 wprowadził moratorium na odstrzał łośi. Łoś pozostał na liście zwierząt łownych lecz z całorocznym okresem ochronnym. Taki stan trwa do dziś (2016r).



Rycina 1. Dynamika liczebności i pozyskanie łośi w Polsce (dane z rocznych planów łowieckich dla obwodów łowieckich)

Figure 1. Population dynamics and hunting bag of moose population in Poland (data from annual hunting plans for hunting districts)

Kilkunastoletni okres trwania moratorium znacząco wpłynął na odtworzenie liczebności (Ratkiewicz i in. 2011). Wzmocniły się populacje w Polsce północno-wschodniej, a wcześniejszy zasięg występowania gatunku został przywrócony. Inwentaryzacja przeprowadzona wiosną 2012 roku na polecenie Ministra Środowiska dość ujednoliconą metodyką (pędzenia próbne w całorocznych ostojach) na terenie obwodów łowieckich i parków narodowych wykazała, że liczebność łośi wyniosła ponad 17 300 osobników. Wynik był dość zaskakujący, dużo wyższy od oczekiwań, dlatego przyjęto go z rezerwą. Jednak analiza tego materiału pozwala dość precyzyjnie wskazać obszary o dużych, średnich i małych zagęszczeniach jak też zasięg populacji łośi (Ryc. 2). Silny wzrost liczebności łośi w Polsce następował przede wszystkim przez wzrost zagęszczeń w tradycyjnych ostojach na terenach Polski północno-wschodniej, gdzie dziś bytuje zasadnicza część krajowej populacji. Samo zwiększenie zasięgu populacji na wzrost krajowej liczebności zwierząt już tak silnego wpływu nie miało.



Zagęszczenie łosia
na 1000 ha pow. leśnej i begiennnej

- wysokie – powyżej 10 szt.
- średnie – 5–10 szt.
- niskie – do 5 szt.
- brak

Opracowanie:
M. Konsencjusz-Białowąs
Ź. Błaszczyk
Ź. Starzycka
Dyrekcja Generalna Lasów Państwowych

Rycina 2. Zagęszczenia łosia w nadleśnictwach zarejestrowane metodą „pędzeń próbnych” w roku 2012 (materiał DGLP przygotowany dla MŚ)

Figure 2. Moose population densities in forest inspectorates estimated by the method of „drive census” in year 2012 (report prepared by General Directorate of the State Forests for Ministry of Environment)

W większości nadleśnictw Polski płu-wsch. ocena liczebności metodą „pędzeń próbnych” uruchomiona w roku 2012 jest kontynuowana do chwili obecnej. Analiza zmian zagęszczeń w rejonach hodowlanych wskazuje na stały trend wzrostowy. W wielu nadleśnictwach zagęszczenia łośi osiągają przedział 1,0–4,5 os./km² lasu. Podsumowanie oceny liczebności z roku 2016 wykonanej pędzeniami próbnymi w sześciu rdLP (na wsch. od Wisły) dało wynik 28 065 osobników. Wiele faktów wskazuje, że dużo bardziej dynamiczny wzrost liczebności występuje na terenach otwartych, które nie są poddawane tak metodycznej ocenie. W okresie trwania moratorium populacja łośi uległa znacznemu postarzeniu jednak brakuje prac naukowych rejestrujących zmianę tego zjawiska jak też monitoringu zmian parametrów rozrodu. Efektem postarzenia populacji byków jest większa liczba obserwowanych zwierząt z formą poroża typu półłopatacz i łopatacz. Nie wiemy czy jest to wzrost udziału byków o tych formach poroża w populacji, czy tylko efekt wynikający ze wzrostu liczebności.

Przy budowaniu obrazu populacji łośi w Polsce należy uwzględnić fakt, że dodatkowo powyżej tysiąca osobników bytuje na terenie parków narodowych, a najistotniejsze pod tym względem to parki: Biebrzański, Kampinoski i Poleski.

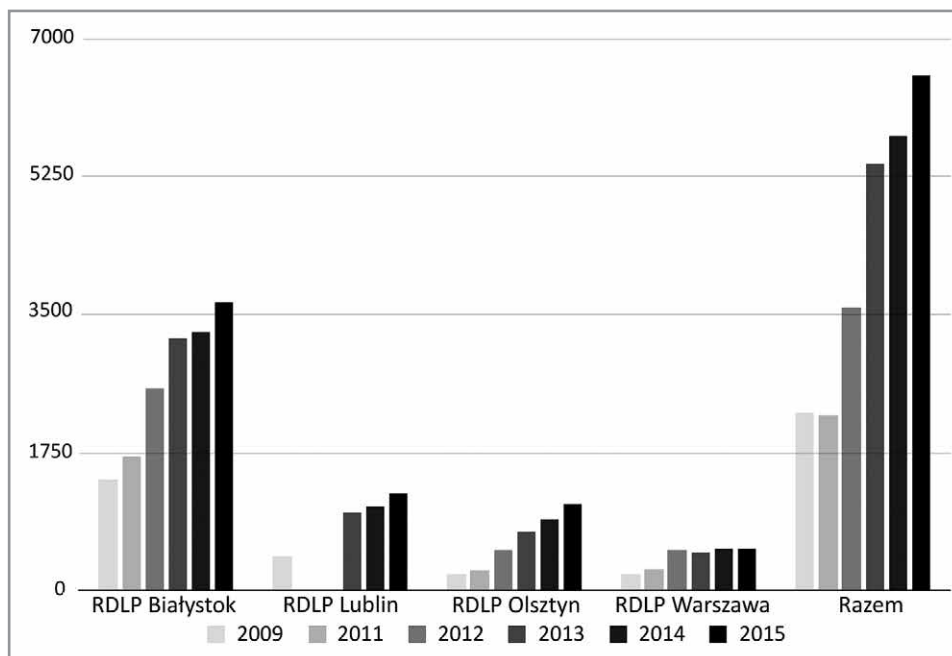
Liczebność populacji łośia w kraju osiąga najwyższe stany w historii gatunku, a jej lokalne zagęszczenia są znacząco wyższe od zagęszczeń jeleni na tych obszarach.

Wpływ populacji łośia na środowisko

Szkody w lesie

Rozmiar szkód wyrządzanych przez zwierzynę w lesie podlega stałemu monitoringowi i jest dobrze udokumentowana dzięki obowiązującej w LP Instrukcji Ochrony Lasu (IOL). Co roku ustalana jest wielkość szkód bazowych wraz z podaniem dominującego sprawcy szkód w danym wydzieleniu leśnym. W regionalnych dyrekcjach LP (rdLP) z dużymi zagęszczeniami łośi prowadzi się dodatkowo monitoring uszkodzeń powodowanych wyłącznie przez ten gatunek.

W roku 2015 wartość szkód istotnych, tj. o stopniu uszkodzenia powierzchni wydzielenia powyżej 20%, wyniosła w 4 rdLP (Białystok, Lublin, Warszawa, Olsztyn) – 6532,8 ha (Ryc. 3), z czego 55,8% tej wartości przypadało na RDLP Białystok. W tej rdLP łoś jest sprawcą 36% uszkodzeń spośród szkód od wszystkich gatunków zwierząt łownych i chronionych. Uszkodzane są przede wszystkim uprawy i młodniki (drzewka do 20 roku życia), w mniejszym stopniu drzewostany starsze. Są to przede wszystkim zgryzienia na uprawach oraz łamanie drzewek w młodnikach, gdy zwierzęta chcą dostać się do pędów szczytowych.



Rycina 3. Szkody istotne wyrządzone przez łosie w drzewostanach rdLP w latach: 2009 oraz 2011–2015 [ha]

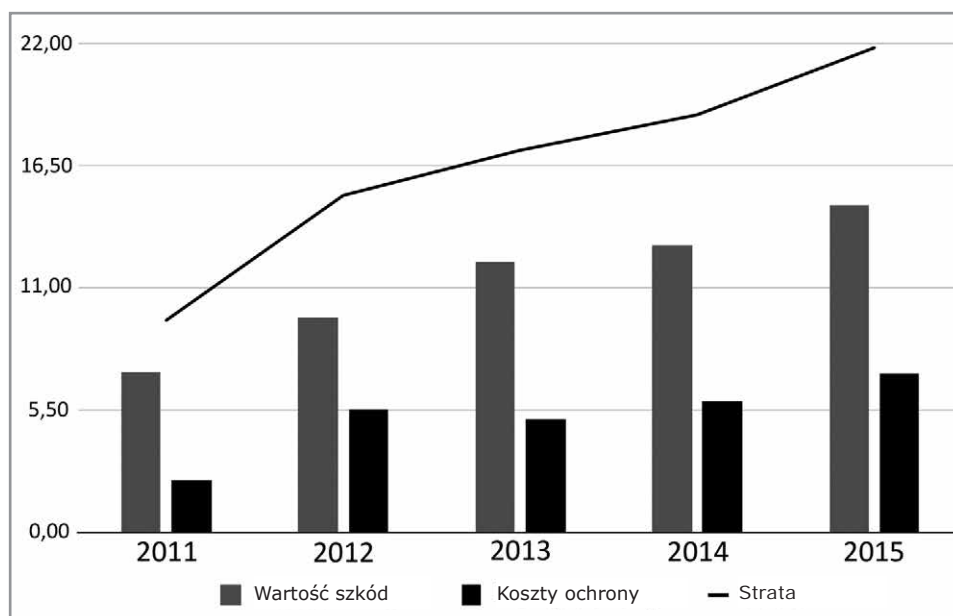
Figure 3. Significant damages made by moose in forests of four regional directorates of the State Forests in years: 2009 and 2011–2015 [ha]

Dużo dramatyczniej wygląda sytuacja w lasach prywatnej własności, gdzie nie prowadzi się tak metodycznego monitoringu szkód od zwierzyny. W niektórych nadleśnictwach szkody od łosia w lasach prywatnych są większe od szkód rejestrowanych w drzewostanach LP. Właściciele tych lasów dochodzą swoich strat na drodze sądowej w stosunku do Skarbu Państwa.

Powyżej opisane zjawisko wzrostu szkód od łosia występuje w sytuacji gdy stosowane są różnorakie środki ochrony lasu przed zwierzyną na terenie LP. Stosuje się zabezpieczenia mechaniczne i chemiczne drzewek oraz metody profilaktyczne i pośrednie w ochronie lasu przed łosiem. Rutynowym działaniem nadleśnictw jest udostępnianie żeru zwierzynie w postaci ściętych drzew do spalowania i zgryzania (Komenda 2006). Przy pracach z zakresu hodowli lasu stosuje się odpowiedni dobór gatunków drzew i formę ich zmieszania, aby ograniczać presję łosia na te powierzchnie. Zabiegi te dobrze się sprawdzały w początkowej fazie odtwarzania się pogłowia łosia po regresie z lat 90-tych XX w. Przy obecnie rejestrowanych zagęszczeniach oraz braku możliwości zarządzania pogłowiem poprzez odstrzał jedynym skutecznym środkiem do ochrony drzewostanów przed łosiem jest stosowanie grodzeń

(Szukiel 2001). Wprowadzanie grodzeń upraw i młodników wraz ze zwiększaniem udziału gatunków mniej chętnie zjadanych przez łosia (świerk, brzoza) powoduje znaczące ograniczenie zasobności bazy żerowej oraz w konsekwencji prowadzi do stopniowego wycofywania się zwierząt z tradycyjnych ostoi.

Zjawisko szkód od zwierzyny ma także wymiar ekonomiczny. Z tego względu Dyrekcja Generalna LP (DGLP) w roku 2015 podjęła próbę oszacowania wartości ponoszonych strat jak i wartości zabezpieczeń przed szkodami od łosi (Ryc. 4). W roku 2015 straty wyniosły 14,7 mln zł, a koszty ochrony lasu przed łosiem 7,1 mln zł (razem 21,8 mln zł).



Rycina 4. Straty ekonomiczne [w mln zł] powodowane wpływem łosi na drzewostany w rdLP: Białystok, Lublin, Warszawa, Olsztyn

Figure 4. Losses (in million PLN) caused by the impact of moose population on forests in four regional directorates of The State Forests: Białystok, Lublin, Warszawa, Olsztyn

Szkody w uprawach rolnych

Szkody przez łosie wyrządzane występują również w płodach i uprawach rolnych. Najczęściej uszkodzane są uprawy rzepaku oraz uprawy sadownicze. Straty właścicieli tych upraw rekompensowane są ze środków budżetowych przez LP na obwodach łowieckich leśnych oraz przez zarządy województw na obwodach polnych. W tej kategorii upraw również obserwujemy dynamiczny wzrost liczby odszkodowań i wypłacanych kwot (Tab. 1)

Tabela 1. Wartość szkód wyrządzanych przez łosie w płodach i uprawach rolnych**Table 1.** Damages caused by moose on crop fields

Rok Year	Wartość szkód od łosia [mln zł] Value of damages caused by moose	
	na obwodach łowieckich polnych in field hunting district	na obwodach łowieckich leśnych in forest hunting district
2011	0,49	13,6
2012	1,03	8,9
2013	2,17	11,8
2014	1,00	21,5
2015	4,83	281,6

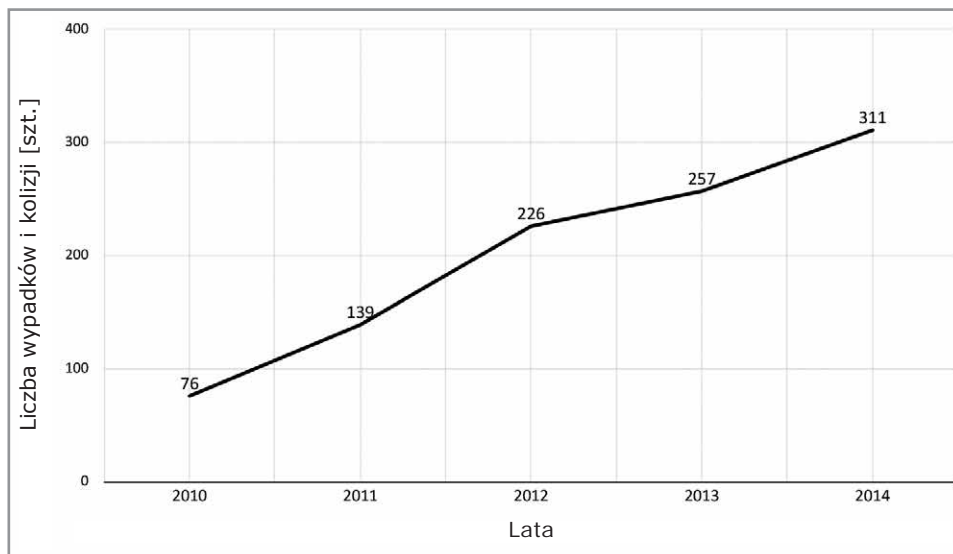
Kolizje i wypadki drogowe z udziałem łosi

W Polsce nie funkcjonuje urzędowa statystyka dokumentująca wypadki z udziałem łosi, gdyż rejestruje się zjawisko ogólnie bez rozróżniania gatunków zwierząt. Tym niemniej LP podjęły próbę opisanie zagadnienia bazując na materiale: notatek służbowych, protokołów ubytków zwierzyny, protokołów zdarzeń drogowych oraz innych dokumentów. Wraz ze wzrostem liczebności zwierzyny wzrasta liczba kolizji drogowych, co potwierdza znaną prawidłowość (Seiler 2005). Na Rycinie 5 zobrażono tę sytuację dla regionalnych dyrekcji LP położonych na wschód od Wisły (bez RDLP Krosno). Dane należy traktować jako zaniżone z uwagi na niepełne opisanie zjawiska.

Zarządzanie populacją łosia w kraju

Populacja łosia w Polsce nie podlega zarządzaniu. Wywiera bardzo silny wpływ na swoje środowisko bytowania, powoduje bardzo dotkliwe szkody w gospodarce leśnej, rolnej, i transportowej, a nie podlega żadnej regulacji pogłowa. Śmiertelność zwierząt notowana na drogach, ubytki naturalne, czy pojedyncze przypadki kłusownictwa w żaden sposób nie powstrzymują wysokiej dynamiki liczebności.

Moratorium na odstrzał łosi wprowadzono w roku 2001, a RDLP w Białymstoku już w roku 2003 występowała do MŚ z wnioskiem o przywrócenie odstrzału na tym terenie obserwując wzrastający poziom szkód od łosi w lesie. Od tamtej pory wnioski ponawiano kilkakrotnie. Tylko temu zagadnieniu poświęcono szereg kon-



Rycina 5. Liczba wypadków i kolizji drogowych z udziałem łośi w latach 2010–2014

Figure 5. Number of moose-vehicle collisions in years 2010–2014

ferencji, seminariów, spotkań, narad. Przeprowadzono lustracje terenowe z udziałem przedstawicieli Państwowej Rady Ochrony Przyrody (PROP), MŚ, samorządów, administracji rządowej, świata nauki, a także wielu innych instytucji. W roku 2011 Minister Środowiska otrzymał zamówioną przez siebie „Strategię ochrony i gospodarowania populacją łośi w kraju” przygotowaną przez grono naukowców i praktyków, której nie wdrożono do dzisiaj. Ze „Strategii..” wykorzystuje się tylko ocenę liczebności.

W roku 2015 MŚ przygotowało projekt rozporządzenia w sprawie przywrócenia sezonu polowań na łośie. Pomimo uzyskania pozytywnych opinii PROP, PZŁ i LP rozporządzenie nie weszło w życie na skutek protestów aktywistów będących przeciwnikami polowania na łośie. Antagoniści posługiwali się szeroką argumentacją: od nietolerowania zabijania po wskazywanie braku rozeznania co do liczebności i parametrów populacji.

Przywrócenie zarządzania populacją łośia przez łowieckie gospodarowanie jest jedynym racjonalnym rozwiązaniem problemów negatywnego wpływu tych zwierząt na środowisko bytowania i różnego rodzaju prowadzone gospodarki. LP i PZŁ jako ustawowo umocowane podmioty do prowadzenia gospodarki łowieckiej w kraju są przygotowane do tego celu. Zarządzanie odbywałoby się w dużych jednostkach przyrodniczych – rejonach hodowlanych, a decyzje co do pozyskania podejmowane byłyby na tym szczeblu. Nie sposób wskazać optymalnego zagęszczenia populacji łośi dla wszystkich terenów, a powinien on wynikać z kluczowych parametrów

takich jak: produktywność populacji, oceny rozmiaru użytkowania przeszłego, poziomu szkód w lesie możliwego do zaakceptowania, zaspokojenia innych lokalnych potrzeb. W trwałych ostojach nie powinien być niższy niż 0,5 os./km².

Piśmiennictwo

- Dyrekcja Generalna Lasów Państwowych, 2012. Instrukcja Ochrony Lasu. Centrum Informacyjne Lasów Państwowych.
- Dzięciołowski R., Pielowski Z. 1975. Łoś. PWRiL, Warszawa, pp: 1–215.
- Filipek Z. 2009. Nowoczesne metody ochrony lasu przed szkodami od zwierzyny stosowane w wybranych krajach Unii Europejskiej i w Polsce. Wydawnictwo Świat. Zeszyt 289.
- Gębczyńska Z., Raczyński J. 2000. Sytuacja łosia w Polsce, Zagrożenia I program odbudowy jego pogłowia. Chrońmy Przyrodę Ojczystą, 4: 35–55.
- Komenda E. 2006. Łoś widziany oczami leśnika. [W:] J. Raczyński (red.): Czy jest miejsce dla łosia? Stowarzyszenie Uroczysko, Supraśl, pp: 43–54.
- Raczyński J., 2006. Łoś w Polsce – stan i perspektywy. [W:] J. Raczyński (red.): Czy jest miejsce dla łosia? Stowarzyszenie Uroczysko, Supraśl, pp: 25–41.
- Ratkiewicz M., Bereszyński A., Głowaciński Z., Borkowska A., Borkowski J., Duda N., Komenda E., Raczyński J., Czajkowska M., Popczyk B., Przybylski A., Świsłocka M. 2011. Strategia ochrony i gospodarowania populacją łosia w Polsce. NFOŚiGW, Warszawa
- Seiler A. 2005. Predicting locations of moose-vehicle collisions in Sweden. *Journal of Applied Ecology*, 42, 2: 371–382.
- Szukiel E. 2001. Ochrona drzew przed roślinożernymi ssakami. Centrum Informacyjne Lasów Państwowych, Warszawa

Streszczenie

Populacja łosia w powojennej historii Polski podlegała silnemu wzrostowi liczebności od kilkunastu osobników do 6,2 tys. w latach 80-ych. Pozyskiwano wtedy ok. 1,3 tys. łosi rocznie, a ocena populacji odbywała się przez pryzmat pojedynczego obwodu łowieckiego. Spowodowało to załamanie liczebności do 1,5–2 tys. Polowania zostały zawieszono, a w roku 2001 łoś uzyskał status gatunku łownego z calorocznym okresem ochronnym co trwa do dzisiaj. W ciągu tych 15-tu lat gatunek odbudował liczebność do niespotkanych wcześniej stanów – ponad 28 tys. osobników liczonych tylko w tradycyjnych ostojach. Blisko połowa krajowej populacji bytuje na terenie RDLP Białostok, gdzie rejestruje się zagęszczenia 1,0–4,5 łosi/km² lasu. W tym samym czasie równie dynamicznie wzrastały szkody od łosi w uprawach rolnych, a także liczba wypadków komunikacyjnych. Szkody istotne w lesie w roku 2015 zarejestrowano na powierzchni ponad 6,5 tys. ha LP, a ich szacunkowa wartość wraz z kosztami ochrony lasu to 22 mln zł. W szczególnie trudnej sytuacji są właściciele lasów prywatnych. Zabezpieczenie dodatkowego żeru dla łosia odnosi znikomy skutek na zmniejszenie poziomu szkód. Wymuszana jest zmiana sposobu zagospodarowania lasu wraz ze stosowaniem gradzenia upraw i młodników. Szkody od łosi w uprawach rolnych to wartość ponad 5 mln zł. Ciągłe wzrasta liczba wypadków komunikacyjnych z łosiami. Racjonalnym rozwiązaniem jest przywrócenie sterowania liczebnością populacji poprzez gospodarowanie łowieckie. Takie rozwiązanie jest torpedowane przez aktywistów będących przeciwnikami polowań, a merytoryczny kompromis nie może zostać osiągnięty. W takich okolicznościach Minister Środowiska ciągle nie przywrócił sezonu polowań na łosie. LP i PZŁ są przygotowane do wdrożenia odpowiedniego

systemu zarządzania populacją losia, aby łagodzić konflikty i nie powtórzyć stanu regresu liczebności z lat 90-tych. Przyszłe pozyskanie musi uwzględniać zagęszczenie w relacji do występujących szkód od losi w lesie i uprawach rolnych, wypadków komunikacyjnych oraz potrzeb społecznych. W stałych ostojach zagęszczenia nie powinny być niższe niż $0,5/\text{km}^2$.

Słowa kluczowe: szkody, wypadki komunikacyjne, dynamika liczebności, zarządzanie populacją



Fot. Imfoto/Shutterstock.com



Fot. Neil Burton/Shutterstock.com

Zarządzanie populacją dzika *Sus scrofa* w Polsce

Bartłomiej Popczyk

Katedra Genetyki i Ogólnej Hodowli Zwierząt, Wydział Nauk o Zwierzętach, SGGW w Warszawie
Zarząd Główny Polskiego Związku Łowieckiego

Abstract: Management of wild boar *Sus scrofa* population in Poland

The paper describes the functioning of wild boar population in Poland, the principles of its management and possibilities of its number changes in the future. The law rules important for population control and other regulation are discussed. The successful wild boar population management depends on few factors which could be divided in two main groups: first – environmental factors, e.g. natural food base, reproduction, population structure, climate, etc., and second – social, law and ethics ones, like law regulations, lack of hunting females, area and value of crop damages, supplemental feeding, lower realization of the hunting plans. The most important effects of mistakes in population management are: the continuous increase of population density, the increase of compensations for damages in agriculture, the decrease of public security, and growing possibility of infectious diseases spreading.

Key words: Wild boar, *Sus scrofa*, management of game animal, law regulation

Wstęp

Zarządzanie populacjami zwierząt łownych opiera się o przepisy określone w ustawie Prawo łowieckie z dnia 13 października 1995 roku. Zgodnie z przepisami ustawy, gospodarka łowiecka, w tym zarządzanie populacjami gatunków, odbywa się zgodnie z zasadami ekologii, a także racjonalnej gospodarki leśnej, rolnej i rybackiej. Przytoczone regulacje prawne w sposób podstawowy określają gospodarkę łowiecką, w tym zarządzanie populacjami zwierzyny, jako działania mające na celu pogodzenie interesów wielu stron – rolników, leśników i myśliwych przy zachowaniu odpowiedniego poziomu bioróżnorodności środowiska przyrodniczego.

Gospodarowanie populacjami zwierzyny, w tym populacją dzika prowadzone jest przez dzierżawców lub zarządców obwodów łowieckich w oparciu o wieloletnie łowieckie plany hodowlane i roczne plany łowieckie.

Wieloletnie łowieckie plany hodowlane (WŁPH) są dokumentami planowania długookresowego (10 lat), w których określa się obecny stan populacji zwierzyny grubej oraz kuropatwy i zająca, a także zakładaną docelową liczebność gatunków zwierzyny grubej. Plany te tworzone są przez dyrektora regionalnej dyrekcji Państwowego Gospodarstwa Leśnego Lasy Państwowe w porozumieniu z marszałkiem województwa i Polskim Związkiem Łowieckim. Plany tworzone są dla rejonu hodowlanego, czyli jednostki wielkoobszarowego planowania łowieckiego utworzonej przez grupę sąsiadujących ze sobą obwodów łowieckich o zbliżonych warunkach przyrodniczych, wprowadzonego ustawą Prawo łowieckie z 1995r. (art. 8 ust.3 pkt 1). Aktualnie Polska podzielona jest na 147 rejonów hodowlanych (Przybylski, Beszterda 2011). Dla każdego obwodu łowieckiego tworzony jest roczny plan łowiecki (RPŁ), w którym określa się stan populacji zwierzyny na dzień 10 marca, stan populacji przed okresem polowań oraz plan odstrzału na łowiecki rok gospodarczy (1 kwietnia – 31 marca). Roczne plany łowieckie są wykonawczym elementem składowym planów wieloletnich (10 RPŁ to 1 WŁPH). Na podstawie danych zawartych w WŁPH przyjmuje się kierunki hodowlane dla obwodu łowieckiego, tak aby po okresie obowiązywania planu wieloletniego doprowadzić do zapisanego w nim stanu populacji zwierzyny.

Populacja dzika

Dzik jest drugim po sarnie najliczniejszym gatunkiem kopytnym w Polsce. Liczebność krajowej populacji tego gatunku w okresie ostatnich kilkunastu lat znacząco wzrosła, od 118,3 tys. osobników w sezonie 1999/2000 do 284 tys. w łowieckim roku gospodarczym 2014/2015. W okresie ostatnich 5 lat liczebność krajowej populacji utrzymywała się na ustabilizowanym poziomie (ok. 270 tys. dzików). Dopiero w łowieckim roku gospodarczym 2015/2016 udało się zaobserwować spadek liczebność populacji do poziomu 264 tys. osobników (Tab. 1) (GUS Leśnictwo).

Tabela 1. Liczebność i zagęszczenie populacji dzika w Polsce w latach 1999–2016**Table 1.** The census and density of wild boar population in Poland in 1999–2016

Rok gospodarczy Hunting season	Powierzchnia obwodów łowieckich [km ²] The hunting districts area	Liczebność populacji dzika Population size	Zagęszczenie na 1km ² Density of wild boar
1999/2000	252773	118300	0,47
2008/2009	253472	173500	0,68
2009/2010	252128	251000	1,00
2010/2011	253358	249900	0,99
2011/2012	253691	267800	1,06
2012/2013	254018	255800	1,01
2013/2014	255065	282204	1,11
2014/2015	255810	284200	1,11
2015/2016	256372	264000	1,03

Zagęszczenie populacji dzika na terenie kraju jest bardzo zróżnicowane. Najliczniejsza populacja tego gatunku występuje w woj. zachodniopomorskim, lubuskim i dolnośląskim, a najmniej liczna w woj. małopolskim, podlaskim, łódzkim, świętokrzyskim i mazowieckim (Tab. 2).

Tabela 2. Liczebność i zagęszczenie dzika w województwach**Table 2.** Census and density of wild boar population in voivodships

Województwo Voivodship	Powierzchni obwodów łowie- ckich [ha] The hunting distri- cts area [ha]	Liczebność populacji dzika na 10 marca 2013 r. Population size on March 10th, 2013	Zagęszczenie populacji dzika na 1000 ha na 10 marca 2013r. Density per 1000 ha on March 10th, 2013	Liczebność populacji dzika na 10 marca 2015 r. Population size on March 10th, 2015	Zagęszczenie populacji dzika na 1000 ha na 10 marca 2015 r. Density per 1000 ha on March 10th, 2015
dolnośląskie	1 595 400	26 835	16,82	21 278	13,25
kujawsko- pomorskie	1 501 300	12 475	8,31	12 354	8,25
lubelskie	2 105 500	17 804	8,46	16 384	7,81
lubuskie	1 056 700	20 391	19,30	15 759	14,84
łódzkie	1 568 900	8 249	5,26	7 642	4,86
małopolskie	1 131 400	6 158	5,44	5 030	4,46
mazowieckie	2 998 900	18 798	6,27	19 217	6,38
opolskie	754 600	11 171	14,80	9 288	12,33
podkarpackie	1 211 200	10 833	8,94	10 731	8,87
podlaskie	1 667 400	14 376	8,62	7 914	4,75
pomorskie	1 630 400	20 492	12,57	17 728	10,81
śląskie	926 400	9 719	10,49	9 023	9,68
świętokrzyskie	1 037 000	5 366	5,17	5 316	5,11
warmińsko- mazurskie	2 063 700	30 153	14,61	24 188	11,65
wielkopolskie	2 427 200	28 061	11,56	25 203	10,25
zachodniopo- morskie	1 830 500	41 323	22,57	34 018	18,04
Polska	25 506 500	282 204	11,06	241 073	9,40

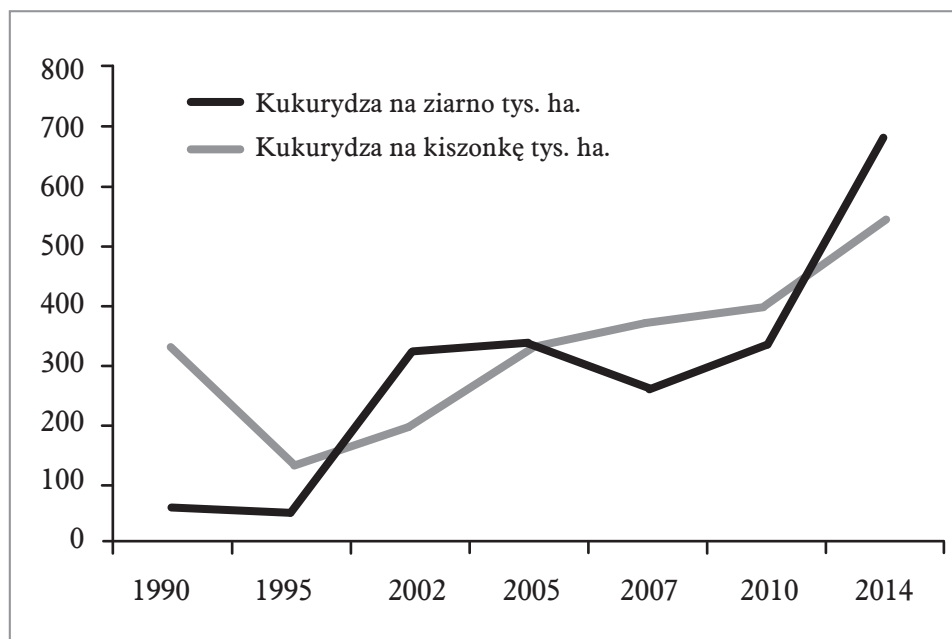
Analizując powody zróżnicowania zagęszczenia populacji dzika na terenie Polski należy wskazać szereg czynników, które można podzielić na dwie grupy: przyrodnicze i społeczno-etyczno-prawne.

Do czynników przyrodniczych należy zaliczyć: produkcję rolniczą (strukturę zasiewów, szczególnie udział kukurydzy), liczebność i strukturę populacji oraz choroby zakaźne. Do czynników społeczno-etyczno-prawnych należy zaliczyć: regulacje prawne w zakresie wykonywania polowania, wysokość szkód w płodach i uprawach rolnych, poziom dokarmiania dzików, planowanie łowieckie oraz wykonywanie założonych łowieckich planów hodowlanych.

Jako główną przyczynę wzrostu liczebności populacji dzika podaje się wzrost powierzchni zasiewów kukurydzy (Ryc. 1), co skutkuje znaczącym wzrostem dostępności wysokoenergetycznego pokarmu oraz występowaniem na rozkładających się w ziemi kolbach mykotoksyny – zearalenonu. Mykotoksyna dostarczona do organizmu dzika wraz z ziarnem kukurydzy zalegającym na polu, wpływa na zmiany cyklu płciowego, gdyż jest jedną z najsilniejszych niesteroidowych substancji o charakterze estrogennym (Zawadzki i in. 2011; Pałubicki i in. 2014; Nicpoń i in. 2015).

Rycina 1. Powierzchnia zasiewów kukurydzy w Polsce (GUS Rolnictwo)

Figure 1. The area of corn production in Poland



Poza czynnikami biotycznymi wpływ na możliwości wykonywania polowania na dziki mają czynniki atmosferyczne, takie jak okres zalegania pokrywy śnieżnej, warunki atmosferyczne w okresie pełni. W 2015 roku zdecydowanie najkrócej śnieg zalegał w Wielkopolsce, Dolnym Śląsku, częściowo na Ziemi Lubuskiej i Pomorzu Zachodnim. We Wrocławiu przez 6 dni i było go nie więcej niż 2 cm. Oznacza to, że z liczba dni z pokrywą w stosunku do średnich danych z lat 1971–2000 nie przekraczała 30–40 proc. W pozostałych regionach liczba dni ze śniegiem była porównywalna do średniej wieloletniej, albo była nieco niższa (Limanówka i in. 2012, IMGW).

Ważnym czynnikiem wpływającym na liczebność krajowej populacji dzika są choroby zakaźne, ze szczególnym uwzględnieniem afrykańskiego pomoru świń występującego na terenie woj. podlaskiego.

W ramach prowadzonej gospodarki łowieckiej myśliwi nie mają wpływu na powierzchnie zasiewów poszczególnych upraw oraz na panujące warunki atmosferyczne. Posiadają jednak możliwość kreowania struktury płciowo-wiekowej populacji poprzez prowadzony odstrzał. A struktura płciowo-wiekowa jest najistotniejszym czynnikiem kształtującym poziom reprodukcji populacji.

Zarządzanie populacją

W celu określenia znaczenia struktury wiekowo-płciowej przeprowadzono modelowanie rozrodu w populacji dzików o liczebności ($N=200$) przy trzech wariantach struktury (A,B,C). W wariacie A, po okresie polowań osobniki młode (warchlaki i przelatki) stanowiły 90% populacji a proporcja loch do odyńców wynosiła 1:1. W wariacie B proporcje osobników młodych (warchlaki i przelatki) do osobników dorosłych zostały zbliżone do 1,2:1 i proporcja loch do odyńców wynosiła również 1:1. W wariacie C proporcje osobników młodych (warchlaki i przelatki) do osobników dorosłych były również zbliżone do 1,2:1, ale proporcja loch do odyńców wynosiła 2,6:1. Założono rozrodczość na poziomie 7 osobników od jednej dorosłej samicy, nie uwzględniano rozrodczości młodszych samic oraz nie uwzględniono śmiertelności. Oszacowany dla kolejnego roku przyrost populacji wynosił 35%, 157,5% oraz 237,5% odpowiednio w modelu A,B,C. (Ryc. 2).

Rycina 2. Model przyrostu populacji dzika w kolejnym łowieckim roku gospodarczym w zależności od struktury wiekowo-płciowej, bez rozrodu samic przelatkowych

Figure. 2. The model of the wild boar population growth, depending on the age-sex structure without young females in reproduction

Model populacji dzika				Locha = 7 warchlaków		
	I rok			II rok		
	A	B	C	A	B	C
Warchlak	100	50	60	70	315	455
Przelatek	80	60	50	100	50	60
Locha	10	45	65	50	75	90
Odyniec	10	45	25	50	75	50
Razem	200	200	200	270	515	655
			Przyrost:	35%	157,50%	227,50%

Jeśli założymy możliwość przystąpienia do rozrodu 50% młodych samic (przelatki) na poziomie 3 warchlaków od samicy, w kolejnym łowieckim roku gospodarczym przyrosty populacji wyniosłyby odpowiednio w modelu A, B oraz C: 65%, 180% oraz 247% (Ryc. 3).

Rycina 3. Model przyrostu populacji dzika w kolejnym łowieckim roku gospodarczym w zależności od struktury wiekowo-płciowej, z udziałem rozrodu samic przelatkowych.

Figure 3. The model of the wild boar population growth, depending on the age-sex structure with participation of young females in reproduction.

Model populacji dzika				Locha = 7 warchlaków 50% samic przelatkowych = 3 warchlaki		
	I rok			II rok		
	A	B	C	A	B	C
Warchlak	100	50	60	60+70	45+315	39+455
Przelatek	80	60	50	100	50	60
Locha	10	45	65	50	75	90
Odyniec	10	45	25	50	75	50
Razem	200	200	200	330	560	694
			Przyrost:	65%	180%	247%

Na strukturę socjalną, udział poszczególnych grup wiekowych i proporcję płci największy wpływ mają czynniki prawne oraz społeczno-etyczne. Należą do nich przede wszystkim określona w rozporządzeniu Ministra Środowiska długość okresu polowań, (rozporządzenie z dnia 16 marca 2005 roku w sprawie określenia okresów polowań na zwierzęta łowne, z późn. zm) oraz dopuszczone rozporządzeniem Ministra Środowiska metody polowań (rozporządzenie z dnia 23 marca 2005 roku w sprawie szczegółowych warunków wykonywania polowania i znakowania tusz, z późn. zm), a także zasady planowania pozyskania łowieckiego. Zasady te ujęte są w przepisach rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 13 listopada 2007 roku w sprawie rocznych planów łowieckich i wieloletnich łowieckich planów hodowlanych (z późn. zm). Powyższe regulacje prawne pozwalają wykonywać polowanie na dziki oraz determinują pośrednio wielkość pozyskania łowieckiego. Dodatkowym czynnikiem ograniczającym możliwość wykonywania polowania mogą być regulacje prawne, związane np. ze zwalczaniem chorób zakaźnych zwierząt, takie jak np. rozporządzenie Ministra Rolnictwa i Rozwoju Wsi z dnia 6 maja 2015 r.

w sprawie środków podejmowanych w związku z wystąpieniem u dzików afrykańskiego pomoru świń.

Poza aktami prawa powszechnego, wszystkich myśliwych w Polsce obowiązują przepisy wewnątrzorganizacyjne wynikające z art. 34 ustawy Prawo łowieckie:

- Uchwała NRŁ nr 36/2013 z dnia 25 kwietnia 2013 roku – dotycząca dzika nowelizacja zasad selekcji osobniczej i populacyjnej zwierząt łownych.
- Uchwała NRŁ nr 14/2015 z dnia 15 grudnia 2015 roku w sprawie przyjęcia zasad selekcji populacyjnej i osobniczej zwierząt łownych w Polsce oraz zasad postępowania przy ocenie zgodności odstrzału.

Zgodnie z przyjętymi przez Naczelną Radę Łowiecką zasadami gospodarowania populacją dzika – liczebność populacji, wielkość pozyskania oraz docelową strukturę populacji ustala dzierżawca lub zarządca obwodu łowieckiego, uwzględniając pojemność środowiska oraz wielkość i wysokości szkód w płodach i uprawach rolnych.

Do czynników społeczno-ekonomicznych wpływających na populację dzika należy przede wszystkim wysokość wypłaconych odszkodowań za szkody w płodach i uprawach rolnych oraz generowane przez ten gatunek konflikty społeczne między rolnikiem a myśliwym. Działanie powyższych czynników determinuje zwiększone pozyskanie.

Poza czynnikami prawnymi, przyrodniczymi oraz społeczno-ekonomicznymi zasadnicze znaczenie w zakresie możliwości zarządzania populacją dzika mają czynniki kulturowe, zwyczajowe i etyczne, takie jak:

1. Wybiórcze wykonywanie zatwierdzonych planów łowieckich poprzez oszczędzanie loch w kołach łowieckich i preferowanie odstrzału męskich przelatków.
2. System kar i zakazów w kołach łowieckich dotyczący odstrzału samic na polowaniach – kary finansowe i materialne za odstrzał lochy itp.).
3. Sztuczne zaburzenie struktury płci w populacji, poprzez celowy odstrzał samców (męskie przelatki, wycinki oraz odyńce) – znacząco dłuższy okres polowań oraz wartości trofeowe odyńców.
4. Preferowanie odstrzału młodych osobników w celach konsumpcyjnych (warchlaki na użytek własny) (Popczyk 2012).
5. Nadmierne dokarmianie dzików w okresie zimowym, a w skrajnych przypadkach przez cały łowiecki rok gospodarczy.

Afrykański pomór świń (ASF) w populacji dzików

Zarządzanie populacją dzika jest szczególnie ważne z uwagi na występowanie na terenie Polski afrykańskiego pomoru świń, którego dzik jest głównym wektorem na terenie naszego kraju jest dzik. Dla ograniczania zagrożenia ze strony chorób zakaźnych zwierząt zastosowanie mają przepisy ustawy z dnia 11 marca 2004 r.

o ochronie zdrowia zwierząt oraz zwalczaniu chorób zakaźnych zwierząt (Dz. U. 2014 poz. 1539). Na podstawie powyższych przepisów Minister Rolnictwa i Rozwoju Wsi wydał rozporządzenie z dnia 19 lutego 2016 r. w sprawie zarządzenia odstrzału sanitarnego dzików w celu osiągnięcia w pasie 50 km wzdłuż wschodniej granicy Polski zagęszczenia populacji dzików na poziomie maksymalnie 0,5 os./km². Tożsame działanie, bez angażowania środków budżetu państwa, możliwe jest w oparciu o przepisy ustawy Prawo łowieckie. Polegać ono może na zmianie docelowej liczebności dzika w wieloletnich łowieckich planach hodowlanych i dostosowaniu do planów długookresowych rocznych planów łowieckich.

Podejście do zarządzania populacją dzika w przypadku zwalczania choroby zakaźnej zwierząt, jaką jest afrykański pomór świń, uległo znaczącej zmianie na przestrzeni ostatnich dwóch lat. Z opinii naukowej EFSA (*European Food Safety Authority*) z dnia 18 marca 2014 r., w sprawie oceny ewentualnych środków mających na celu zapobieżenie introdukcji ASF oraz rozprzestrzenieniu się wirusa za pośrednictwem dzików, wynika że:

1. Nie jest możliwe drastyczne ograniczenie populacji dzika w Europie w drodze polowań (ew. stosowania pułapek);
2. Działania mające na celu depopulację dzików mogą doprowadzić do ich adaptacji behawioralnej, kompensacyjnego przyrostu populacji oraz napływu dzików z terenów otaczających;
3. Wzmoczone polowania/depopulacja nie ograniczą ryzyka introdukcji ani rozprzestrzeniania wirusa ASF;
4. Wzmoczone polowania/depopulacja mogą doprowadzić wręcz do zwiększenia ryzyka rozprzestrzeniania ASFV, gdyż powodują rozpraszanie się grup oraz pojedynczych osobników;
5. Należy utrzymywać wielkość populacji i dynamikę zmian jej wielkości na stałym poziomie a nie wdrażać depopulacji.
6. Sztuczne dokarmianie dzika może raczej zwiększyć niż ograniczyć ryzyko rozprzestrzenienia się ASF;
7. Ustawiane ogrodzenia mogą ograniczać przemieszczanie się dzików, niemniej brakuje danych nt. wykonalności takiego przedsięwzięcia. Konieczne jest zdobycie dokładniejszych danych nt. rozmieszczenia przestrzennego populacji dzików w celu wskazania obszarów, na których celowe i możliwe byłoby zastosowanie grodzień jako jednego z elementów działań zapobiegawczych;
8. Nie jest jednoznacznie możliwe ustalenie wielkości granicznego zagęszczenia populacji dzików, przy których możliwa jest introdukcja, rozprzestrzenianie się oraz utrzymanie się wirusa ASF.

EFSA w dniu 14 lipca 2015 r. opublikowała kolejną opinię naukową w sprawie oceny ewentualnych środków mających na celu zapobieżenie introdukcji ASF oraz rozprzestrzenieniu się wirusa za pośrednictwem dzików, przedstawiając zupełnie odmienne podejście do zarządzania populacją dzika:

1. Każda strategia dążąca do kontroli ASF w populacji dzika powinna dotyczyć obszarów, gdzie ASF został wykryty oraz stref buforowych (w rozumieniu tego dokumentu). Szerokość efektywnej strefy buforowej zależy od wykorzystanej strategii.
2. Ogromna depopulacja dzika (w rozumieniu tego dokumentu), a następnie utylizacja tusz w bardzo krótkim czasie zmniejszy liczbę padłych nieutylizowanych tusz, tym samym ograniczy rozpowszechnianie się ASF'u poza strefę kontrolną.
3. Działania konieczne w celu efektywnej masowej depopulacji są nie są akceptowalne lub konwencjonalne w zarządzaniu populacjami zwierząt dziko żyjących (np. trucizny, odstrzały przy użyciu noktowizora).
4. Strategie oparte na konwencjonalnych sposobach zarządzania populacją dzików (np. zakaz dokarmiania lub ukierunkowane polowanie) powinny być wprowadzane w długim okresie, ponieważ ich efektywność wymaga wielu pokoleń dzików przy jednoczesnym założeniu niezmiennego poziomu rozprzestrzeniania się infekcji.
5. Sugerowany zakaz dokarmiania zwierząt w celu zmniejszenia poziomu reprodukcji może zostać uznany za skuteczny jedynie w obszarach, na których warunki dla dzika nie są optymalne a dokarmianie przyczyniło się do utworzenia populacji.
6. Intensywne pozyskanie dorosłych i prawie dorosłych loch spowoduje efekt w poziomie reprodukcji dopiero po wielu generacjach. Zanim uzyska się efekty infekcja najprawdopodobniej będzie się rozprzestrzeniać. Strefy buforowe muszą więc być na tyle duże, aby zrównoważyć rozprzestrzenianie się infekcji. Według niektórych symulacji wymagane są strefy większych niż 200 km.
7. Zasadniczo w alternatywnej strategii w okresie 2–3 lat w strefie buforowej o szerokości powyżej 50 km powinno się skutecznie utylizować/pozbywać co najmniej 50% zwłok chorych dzików oraz intensyfikować konwencjonalne metody polowania z redukowaniem 30–40% przyrostu danego roku. Wykonalność powyższej strategii nie jest poparta danymi empirycznymi.

Poza zarządzaniem populacją dzika w ramach prowadzenia racjonalnej gospodarki łowieckiej oraz zwalczaniem chorób zakaźnych zwierząt w oparciu o stosowne przepisy są dopuszczane prawem jeszcze inne sposoby oddziaływania na populację dzików. Metody te zostały określone w ustawach Prawo łowieckie oraz o ochronie zwierząt.

Zgodnie z art. 45 ust. 1 ustawy Prawo łowieckie w przypadku nadmiernego zagęszczenia zwierzyny, zagrażającego trwałości lasów, nadleśniczy działający z upoważnienia dyrektora regionalnej dyrekcji Państwowego Gospodarstwa Leśnego Lasy Państwowe po zasięgnięciu opinii Polskiego Związku Łowieckiego wydaje decyzję administracyjną, nakazującą dzierżawcy lub zarządcy obwodu łowieckiego

wykonanie odłowu lub odstrzału redukcyjnego zwierzyny. Według kolejnego ustępu tego artykułu, jeżeli dzierzawca obwodu łowieckiego nie realizuje rocznego planu łowieckiego w zakresie pozyskania zwierzyny, nadleśniczy działający z upoważnienia dyrektora regionalnej dyrekcji Lasów Państwowych wydaje postanowienie o zastosowaniu odstrzału zastępczego zwierzyny według zasad określonych w umowie dzierzawy obwodu łowieckiego.

Dodatkowo w przypadku szczególnego zagrożenia w prawidłowym funkcjonowaniu obiektów produkcyjnych i użyteczności publicznej spowodowanym przez zwierzynę, starosta, w porozumieniu z Polskim Związkiem Łowieckim, może wydać decyzję o odłowu lub odstrzale redukcyjnym zwierzyny (art. 45 ust. 3). Przepis ten nie ma zastosowania do obszarów, na których możliwe jest wykonywanie polowania, a jedynie do terenów wyłączonych z obwodów łowieckich.

Kolejne narzędzia pozwalające na oddziaływanie na populację dzika i pośrednie zarządzanie tym gatunkiem określa ustawa z dnia 21 sierpnia 1997 r. o ochronie zwierząt (Dz. U. 2013 poz. 856 z późn. zm.). W myśl art. 33a. ust. 1. w przypadku, gdy zwierzęta stanowią nadzwyczajne zagrożenie dla życia, zdrowia lub gospodarki człowieka, w tym gospodarki łowieckiej, dopuszcza się w drodze uchwały sejmiku województwa, podjęcie działań mających na celu ograniczenie ich populacji. Przed wydaniem uchwały sejmik województwa musi zasięgnąć opinii regionalnej rady ochrony przyrody, organizacji społecznej, której statutowym celem działania jest ochrona zwierząt oraz Polskiego Związku Łowieckiego.

Planowanie łowieckie

Aby skutecznie zarządzać populacją dzika należy przede wszystkim znać cel hodowlany jakim jest docelowa liczebność populacji, określony w wieloletnim łowieckim planie hodowlanym. Kolejnym etapem jest właściwe określenie stanu populacji oraz przyrostu zrealizowanego, a w konsekwencji planu pozyskania.

Z powodu terminu sporządzania i zatwierdzania rocznych planów łowieckich skuteczną oceną przyrostu zrealizowanego w populacji dzika jest wyjątkowo trudna. Przyczyną są nieznanne warunki atmosferyczne w okresie proszenia się loch oraz w początkowym okresie odchowywania warchlaków. W celu wyliczenia zakładanego przyrostu należy możliwie najprecyzyjniej określić liczbę loch oraz przelatków z podziałem na dwie płcie w proporcji 1;1. Planując przyrost trzeba uwzględnić loszki przelatkowe, które mogą przystąpić do rozrodu, choć oszacowanie skali jest wyjątkowo trudne.

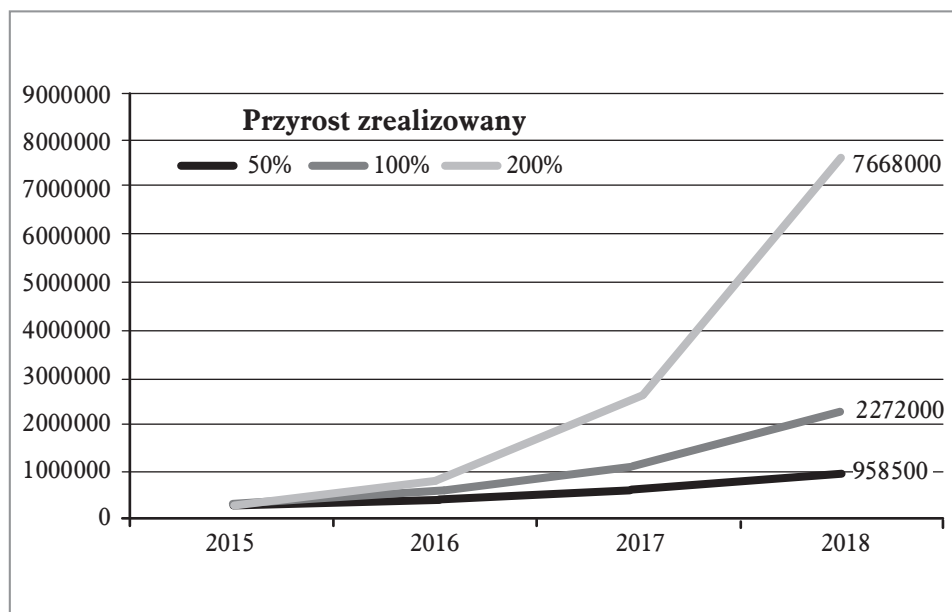
Na określenie planu pozyskania w RPŁ wpływa szereg czynników, między innymi poziom i dynamika szkód łowieckich, przy czym czynnikiem decydującym jest powierzchnia zredukowana, uszkodzona przez zwierzynę, a nie kwota wypłaco-

nych odszkodowań. Inne czynniki to wykonanie poprzedniego RPŁ oraz liczebność i struktura płci w populacji.

Zakładając hipotetyczny zakaz polowań, o który postulują niektóre środowiska, bardzo szybko osiągnie się znaczny wzrost populacji zależny od poziomu przyrostu zrealizowanego. W modelu zakładającym wystąpienie wyjątkowo ostrych zim i, znacznych niedoborów pokarmu oraz dużej śmiertelności na skutek chorób przewidywany przyrost wyniesie 50% stanu populacji. Przy tej wielkości przyrostu krajowa populacja dzika po trzech latach osiągnie liczebność 958 tys. osobników. Przy założeniu normalnych warunków atmosferycznych z naturalnym dostępem do pokarmu i przy założeniu śmiertelności nie wywoływanej chorobami zakaźnymi, populacja osiągnie liczebność 2 270 tys. osobników. W wyjątkowo korzystnych warunkach przy dużym poziomie rozrodu (przyrost 200%) liczebność populacji za trzy lata osiągnie stan 7 668 tys. osobników (Ryc. 4). Już aktualna populacja, licząca ok 280 tys. osobników, wydaje się z punktu widzenia **środowisk rolniczych zbyt liczna**, a brak odstrzału doprowadziłby w bardzo krótkim czasie do niepokoju społecznych i protestów.

Rycina 4. Modelowanie stanu populacji dzika w zależności od różnego poziomu przyrostu zrealizowanego

Figure 4. Modeling the wild boar population size with different growth rates



Wnioski

1. Zmieniająca się struktura upraw rolnych, w szczególności wzrost udziału kukurydzy wpływa istotnie na stan populacji dzika w Polsce i poziom szkód wyrządzonych przez dziki w uprawach rolnych.
2. Zaprzestanie wykonywania polowania na dziki w warunkach polskich doprowadziłoby do klęskowych szkód w rolnictwie. Konsekwencją braku odstrzału dzików byłyby niepokoje społeczne i protesty.
3. Na dynamikę populacji dzika istotny wpływ mają warunki zimowe, baza żerowa i intensywność dokarmiania oraz struktura pozyskania.
4. Siłą napędową rozmiaru użytkowania populacji dzików jest przede wszystkim konieczność wypłacania odszkodowań za szkody w płodach i uprawach rolnych.
5. Za nadmierny przyrost populacji dzika odpowiada zaburzona struktura płci – ze znaczną przewagą samic zarówno dorosłych (loch) jak i przelatkowych. Jedyną grupą socjalną o wyrównanej proporcji płci są warchlaki. W celu skutecznego zarządzania populacją dzika należy doprowadzić do wyrównania struktury płci w populacji.
6. W pozyskaniu preferowane są sztuki możliwe do zagospodarowania w ramach „użytku własnego”.
7. W rejonach o nadmiernym zagęszczeniu dzika należy dokonać zmiany świadomości i mentalności myśliwych w zakresie odstrzału loch a także zlikwidować system kar za odstrzał loch oraz doprowadzić do optymalnej struktury płci w populacji – 50/50.

Piśmiennictwo:

- European Food Safety Authority (EFSA) Afrykański pomór świń 2015. EFSA Panel on Animal Health and Welfare (AHAW). Opinia naukowa z dnia 14 lipca 2015 r.
- European Food Safety Authority (EFSA) Afrykański pomór świń. 2014. Opinia naukowa z dnia 18 marca 2014 r.
- GUS, 2015, Leśnictwo, Zakład Wydawnictw Statystycznych, Warszawa
- GUS, 2015, Rolnictwo, Zakład Wydawnictw Statystycznych, Warszawa
- Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej w Warszawie – www.imgw.pl
- Limanówka D., Biernacik D., Czernecki B., Farat R., Filipiak J., Kasprowicz T., Pyrc R., Urban G., Wójcik R. 2012. Zmiany i zmienność klimatu od połowy XX w. [W:] . Wibig J., Jakusik E. (red.) Warunki klimatyczne i oceanograficzne w Polsce i na Bałtyku południowym. IMGW-PIB, Warszawa, 7–32.
- Nicpoń J., Nicpoń J., Hulewicz K. 2015. Wpływ mykotoksyn na behavior i rozród dzika. Zachodni Poradnik Łowiecki, 2:
- Pałubicki J., Grajewski J., Twarużek M., Błajet-Kosicka A., Kosicki R. 2014. Środowisko bytowania dzików, a zawartość zearalenonu i jego metabolitów w wybranych narządach, tkankach i płynach ustrojowych. Zarządzanie ochroną przyrody w lasach. VIII:188–197

- Popczyk B. 2012. Problemy handlu dziczyzną. [W:] Gwiazdowicz D. (red) Problemy współczesnego łowiectwa w Polsce. Poznań. 137–150.
- Beszterda P., Przybylski A. 2011. Rejony hodowlane – koncepcja i praktyka po 10 latach. *Annals of Warsaw University of Life Sciences – SGGW, Animal Science*, 50: 11–18.
- Rozporządzenie Ministra Rolnictwa i Rozwoju Wsi z dnia 19 lutego 2016 r. w sprawie zarządzenia odstrzału sanitarnego dzików (Dz.U.2016 poz. 229)
- Rozporządzenie Ministra Rolnictwa i Rozwoju Wsi z dnia 6 maja 2015 r. w sprawie środków podejmowanych w związku z wystąpieniem u dzików afrykańskiego pomoru świń (Dz.U. 2015 poz. 711)
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 13 listopada 2007 roku w sprawie rocznych planów łowieckich i wieloletnich łowieckich planów hodowlanych (Dz.U.2007 nr. 221 poz. 1646 z późn. zm)
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 16 marca 2005 roku w sprawie określenia okresów polowań na zwierzęta łowne (Dz.U. 2005 nr. 48 poz. 459 z późn. zm)
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 23 marca 2005 roku w sprawie szczegółowych warunków wykonywania polowania i znakowania tusz (Dz.U.2005 nr. 61 poz. 548 z późn. zm)
- Uchwała Naczelnej Rady Łowieckiej nr 14/2015 z dnia 15 grudnia 2015 roku w sprawie przyjęcia zasad selekcji populacyjnej i osobniczej zwierząt łownych w Polsce oraz zasad postępowania przy ocenie zgodności odstrzału
- Uchwała Naczelnej Rady Łowieckiej nr 36/2013 z dnia 25 kwietnia 2013 roku – dzik nowelizacja zasad selekcji osobniczej i populacyjnej.
- Ustawa z dnia 11 marca 2004 r. o ochronie zdrowia zwierząt oraz zwalczaniu chorób zakaźnych zwierząt (Dz. U. 2014 poz. 1539 z późn. zm.)
- Ustawa z dnia 13 października 1995 roku Prawo łowieckie (Dz. U. 2015 poz. 2168)
- Ustawa z dnia 21 sierpnia 1997 r. o ochronie zwierząt (Dz. U. 2013 poz. 856 z późn. zm.)
- Zawadzki A., Szuba-Trznadel A., Fuchs B. 2011 Skażenie zearalenonem ziarna kukurydzy pobieranego przez dziki (*Sus scrofa*) na terenie Gór Kaczawskich. *Zeszyty Naukowe Uniwersytetu Przyrodniczego we Wrocławiu – Biologia i Hodowla Zwierząt*, 63: 377–384

Streszczenie:

Praca opisuje funkcjonowanie populacji dzika w Polsce, zasady zarządzania oraz dalsze perspektywy zmian liczebności populacji w różnych regionach kraju. W artykule przedstawione są zagadnienia prawne, określające możliwości sterowania populacją dzika i regulowania jego liczebności, a także zakładane rozwiązania dotyczące planowanej struktury pozyskania i spodziewanych efektów przyrodniczych.

Populacja dzika w Polsce pierwszy raz od szeregu lat zmniejszyła swoją liczebność, obecnie krajowa populacja dzika liczy 264 tys. osobników. W łowieckim roku gospodarczym 2014/2015 populacja dzięki staraniom myśliwych zmniejszyła się o 7,1%. Analizując dane w dłuższym okresie (15 lat) zanotowano ponad dwukrotny wzrost liczebności populacji.

Na skuteczność zarządzania populacją dzika wpływ ma szereg czynników, wśród których można wyróżnić dwie główne grupy – czynniki przyrodnicze, takie jak: naturalna baza pokarmowa, rozrodczość, struktura populacji, klimat itp. oraz czynniki społeczno-etyczno-prawne, do których należy zaliczyć:

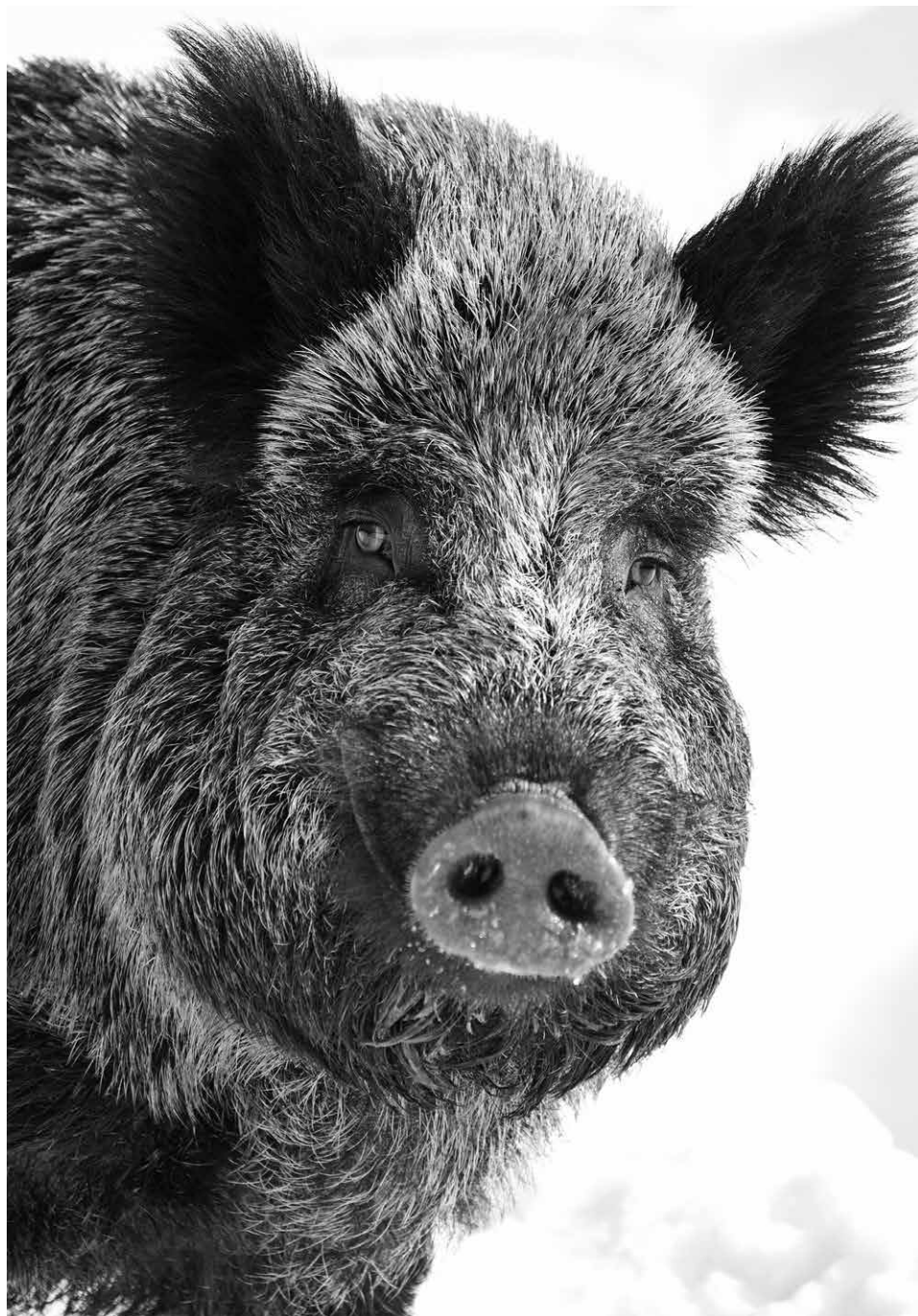
regulacje prawne, brak odstrzału loch, wysokość szkód w płodach i uprawach rolnych, sztuczne dokarmianie, niewykonywanie planów łowieckich.

Obecnie obowiązujące regulacje prawne (prawo powszechne i akty wewnątrzorganizacyjne) umożliwiają skuteczne sterowanie populacją dzika, jednakże z wielu powodów nie udaje się utrzymać populacji tego gatunku na stałym poziomie. Efektem błędów w zarządzaniu populacją jest przede wszystkim stały wzrost zagęszczenia dzików, wzrost kwoty wypłacanych odszkodowań za szkody w płodach i uprawach rolnych, zagrożenie bezpieczeństwa publicznego, czy też zagrożenia płynące z możliwości rozwoju chorób zakaźnych zwierząt.

Słowa kluczowe: dzik, *Sus scrofa*, zarządzanie populacją, zagrożenia, regulacje prawne.



Fot. Gregory A. Pozhvanov/Shutterstock.com





Fot. Thomas Hennig

Zarządzanie populacją wilka *Canis lupus* w Polsce

Henryk Okarma

Instytut Ochrony Przyrody Polska Akademia Nauk

Abstract: Management of the wolf *Canis lupus* population in Poland

The wolf is a protected species in Poland and its population range and numbers have recently increased considerably. The species causes serious conflicts with several interest groups, especially livestock owners and hunters. On the other hand, the wolf is a symbol of nature protection for city-dwellers. The future of the species depends on its social acceptance, mainly among countryside stakeholders groups. There is a need for a new strategy of species protection which would be based on ideas of sustainable development and active participation of key social groups. That is why in 2011 the „National strategy of the wolf protection” was elaborated which involves four major elements: proactive management of the species (monitoring of the species and advisory group of experts), zoning of wolf population management, limiting wolf damages to livestock, and decreasing of conflict with game management. Unfortunately, this document has not been seriously considered yet by the national nature conservation authorities.

Key words: *Canis lupus*, management of population, proactive conservation

Wstęp

Wilki mogą żyć praktycznie wszędzie na Półkuli Północnej i prawie wszędzie gdzie żyją, stanowią przedmiot debat i sporów. Powstało nawet nowe określenie „gatunkowe” tego drapieżnika: *Canis lupus politicus* (Fritts i in. 2003). Drapieżniki te odgrywają kluczową rolę w wielu ekosystemach i w większości ludzkich kultur są uznawane za stworzenia wyjątkowe, charyzmatyczne. Dlatego też tak silnie polaryzują opinię publiczną, w zależności od wartości etyczno-filozoficznych, poglądów i interesów ekonomicznych konkretnych grup społecznych.

W minionych dekadach, kiedy głównym celem ochrony wilka było wydobycie gatunku ze stanu zagrożenia, aby przekonać społeczeństwa do konieczności jego ochrony, w zależności od „marketingowych” potrzeb określano go jako gatunek: flagowy, osłonowy, zwornikowy, wskaźnikowy, chociaż wilk niekoniecznie zasługuje na jakiegokolwiek z tych określeń. Można ogólnie stwierdzić, że w ostatnich dziesięcioleciach zostały odwrócone negatywne trendy w ochronie wilka: uratowano wiele nielicznych lokalnych populacji a inne znajdują się w silnej ekspansji oraz pojawiło się wiele nowych populacji, a cały gatunek nie uznaje się już za zagrożony. Z drugiej strony spowodowało to, że w znacznej części społeczeństw w wielu krajach narasta wyidealizowane wyobrażenie wilka, oderwane od jego rzeczywistej natury. W rezultacie, przeszliśmy od jednej skrajności – zabijania wilków bez żadnych ograniczeń, do drugiej skrajności – ekstremalnej ochrony wilka (Mech i Boitani 2003b).

Tak więc wydaje się, że z sukcesem zakończył się pewien etap ochrony wilka. Obecnie potrzebna jest zupełnie nowa filozofia ochrony gatunku, która powinna bazować na mądrym wykorzystaniu współczesnych pozytywnych trendów w wielu populacjach wilków, a jednocześnie będzie odpowiadała na szybko pojawiające się nowe wzorce współegzystencji wilków i ludzi (Mech i Boitani 2003b). Nowa strategia ochrony wilka musi bazować na czterech fundamentalnych założeniach (Mech i Boitani 2003b):

1. Odrzucenie starego poglądu, że drapieżniki te są mieszkańcami dzikich obszarów i potrzebują ich, aby przetrwać.
2. Pełne zaakceptowanie tego, że wilki i ludzie powinni raczej integralnie współbytować na tym samym obszarze niż być na zawsze odseparowani przestrzennie (obszary chronione *vs* obszary zdominowane przez człowieka).
3. Konieczność zmiany określenia głównego celu ochrony: zamiast mierzyć sukces liczbą wilków należy go mierzyć areałem ich występowania.
4. Metody zarządzania wilkiem, jako gatunkiem, powinny być niezależne od zamożności społeczeństwa.

Należy sądzić, że w niedalekiej przyszłości najważniejszym problemem w ochronie wilka nie będzie już, jak dotychczas, odwracanie negatywnych trendów w lokalnych populacjach tych drapieżników, tylko zarządzanie ich odnawiającymi się

populacjami w skali regionalnej, ponad granicami państwowymi. Wymagać to będzie sięgnięcia po tak niepopularne wśród „głębokich ochroniarzy” narzędzia jak strefowanie, wycofywanie z listy gatunków chronionych i kontrola liczebności populacji. Całe światowe doświadczenia zebrane w ciągu ostatnich dziesięcioleci wskazują jednoznacznie, że nie ma jednak innej drogi (Mech i Boitani 2003b), aby zapewnić temu gatunkowi bezpieczny byt we współczesnym świecie zdominowanym przez człowieka.

Wydaje się, że największym problemem w ochronie wilka są obecnie fundamentaliści hołdujący skrajnie radykalnym poglądom na ochronę zwierząt, którzy jednak nie przyznają się do tego otwarcie, tylko nazywają to naukowo podbudowaną ochroną. Tymczasem zupełne przeciwstawianie się zabijaniu wilków w praktyce oznacza zaakceptowanie, że ostatecznie wszystkie te drapieżniki zostaną usunięte z obszarów konfliktowych, podczas gdy zgoda na pewną kontrolę liczebności wilków pozwoli żyć tym drapieżnikom na znacznie rozleglejszych terenach (Mech 1995). Koncepcja ta wymaga zasadniczej zmiany u tych, którzy uznają każdego wilka za symbol walki o ochronę przyrody lub zwierzę o specjalnych prawach wśród wszystkich innych zwierząt.

Czy ograniczanie liczebności wilków jest sprzeczne z ich ochroną?

Podstawą wszystkich współczesnych planów i strategii zarządzania wilkiem powinien być „Manifest ochrony wilka” (*Manifesto on wolf conservation*) przyjęty przez Grupę Specjalistów Wilka IUCN w 1973 r. i później kilkakrotnie przez nią uaktualniany stosownie do zmian w statusie gatunku, postaw społecznych i technik gospodarowania. Ustanowił on twarde naukowe wytyczne i warunki dla zarządzania populacjami tych drapieżników, także dotyczące możliwości ograniczania ich liczebności. Międzynarodowa Unia Ochrony Przyrody i Jej Zasobów (IUCN) przyjęła w 1980 r. Światową Strategię Ochrony (*World Conservation Strategy*) w celu zapewnienia zrównoważonego (trwałego) użytkowania gatunków i ekosystemów. Reguła zrównoważonego użytkowania została wprowadzona do biologii konserwatorskiej dlatego, gdyż klasyczne sposoby ochrony (parki narodowe, rezerваты) często zawodziły, nie chroniły skutecznie dzikich zwierząt, zwłaszcza w Afryce. Modele ochrony obejmujące ekonomiczne wykorzystanie zasobów przez lokalne społeczności przyniosły rzeczywiste korzyści ochronie wielu gatunków zwierząt w Afryce i Ameryce Południowej, a także utrzymaniu różnorodności biologicznej (Fritts i in. 2003).

Jednak takie podejście jest wyraźnie sprzeczne z dominującymi w krajach rozwiniętych postawami prośrodowiskowymi, gdzie użytkowanie zasobów odnawialnych, szczególnie dużych ssaków, jest uznawane za niekonieczne i niepożądane (Fritts i in. 2003). Postawy te są utwierdzane przez szereg organizacji ekologicznych, które twierdzą, że ochronie dzikich zwierząt najlepiej służy zmniejszenie lub zupełne

wyeliminowanie ich konsumpcyjnego wykorzystania. Gilbert (1995) podsumował to w ten sposób, że ludzie w miastach oceniają wilki z powodów „naturalistycznych” zakładając, że układy naturalne są lepsze od tych zarządzanych. Tymczasem ludzie w rejonach wiejskich patrzą na wilki z punktu widzenia „praktycznego”, gdyż traktują dzikie zwierzęta jako zasoby do wykorzystania, a kontrola liczebności drapieżników zmniejsza konkurencję o te zasoby.

Według „Manifestu ochrony wilka” (1973) ograniczanie liczebności wilków może stać w konflikcie z ich ochroną, ale tylko wtedy jeżeli kontrola liczebności trwa przed dłuższy okres, na masową skalę (bez ograniczeń) i nie jest uzasadniona biologicznie. Mech (1995) i Bangs i in. (1995) oraz wszystkie amerykańskie plany odbudowy populacji wilków uznawały, że pewna kontrola liczebności tych drapieżników jest konieczna, aby zapewnić równowagę i przez to uzyskać lokalne wsparcie dla rekolonizacji przez wilki większych obszarów. Podobnie, w Europie ponowne zasiedlenie kontynentu przez te drapieżniki może w końcowym rozrachunku zależeć od eliminacji migrujących osobników z gęsto zaludnionych obszarów rolniczych (Boitani 2000).

Należy wyraźnie stwierdzić, że racjonalne i prowadzone pod kontrolą pozyskanie łowieckie nie stoi w sprzeczności z zachowaniem żywotnych populacji wilków i ich ekspansji na nowe tereny. Wynika to z biologii wilków, które charakteryzują się zarówno wysoką reprodukcją jak i wysoką śmiertelnością obserwowaną również w populacjach, w których nie ma ingerencji człowieka (Mech i in. 1998). Wilki utrzymują stałą liczebność populacji nawet przy 35% śmiertelności całkowitej – naturalnej i spowodowanej przez człowieka (Mech i Boitani 2003a).

Large Carnivore Initiative for Europe (LCIE), grupa specjalistów Międzynarodowej Unii Ochrony Przyrody, w wytycznych dla planów zarządzania dużymi ssakami drapieżnymi na poziomie populacyjnym jednoznacznie stwierdziła: *„Zdajemy sobie sprawę, że pozyskanie łowieckie/kontrola letalna dużych ssaków drapieżnych może być kontrowersyjne, jednak LCIE wierzy, że może ono być zgodne z ich ochroną w wielu, ale oczywiście nie wszystkich regionach i sytuacjach. Jest bardzo ważne, żeby pamiętać, iż ochrona drapieżników nie koniecznie oznacza ich ścisłą ochronę”* (Linnell i in. 2008). Podobnie Mech (1995) stwierdził, że *„(...) liczebność wilków powinna być prawdopodobnie kontrolowana niemal wszędzie tam, gdzie ich populacja jest odtwarzana (...)”*. LCIE rekomenduje również kontrolę wilków w rejonach, gdzie osiągną one wysokie zagęszczenie *„W niektórych sytuacjach koegzystencja może być o wiele łatwiej osiągnięta, jeżeli populacje dużych drapieżników będą utrzymywane w niższych zagęszczeniach niż te, które dany obszar mógłby potencjalnie utrzymać”* (Linnell i in. 2008).

Koncepcja zarządzania populacją wilka w Polsce

W oparciu o wyżej krótko przedstawione współczesne poglądy na ochronę wilków wskazujące na kluczowy czynnik, którym jest akceptacja społeczna, przygotowana została w ramach projektu koordynowanego przez Szkołę Główną Gospodarstwa

Wiejskiego „Krajowa strategia ochrony wilka *Canis lupus* warunkująca trwałość populacji gatunku w Polsce” (Okarma i in. 2011). Główny cel „Strategii...” został określony jako zachowanie populacji wilków w obecnie zajmowanym przez nią areale występowania oraz stworzenie warunków do ekspansji na dotychczas niezasiedlone tereny leśne i zapewnienie ciągłości między subpopulacjami tych drapieżników.

Autorzy wyszli z założenia, że ochrona prawna wilka nie jest celem samym w sobie i nie może też być miarą efektywnej ochrony gatunku. Celem ochrony powinno być natomiast zachowanie żywotnej populacji wilków na danym obszarze lub zwiększenie areалу. Osiągać się to powinno przez działania o charakterze aktywnego zarządzania, które z jednej strony zapewnią prawidłowe funkcjonowanie lokalnych populacji tego drapieżnika, a z drugiej zapewnią akceptację i aktywne włączenie się w proces ochrony gatunku grup najbardziej zainteresowanych (myśliwych, hodowców, leśników i przyrodników). Jak najszersza akceptacja wilków przez lokalne społeczności na obszarach gdzie te drapieżniki bytują wydaje się kluczowa dla realizacji podstawowego celu ochrony.

„Strategia...” bazuje na czterech głównych elementach:

1. proaktywnym systemie zarządzania populacją wilków opartym o dwie główne składowe – krajowy system monitoringu gatunku oraz grupę ekspertów ds. zarządzania populacją
2. strefowym zróżnicowaniu zarządzania populacją opartym o wyznaczone pojemności poszczególnych kompleksów leśnych.
3. ograniczeniu wielkości szkód wśród zwierząt hodowlanych wyrządzanych przez wilki
4. zmniejszeniu konfliktu z gospodarką łowiecką.

System monitoringu gatunku

Wilki są objęte postanowieniami Dyrektywy Siedliskowej. Został umieszczony w załączniku II (gatunek wymagający wyznaczenia specjalnych obszarów ochrony) i załączniku IV (gatunek wymagający ochrony ścisłej), jest też uznany za gatunek priorytetowy. Polska populacja wilka została wymieniona w derogacji do załącznika IV, co oznacza, że nie musi być objęta ścisłą ochroną. Jednym z istotniejszych zobowiązań wynikających z Dyrektywy siedliskowej (art. 11) jest konieczność prowadzenia monitoringu m.in. gatunków i siedlisk z załączników I, II, IV i V, ich stanu zachowania oraz efektu prowadzonych działań ochronnych.

W ramach programu Państwowego Monitoringu Środowiska, zgodnie z Art. 112 Ustawy „O ochronie przyrody” z dnia 16 kwietnia 2004, prowadzony jest monitoring gatunków i siedlisk przyrodniczych ze szczególnym uwzględnieniem specjalnych obszarów ochrony siedlisk Natura 2000. Na potrzeby tego monitoringu opracowano system monitoringu gatunku, a właściwie to stanu jego siedliska (Jędrzejewski i in.

2010), tak skomplikowany, że nie ma praktycznie możliwości jego realizacji, chyba że przeznaczyc się na to bardzo duże nakłady finansowe.

Dlatego też w „Strategii...” przedstawiono ideę prostego i nie wymagającego nadmiernych kosztów monitoringu populacji wilków w Polsce, który powinien składać z dwóch zasadniczych elementów: (1) monitoringu zasięgu występowania i (2) monitoringu liczebności. Monitoring zasięgu opierałby się na rejestracji obecności wilków we wszystkich obwodach łowieckich w Polsce. Dzierżawca lub zarządca obwodu łowieckiego byłby zobowiązany do wykazywania obecności wilków lub ich braku (bez oceny ich liczebności i określania, czy są to osobniki osiadłe czy migrujące) w swoim obwodzie łowieckim. Informacje te mogłyby być wpisywane do zmodyfikowanego formularza rocznego planu łowieckiego, a następnie zestawiane przez Stację Badawczą PZŁ w Czempiniu. Analiza tych danych powinna być wykonywana przez grupę ekspertów ds. zarządzania populacją wilka, która każdego roku będzie opracowywała mapy występowania wilka oraz raport dla GDOŚ. Taki system monitoringu zasięgu występowania, oprócz prostoty i niewielkich kosztów, ma jeszcze jedną ważną zaletę. Mianowicie, obecność wilków jest rejestrowana w jednostkach powierzchni (obwody łowieckie – średnia powierzchnia obwodów łowieckich to 53,6 km²) mniejszych niż areał watahy wilczej (100–300 km²). Dzięki temu zwiększa się szansa wykrycia poszczególnych watah, ponieważ gdy jej obecność nie zostanie zauważona w jednym obwodzie, może być odnotowana w innych.

Monitoring liczebności wilków powinien być dokonywany w oparciu o genotypowanie osobników z materiału nieinwazyjnego (kału i moczu) zebranego w terenie. Techniczną stronę tego przedsięwzięcia wraz z propozycją skali przestrzennej i interwału czasowego winna opracować grupa ekspertów ds. zarządzania populacją wilka. Ocena liczebności populacji metodami genetycznymi jest jedyną bardziej kosztowną częścią proponowanego monitoringu gatunku. Koszty jej przeprowadzenia szacowane były na ok. 600 tys. zł, ale byłaby ona wykonywana nie co roku, tylko raz na 6 lat, co umożliwiłoby uzyskanie wiarygodnych danych do okresowych raportów składanych do Komisji Europejskiej

Grupa ekspertów ds. zarządzania populacją wilka

Nie wydaje się możliwe w obecnej sytuacji organizacyjnej i finansowej, aby organy odpowiedzialne za ochronę przyrody mogły własnymi siłami prowadzić aktywne zarządzanie populacją wilka w Polsce. Dlatego też powinna powstać grupa ekspertów, której zadaniem będzie koordynowanie przedsięwzięć dotyczących ochrony tego gatunku w skali kraju. W jej skład powinni wchodzić przedstawiciele instytucji naukowych, PGL Lasy Państwowe, Polskiego Związku Łowieckiego, związków hodowców i organizacji pozarządowych.

Do podstawowych obowiązków takiej grupy należałyby: (1) wdrożenie i nadzorowanie systemu monitoringu zasięgu i liczebności wilków w Polsce, (2) monito-

rowanie czasowo-przestrzennej dynamiki szkód wyrządzanych przez wilki wśród zwierząt gospodarskich, (3) opracowanie i nadzór nad realizacją regionalnych programów zarządzania lokalnymi populacjami wilków, (4) opracowanie i nadzór nad wdrażaniem programów mających na celu redukcję liczby szkód, (5) przedstawianie GDOŚ propozycji i wniosków dotyczących zarządzania populacją wilka celem podejmowania określonych decyzji administracyjnych, (6) rekomendacja zmian prawnych, jeśli takie będą konieczne, (7) koordynacja badań naukowych i wymiany informacji dotyczących wilków.

Grupa ekspertów ds. zarządzania populacją wilka powinna posiadać stosowne umocowanie oraz prerogatywy prawne, dzięki czemu będzie mogła otrzymywać od odpowiednich instytucji i jednostek (GDOŚ/rdoś, PGL LP, PZŁ) wszelkie informacje dotyczące wilków i skutków ich bytowania z obszaru całego kraju. Analiza zebranych informacji wraz z rekomendacjami będzie przedkładana GDOŚ w formie corocznego raportu. Grupa ekspertów powinna także służyć pomocą GDOŚ w przypadkach nagłych wymagających natychmiastowej reakcji.

Strefowe (regionalne) zróżnicowanie zarządzania populacją

Wilki zasiedlają obecnie w Polsce rozległy areał, a ich liczebność zdecydowanie przekracza 1000 osobników. Jednak sytuacje lokalnych populacji tych drapieżników są bardzo różne. Dotyczy to zarówno ich rozprzestrzenienia, liczebności i dynamiki, jak i odbioru społecznego. Generalnie można stwierdzić, że **na wschód od Wisły** populacje wilków w najważniejszych regionach ich występowania osiągnęły stan nasycenia. Są to: Karpaty i Pogórze Karpackie, Roztocze wraz z Lasami Janowskimi i Puszcą Solską, Puszcza Białowieska i Knyszyńska, Puszcza Augustowska i Kotlina Biebrzańska, Lasy Napiwodzko-Ramuckie i Puszcza Piska oraz Puszcza Romincka i Puszcza Borecka (przegląd w: Okarma 2015).

Na większości areału bytowania wilków na wschód od Wisły wśród myśliwych przeważa postawa tolerowania obecności wilków. Drapieżniki te występują tam „od zawsze”, a myśliwi nauczyli się „dzielić” z wilkami (oraz innymi dużymi drapieżnikami) populacjami ssaków kopytnych i pomimo pewnych strat ekonomicznych są w stanie to zaakceptować. Myśliwi na tych terenach często wyrażają pogląd o konieczności kontroli liczby wilków, co najczęściej oznacza chęć przywrócenia wilków na listę zwierząt łownych. Zaostrzenie się stanowisk skrajnych organizacji przyrodniczych, postulujących zmniejszenie pozyskania ssaków kopytnych w celu zapewniania bazy pokarmowej dla wilków powoduje, że opinie myśliwych stają się tam również bardziej radykalne. Utrzymanie generalnie korzystnego dla wilków odbioru społecznego w tej części kraju wymaga aktywnego zarządzania populacją tych drapieżników. Grupa ekspertów, na podstawie danych monitoringowych o zagęszczeniu wilków i dynamiki zajmowanego przez nie areału o konfliktach powodowanych przez te drapieżniki, powinna przedkładać GDOŚ kon-

kretnie rekomendacje dotyczące możliwości kontroli liczby wilków przez odstrzały w konkretnych regionach.

Na zachód od Wisły sytuacja wilków jest zupełnie inna, występują one tam w już dość licznych, ale rozproszonych lokalizacjach: w Puszczy Bydgoskiej, Borach Tucholskich, Lasach Wałeckich, Puszczy Noteckiej, w Borach Dolnośląskich i Puszczy Rzepińskiej (przeгляд w: Okarma 2015). Liczba wilków jest w tej części naszego kraju określana, jako niewielka, ale brak jest wiarygodnych ocen liczebności. Dlatego populacja wilka w zachodniej Polsce, wraz z wilkami bytującymi we wschodnich Niemczech została sklasyfikowana przez LCIE jako populacja krytycznie zagrożona (Linnell i in. 2008).

Myśliwi z tego obszaru Polski, gdzie wilki pojawiły się niedawno, nieraz po kilkudziesięciu latach przerwy, nie są przyzwyczajeni do uwzględniania tych drapieżników w prowadzeniu gospodarki łowieckiej. Straty ekonomiczne są dla nich bardziej widoczne i odczuwalne, a potrafią je dobrze określić porównując sytuację, kiedy nie było wilka, z sytuacją, kiedy on się pojawił. Z tych powodów ich opinie na temat wilków są często skrajnie negatywne.

Podwyższenie poziomu akceptacji społecznej dla wilków na tym obszarze Polski ma zasadnicze znaczenie dla dalszego rozwoju tutejszej populacji tych drapieżników, gdyż to właśnie bezpośrednia presja człowieka, a szczególnie kłusownictwo, decyduje tutaj o utrzymaniu się lub zaniku lokalnych subpopulacji wilka (Bereszyński i in. 2001). Na tym obszarze muszą też być prowadzone aktywne działania dotyczące wilków, jednak o innym charakterze niż na wschód od Wisły. Powinny obejmować edukację kluczowych grup społecznych (leśników, myśliwych i hodowców), monitoring stopnia izolacji oraz określenie wskaźników populacyjnych (liczby i zagęszczenia wilków) wystarczających do uznania stanu ochrony subpopulacji na wyodrębnionych obszarach za zadowalający. Docelowo, pozwoliłoby to również na wprowadzenie zasad aktywnego zarządzania populacją wilków, podobnie jak na wschód od Wisły.

Sposób zarządzania dla danego obszaru czy grupy obszarów powinien także uwzględniać sytuację populacyjną i prawną wilka w krajach sąsiadujących z tym obszarem (populacje transgraniczne). Ponadto, przy ustalaniu docelowych zagęszczeń wilków na poszczególnych obszarach ich występowania musi być uwzględniony poziom szkód w lasach oraz uprawach i płodach rolnych, powodowany przez ssaki kopytne będące podstawą pokarmu wilków. Grupa ekspertów będzie także musiała opracować dla GDOŚ rekomendacje dotyczące sposobu postępowania w sytuacjach, kiedy wilki zasiedlają niewielkie, izolowane kompleksy leśne, często usytuowane w mozaice polno-leśnej. W miejscach takich można oczekiwać dużych szkód wśród zwierząt hodowlanych, a więc i wysokiego poziomu społecznych emocji i nietolerancji w stosunku do tych drapieżników (Jędrzejewski i Bereszyński 2004).

Ograniczenie wielkości szkód wśród zwierząt hodowlanych

Za szkody wyrządzone przez wilki wśród zwierząt hodowlanych odpowiada obecnie Skarb Państwa. Generalnie, system wypłaty odszkodowań funkcjonuje dobrze, jednak powinno się go zestandaryzować we wszystkich województwach oraz uzupełnić o system monitoringu szkód i programy wspomagające hodowców w zabezpieczaniu stad przed atakami wilków.

Monitoring szkód powinien obejmować zbieranie, przez pracowników wydelegowanych do ewaluacji szkód przez poszczególne rdoś, informacji dotyczącej szkód w zestandaryzowanej formie. Informacje powinny zawierać podstawowe dane dotyczące miejsca (lokalizacja GPS), daty, pory dnia, liczby zabitych zwierząt, etc. Informacje powinny być na bieżąco wprowadzane do komputerowej bazy danych. Ze względu na znaczne koszty zabezpieczeń i rosnące koszty wypłaty odszkodowań powinno się wdrożyć program wspomagania hodowców w tej dziedzinie. Program taki powinien składać się z trzech elementów (1) dofinansowania kosztów ogrodzeń stałych, (2) zorganizowania dystrybucji i wspomagania finansowania zakupu ogrodzeń elektrycznych (3) stworzenia ośrodka hodowli i szkolenia psów pasterskich (owczarków podhalańskich) oraz nieodpłatnej dystrybucji takich psów wśród hodowców.

Zadania aktywnego przeciwdziałania szkodom, wymienione w Ustawie o ochronie przyrody przejęły i prowadzą obecnie rdoś, ale ograniczone środki finansowe, które posiadają w swoich budżetach pozwalają w większości jedynie na wypłaty odszkodowań, a brakuje ich na działania o charakterze proaktywnym. Hodowcy, którzy otrzymaliby wsparcie finansowe na pokrycie kosztów zakupu lub zbudowania środków ochrony inwentarza byłoby odpowiedzialni za ich właściwe zastosowanie. Komisja oceniająca szkody powinna określić, czy hodowca, który otrzymał taką pomoc finansową wykorzystał ją w prawidłowy sposób i zwierzęta były odpowiednio zabezpieczone. Jeżeli tak, to odszkodowanie zostanie wypłacone, a jeżeli nie – to poszkodowany nie otrzyma rekompensaty.

Zmniejszenie konfliktu z gospodarką łowiecką

Fundamentalnym źródłem konfliktu między wilkami a myśliwymi w Polsce jest aktualnie obowiązujący system prawny, w którym podmioty prowadzące gospodarkę łowiecką ponoszą straty powodowane przez drapieżniki i są żywotnie zainteresowane ich eliminacją lub w najlepszym przypadku redukcją, a jednocześnie są jedyną siłą zdolną wpływać na to, co się dzieje z wilkami w terenie (Okarma i in. 2011).

Wydaje się, że jedynym racjonalnym rozwiązaniem w naszym kraju, które z jednej strony minimalizuje konflikty a z drugiej nie szkodzi przedmiotowi ochrony, jest rekompensowanie strat ekonomicznych i innych ograniczeń ponoszonych przez podmioty prowadzące gospodarkę łowiecką z tytułu obecności wilka poprzez jego

ograniczone i rozważne użytkowanie. W naszym kraju są już dziś miejsca, w których zagęszczenie wilków jest optymalne lub wyższe od optymalnego, choć są też obszary, w których wilk mógłby bytować, a nie ma go tam lub dopiero się pojawia. Całkowicie uzasadnione jest więc strefowe zróżnicowanie sposobu gospodarowania poszczególnymi populacjami wilka (Okarma i in. 2011). Strefowe zarządzanie populacją wilków jest rozwiązaniem zalecanym w najważniejszych opracowaniach dotyczących sposobu postępowania a tym gatunkiem (Mech 1995; Boitani 2000; Linnell i in. 2008).

Myśliwy, który dokonałby odstrzału wilka powinien mieć prawo do trofeum, oczywiście, z uwzględnieniem obowiązujących regulacji prawnych, a dzierżawcy lub zarządcy obwodów łowieckich – do sprzedaży odstrzału na wilka. Takie rozwiązanie w istotny sposób zwiększyłoby akceptację dla wilka wśród myśliwych, zarówno na terenach, gdzie istnieją od lat stabilne populacje tego gatunku, jak i na terenach świeżo zasiedlanych lub nadających się do zasiedlenia, gdzie wilków jeszcze w ogóle nie ma. Dodatkowo rozwiązanie takie przyczyniłoby się do ograniczenia kłusownictwa, gdyż myśliwi byłiby żywotnie zainteresowani wyeliminowaniem nielegalnego zabijania wilków (Brewczyński 2013).

Wydaje się, że przeciwdziałanie ujemnym skutkom pozamerytorycznych prób ograniczenia lub wstrzymania gospodarki łowieckiej ze względu na ochronę wilków jest dużo prostsze niż zrekompensowanie strat ekonomicznych. W rzeczywistości jednak jest to trudniejsze, gdyż dochodzą tutaj do głosu emocje i wartościowania. Tak jak dla myśliwych problem związany z próbami ograniczenia wykonywania polowania w rejonach występowania wilka jest dużo bardziej istotny i drażliwy niż straty spowodowane przez obecność tych drapieżników, tak dla pewnych środowisk „ochroniarskich” przyznanie, że racjonalna gospodarka łowiecka nie stanowi zagrożenia dla funkcjonowania populacji wilka jest nie do zaakceptowania (Brewczyński 2013).

Stwierdzone w trakcie sezonu łowieckiego ubytki naturalne winny być odnotowywane w rocznych planach łowieckich, ale nie powinny być zaliczane do realizacji planu pozyskania. Drugim problemem wymagającym rozwiązania to normy zagęszczeń docelowych jeleni, saren i dzików przyjęte w wieloletnich łowieckich planach hodowlanych. Wielkości te były ustalone w oparciu o błędne rozpoznanie liczebności ssaków kopytnych. Często rzeczywiste zagęszczenia przekraczają górne progi zagęszczeń dopuszczalnych (optymalnych, docelowych) dla danych obszarów (Okarma, dane niepublikowane). Nie znaczy to, że zwierzyny jest za dużo, tylko że docelowe zagęszczenia zostały źle określone. Normy te mają, niestety, istotne znaczenia dla leśników prowadzących gospodarkę łowiecką. Według obowiązującego prawa, są oni zobowiązani do utrzymywania zagęszczeń zwierzyny na poziomie nieprzekraczającym zagęszczeń docelowych (nawet jeśli nie ma szkód, to zagęszczenia wyższe od docelowych stwarzają warunki do ich powstania, więc wydawane są zalecenia redukcji stanów zwierzyny). Wobec tego nadleśniczowie i dyrektorzy regio-

nalnych dyrekcji Lasów Państwowych zatwierdzający roczne plany łowieckie pilnie przestrzegają, aby zatwierdzać plany pozyskania na poziomie gwarantującym nieprzekraczanie ustalonych zagęszczeń docelowych. To zmusza dzierżawców i zarządców obwodów do zaniżania stanów zwierzyny. To zaś z kolei stwarza u środowisk zajmujących się ochroną wilka wrażenie (w oparciu o wyznaczone doświadczalnie zapotrzebowanie pokarmowe), że jest za mało jeleni i saren dla zaspokojenia potrzeb pokarmowych wilka (Okarma i in. 2011, Brewczyński 2013).

Podsumowanie

W minionych dekadach z sukcesem zakończył się pewien etap ochrony wilka: uratowano wiele nielicznych lokalnych populacji, pojawiło się wiele nowych, a jeszcze inne znajdują się w silnej ekspansji. Obecnie cały gatunek nie uznaje się już za zagrożony (Mech i Boitani 2010), a największym wyzwaniem staje się wypracowanie nowych wzorców współegzystencji wilków i ludzi (Mech i Boitani 2003b).

W oparciu o sugerowane współczesne elementy nowej strategii ochrony gatunku (Mech i Boitani 2003b) została opracowana „Krajowa strategia ochrony wilka *Canis lupus* warunkująca trwałość populacji gatunku w Polsce” (Okarma i in. 2011). Zdiagnozowała ona najważniejsze przyczyny konfliktu między człowiekiem i wilkiem w Polsce, wskazała słabości obecnego systemu i zaproponowała konkretne drogi wyjścia z niedobrej sytuacji, w jakiej się obecnie znajdujemy. Niestety, sugerowane rozwiązania nie zostały przyjęte a nawet poważnie przedyskutowane, natomiast padły oskarżenia, że uwzględniają one jedynie interesy lobby łowieckiego. Wydaje się, że propozycje wskazujące w przyszłości możliwość regulacji populacji wilka w naszym kraju (po spełnieniu rygorystycznych warunków) celem zwiększenia jego akceptacji społecznej i zapewnienia trwałych podstaw jego ochrony są zbyt rewolucyjne dla decydentów, którzy pod presją organizacji pozarządowych boją się odejść od dogmatu ścisłej ochrony w kierunku racjonalnego zarządzania gatunkiem.

Piśmienictwo

- Bangs E.E., Fritts S.H., Harms D.R., Seip D.R. 1995. Control of endangered gray wolves in Montana. [W:] Carbyn L.N. i in. (eds). Ecology and conservation of wolves in a changing world. Canadian Circumpolar Institute, Edmonton: 127–134.
- Bereszyński A., Kala B., Więckowski J. 2001. Występowanie wilka (*Canis lupus* Linnaeus, 1758) w Polsce Zachodniej. Roczniki Akademii Rolniczej w Poznaniu 344, Zootechnika, 53: 3–24.
- Boitani L. 2000. Action Plan for the European Wolves. Council of Europe, Nature and Environment 113: 1–86.
- Brewczyński P. 2013. Ochrona wilka a gospodarka łowiecka w Polsce – konflikt nieunikniony? Chrońmy Przyrodę Ojczyzną, 69: 204–220.

- Fritts S.H., Stephenson R.O., Hayes R.D., Boitani L. 2003. Wolves and humans. [W:] Mech L.D., Boitani L. (eds.). *Wolves: behavior, ecology and conservation*. The University of Chicago Press, Chicago, USA: 289–316.
- Gilbert F.K. 1995. Historical perspectives on wolf management in North America with special reference to humane treatments in capture methods. [W:] Carbyn L.N. i in. (eds.). *Ecology and conservation of wolves in a changing world*. Canadian Circumpolar Institute, Edmonton: 13–17.
- Jędrzejewski W. i in. 2010. Wilk *Canis lupus*. W: Makomaska-Juchiewicz M. (red.). *Monitoring gatunków zwierząt. Przewodnik metodyczny. Część I. GIOŚ, Warszawa*: 297–318.
- Jędrzejewski W., Bereszyński A. 2004. Wilk *Canis lupus*. [W:] Adamski P. i in. (red.). *Gatunki zwierząt (z wyjątkiem ptaków). Poradniki siedlisk i gatunków Natura 2000 – podręcznik metodyczny*. Ministerstwo Środowiska, Warszawa. T. 6: 386–394.
- Linnell J.D.C., Salvatori V., Boitani L. 2008. Guidelines for population level management plans for large carnivores in Europe. A Large Carnivore Initiative for Europe report prepared for the European Commission (contract 070501/2005/424162/MAR/B2).
- Mech L.D. 1995. The challenge and opportunity of recovering wolf populations. *Conservation Biology* 9: 270–278.
- Mech L.D., Adams L.G., Meier T.J., Burch J.W., Dale B.W. 1998. *The wolves of Denali*. University of Minnesota Press, Minneapolis: 1–227.
- Mech L.D., Boitani L. (IUCN SSC Wolf Specialist Group) 2010. *Canis lupus*. [W:] IUCN 2013. *IUCN Red List of Threatened Species*. Version 2013.1. (www.iucnredlist.org).
- Mech L.D., Boitani L. 2003a. *Wolf Social Ecology*. [W:] Mech L.D., Boitani L. (eds.). *Wolves: behavior, ecology and conservation*. The University of Chicago Press, Chicago, USA: 341–344.
- Mech L.D., Boitani L. 2003b. *Conclusions*. [W:] Mech L.D., Boitani L. (eds.). *Wolves: behavior, ecology and conservation*. The University of Chicago Press, Chicago, USA: 1–34.
- Okarma H. 2015. *Wilk*. Wydawnictwo H₂O, Kraków: 1–304.
- Okarma H., Gula R., Brewczyński P. 2011. *Krajowa strategia ochrony wilka *Canis lupus* warunkująca trwałość populacji gatunku w Polsce*. SGGW, Warszawa, niepublikowany manuskrypt.

Streszczenie:

Wilk jest gatunkiem chronionym w Polsce, a jego zasięg występowania oraz liczebność wykazują silne tendencje wzrostowe w ostatnich latach. W naszym kraju, podobnie jak praktycznie wszędzie gdzie występują, drapieżniki silnie polaryzują opinię publiczną, stanowią przedmiot debat i sporów. Wilki wchodzą w konflikt z hodowcami oraz myśliwymi, a jednocześnie stanowią wręcz symbol ochrony przyrody dla mieszkańców miast. Przyszłość gatunku zależy od jego akceptacji społecznej, szczególnie wśród grup społecznych związanych ze środowiskiem wiejskim.

Światowe autorytety zajmujące się biologią i ochroną tego gatunku podkreślają konieczność nowej strategii jego ochrony, koncentrującej się już nie na wysiłkach wydobycia go ze stanu zagrożenia, gdyż ten etap został zakończony z sukcesem, tylko na wypracowaniu zasad współzystencji ludzi

i wilków w warunkach zrównoważonego rozwoju. Wymaga to zastosowania tak niepopularnych wśród niektórych środowisk narzędzi jak strefowanie zarządzania, wycofywanie z listy gatunków chronionych i kontrola liczebności populacji. Całe światowe doświadczenia zebrane w ciągu ostatnich dziesięcioleci wskazują jednoznacznie, że nie ma jednak innej drogi, aby zapewnić temu gatunkowi bezpieczny byt we współczesnym świecie zdominowanym przez człowieka.

Dlatego też w 2011 roku została opracowana „Krajowa strategia ochrony wilka *Canis lupus* warunkująca trwałość populacji gatunku w Polsce” (Okarma i in. 2011). Główny jej cel został określony jako zachowanie populacji wilków w obecnie zajmowanym przez nią areale występowania oraz stworzenie warunków do ekspansji na dotychczas nieziasiedlone tereny leśne i zapewnienie ciągłości między subpopulacjami tych drapieżników. Autorzy wyszli z założenia, że ochrona prawna wilka nie jest celem samym w sobie i nie może też być miarą efektywnej ochrony gatunku. Celem ochrony powinno być natomiast zachowanie żywej populacji wilków na danym obszarze lub zwiększenie arealu. Osiągać się to powinno przez działania o charakterze aktywnego zarządzania, które z jednej strony zapewnią prawidłowe funkcjonowanie lokalnych populacji tego drapieżnika, a z drugiej zapewnią akceptację i aktywne włączenie się w proces ochrony gatunku grup najbardziej zainteresowanych (myśliwych, hodowców, leśników i przyrodników). Jak najszersza akceptacja wilków przez lokalne społeczności na obszarach gdzie te drapieżniki bytują wydaje się kluczowa dla realizacji podstawowego celu ochrony.

„Strategia...” bazuje na czterech głównych elementach:

- proaktywnym systemie zarządzania populacją wilków opartym o dwie główne składowe - krajowy system monitoringu gatunku oraz grupę ekspertów ds. zarządzania populacją
- strefowym zróżnicowaniu zarządzania populacją opartym o wyznaczone pojemności poszczególnych kompleksów leśnych.
- ograniczeniu wielkości szkód wśród zwierząt hodowlanych wyrządzanych przez wilki
- zmniejszeniu konfliktu z gospodarką łowiecką.

Sugerowane rozwiązania nie zostały nawet poważnie przedyskutowane, gdyż propozycje wskazujące w przyszłości możliwość regulacji populacji wilka w naszym kraju (po spełnieniu rygorystycznych warunków) celem zwiększenia jego akceptacji społecznej i zapewnienia trwałych podstaw jego ochrony są zbyt rewolucyjne dla decydentów, którzy pod presją organizacji pozarządowych boją się odejść od dogmatu ścisłej ochrony w kierunku racjonalnego zarządzania gatunkiem.

Słowa kluczowe: wilk, zarządzanie populacją, aktywna ochrona



Fot. Bildagentur Zoonar GmbH/Shutterstock.com

Zarządzanie populacją bobra europejskiego *Castor fiber*

Zygmunt Gizejewski¹, Jan Goździewski²

¹ Stacja Badawcza Instytutu Rozrodu Zwierząt i Badań Żywności PAN w Popielnie

² Zarząd Okręgowy Polskiego Związku Łowieckiego w Suwałkach

Abstract: Management of the European beaver *Castor fiber* population

The beaver (*Castor fiber*) is the largest rodent of Eurasia belonging to the family Castoridae. After World War II, beavers were rare all over the Europe, and in Poland small populations remained in its north-eastern part, supported by natural migrations from Lithuania and Belarus. Reintroductions of beavers were conducted under the framework of the "Active Protection of Beaver Program" by the Research Station of the Polish Academy of Sciences at Popielno and the Polish Hunting Association, between 1976–1986 and 1988–2003. Beavers were reintroduced to other parts of the country either from natural sites of the Suwałki region, or from the beaver farm in Popielno. Active restoration and protection programs, together with the biological flexibility of the species, contributed to an increase of beaver populations. Currently, the estimated beaver population in Poland counts about 55.000 individuals with largest numbers still in northeastern Poland, followed by the Podkarpacie province in south-east, and Warta and Noteć rivers basin. As a species, the beaver is protected by Polish and international law. Restoration of the population was so effective that its status was changed from full to partial protection. Relatively high number of present population and damages caused by beavers will require to develop a new strategy of population management. Besides damages in agriculture and forestry, beavers positively affect natural environment in a number of ways. Therefore it is very important to monitor this population to maintain a balance between the beaver population size, habitats' quality, and human needs.

Key words: Beaver, *Castor fiber*, reintroduction, damages in agriculture and forestry

Wstęp

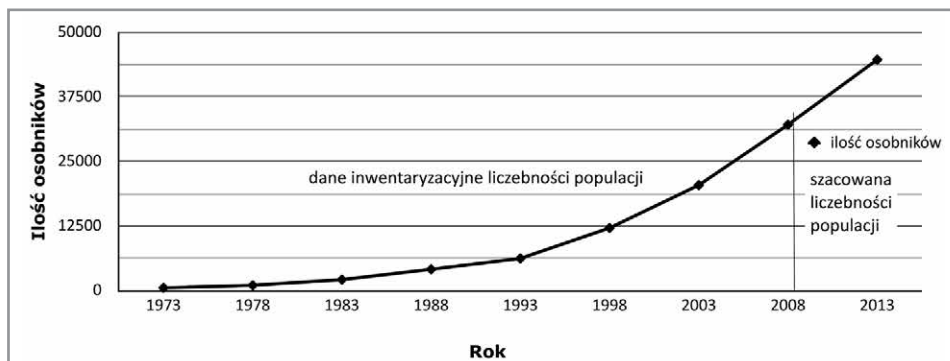
Bobry są monogamicznymi, roślinożernymi gryzoniemi kolonizującymi różnorodnie środowiska wodno-łądowe. Cechuje je wysoka zdolność adaptacyjna i niezwykła elastyczność biologiczna, pozwalająca na przetrwanie w środowisku wodno-łądowym. Zarówno monogamia, jak i osiadły tryb życia, spowodowały rozwinięcie się terytorializmu, polegającego na zajmowaniu przez grupy rodzinne wybranych siedlisk, które dostosowują do własnych potrzeb. Bobra, jak na przedstawiciela gryzoni, cechuje stosunkowo wolny rozród; jeden miot w roku liczący od jednego do pięciu młodych oraz opuszczanie rodzinnego żeremia najczęściej przez trzecią generację dojrzałą płciowo (Dzięciołowski, Goździewski 2011; Czech 2014; Goździewski 2014) powoduje, że wzrost populacji jest niewielki, ale stabilny i stały. Z tych powodów zmiany liczebności bobra w środowisku naturalnym wydają się niewielkie, a powiększająca się populacja jest zauważalna w przedziałach czasowych pięcio- lub dziesięcioletnich.

Stan obecny bobra w Polsce

Obszar występowania gatunku *Castor fiber* w części europejskiej jest zróżnicowany, przy czym w Polsce największe jego skupiska znajdują się w części północno-wschodniej. Według szacunków Goździewskiego i Savelieva na początku XX w. cała populacja bobra europejskiego w Europie i Azji liczyła około 624 tysięcy osobników (Goździewski 2014). Od trzech ostatnich dekad, liczebność bobra w Polsce systematycznie wzrasta i według przeprowadzonych inwentaryzacji w 1998 r. jego populacja liczyła 12 tys. sztuk, w 2009 r. 35 tys., natomiast obecnie wynosi ok. 55 tys. sztuk (Dzięciołowski 1999; Dzięciołowski, Goździewski 2011, GUS 2015) (Ryc. 1). Najwyższe zagęszczenie bobrów dotyczy Polski północno-wschodniej, Podkarpacia i Wielkopolski (Ryc. 2).

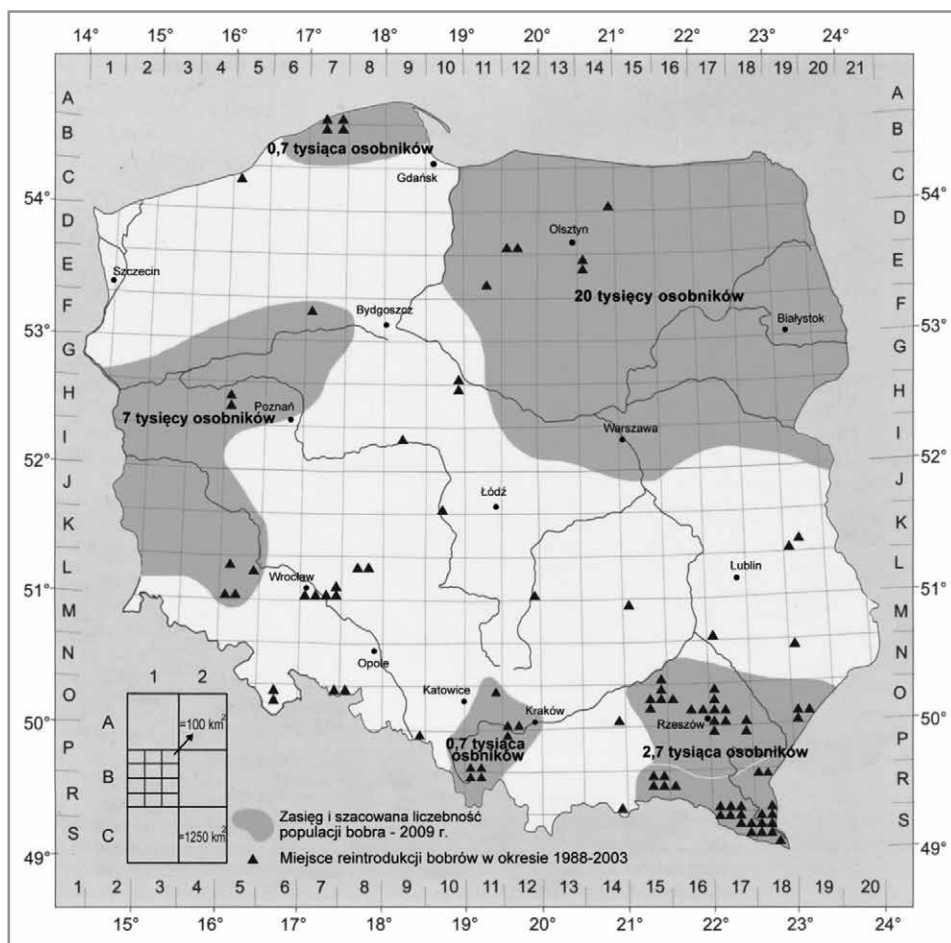
Rycina 1. Liczebność populacji bobra europejskiego w Polsce w latach 1973–2014

Figure 1. Census of the European beaver population in Poland in years 1973–2014



Rycina 2. Aktualny zasięg występowania populacji bobra europejskiego

Figure 2. Present distribution of the European beaver population



Jak podaje GUS (2015), liczebność bobrów w Polsce wykazuje stałą tendencję wzrostową od 24,4 tys. w 2000 r.; 68,9 tys. w 2010 r., a w 2014 r. wynosiła 100,2 tys. osobników. Najwyższe ich liczebności stwierdza się w woj. podlaskim (15 tys.), podkarpackim (11,6 tys.), warmińsko-mazurskim (10,5 tys.), a najniższe w pomorskim (1,7 tys.), dolnośląskim (1,1 tys.) i opolskim (400 szt.). Dane te są znacznie wyższe niż szacunki stanu populacji według Goździewskiego (2014), stąd istnieje pilna potrzeba przeprowadzenia właściwej inwentaryzacji oraz późniejszego monitoringu populacji.

Powodów wzrostu liczebności bobra, poza jego ochroną, wzrostem świadomości społecznej, brakiem typowych naturalnych wrogów, należy się dopatrywać również w spadku zainteresowania wyrobami futrzarskimi oraz dobrej bazie żerowej. Interesujące jest, że aktualnie odnotowuje się dość częste przypadki ataków wilków, któ-

rych ofiarą stają się całe rodziny bobrowe. Takie przypadki odnotowano w Bieszczadach, Puszczy Augustowskiej, Boreckiej, Rominckiej czy w Puszczy Piskiej. Według niektórych opinii, populacja bobrów starzeje się i tempo jej wzrostu ulega spowolnieniu, co może być również skutkiem dużego zagęszczenia bobrów. To ostatnie sprawia, że w niektórych rejonach zaczynają występować zjawiska charakterystyczne dla populacji przegęszczonych tj. wzrost konkurencji o terytorium i związane z tym intensywniejsze migracje. W konsekwencji prowadzi to do walk o arealy rodzinne i powoduje zwiększenie śmiertelności. Przy licznych kontaktach międzyosobniczych zwiększa się również śmiertelność, spowodowana intensywniejszą transmisją pasożytów, co powoduje osłabienie osobników i ich padnięcia. Biorąc jednak pod uwagę stały wzrost liczebny bobra, wymienione mechanizmy mają charakter lokalny i nie wpływają znacząco na obniżenie tempa wzrostu populacji w skali kraju.

Wpływ bobra europejskiego na środowisko naturalne

Spośród zwierząt wolnożyjących, bóbr europejski wywiera zdecydowanie największy wpływ na środowisko, w którym bytuje. Przyjmując za faktyczną ich obecną liczebność 100,2 tys. osobników, należy mieć na uwadze, że populacje innych gatunków łownych, takich jak; jeleń szlachetny (213,5 tys.), sarna (867 tys.), czy dzik (264 tys.), pomimo wyższych liczebności nie powodują tylu szkód co bobry. Według GUS (2015) wysokość odszkodowań za szkody bobrowe w 2014 r wyniosła 16,97 mln zł i była wyższa niż szkody wyrządzone przez wilka – 861 tys. zł.

Pozycja i znaczenie bobra w naturze było kształtowane przez tysiące lat, przyczyniając się do wyważonej synchronizacji wielu ważnych procesów siedliskowych. W efekcie podnoszenia poziomu wód powierzchniowych i spowolnienia ich przepływu, zmieniają warunki fizykochemiczne gruntu, wpływając na dynamikę naturalizacji znacznego przyległego obszaru.

Zarówno jedna tama, jak i ich szereg, budowanych przez bobry na stosunkowo krótkim odcinku cieku, przypomina ideę techniczną budowy biologicznej oczyszczalni ścieków. Generalnie, oczyszczalnie takie posiadają segmenty pełniące określone etapy oczyszczania mechanicznego oraz oczyszczania biologicznego. Identyczne funkcje pełnią konstrukcje budowane przez bobry, gdzie tama bobrowa zbudowana z gałęzi, resztek roślinnych i uszczelniona ziemią i mułem oczyszcza poprzez filtrowanie i sedymentację z zanieczyszczeń cząstkowych, napowietrzając przy tym przepływającą wodę. Drugim segmentem jest część biologiczna z mikroorganizmami doprowadzającymi do wytrącenia się zanieczyszczeń w postaci osadu. Rolę tę spełniają płytkie, ciepłe zbiorniki zalewowe, ze sprzyjającymi warunkami dla rozwoju mikroorganizmów, aktywnych chemicznie zarówno w warunkach tlenowych jak i beztlenowych, neutralizujących związki azotu, fosforu, a także wiążąc agresywne zanieczyszczenia cywilizacyjne, zawierające często niebezpieczne dla zdrowia metale ciężkie, jak arsen, kadm i ołów. W segmencie tym panują bardzo

dobre warunki dla rozwoju roślin wodnych i bagiennych (hydrobotanicznych). Należą do nich rośliny pływające – rzęsa wodna, pistia rozetkowa oraz rośliny zakorzenione – trzcina, wywłócznik, tatarak, turzyca brzegowa, pałka wodna, manna mielec, kosaciec żółty i wiele innych. W konsekwencji, bobry przyczyniają się do poprawienia jakości wód powierzchniowych i gruntowych.

Tworzone dzięki działalności bobrów specyficzne rozlewiska, tworzą warunki dla egzystencji wielu gatunków zwierząt. W Polsce ścisłą ochroną jest objęte 319 gatunków, z których wiele jest związanych ze środowiskiem wodno-bagiennym. Poza ptakami brodzącymi, rybami, gadami, mięczakami, skorupiakami, jest to środowisko wielu gatunków owadów. Do przykładowych gatunków ściśle chronionych należą m. in. bączek, ślepowron, strzebla błotna, żółw błotny, minóg rzeczny, pijawka szczękowa, błotniarka otułka, skorupiak obunogi, pływak szerokobrzeżek, a także 3 z 13 gatunków węzek. W środowisku zalewowym, utworzonym przez bobry, zostają odtworzone brakujące ogniwa łańcucha pokarmowego, tworząc biotop charakterystyczny dla dobrze funkcjonujących ekosystemów. Pojawienie się bobrów na określonym terenie może oznaczać renaturalizację siedlisk i przywrócenie pierwotnego ich stanu. Powstanie w konsekwencji nowego, naturalnego środowiska wokół cieków wodnych, wraz z nowymi gatunkami roślin wodno-bagiennych, stwarza atrakcyjny rejon gniazdowania i egzystencji ptaków związanych ze zróżnicowanym środowiskiem podmokłym. Taki teren jest atrakcyjny również dla bociana czarnego, żurawia i zimorodka, co obserwowano w Wigierskim i Biebrzańskim Parku Narodowym.

Biorąc pod uwagę wymienione powyżej aspekty wpływu bobra na środowisko, pomimo iż takich badań jest niewiele, bóbr może swoją działalnością wpływać na czynniki determinujące tworzenie się stref mikroklimatycznych. Jest oczywiste, iż nad rozlewiskami tworzą się chociażby mgły wynikające ze zwiększonej powierzchni parowania wody, które wespół z synergicznymi oddziaływaniami innych czynników mogą mieć wpływ na łagodzenie skutków ocieplania się klimatu, zwłaszcza w rejonach o dużym zagęszczeniu populacji.

Mając na uwadze małą retencję w lasach trzeba pamiętać, że jej podstawową rolę poza małą retencją jest zmiana uwilgotnienia siedlisk i podniesienia poziomu wody gruntowej na większych obszarach. W osiągnięciu tego celu większą rolę odgrywa łączna powierzchnia zalewów nawet płytkich, niż większa objętość wody zgromadzona w rozlewisku. Potrzeba odbudowy retencji powierzchniowej i gruntowej stała się szczególnie widoczna w ostatnim, suchym dziesięcioleciu, kiedy to przy małych opadach, braku śniegu w okresie zimowym, doszło do znacznego obniżenia się poziomu wód. Z tego powodu, problem zwiększania retencji jest coraz częściej zauważany, doceniany i podnoszony przez administrację leśną i naukowców (Tyszka 1997).

Wyrazem takich działań jest zarządzenie Generalnego Dyrektora Lasów Państwowych (DGLP 1999), które wskazuje na potrzebę podjęcia kroków zmierzających do ograniczania procesów degradacji stosunków wodnych w lasach, poprzez;

- zachowanie w stanie zbliżonym do naturalnego i odtwarzanie śródleśnych zbiorników i cieków wodnych, co jest warunkiem witalności ekosystemów leśnych i skuteczności ochrony przeciwpożarowej lasu,
- zachowanie w dolinach rzek lasów łągowych, olsów i innych naturalnych formacji przyrodniczych jako ostoi rzadkich gatunków roślin i zwierząt oraz regulatorów wilgotności siedlisk i klimatu naturalnego (mikroklimatu),
- zachowanie w stanie nienaruszonym śródleśnych nieużytków jak np. bagna, trzęsawiska, moczary, torfowiska, remizy, wrzosowiska wraz z ich florą i fauną, w celu ochrony pełnej różnorodności przyrodniczej jako użytków ekologicznych.

Negatywne znaczenie bobrów

Ze względu na brak naturalnych wrogów (poza wilkiem i rysiem) oraz brak regulacji liczebnościowej bobrów, mają one też negatywne oddziaływania na środowisko, wyrażone nadmiernymi podtopieniami i ilością zgryzanych drzew i krzewów, zarówno w drzewostanach leśnych, zadrzewieniach, sadach i parkach. Działanie takie jednak jest osłabiane terytorializmem poszczególnych rodzin oraz aktywnością w bliskiej odległości od cieków wodnych, co powoduje rozproszenie szkód na dłuższych odcinkach cieków lub obszarów zalewowych. Niewątpliwie negatywnym jest oddziaływanie na środowisko, kiedy nory bobrowe osłabiają wały przeciwpowodziowe powodując ich rozmycie. Takie szkody były obserwowane na podczas wielkich powodzi w 1997 r i 2010 r na Wiśle i Odrze. Do podobnych szkód dochodziło na groblach stawów rybnych. Innym niekorzystnym działaniem bobrów jest zatykanie przepustów drogowych na potokach, strumieniach i urządzeniach hydrotechnicznych i melioracyjnych.

Ograniczenie naturalnych rejonów występowania zwierząt wolno-żyjących zmuszają je do „zbliżania się” do aglomeracji ludzkich. Takie tendencje obserwuje się w przypadku bobrów oraz niektórych gatunków ptaków, rudych lisów, dzików. Bobry mogą się przyczyniać do przenoszenia chorób na zwierzęta domowe i człowieka (Demiaszkiewicz i in. 2014; Sroka i in. 2015). Jest to jeden z ważniejszych negatywnych oddziaływań, który jest w trakcie badań. Skutki bliskiego przebywania w rejonie zwierząt domowych (człowieka), stwarzają możliwości transferu pasożytów (chorób), na które same nie chorują, lub ich skutki dla nich są marginalne. Taka sytuacja może być przyczyną wielu nieznanych interakcji, które mogą mieć związek z bezpieczeństwem zdrowotnym.

Przepisy prawne dotyczące ochrony gatunkowej

Bóbr europejski jako gatunek jest objęty częściową ochroną na mocy ustawy z dnia 16 kwietnia 2004 roku o ochronie przyrody (ustawa MŚ 2004) i rozporządzenia MŚ z dnia 7 października 2014 roku (rozporządzenie MŚ 2014). Ponadto prawny status

gatunku reguluje także prawo międzynarodowe; Konwencja Waszyngtońska, Konwencja Berneńska oraz Dyrektywa Siedliskowa RE nr 92/43/EWG z dn. 21 maja 1992 r. Szczegółowe zasady ochrony sformułowane w rozporządzeniu zakazują zabijania bobrów, niszczenia siedlisk, nor i tam, płoszenia, preparowania, handlu ich wyrobami, odłowu żywych bobrów itp.

Zezwolenie na odstępstwo od wymienionych zakazów jest w gestii Regionalnej Dyrekcji Ochrony Środowiska, zgodnie z art. 56 ustawy o ochronie przyrody. Art. 126 ust. 4 i 5 tej ustawy regulują zasady współdziałania gospodarstw rolnych i leśnych z RDOŚ w sprawach konfliktowych oraz ich zapobiegania. Za szkody wyrządzone przez bobry odpowiada Skarb Państwa.

Minimalizacja konfliktów wywoływanych działalnością bobrów

Istnieje szereg metod minimalizowania oddziaływania bobra na środowisko i bolesne często sąsiedztwo w bliskim kontakcie z siedzibami ludzkimi. Z powodu niezwykłego uporu tych gryzoni, metody te wiążą się ze znacznymi nakładami finansowymi. W podtopieniach, poza dbaniem o rowy melioracyjne, ważne jest utrzymanie drożnych przepustów pod drogami, liniami kolejowymi, które są często blokowane. W tym celu stosuje się różnego typu zabezpieczenia kratą metalową o znacznej średnicy oczek, które w formie koszy, odkosów, uniemożliwiają zatkanie otworu. W podobny sposób zabezpiecza się wloty rur montowanych w tamach, pozwalające na kontrolowaną regulację przepływu wody na terenach zalewanych. Ze względu na skutki działalności bobrów w wałach przeciwpowodziowych, groblach, stawach rybnych, nasypach drogowych i kolejowych, konieczne jest stosowanie różnego typu zabezpieczeń od siatek i krat zabezpieczających po różnego rodzaju palisady wkopane w ziemię na odpowiednią głębokość. W ochronie cennych pojedynczych drzew dobre skutki przynosi ich osłona folią lub siatką plastikową na wysokość jednego metra. W bliskiej odległości płotów posesji od potoków, strumieni i rowów dobry skutek przynosi pastuch elektryczny stosowany w hodowli zwierząt domowych.

Przegląd rysunków, schematów zabezpieczeń przed szkodami bobrowymi podaje A. Czech: <http://www.bobry.pl/docs/bobr-budowniczy-i-inzynier.pdf> (Czech 2014).

Rekomendacje w zakresie postępowania z populacją bobra europejskiego

W 2014 roku oszacowano wpływ bobra na środowisko naturalne i gospodarkę w obrębie LKP „Lasy Mazurskie” (Giżejowski 2014). Opracowanie to może stanowić praktyczny model do wyciągnięcia wniosków dotyczących koegzystencji bobra w środowisku leśnym. Teren analizy obejmował 5 Nadleśnictw; Maskulińskie, Pisz, Spychowo, Strzałowo, Mragowo i Stację Badawczą PAN w Popielnie o łącznej

powierzchni 118 233 ha. Odnotowano łącznie; 344 ha podtopień oraz 42 ha zgryzień, które stanowią, odpowiednio; 0,29 % oraz 0,04 % całkowitego areалу.

Największe ilości bobrów stwierdzono w Nadleśnictwach Pisz i Maskulińskie – po 505 sztuk, natomiast mniejsze w Nadleśnictwie Spychowo – 231, Strzałowo – 167, Mrągowo – 48 i najmniej w Stacji Badawczej PAN w Popielnie – 33 sztuki. Łącznie na terenie LKP stan bobrów oszacowano na ok. 1,5 tys. sztuk. Biorąc pod uwagę wielkość strat w LKP „Lasy Mazurskie” z powodu podtopień i zgryzień, wydają się one być marginalne w działalności gospodarczej poszczególnych nadleśnictw, które rekompensowane są zwiększoną retencją wody i bioróżnorodnością oraz uatrakcyjnieniem środowiska. Wśród technik zmniejszających stopień podtopień stosowane było montowanie rur w tamach. Wśród Nadleśnictw LKP, rozwiązanie to stosowane jedynie w Nadleśnictwie Spychowo. Można sądzić, że udrożnienie nie czyszczonych rowów melioracyjnych, od czasów II Wojny Światowej zmniejszyłoby areal podtopień, bez wpływu na ilość i aktywność bobrów.

W trakcie prowadzonych oszacowań i kontaktów z osobami odpowiedzialnymi za informację dotyczącą bobrów w poszczególnych Nadleśnictwach, zauważalny jest coraz bardziej pozytywny stosunek do tego gatunku. Bóbr staje się trwałym składnikiem tych ekosystemów leśnych, istotnym elementem odbudowy małej retencji i wzrostu bioróżnorodności.

Przedstawione dane liczebności bobrów na terenie kraju wymagają korekt opartych o rzetelną inwentaryzację stanowisk bobrowych. Ocena taka powinna uwzględniać zasięg występowania i stopień zagęszczenia gatunku dla określonego regionu. Uzupełnieniem tej oceny powinny być oszacowania wielkości szkód i ich charakterystyka, które wykazałyby aktywność i funkcjonowanie danej populacji. W ten sposób przeprowadzona inwentaryzacja pozwoli na wyciągnięcie wniosków, czy populacja jest przegęszczona, co ułatwi podjęcie decyzji o ewentualnej redukcji, a także wskaże na sposoby łagodzenia skutków wyrządzonych szkód. Konieczne jest również podjęcie badań naukowych w zakresie biologii i ekologii gatunku, których celem byłoby określenie wpływu bobra na różnego rodzaju siedliska, co ułatwiłoby kontrolę jego liczebności na poziomie równowagi: bóbr/środowisko naturalne/człowiek.

Piśmiennictwo

- Czech A. 2014. <http://www.bobry.pl/docs/bobr-budowniczy-i-inzynier.pdf>, dostępny: marzec 2014.
- Demiaszkiewicz, A.W., Lachowicz, J., Kuligowska, I., Pyziel, A.M., Bełżecki, G., Miltko, R., Kowalik, B., Gogola, W. and Z. Giżejowski, 2014. Endoparasites of the European beaver (*Castor fiber*) in North-Eastern Poland. Bulletin of the Veterinary Institute in Pulawy, 58: 223–227.
- DGLP – Zarządzenie Nr 11A z 11 maja 1999 r. w sprawie doskonalenia gospodarki leśnej na podstawach ekologicznych wraz z wytycznymi prowadzenia gospodarki leśnej.

- Dzięciołowski R., 1999. Reintrodukcja bobrów w Polsce – historia sukcesu. *Agricola*. SGGW Warszawa. Supplement, 40: 9–11.
- Dzięciołowski R., Goździewski J., 2011. Bóbr *Castor fiber*. [W:] Łowiectwo. Wydawnictwo Łowiec Polski, Warszawa, tom I: 328–332.
- Giżejowski Z., 2014. Wpływ bobra europejskiego na środowisko naturalne i gospodarkę na obszarze Leśnego Kompleksu Promocyjnego Lasy Mazurskie. Urząd Marszałkowski w Olsztynie, 1–14.
- Goździewski J. 2014. Aktywna ochrona bobra europejskiego w Polsce. <http://www.forum-podlaskie.pl/pdf/JanGozdziewskiAktywnaochronabobraeuropejskiegowPolsce.pdf>, dostępny: marzec 2014.
- GUS 2015. www.stat.gov.pl
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dn. 7 października 2014 roku, Dz.U. 2013 r. poz. 627, z późn. zm.
- Sroka J, Giżejowski Z, Wojcik-Fatała A, Stojcki K, Bilka-Zajac E, Dutkiewicz J, Cencek T, Karamon J, Zajac V, Kusyk P, Dąbrowska J. and M. Kochanowski, 2015. Potential role of beavers (*Castor fiber*) in contamination of water in Masurian Lake District (north-east Poland) with protozoan parasites *Cryptosporidium* spp. and *Giardia duodenalis*. *Bulletin of the Veterinary Institute in Pulawy*, 59: 219–228.
- Tyska J. 1997. Retencja wodna w lasach. Wydawnictwo Świat, Warszawa, nr 87, 1–20.
- Ustawa z dnia 16 kwietnia 2004 r. o ochronie przyrody. Dz.U. z 2009 roku Nr 151, poz. 1220.
- Willson L., 1971. Observations and experiments on the ethology of the European beaver (*Castor fiber* L.). *Viltrevy*, 8, 3.
- Żurowski W., 1977. Rozmnażanie się bobrów europejskich w warunkach fermowych. PAN, Instytut Genetyki i Hodowli Zwierząt, Rozprawy habilitacyjne, nr 7.

Streszczenie:

Bóbr (*Castor fiber*) jest największym gryzoniem Euroazji należącym do rodziny Castoridae. W okresie powojennym bóbr był zwierzęciem rzadkim w całej Europie, a na terenie Polski nieliczne jego skupiska pozostały na terenie północno-wschodnim, wspomagane migrującymi bobrami z Litwy i Białorusi. Dzięki „Programowi aktywnej ochrony bobrów”, realizowanemu przez Stację Badawczą PAN w Popielnie oraz Polski Związek Łowiecki w latach 1976–1986 i 1988–2003 prowadzono reintrodukcję bobrów z Suwalszczyzny oraz fermy bobrów w Popielnie w inne rejony kraju. Program ten i biologiczna elastyczność bobra zapoczątkowały dynamiczny wzrost populacji tego gatunku w Polsce. Obecny stan ilościowy bobra, według inwentaryzacji i krzywych trendu, ocenia się na około 55 tys. sztuk, przy czym najwięcej bobrów stwierdza się w części północno-wschodniej, na Podkarpaciu oraz w dorzeczu Warty i Noteci. Bóbr jako gatunek jest prawnie chroniony szeregiem ustaw i międzynarodowych konwencji, co również przyczyniło się do wzrostu jego populacji, a ten spowodował zmianę statusu na częściowo chroniony. Stosunkowo wysoka obecna liczebność bobra oraz szkody wyrządzane przez ten gatunek, wymaga wypracowania skutecznej w praktyce strategii gospodarowania wielkością populacji. Gatunek ten ma też szereg pozytywnych oddziaływań na środowisko, z tego powodu jest ważne ustalenie równowagi pomiędzy jego liczebnością, stanem środowiska, a interesem człowieka.

Słowa kluczowe: bóbr, *Castor fiber*, reintrodukcja, szkody w gospodarce rolnej i leśnej



Fot. Janusz Sochacki

Zarządzanie populacją żubra *Bison bonasus*

Kajetan Perzanowski

Muzeum i Instytut Zoologii PAN

Wydział Biotechnologii i Nauk o Środowisku, Katolicki Uniwersytet Lubelski

Abstract: Population management of wisent *Bison bonasus*

The success of wisent restitution, followed by continuously growing world population of this species, has brought new challenges connected with its further conservation and management. Consequences of an increase of wisent numbers, and extension of their home ranges are: an intensification of conflicts with agriculture and forestry, traffic accidents, and necessity for securing considerable funds for the maintenance of breeding centres, monitoring, veterinary care, winter feeding etc. Nevertheless the species' status remains as strictly protected and still vulnerable. Main goals for further conservation of the species, are: the maintenance of its genetic diversity, mitigation of herds' isolation, prevention the spread of infectious diseases, habitat protection within its home ranges, and protection against negative anthropogenic factors. To reduce the effect of still relatively low species' numbers, it is recommended to treat as metapopulation, possibly large sets of animals e.g. all individuals within the region or a country. This would allow to conduct long-term programs for individuals' exchange, prevent the loss of genetic diversity, and introduce optimal management plans including population monitoring, disease prevention, habitat protection, and facilitation of ecological connectivity among herds. Suggested is the establishment of a coordination centre that could supervise those issues at country (region) level, and stable, regular funding based upon state budget. Discussed are also possibilities for supplemental funding outsourced from eco-tourism, and partial commercialisation of excess animals (surplus bulls, old, impaired or excessively aggressive individuals). Concluded is the necessity for the further meticulous management of wisent populations, because of a scarcity of suitable habitats in contemporary Europe, and the constant threat for species' existence resulting from its extremely low genetic diversity.

Key words: *Bison bonasus*, wisent, metapopulation, proactive population management

Wstęp

W Polsce, według stanu podawanego w Księdze Rodowodowej Żubrów, na koniec roku 2015 żyło 1566 żubrów, w tym ok. 1347 osobników w stanie wolnym. Oznacza to, że nasz kraj posiada ponad 25% wszystkich obecnie żyjących żubrów, a więc zdecydowanie największą na świecie populację tego gatunku (Raczyński 2016).

Część żubrów utrzymywanych jest w kilku ośrodkach hodowlanych: Białowieża, Puszczyna, Niepołomice, Smardzewice, Gołuchów, Muczne, w których przebywa zwykle od kilkunastu do ponad 40 żubrów. Są one także utrzymywane w mniejszych ośrodkach, ogrodach zoologicznych i zagrodach pokazowych, mających łącznie około 90 zwierząt. W stanie wolnym żubry żyją w Puszczy Białowieskiej (ok. 580 – największa populacja żubra na świecie), Puszczy Boreckiej (ok. 110), Knyszyńskiej (ok. 130), w rejonie Mirosławca i Drawska w województwie zachodniopomorskim (ok. 180) oraz w Bieszczadach (ok. 340) (<http://www.szm.waw.pl/zubrow-jest-coraz-wiecej/>) (Tab. 1).

Tabela 1. Stan liczebny żubrów w polskich hodowlach na koniec 2015 roku (źródło danych: Księga Rodowodowa Żubrów)

Table 1. The number of wisents in Polish herds on the end of year 2015 (source: European Bison Pedigree Book)

Nazwa hodowli Name of herd	Liczebność Number	M.F
Hodowle zamknięte Captive breeding centers		
Bałtów	8	4.4
Białowieża	28	6.22
Białystok	2	1.1
Bydgoszcz	3	1.2
Człuchów	3	1.2
Gdańsk-Oliwa	10	2.8
Gołuchów	11	5.6
Jabłonowo	5	0.5
Karolew	4	4.0
Kiermusy	6	3.3
Łódź	3	1.2
Międzyzdroje	7	3.4
Muczne (LC)*	12	5.7

Niepołomice	27	11.16
Poznań	2	0.2
Pszczyna	43	12.31
Pszczyna Park	8	3.5
Smardzewice	7	3.4
Strzelinko	4	1.3
Sycowice	7	3.4
Toruń	1	0.1
Ustroń	4	3.1
Warszawa	6	3.3
Wrocław	4	2.2
Żednia	4	0.4
Stada wolne		
Free living herds		
BIESZCZADY (LC)*	344	
PUSZCZA BIAŁOWIESKA	578	258.320
PUSZCZA BORECKA	107	57.50
PUSZCZA KNYSZYŃSKA	134	61.73
STADO ZACHODNIOPOMORSKIE	184	
Razem	1566	
Together		

* (LC) – osobniki należące do linii nizinno-kaukaskiej (animals from Lowland-Caucasian line)

Krajowa populacja wykazuje stały, dość równomierny przyrost, obserwowane jest także stopniowe powiększanie się powierzchni arealu poszczególnych stad wolnościowych i rejestrowane są kolejne przypadki długodystansowych wędrówek, zwłaszcza byków. Związane jest to z rosnącym problemem szkód w uprawach rolnych, stopniowo pojawiającym się zjawiskiem uszkodzeń drzewostanów, a także coraz częstszymi zdarzeniami w postaci kolizji komunikacyjnych. Hodowle zamknięte, ze względu na dobrostan zwierząt nie mogą utrzymywać żubrów w zbyt wysokim zagęszczeniu. Z drugiej strony, w ciągu ostatnich kilkunastu lat mieliśmy do czynienia z dwoma przypadkami wystąpienia epidemii gruźlicy w stadach wolnościowych, które skończyły się eliminacją wszystkich zwierząt. Analogiczna sytuacja miała miejsce w jednym z ośrodków hodowlanych. Pojawia się coraz więcej kontrowersji dotyczących dotychczasowego systemu regulacji liczebności poszczególnych populacji. Jednocześnie brak jest przejrzystego i stabilnego systemu finansowania kosztów związanych z utrzymaniem tego gatunku. Coraz bardziej pilne staje się

więc uregulowanie szeregu kwestii związanych z systemem ochrony i zarządzania krajową populacją żubra. Niestety, „Strategia ochrony żubra w Polsce” sformułowana w roku 2007, nie została jak dotąd wdrożona (Ministerstwo Środowiska 2007, Krasińska i in. 2014).

Uwarunkowania dla działań na rzecz ochrony i zarządzania populacją żubra

Prawne ramy ochrony i zarządzania gatunkiem

Pomimo spektakularnych efektów restytucji żubra pozostaje on:

- gatunkiem zagrożonym (kategoria VU wg. Czerwonej Listy IUCN),
- jest wpisany do III Załącznika Konwencji Berneńskiej, co sprawia że zarządzanie tym gatunkiem powinno być prowadzone w sposób nie zagrażający trwałości populacji,
- jest gatunkiem priorytetowym wymienionym w Dyrektywie Siedliskowej EU (92/43/EWG), z czego dla krajów członkowskich Unii Europejskiej wynika szczególnie obowiązek działań na rzecz ochrony tego gatunku,
- w Polsce, aktualnie żubr podlega ochronie gatunkowej ścisłej, na podstawie rozporządzenia Ministra Środowiska z 28.09.2004.
- Wymienione uwarunkowania prawne stwarzają więc ogólne ramy dla działań w kierunku ochrony i zarządzania populacją żubra i wyznaczają ich główne priorytety:
 - szczególna dbałość o ochronę (ściłą) gatunku,
 - utrzymanie trwałości jego populacji.

Główne zagrożenia dla utrzymania trwałości populacji i zapewnienia żubrowi ścisłej ochrony

Generalnie, podstawowym zagrożeniem dla trwałości gatunku, jest jego wyjątkowo niska zmienność genetyczna i stałe zagrożenie efektami inbrodu. Dodatkowym czynnikiem pogłębiającym ten problem jest izolacja, czasem wieloletnia, poszczególnych stad lub grup hodowlanych. W wielu wypadkach, poziom zmienności genetycznej w obrębie takich izolowanych od wielu lat ugrupowań jest wyraźnie niższy niż średnia dla populacji światowej. Taka trwała niekiedy izolacja, wynika w przypadku stad wolnościowych ze znacznej fragmentacji siedlisk odpowiednich dla bytowania żubrów, a oddzielonych od siebie różnymi barierami pochodzenia antropogenicznego. Fragmentacja taka może się pogłębiać wskutek rozmaitych procesów prowadzących do degradacji siedlisk, zmniejszania się powierzchni dogodnych płatów siedliskowych, lub zaniku funkcjonalnych korytarzy migracyjnych. Nasilająca się antropopresja w obrębie areałów stad związana z niepokojeniem czy płożeniem, zwiększa wydatki

energetyczne i podnosi u zwierząt poziom stresu, co z kolei negatywnie wpływa na kondycję, tempo rozrodu, przeżywalność. Bezpośrednim skutkiem wysokiej antropopresji może być podwyższona śmiertelność związana np. z wypadkami komunikacyjnymi lub kłusownictwem.

W hodowli, długotrwała izolacja poszczególnych ugrupowań, związana jest najczęściej z wysokimi kosztami przemieszczeń żubrów, a do niedawna także z wysokimi kosztami badań genetycznych.

Głównymi celami działań na rzecz ochrony i zarządzania populacją żubra są więc:

- przeciwdziałanie/spowalnianie tempa utraty genetycznej,
- łagodzenie izolacji poszczególnych populacji/stad,
- ciągły monitoring stanu zdrowotnego i przeciwdziałanie szerzeniu się chorób zakaźnych,
- ochrona siedlisk w areałach populacji,
- zapewnienie ochrony przed niekorzystnymi czynnikami antropogenicznymi.

Poszczególne kierunki działań na rzecz ochrony i zarządzania populacją żubra

Ochrona zmienności genetycznej

U gatunku tak nielicznego (tylko ponad 5 tys. osobników na całym świecie) i o tak zawężonej puli genetycznej (tylko 12 przodków założycieli), stopniowa utrata zmienności genetycznej jest nieuchronna. Można jednak jej tempo spowalniać, przeciwdziałać rosnącej dominacji udziału w puli genowej genotypów dwojga członków założycieli (Planta, Plebejer), a także nie dopuszczać do utraty rzadkich genotypów poprzez planowe kojarzenie.

Narzędziami do osiągnięcia tego celu są:

- monitoring genetyczny poszczególnych stad w oparciu o dane rodowodowe (Księga Rodowodowa) oraz analizy DNA,
- zasilenie poszczególnych stad osobnikami wyselekcjonowanymi genetycznie.

Przeciwdziałanie izolacji poszczególnych stad/grup hodowlanych

Optymalnym sposobem postępowania, jest traktowanie wszystkich żubrów (tak w hodowli zamkniętej jak i w stadach wolnościowych) na terenie np. całego kraju lub regionu jako metapopulacji, w obrębie której następuje wymiana genów.

W wypadku niektórych stad wolnościowych, możliwym jest zapewnienie ich naturalnej łączności poprzez utworzenie lub utrzymanie funkcjonalnych korytarzy ekologicznych pomiędzy areałami sąsiadujących stad. Proces taki powinien być monitorowany, ażeby możliwą była ocena – czy tempo naturalnej wymiany osobników jest wystarczające dla podtrzymania poziomu zmienności

genetycznej. Zazwyczaj jednak, albo areały poszczególnych populacji żubrów są zbyt od siebie oddalone lub też przebiegają pomiędzy nimi efektywne bariery migracyjne. W większości wypadków niezbędna jest więc jednak planowa, okresowa wymiana osobników oparta na znajomości ich genotypu. Rekomendowaną metodą, jest wsiedlanie młodych byków, dokonywane w przedziałach czasowych co 3–5 lat.

Zarządzanie w ten sposób (jako metapopulacją) żubrami np. na terenie całego kraju lub regionu, sprzyja również realizacji celu spowalniania utraty zmienności genetycznej w poszczególnych stadach.

Przeciwdziałanie zagrożeniom epidemiologicznym

Oprócz klasycznych działań zapobiegawczych jak przemieszczanie osobników tylko po odpowiednich badaniach, zapobieganie kontaktom ze zwierzętami gospodarskimi, przestrzeganie higieny czy dezynfekcje, najważniejszym elementem skutecznego przeciwdziałania rozprzestrzenianiu się chorób zakaźnych jak gruźlica, pryszczycza, choroba błękitnego języka czy inwazji pasożytniczych, jest wczesne wykrycie zagrożenia. Wymaga to ciągłego monitoringu tak stad wolnych jak i hodowli, polegającego na rutynowej obserwacji, pobieraniu prób wydzielin, tkanek, a nawet okresowemu pozyskiwaniu pewnej liczby zwierząt do szczegółowych badań *post mortem* np. oceny narządów wewnętrznych.

W wypadku stwierdzenia zagrożenia epidemiologicznego, najważniejsza jest szybka izolacja danego stada/grupy hodowlanej i w razie braku możliwości zastosowania skutecznej terapii – całkowita eliminacja takiego ugrupowania. Teren na którym wystąpiło zagrożenie epidemiologiczne, po dezynfekcji powinien podlegać kwarantannie, na czas określony przez właściwego lekarza weterynarii.

Tworzenie nowych stad

Z uwagi na zagrożenia epidemiologiczne, na które ten gatunek jest szczególnie wrażliwy, celowym jest dążenie do tworzenia możliwie dużej liczby stad, które nie pozostając w bezpośrednim kontakcie, nie byłyby zagrożone transmisją choroby w razie jej wystąpienia w jednym z ugrupowań.

Ugrupowania takie tworzone być mogą w formie hodowli zamkniętych lub pół-wolnych, albo też stad wolnościowych, reintrodukowanych w kompleksach leśnych o składzie gatunkowym, strukturze i powierzchni, odpowiednich dla utrzymania stad żubrów liczącego co najmniej 20–30 osobników (najczęstsza liczebność stabilnego ugrupowania wolnościowego).

Ochrona warunków bytowania

Zapewnienie właściwych warunków bytowych dla żubrów w stadach hodowlanych obejmuje: przeznaczenie na ten cel odpowiedniego ogrodzonego areału w zależności od liczebności grupy, posiadającego odpowiednie pokrycie terenu (roślinność

pastwiskową i wysoką), ze stałym dostępem do wody i odpowiednim ilościowo i jakościowo zaopatrzeniem w karmę.

Natomiast areale stad wolnościowych powinny posiadać wielkość adekwatną do planowanej docelowej liczebności grupy, obejmować niepofragmentowane płaty siedliskowe zapewniające naturalny pokarm i pokrycie osłonowe w ciągu całego roku, a także być wolnymi od niekorzystnych wpływów antropogenicznych jak: kłusownictwo, płoszenie i niepokojenie, możliwość kolizji drogowych, czy transmisja chorób odzwierzęcych.

Efekty ochrony dla dynamiki liczebności populacji i wielkości arealu

Paradoksalnie, sukces odniesiony w restytucji gatunku, skutkuje obecnie szeregiem problemów, wynikających z rosnącej liczebności stad wolnościowych i grup utrzymywanych w ośrodkach hodowlanych. W warunkach dobrostanu, populacje żubrów zwiększają swoją liczebność w tempie rzędu kilkunastu procent rocznie. Praktycznie w przypadku wszystkich ugrupowań utrzymywanych w niewoli mamy do czynienia z problemem zagospodarowania tzw. nadliczbowych zwierząt. Ich pozostawanie w stadzie zagraża przeekspluatowaniem szaty roślinnej w zagrodach, zwiększa niebezpieczeństwo transmisji chorób zakaźnych oraz niewspółmiernie podnosi koszty utrzymania ośrodków hodowlanych. Szczególny problem stanowią nadliczbowe samce, które nie mogą być utrzymywane razem w grupie po osiągnięciu dojrzałości płciowej.

W stadach wolnościowych, przyrost liczebności populacji przekraczający pojemność ekologiczną jej arealu, rzadko co prawda negatywnie wpływa na stan naturalnej bazy pokarmowej, może być jednak przyczyną powstawania szkód w drzewostanach. Rosnąca populacja stopniowo powiększa swój areal, niejednokrotnie wkraczając na tereny użytkowane rolniczo lub zamieszkałe, co powoduje konflikty z lokalną ludnością i stwarza możliwość kolizji komunikacyjnych.

Stosowane dotychczas próby przeciwdziałania poszerzaniu arealu przez stada żubrów, zapobieżenia wędrówkom samotnych byków, czy ograniczania szkód w uprawach rolnych, polegające na różnych formach dokarmiania, były jak dotąd rzadko skuteczne, a zawsze kosztowne. Skutkują one zresztą często lokalnie nadmierną koncentracją żubrów, co zwiększa zagrożenie epizootyczne, a także zaburza naturalne wzorce rozmieszczenia przestrzennego i sezonowych przemieszczeń u tego gatunku.

Zarządzanie populacją żubra

Ze względu na skrajnie ograniczoną pulę genetyczną i niską liczebność gatunku pożądanym jest, aby możliwie duże zbiory osobników, czy to w grupach utrzy-

mywanych w niewoli czy żyjących w stadach wolnościowych w obrębie danego regionu lub kraju, traktować jako metapopulacje. Dałoby to możliwość zaplanowania i skoordynowania działań w kierunku ochrony i zarządzania odpowiednio dużą liczbą żubrów, spełniającą kryteria żywotnej populacji. Podstawą do takich działań powinny być długoletnie plany, opracowywane z perspektywą co najmniej 10 lat, np. w formie strategii lokalnej lub krajowej.

W skali europejskiej, niezwykle ważnym i pomocnym dla stworzenia możliwości koordynacji działań ochronnych i zarządzania populacjami żubrów, byłoby ujednoczenie dla tego gatunku jego formalnego statusu, przynajmniej we wszystkich krajach EU.

Na szczeblu krajowym, gdzie żubr jest formalnie traktowany na równi z innymi gatunkami zagrożonymi, w stosunku do których nie ma potrzeby wdrażania zarządzania populacją lub wprowadzania aktywnych działań ochronnych, niezbędne jest utworzenie krajowego ośrodka (centrum) koordynacyjnego, posiadającego także umocowania decyzyjne w zakresie inicjowania i nadzorowania niezbędnych, bieżących działań.

Rolą takiej jednostki byłaby ocena stanu poszczególnych ośrodków hodowlanych i stad wolnościowych, identyfikacja bieżących i potencjalnych zagrożeń dla ich trwałości, monitorowanie dobrostanu zwierząt, koordynacja monitoringu genetycznego i zdrowotnego, planowanie, koordynacja i organizacja przemieszczeń żubrów, nadzór nad eliminacją oraz w nagłej potrzebie (np. zagrożeń epidemiologicznych), inicjowanie i nadzorowanie działań interwencyjnych.

Zarówno organizacja jak i reguły prowadzenia ośrodków hodowli żubra, jak również zasady opieki nad stadami wolnościowymi, doczekały się już szeregu opracowań i można uznać, że są prawidłowo i wyczerpująco opisane (Perzanowski i Olech 2004, Perzanowski i in. 2005, Olech i in. 2008, Perzanowski i in. 2009, Krasieński i in. 2011, Perzanowski i in. 2013, Perzanowski i Olech 2014).

Pozostaje jednak szereg niezupełnie uregulowanych zagadnień, ciągle będących przedmiotem dyskusji i kontrowersji, takich jak:

1. Oszacowanie docelowej liczebności poszczególnych populacji.
2. Prawidłowa ocena pojemności środowiska dla żubrów.
3. Postępowanie z tzw. nadwyżkowymi osobnikami.
4. Zasady eliminacji.
5. Postępowanie z częściami tusz martwych żubrów (czaszki, skóry, mięso).
6. System odszkodowań za szkody.
7. Finansowanie działań ochronnych i związanych z zarządzaniem populacjami.

Niestety, wielu z tych kwestii nie da się rozstrzygnąć jednoznacznie merytorycznie, dlatego niezbędne byłoby tu odgórne wprowadzenie uregulowań, z jednej strony opartych na rzetelnych argumentach a z drugiej uwzględniających kompromisowe rozwiązania, ułatwiające ich akceptację przez rozmaite gremia i grupy interesów.

Finansowanie działań z zakresu ochrony i zarządzania populacją żubra

W przypadku takiego gatunku jak żubr, gdzie ze względu na jego biologię (długość życia, zapotrzebowania pokarmowe, uwarunkowania socjalne), koszty utrzymania i działań dotyczących ochrony jego populacji, powinny być planowane w perspektywie przynajmniej kilkuletniej. Uwzględnione tu być muszą m.in. koszty kompensacji za szkody, dokarmiania, przemieszczeń, opieki weterynaryjnej, monitoringu, a w przypadku ośrodków hodowlanych także utrzymania infrastruktury i niezbędnego personelu. Dlatego, aby nie zaprzepaścić dotychczasowych osiągnięć, konieczne jest zapewnienie stałego finansowania ochrony i zarządzania populacjami żubra w Polsce, umożliwiające planowanie podstawowych, niezbędnych działań z wyprzedzeniem co najmniej kilkuletnim.

Nie może się to jak dotąd odbywać na bazie 1–3 letnich projektów, co do których nie ma nigdy pewności że będą kontynuowane lub zainicjowane w nowej formie. Żubr jako gatunek „flagowy” dla polskiej ochrony przyrody powinien być objęty podstawowym finansowaniem budżetowym, planowanym i rozliczanym przez krajowe centrum koordynacyjne.

Ze względu na stosunkowo wysokie koszty związane z ochroną i zarządzaniem tym gatunkiem, należy też rozważyć inne możliwości pozyskiwania niezbędnych funduszy na te cele. Jako charyzmatyczny i o wyjątkowo wysokim stopniu akceptacji społecznej gatunek, cieszy się on sporym zainteresowaniem, przejawiającym się dużą liczbą osób odwiedzających zagrody pokazowe lub zainteresowanych możliwością obserwacji czy sesji fotograficznych w terenie. Niewątpliwie są więc duże możliwości w rozwoju tzw. eko-turystyki ukierunkowanej na popularyzację tego gatunku.

Często również podnoszona jest kwestia możliwości uzupełniania przynajmniej części funduszy przeznaczanych na ochronę żubra, w drodze odpłatności za pozyskiwanie osobników przeznaczonych do eliminacji, podobnie jak to ma miejsce w niektórych krajach prowadzących ochronę np. słonia afrykańskiego, jak również na dopuszczenie w tym samym celu do komercyjnego wykorzystania części tusz takich osobników. Przeciwna koncepcja postuluje akceptowanie naturalnej śmiertelności w obrębie tego gatunku i pozostawiania martwych osobników w środowisku. O ile w przypadku mniejszych zwierząt taka linia postępowania nie budzi zastrzeżeń, to odnośnie żubra, poza zastrzeżeniami natury epizootycznej byłaby chyba trudna do społecznego zaakceptowania, zwłaszcza na obszarach intensywnie wykorzystywanych dla rekreacji czy turystyki. Za fałszywe należy również uznać argumenty o znaczeniu przyrodniczym martwych żubrów dla funkcjonowania ekosystemu jako pokarm padlinożerców i drapieżników, jako że gatunek ten przez tak długi okres nie funkcjonował w naszym naturalnym środowisku, że nie mamy w tej chwili żadnego mięsożercy wyspecjalizowanego w polowaniach na żubry lub uzależnionego od żerowania na jego padlinie.

W dyskusji tej, należy się więc kierować racjonalnymi i dobrze ugruntowanymi merytorycznie przesłankami pamiętając, że sukces w ochronie przyrody nie może być osiągnięty bez uzyskania społecznej aprobaty. Niewątpliwie najkorzystniejszym rozwiązaniem dla zagospodarowania tzw. „nadwyżkowych” osobników jest ich wykorzystanie w tworzeniu nowych lub uzupełniania już istniejących stad. Nie zawsze jest to jednak możliwe, zwłaszcza w odniesieniu do dorosłych samców. Dodatkowo, corocznie pojawia się konieczność eliminacji pewnej liczby osobników z defektami fizycznymi, problemami zdrowotnymi czy wykazujących cechy wybitnie agresywne. Niemniej trzeba to jasno powiedzieć – wysoka wartość żubra tak jako obiektu pozyskania, jak i w postaci produktów możliwych do uzyskania z jego tuszy, przemawiają za możliwością uzupełniania w ten sposób środków finansowych przeznaczanych na jego utrzymanie i ochronę. Pamiętać tu trzeba, że koszty te są znacznie wyższe niż w przypadku innych chronionych prawnie gatunków. Nie należy tego rozumieć jako określanego przez niektóre gremia „merkantylnego” podejścia do gatunków objętych ochroną ścisłą. Nie ma też podstaw do stwierdzeń, że może to prowadzić do deprecjonowania wizerunku żubra oraz podważania sensu i zasad ścisłej ochrony gatunkowej, czy też pogorszenia postrzegania tego gatunku w społeczeństwie. Wśród osób mających możliwość codziennego kontaktu z żubrem i żyjących w obrębie zajmowanych przez niego areałów, dominują całkiem inne poglądy.

Konkluzje

Bezspornie, wszelkie procedury związane z zarządzaniem populacją, w tym z ewentualną eliminacją żubrów powinny być całkowicie przejrzyste i oparte na jasnych formalnych podstawach. Nie można jednak formułować utopijnych tez, że populacja żubra w Polsce czy Europie może rozwijać się w sposób nieograniczony i podlegać tylko naturalnym, wynikającym z biologii gatunku, czynnikom ograniczającym. Ekosystemy naszego kontynentu są już w przeważającym stopniu albo pozbawione cech naturalnych albo zostały przynajmniej w znacznym stopniu przekształcone. Możliwość samoregulacji biologicznej i pozostawienie procesów przyrodniczych ich naturalnemu biegowi, jest bardzo ograniczona i jeszcze możliwa tylko w obrębie znikomej części Europy. Nie można oczekiwać, że dalszy byt gatunku posiadającego tak duże wymagania odnośnie areału swojego bytowania, a jednocześnie tak zależnego od człowieka, choćby w kontekście zagrożeń związanych z zachowaniem zmienności genetycznej, może polegać wyłącznie na losowych czynnikach kształtujących jego środowisko bytowania. Dlatego też w ochronie żubra – prawidłowe, zrównoważone zarządzanie jego populacją stanowi kluczowy element.

Piśmiennictwo

- Kraśńska M., Kraśński Z., Olech W., Perzanowski K. 2014. European bison. In: Ecology, evolution and behaviour of wild cattle: implications for conservation (ed. M. Meletti, J. Burton) Cambridge University Press: 115–173.
- Kraśński Z., Olech W., Perzanowski K., Bielecki W., Bereszyński A. 2011. Operat ochrony żubra *Bison bonasus* w Białowieskim Parku Narodowym. European Bison Conservation Newsletter 4: 101–116.
- Ministerstwo Środowiska 2007. Strategia ochrony żubra (*Bison bonasus*) w Polsce. Warszawa, 35 pp.
- Olech W. (ed.), Bielecki W., Bołbot A., Bukowczyk I., Dackiewicz J., Dymnicka M., Hławiczka M., Kraśński Z., Nowak Z., Perzanowski K., Raczyński J., Tęsiowski W., Wyrobek K. 2008. Hodowla żubrów, poradnik utrzymania w niewoli. Stowarzyszenie Miłośników Żubrów, Warszawa, 100 pp.
- Perzanowski K., Olech W. 2004. Recommendations for the reintroduction program of the European bison population in Bieszczady Mountains, Poland. Biosphere Conservation 6,1: 19–23.
- Perzanowski K., Olech W. (red.) 2014. Podręcznik najlepszych praktyk ochrony żubra. Centrum Koordynacji Projektów Środowiskowych, Warszawa, 96 pp.
- Perzanowski K., Olech W. 2014. Program ochrony, hodowli, monitoringu i badania bieszczadzkiej populacji żubra *Bison bonasus* (Linnaeus, 1758) na lata 2015–2025. RDLP w Krośnie, SMŻ Warszawa, 80 pp.
- Perzanowski K., Olech W., Bielecki W., Hławiczka M. 2005. European bison - introduction and management methods. In: S. Cătănoiu i R. Deju (ed.) Terra Design, 1–65.
- Perzanowski K., Olech W., Bożik K., Kolenda B., Sienkiewicz M., Sieradzki W.P. 2013. Strategia ochrony żubra w Puszczy Knyszyńskiej na terenach PGL Lasy Państwowe. Nadl. Żednia, 1–60.
- Perzanowski K., Wołoszyn – Gałęza A., Januszczak M. 2009. Management of a wisent population within a Natura 2000 site. European Bison Conservation Newsletter, 2: 34–39.
- Raczyński J. (red.) 2014. Księga Rodowodowa Żubrów. Białowiecki Park Narodowy, Białowieża, 76 pp.
- Raczyński J. (red.) 2016. Stan liczebny żubrów w polskich hodowlach na koniec 2015 roku. Dokument Redakcji Księgi Rodowodowej Żubrów.

Streszczenie:

Sukces restytucji żubra wraz z ciągle rosnącą liczebnością jego światowej populacji, przyniósł nowe wyzwania w kontekście jego dalszej ochrony i zarządzania. Konsekwencjami wzrostu liczebności żubrów i poszerzania ich areatów bytowania są: zintensyfikowanie konfliktów z rolnictwem i leśnictwem, wypadki komunikacyjne i konieczność zabezpieczenia znacznych środków na utrzymanie ośrodków hodowlanych, monitoring populacji, opiekę weterynaryjną, dokarmianie zimowe itp. Niemniej, gatunek ten posiada nadal status ściśle chronionego i zagrożonego.

Głównymi celami dalszej ochrony żubra są: utrzymanie poziomu jego zmienności genetycznej, złagodzenie stopnia izolacji pomiędzy poszczególnymi stadami, przeciwdziałanie szerzeniu się chorób

zakaźnych, ochrona siedlisk w obrębie jego arealów bytowania i ochrona przed niekorzystnymi czynnikami antropogenicznymi. Aby zredukować efekt ciągle relatywnie niskiej liczebności tego gatunku, zaleca się traktowanie jako metapopulacji możliwe dużych zbiorów jego osobników (ugrupowań w hodowli i stad wolnościowych) w obrębie danego regionu lub kraju. To stworzyłoby warunki dla wdrażania długoterminowych programów dla wymiany osobników, przeciwdziałania utracie zmienności genetycznej i wprowadzania optymalnych planów zarządzania populacją, obejmujących jej monitoring, zapobieganie chorobom i stwarzaniu warunków dla łączności ekologicznej pomiędzy poszczególnymi stadami.

Sugerowane jest ustanowienie centrum koordynacyjnego, które mogłoby nadzorować te działania na poziomie kraju lub regionu i stabilnego, regularnego finansowania opartego o budżet państwa.

Dyskutowane są również możliwości dodatkowego, zewnętrznego finansowania kosztów ochrony i zarządzania populacją żubra poprzez dochody z eko-turystyki i częściowej komercjalizacji koniecznych eliminacji (nadwyżkowych byków, osobników starych, nadmiernie agresywnych lub wykazujących defekty fizyczne).

W konkluzji, stwierdza się potrzebę dalszego troskliwego zarządzania populacją żubra, z uwagi na niedostatek odpowiednich dla niego siedlisk we współczesnej Europie i stałe zagrożenie dla dalszej egzystencji gatunku wynikające z jego wyjątkowo niskiej zmienności genetycznej.

Słowa kluczowe: żubr, metapopulacja, aktywne zarządzanie populacją



Fot. Piotr Wawrzyniak



Fot. Mieczysław Hławiczka



Fot. tavipfoto/Shutterstock.com

Współczesne zagrożenia epizootyczne w populacjach zwierząt dzikich

Krzysztof Śmietanka

Państwowy Instytut Weterynaryjny – Państwowy Instytut Badawczy w Puławach

Abstract: Current epizootic threats in wildlife

Wild animals constitute a reservoir for pathogens, important from the point of view of animal and public health. Some of these pathogens have been associated with wildlife for decades. For example, the rabies virus has been widespread in the red fox population in Europe for many years, until the use of oral vaccination had significantly reduced the number of cases. However, in recent years an increase in rabies incidence has been observed in certain regions of southern Poland. Viruses such as highly pathogenic avian influenza virus occur in the wild-bird population in epizootic cycles. On the other hand, African swine fever virus appeared on a mass scale in wild boar of the temperate zone only in recent years. *Mycobacterium bovis* is widespread in badgers of Great Britain and this species is considered as the source of infection, and increased incidence of tuberculosis in cattle. In Poland, an outbreak of tuberculosis was diagnosed in the European bison which, in turn, seemed to have been the source of infection for wild boar. The tapeworm *Echinococcus multilocularis* was diagnosed in Poland for the first time in 1994, but now its average prevalence in certain regions of Poland is as high as 50%. In 2011, a completely new pathogen (Schmallenberg virus) had emerged in the population of cattle, and had spread quickly in the population of wild ruminants. Serological studies conducted in Poland in 2013, confirmed the presence of seroreagents in 25% of wild ruminants, the highest in European bison (81,8%), and red deer (30,6%).

Key words: emerging infectious diseases, re-emerging infectious diseases, wildlife

Wstęp

Choroby zakaźne, pojawiające się w danej populacji po raz pierwszy, lub których częstość występowania wzrasta na obszarach do tej pory uznawanych za wolne, określane są odpowiednio jako „nowo pojawiające się choroby zakaźne” (ang. *emerging infectious diseases*) i „powracające choroby zakaźne” (ang. *re-emerging infectious diseases*). Wśród przyczyn zwiększonej w ostatnich latach częstości występowania tych chorób w strefie klimatu umiarkowanego wymienić należy globalne zmiany klimatyczne, zmiany w ekosystemach wywołane przez człowieka, znoszenie barier handlowych, nasilenie migracji człowieka i zwierząt, intensyfikację produkcji zwierzęcej czy import gatunków egzotycznych. Choroby nowo pojawiające się możemy podzielić na 3 grupy. Do pierwszej należą choroby wywoływane przez patogeny, które do niedawna nie były notowane w Europie, a dzisiaj wywołują na naszym kontynencie epidemie. Zaliczyć tu należy afrykański pomór świń, chorobę niebieskiego języka, czy grypę ptaków wywołaną przez tzw. „azjatycki” podtyp H5 wirusa grypy. Do drugiej grupy zalicza się choroby wywoływane przez nieznane do tej pory patogeny, które spokrewnione są z drobnoustrojami typowymi dla regionów tropikalnych i subtropikalnych. Zupełnie nowym patogenem który pojawił się u przeżuwaczy domowych i dzikich w Europie był w 2011 roku wirus Schmallenberg. Badania serologiczne przeprowadzone w Polsce na kilku gatunkach dzikich przeżuwaczy wykazały obecność wyników dodatnich w 25% próbek, w tym u muflonów (1,4%), saren (22,6%), danieli (22,7%), jeleni (30,6%) oraz żubrów (81,8%) (Larska i in. 2014). Do trzeciej grupy zaliczamy choroby wywoływane przez patogeny, które do tej pory występowały w Europie endemicznie, ale których zasięg występowania ostatnio znacznie się powiększył. Klasycznym przykładem jest tutaj echinokokoza lisów wywołana przez tasiemca *Echinococcus multilocularis*. Został on po raz pierwszy wykryty w Polsce u lisów w 1994 roku, a obecnie notuje się wzrost częstości występowania tego pasożyta, szczególnie we wschodniej i południowej Polsce, gdzie prevalencja sięga nawet 50% (Karamon i in. 2014). Swoisty „renesans” przeżywa prątek bydłęcy *Mycobacterium bovis*, który w Wielkiej Brytanii występuje na masową skalę u borsuków, stanowiących źródło zakażenia dla bydła. W Polsce od 1996 roku cyklicznie diagnozowana jest gruźlica u żubrów w Bieszczadach, a do 2013 roku potwierdzono obecność prątka u 45 zwierząt (Krajewska i in. 2014a). To najprawdopodobniej żubry stanowiły też źródło zakażenia dla dzików, u których pierwszy przypadek gruźlicy wywołanej przez *M. caprae* wykryto w 2014 r. (Krajewska i in. 2014b), a do chwili obecnej wyizolowano prątek od 42 osobników.

Od wielu dekad bardzo istotnym problemem jest wścieklizna w populacji lisów rudyh. Doustne uodparnianie lisów, w Polsce zachodniej zainicjowane w 1993 roku, a od 2002 roku wykonywane na obszarze całego kraju, przyczyniło się do spadku liczby przypadków z ponad 3000 w 1992 r. do 8 w 2009 roku (Smreczak i wsp. 2012). Jednak w kolejnych latach nastąpiło pogorszenie sytuacji epidemiologicznej,

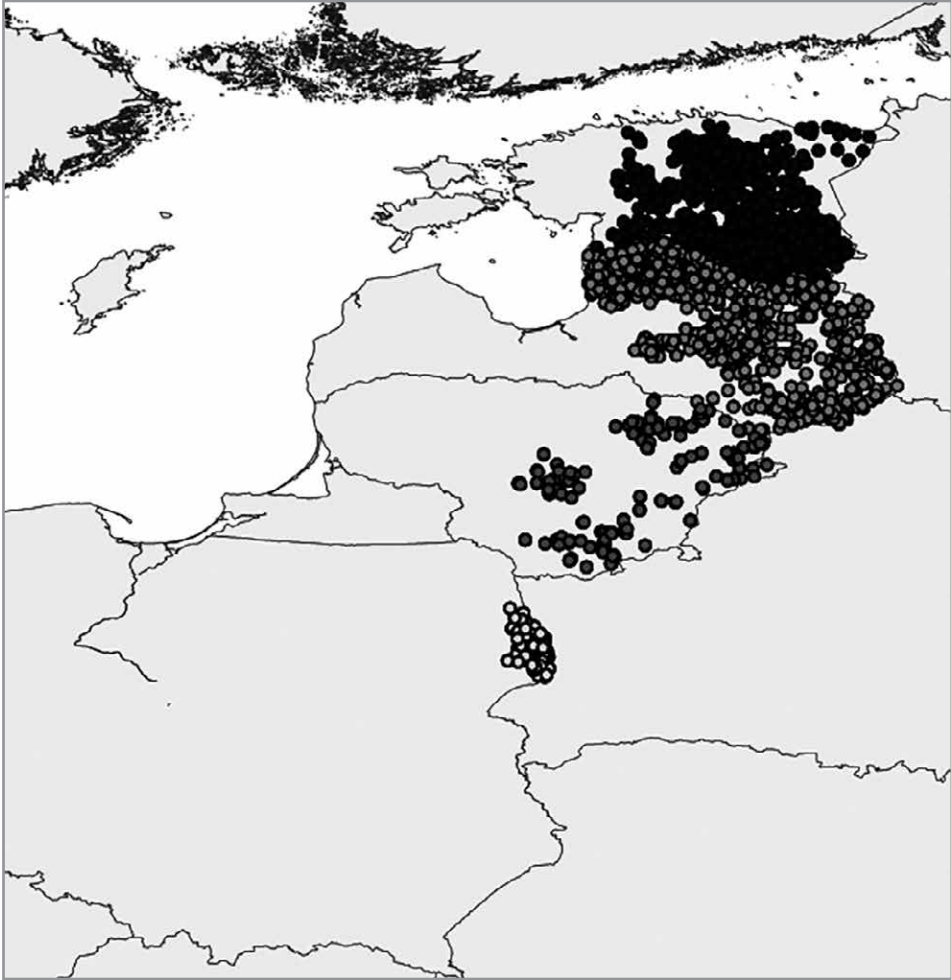
szczególnie w województwach małopolskim i podkarpackim. Dla przykładu, w 2010 roku potwierdzono w pierwszym z województw 118 przypadków wścieklizny, w tym 94 u lisów (Smreczak i in. 2012). Z kolei w 2012 roku, 213 z 257 przypadków wścieklizny dotyczyło województwa podkarpackiego. Jak wynika z ustaleń Ciołka i in. (2015) przyczyną wzrostu zachorowalności w tym województwie mogła być niska odporność zwierząt wynikająca z nierównomiernego zasiedlania różnych biotopów przez lisy należące do różnych grup wiekowych i niedostateczne uodpornienie lisów młodych zasiedlających tereny zurbanizowane, gdzie ze względów bezpieczeństwa szczepionka nie jest zrzucona.

W ostatniej dekadzie najistotniejszymi problemami epidemicznymi ze strony zwierząt dzikich, z punktu widzenia zagrożenia zdrowia zwierząt domowych i gospodarki kraju, stanowią afrykański pomór świń i grypa ptaków. Z tego względu te dwie jednostki chorobowe zostaną w niniejszym opracowaniu potraktowane szerzej.

Afrykański pomór świń

Afrykański pomór świń (*African swine fever, ASF*) jest zakaźną chorobą wirusową świń domowych i dzikich. Jej występowanie przez wiele lat ograniczało się do kontynentu afrykańskiego, z cyklicznymi zawleczeniami wirusa na inne kontynenty, w tym do Europy (Costard i in. 2013). W II połowie XX wieku największy problem ASF stwarzał na Półwyspie Iberyjskim, gdzie utrzymywał się przez ponad 35 lat. Endemicznie choroba utrzymuje się na Sardynii od 1978 r. Przełomowym momentem był jednak rok 2007, kiedy wirus został wprowadzony do Gruzji, skąd rozprzestrzenił się na inne regiony Zakaukazia, Rosję, Białoruś, Ukrainę, a w 2014 roku dotarł do krajów bałtyckich i Polski. Aktualną sytuację w zakresie występowania ASF w Polsce, na Litwie, Łotwie i Estonii przedstawiono na Rycinie 1. W Polsce pierwsze przypadki ASF zostały zdiagnozowane w lutym 2014 roku u dzików. Dotychczas (stan na 11 marca 2016 r.) odnotowano 86 przypadków u dzików (obejmujących ponad 130 zwierząt) i zaledwie 3 ogniska u świń, w tym ostatnie w styczniu 2015 r. (Ryc. 2). Choroba w naszym kraju dotyczy więc prawie wyłącznie populacji dzika.

W następstwie pojawienia się pierwszych przypadków ASF w Polsce w lutym 2014 r., europejscy eksperci sformułowali dwie hipotezy dotyczące dalszego rozwoju sytuacji epidemiologicznej naszym kraju (Depner 2015). Zgodnie z pierwszą hipotezą, epidemia miała szybko wygasnąć, ze względu na szybką depopulację dzików wywołaną wysoką zjadliwością wirusa ASF. Powyższa hipoteza opierała się na założeniu, że wysokiej śmiertelności (stosunek zwierząt padłych do chorych) towarzyszyć będzie wysoka upadkowość (stosunek zwierząt padłych do ogółu populacji). Tak jednak się nie stało, co potwierdzają dotychczasowe, dwuletnie obserwacje. Druga hipoteza głosiła, że epidemia rozprzestrzeni się szybko w kierunku zachodnim. Hipoteza ta była w pewnym sensie ekstrapolacją z typowych przebiegów

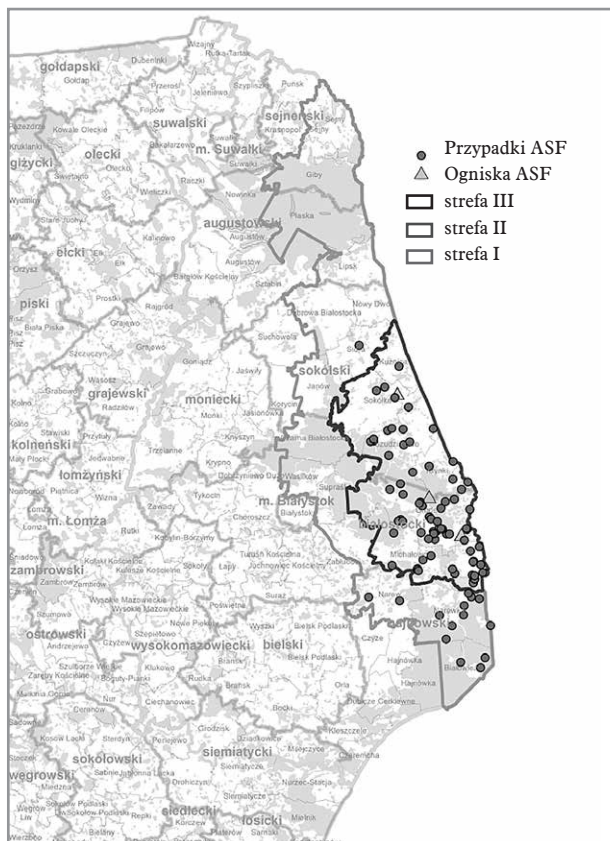


Rycina 1. Występowania ASF w Polsce i krajach bałtyckich w latach 2014–2016

Figure 1. The occurrence of ASF in Poland and in Baltic countries in years 2014–2016

epidemii innych chorób zakaźnych w populacjach wolno żyjących (np. klasycznego pomoru świń), gdzie zakładana wysoka zaraźliwość, przy pełnej wrażliwości populacji, doprowadzi do szybkiej ekspansji terytorialnej. Po ponad 2 latach od rozpoznania pierwszych przypadków ASF w Polsce wiadomo już, że obydwie hipotezy okazały się błędne. Epidemia ASF ani nie wygasła, ani szybko się nie rozprzestrzeniła. Obserwuje się jednak wolne, jakkolwiek konsekwentne powiększanie się areалу zapowietrzonego. Możliwe są następujące wyjaśnienia tego zjawiska.

Po pierwsze, ASFV charakteryzuje się wysoką infekcyjnością i zjadliwością (a w konsekwencji śmiertelnością), ale niską zaraźliwością (a w efekcie niskim



Rycina 2. Występowania ASF w powiecie białostockim, sokółskim i hajnowskim w latach 2014–2016

Figure 2. The occurrence of ASF in the counties: Białystok, Sokółka and Hajnówka in years 2014–2016

współczynnikiem padnięć). W rezultacie epidemia w naszym kraju objęła niewielki odsetek populacji dzików (wg szacunków ok. 2–3%). Wynika to głównie z dwóch przyczyn. Po pierwsze, droga aerogenna nie odgrywa roli w transmisji zakażeń ASF, a choroby przenoszące się tą drogą z reguły szerzą się szybciej. Przede wszystkim u podstaw tego fenomenu leży jednak również specyficzny zespół zachowań dzików, a konkretnie częstotliwość kontaktów pomiędzy osobnikami należącymi do różnych grup socjalnych. Zagadnienia te zostały szczegółowo zbadane na terenie Puszczy Białowieskiej. Z przeprowadzonych badań wynika, że dziki charakteryzują się głównie osiadłym trybem życia i tylko nieliczne osobniki (<10%) podejmują okresowo dalsze wędrówki, przy czym maksymalny zaobserwowany ich dystans nie przekraczał 30 km (Podgórski i in. 2014a). Z reguły dziki przemieszczają się na odległości nie przekraczające kilku kilometrów. Arealy różnych grup socjalnych nakładają się

w niewielkim stopniu, tak więc częstotliwość interakcji między osobnikami z różnych watah nie jest zbyt częsta (Podgórski i in. 2014b). Utrudnia to przekazywanie wirusa między grupami, co w przeciwnym razie zapewne przyczyniłoby się do zwiększenia wartości współczynników zachorowalności i padnięć.

Po drugie, wirus ASF wykazuje bardzo dużą oporność na warunki środowiska. Można spodziewać się, że w warunkach klimatu umiarkowanego bez problemu może przetrwać w ściółce czy w tkankach padłych dzików lub świń co najmniej kilka tygodni, a prawdopodobnie dłużej. Dlatego epidemiologia ASF w naszym regionie jest uwarunkowana specyficzną interakcją gospodarz – środowisko, gdzie czasowe wygaśnięcie epidemii u dzików nie oznacza, że wirus wkrótce nie pojawi się ponownie w populacji ze źródła zakażenia, jakim są zwłoki czy środowisko.

Trzecią przyczyną długotrwałego utrzymywania się ASF na tym terenie jest prawdopodobieństwo, że populacja dzików w naszym kraju jest sukcesywnie „zasilana” wirusem pochodzącym z zachodniej granicy. Hipoteza ta już jest wstępnie potwierdzana dzięki badaniom filogenetycznym.

Analizując przyczyny, które doprowadziły do tego, że wirus nie został zawleczony do innych regionów Polski, co postulowała druga z hipotez stawianych na początku 2014 roku, w pierwszym rzędzie należy wymienić omówiony wcześniej szczegółowo zespół zachowań dzików, które z reguły przemieszczają się w niewielkich obszarowo arealach i nie stanowią ryzyka przeniesienia wirusa na dalekie odległości, niskie zagęszczenie populacji trzody chlewnej w regionie występowania ASF, zazwyczaj nie przekraczające 30–40 zwierząt/km² i praktycznie brak ferm wielkotowarowych. Należy pamiętać o tym, że największym czynnikiem ryzyka wprowadzenia choroby w nowe, odległe rejony jest działalność człowieka. Dlatego można założyć, że pojawienie się epidemii w obszarze o dużej liczbie i gęstości populacji trzody chlewnej będzie najprawdopodobniej spowodowane nielegalnym przemieszczeniem zakażonych świń lub zanieczyszczonego wirusem ASF mięsa dzików, produktów wieprzowych, odpadów poubojowych, czy niewłaściwie zdezynfekowanych środków transportu.

Grypa ptaków

Drugą ważną jednostką chorobową, która cyklicznie pojawia się w populacji wolno żyjącej, jest grypa ptaków (*Avian influenza, AI*). Chorobę wywołują również wirus, a wrażliwych na zakażenie jest co najmniej 100 gatunków ptaków reprezentujących ponad 12 rzędów i 25 rodzin (Olsen i in. 2006), jednak tylko przedstawiciele blaszkodziobych Anseriformes i siewkowych Charadriiformes uznawani są za naturalny rezerwar wirusów grypy o niskiej zjadliwości (LPAI) (Webster i in. 1992). U ptaków ze wspomnianych wyżej grup systematycznych wykrywane są wirusy AI należące do 16 podtypów w oparciu o gen hemaglutyniny (H) i 9 podtypów w oparciu o gen neuraminidazy (N). Należy jednak podkreślić, że poszczególne podtypy

izolowane są od określonych gatunków, czy rodzin ptaków z różną częstotliwością, przy czym niektóre z nich wykazują dość daleko posuniętą adaptację i specyficzność gatunkową. Dotyczy to szczególnie podtypów H13 i H16 wirusa AI, stwierdzanych praktycznie wyłącznie u mew Laridae i dla których te ptaki stanowią odrębny rezerwuuar. Z kolei od kaczek izoluje się w większości przypadków wirusy o przynależności do podtypów H1, H3, H4, H6 oraz H11 (Fouchier, Munster 2009).

Występowanie wirusów LPAI ma charakter globalny: ich obecność wykrywano od Grenlandii po Antarktykę i od obydwu Ameryk po kraje Pacyfiku. Wiedza w tym obszarze jest wciąż niekompletna, co wynika w dużym stopniu z fragmentarycznie prowadzonych badań monitoringowych, które koncentrują się zazwyczaj na określonych regionach geograficznych i wybranych gatunkach i nie wszędzie prowadzone są dostatecznie długo, aby było możliwe zaobserwowanie określonych trendów.

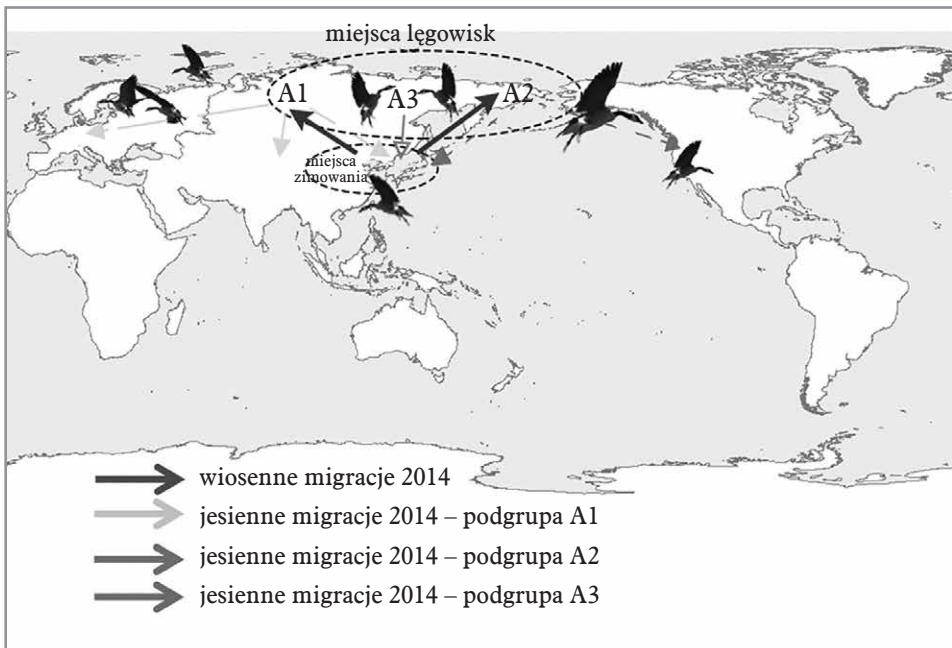
Częstotliwość zakażeń LPAI u ptaków blaszkodziobych jest skorelowana z porami roku i np. w Europie przewalencja jest najwyższa późnym latem i wczesną jesienią, a najniższa wczesną wiosną (Munster i in. 2007). Powyższe zjawisko tłumaczone jest tym, że podczas migracji dochodzi do tworzenia dużych liczebnie skupisk ptaków pochodzących z różnych geograficznie obszarów kontynentu, wśród których duży odsetek stanowią osobniki młode, w pełni wrażliwe na infekcję. Wraz z upływem czasu ptaki nabywają odporności czynnej na zakażenie, przewalencja spada i jest najniższa w momencie przybycia ptaków na lęgowiska wczesną wiosną. Tę prawidłowość potwierdzają też badania prowadzone w kraju. Na Ryc. 3 przedstawiono wyniki badań monitoringowych dzikich ptaków z lat 2011–2014, gdzie przewalencja zakażeń w kwartale obejmującym późne lato i wczesną jesień (sierpień – październik) jest najwyższa.

Prewalencja zakażeń wirusami podtypów H5 i H7, czyli najważniejszych z punktu widzenia patologii drobiu, jest u blaszkodziobych i siewkowych generalnie niska i stanowią one zaledwie kilka procent ogółu izolatów stwierdzanych u tych ptaków. W zgodnej opinii ekspertów ptaki związane ze środowiskiem lądowym (np. wróblowe Passeriformes, gołębiowe Columbiformes) odgrywają marginalną rolę i nie stanowią rezerwuuaru w myśl definicji epidemiologicznej.

Przebieg zakażeń LPAI u ptaków dzikich jest z reguły bezobjawowy, jednak wirus może zachować niewielkiego stopnia zjadliwość, czego dowiodły badania na kaczkach krzyżówkach oraz łabędziach czarnodziobych, u których zaobserwowano odpowiednio istotnie niższą masę ciała oraz negatywny wpływ na zachowania migracyjne (Van Gils i in. 2007; Latorre-Margalef i in. 2009). Patogen wykazuje u ptaków wyraźne powinowactwo do komórek nabłonka jelit i w dużych ilościach wydalany jest z kałem do środowiska i to właśnie woda jest głównym źródłem zakażenia dla wrażliwych osobników, a do infekcji dochodzi drogą pokarmową. Wirus może przeżywać w środowisku wodnym ponad 30 dni, a czynnikami sprzyjającymi długiemu utrzymywaniu się właściwości infekcyjnych jest niska temperatura (Fouchier, Munster 2009).

Ptaki dzikie stanowią pierwotne źródło zakażenia LPAI dla drobiu. Grupę największego ryzyka stanowi drób wodny, ze względu na wolnowybiegowy system chowu, sprzyjający stosunkowo dużej częstotliwości kontaktów między ptakami z populacji domowej i wolno żyjącej, m.in. przez korzystanie z tych samych zbiorników wodnych. W następstwie transmisji wirusa do drobiu wodnego, krąży on najczęściej niezauważony, gdyż zakażenia LPAI u gęsi i kaczek przebiegają subklinicznie. Oczywiście nie należy wykluczać transmisji bezpośrednio do drobiu grzebiącego utrzymywanego w warunkach fermowych, pośrednio przez zanieczyszczoną patogenem paszę lub sprzęt jak również ludzi. Wirus wymaga adaptacji do organizmu drobiu grzebiącego, a gdy na skutek odpowiednich mutacji genetycznych do niej dojdzie, mogą pojawić się objawy kliniczne, głównie ze strony układu oddechowego i pokarmowego (szczególnie przy współwystępowaniu czynników wklajających). Uważa się również, że to właśnie u drobiu grzebiącego następuje mutacja prowadząca do transformacji wirusa z LPAI do HPAI (wysoco zjadliwa grypa ptaków). W niektórych przypadkach wirus HPAI powtórnie zakaża ptaki dzikie, jednak do niedawna taka sytuacja zdarzała się bardzo rzadko. Pierwszy przypadek wykrycia HPAI w populacji wolno żyjącej odnotowano w 1961 r. w Republice Południowej Afryki, gdzie wirus należący do podtypu H5N3 spowodował masowe padnięcia rybitw. Kolejny przypadek zakażeń na większą skalę zaobserwowano dopiero w 2002 r., gdy wirus HPAI/H5N1 wywołał liczne padnięcia ptaków dzikich w Hong Kongu (Ellis i in. 2004). Do niedawna największa epidemia u dzikich ptaków rozpoczęła się w 2005 roku, a jej apogeum przypadło na lata 2006 i 2007. W tym właśnie czasie wirus HPAI/H5N1 przedostał się z Azji do Europy i Afryki, przy dużym udziale ptaków migrujących (Sims, Brown 2008). Przypadki zakażeń odnotowano wówczas również w Polsce, głównie u łabędzi niemych, ale również u czapli siwej, tracza nurogęsia oraz jastrzębia (Minta i in. 2007). Należy podkreślić, że wszystkie segmenty genomu wirusa odpowiedzialnego za ówczesną epidemię pochodziły od HPAIV/H5N1 pochodzącego pierwotnie od drobiu. Do bezprecedensowej sytuacji doszło w ostatnim czasie, kiedy nowe warianty wirusa HPAI, głównie podtypów H5N8 i H5N2, w mniejszym stopniu H5N1, H5N5 i H5N6, powstały w wyniku reasortacji wirusów H5N1 azjatyckich pochodzących od drobiu z innymi wirusami, w tym LPAI od ptaków dzikich. Jesienią 2014 roku część z tych wirusów została przez ptaki przeniesiona do Europy (H5N8) i Ameryki Północnej (H5N1, H5N2 i H5N8) (Adlhoeh i in. 2015; Lee i in. 2015). Dało to początek kolejnej epidemii HPAI u dzikich ptaków na dużą skalę, połączonej z transmisją wirusa do drobiu zarówno przyzagrodowego, jak i fermowego. W Europie ogniska u drobiu zgłoszono tylko z Wielkiej Brytanii, Włoch i Węgier. W Szwecji wykryto wirusa jedynie u ptaków dzikich (łabędzie nieme), natomiast Niemcy i Holandia odnotowały ogniska zarówno u drobiu, jak i ptaków dzikich: krzyżówki i cyraneczki (Niemcy) i dwóch świstunów (Holandia). Ponadto obecność wirusa H5N8 zdiagnozowano u bocianów

w ogrodzie zoologicznym w Rostock'u. Zdecydowanie więcej ptaków dzikich zakażonych różnymi odmianami wirusa HPAI/H5 wykryto w Stanach Zjednoczonych. Obecność wirusa potwierdzono u płaskonosa, rożeńca, cyraneczki karolińskiej, świstuna amerykańskiego, krzyżówki, krakwy, czernicy amerykańskiej, karolinki, cynamonki, bernikli kanadyjskiej, śnieżycy dużej, krogulca czarnołbistego, myszołowa rdzawosternego, sokoła wędrownego, bielika amerykańskiego, puchacza śnieżnego i sikory jasnoskrzydłej. Według aktualnie przyjętej hipotezy dotyczącej genezy epidemii HPAI/H5 z 2014/2015 roku, wirusy przedostały się z populacji drobiu do ptaków dzikich zimujących na terenie Chin na przełomie 2013 i 2014 roku (Ryc. 3). Podczas wiosennych migracji 2014 roku zostały z kolei przeniesione na tereny lęgowe, zlokalizowane na rozległym obszarze północnej Rosji, od zachodniej Syberii aż po cieśninę Beringa, jak również w zachodniej części Alaski. Stamtąd jesienią 2014 roku wraz z ptactwem migrującym przedostały się do Europy i wielu stanów Ameryki Północnej (Lee i in. 2015). Przedtem doszło do ich zróżnicowania genetycznego na co najmniej trzy podgrupy określane jako A1, A2 i A3. Za epidemię w Europie odpowiedzialne były wirusy z podgrupy A1, a w Ameryce Północnej wirusy z podgrupy A2 (Ryc. 3).



Rycina 3. Geneza epidemii HPAI/H5 w Europie i Ameryce Północnej w 2014/2015 r. i rola ptaków dzikich w rozprzestrzenianiu wirusów (na podstawie Lee et al. 2015)

Figure 3. The genesis of HPAI/H5 epidemic in Europe and North America in years 2014/2015 and role of wild migratory bird species in disease spreading (after Lee et al. 2015)

Wstępne badania eksperymentalne oraz obserwacje terenowe wskazują, że najliczniejsze w Eurazji ptaki blaszkodziobe, czyli krzyżówki, są niewrażliwe na postać kliniczną choroby wywołaną wirusami HPAI podtypu H5, natomiast wydalają wirus w dużych ilościach i są wymieniane jako główny gatunek odgrywający rolę w rozprzestrzenianiu wirusa na dalekie odległości (Keawcharoen i in. 2008; Kang i in. 2015). W przypadku ptaków wrażliwych na zakażenie wirusami HPAI, a do takich - przynajmniej w odniesieniu do wirusa H5N1 – zaliczano przede wszystkim łabędzie nieme, przebieg choroby przypomina HPAI u drobiu. Występują objawy nerwowe, takie jak skręty szyi, ruchy manieżowe, odłączanie się od stada, utrata lęku przed człowiekiem, a sekcycjnie stwierdza się głównie zmiany o charakterze krwotocznym, zlokalizowane m.in. w układzie oddechowym, jelitach, trzustce i nerkach. Obserwacje terenowe wskazują, że wirusy HPAI/H5N2 i H5N8 zachowują się – przynajmniej u kaczek – tak jak wirusy LPAI.

W pracy wykorzystano uaktualnione fragmenty tekstów: K. Śmietanka, Z. Pejsak „Epidemiologia afrykańskiego pomoru świń ze szczególnym uwzględnieniem sytuacji w Polsce” (podręcznik „Afrykański pomór świń – pod redakcją naukową Zygmunta Pej-saka i Mariana Truszczyńskiego, PIWet-PIB KNOW 2016) oraz K. Śmietanka „Epidemiologia grypy u dzikich ptaków” (Materiały konferencji „Grypa ptaków – nieustanne zagrożenie dla produkcji drobiarskiej”, Puławy, 9–10 października 2015).

Piśmiennictwo

- Adlhoch C., Gossner C., Koch G., Brown I., Bouwstra R., Verdonck F., Penttinen P., Harder T. 2014. Comparing introduction to Europe of highly pathogenic avian influenza viruses A(H5N8) in 2014 and A(H5N1) in 2005. *Eurosurveillance*, 19, 50, 20996: 1–5.
- Ciołek J., Smreczak M., Trebas P., Orłowska A., Żmudziński J.F. 2015. Wścieklizna w województwie podkarpackim w latach 2011-2012. *Med. Weter.*, 71: 24–28.
- Costard S., Mur L., Lubroth J., Sanchez-Vizcaino JM., Pfeiffer D.U. 2013. Epidemiology of African swine fever virus. *Virus Res.*, 173: 191–197.
- Depner K. 2015. Celowość, podstawy epidemiologiczne i konsekwencje ekonomiczne tworzenia specjalnych stref związanych z występowaniem ASF. Międzynarodowa konferencja „Zagrożenia dla sektora trzody chlewnej ze strony ASF”. Warszawa.
- Ellis T.M., Bousfield R.B., Bissett L.A., Dyrting K.C., Luk G.S., Tsim S.T., Sturm-Ramirez K., Webster R.G., Guan Y., Malik Peiris J.S. 2004. Investigation of outbreaks of highly pathogenic H5N1 avian influenza in waterfowl and wild birds in Hong Kong in late 2002. *Avian Pathol.*, 33: 492–505.
- Fouchier R.A.M., Munster V. 2009. Epidemiology of low pathogenic avian influenza viruses in wild birds. *Rev Sci Tech oOff int. Epiz.* 28: 49–58.
- Gils van J.A. Munster V.J., Radersma R., Liefhebber D., Fouchier R.A.M., Klaassen M. 2007. Hampered foraging and migratory performance in swans infected with low-pathogenic avian influenza A virus. *PLoS One*, 31: e184.
- Kang H.M. Lee E.K., Song B.M., Jeong J., Choi J.G., Jeong J., Moon O.K., Yoon H., Cho Y.,

- Kang Y.M., Lee H.S., Lee Y.J. 2015. Novel reassortant influenza A(H5N8) viruses among inoculated domestic and wild ducks, South Korea, 2014. *Emerg. Infect. Dis.* 21: 298–304.
- Karamon J., Kochanowski M., Sroka J., Cencek T., Różycki M., Chmurzyńska E., Bilskazajac E. 2014. The prevalence of *Echinococcus multilocularis* in red foxes in Poland-current results (2009–2013). *Parasitol. Res.*, 113: 317–322.
- Keawcharoen J., van Riel D., van Amerongen G., Bestebroer T.M., Beyer W.E., van Laveren R., Osterhaus A.D.M.E., Fouchier R.A.M., Kuiken T. 2008. Wild ducks as long-distance vectors of highly pathogenic avian influenza virus (H5N1). *Emerg. Infect. Dis.*, 14: 600–607.
- Krajewska M., Lipiec M., Zabost A., Augustynowicz-Kopeć E., Szulowski K. 2014a. Bovine tuberculosis in a wild boar (*Sus scrofa*) in Poland. *J. of Wildlife Dis.*, 50: 1001–1002.
- Krajewska M., Welz M., Brewczyński P., Orłowska B., Anusz K. 2014b. Gruźlica bydłęca w bieszczadzkiej populacji żubrów. *Życie weterynaryjne*, 89: 148–151.
- Larska M., Krzysiak M.K., Kęsik-Maliszewska J., Rola J. 2014. Cross-sectional study of Schmallenberg virus seroprevalence in wild ruminants in Poland at the end of the vector season of 2013. *BMC Veterinary Research*, 10: 967.
- Latorre-Margalef N., Gunnarsson G., Munster V.J., Fouchier R.A.M., Osterhaus A.D.M.E., Elmberg J., Olsen B., Wallensten A., Haemig P.D., Fransson T., Brudin L., Waldenström J. 2009. Effects of influenza A virus infection on migrating mallard ducks. *Proc Biol Sci.*, 276: 1029–1036.
- Lee D.H., Torchetti M.K., Winker K., Ip H.S., Song C.S., Swayne D.E. 2015. Intercontinental Spread of Asian-Origin H5N8 to North America through Beringia by Migratory Birds. *J Virol.*, 89: 6521–6524.
- Massei G., Kindberg J., Licoppe A., Gačić D., Šprem N., Kamler J., Baubet E., Hohmann U., Monaco A., Ozoliņš J., Cellina S., Podgórski T., Fonseca C., Markov N., Pokorný B., Rosell C., Náhlik A. 2015. Wild boar populations up, numbers of hunters down? A review of trends and implications for Europe. *Pest Management Sci.*, 71. 4: 492–500.
- Minta Z., Śmietanka K., Domańska-Blicharz K., Tomczyk G., Wijaszka T. 2007. Wysoce zjadliwa grypa ptaków H5N1 u dzikich ptaków w Polsce – analiza pierwszych przypadków. *Med. Weter.* 63: 1349–1352.
- Munster V.J., Baas C., Lexmond P., Waldenström J., Wallensten A., Fransson T., Rimmelzwaan G.F., Beyer W.E.P., Schutten M., Olsen B., Osterhaus A.D.M.E., Fouchier R.A.M. 2007. Spatial, temporal, and species variation in prevalence of influenza A viruses in wild migratory birds. *PLoS Pathog.*, 3(5), e61.
- Olsen B., Munster V.J., Wallensten A., Waldenström J., Osterhaus A.D., Fouchier R.A. 2006. Global patterns of influenza A virus in wild birds. *Science.* 312: 384–388.
- Podgórski T., Lusseau D., Scandura M., Sönnichsen L., Jędrzejewska B. 2014. Long-lasting, kin-directed female interactions in a spatially structured wild boar social network. *PLoS One*, 11; 9(6):e99875. doi: 10.1371/journal.pone.0099875.
- Podgórski T., Scandura M., Jędrzejewska B. 2014. Next of kin next door-philopatry and socio-genetic population structure in wild boar. *J Zoology*, 294: 190–197.
- Rosell C., Navàs F., Romero S. 2012. Reproduction of wild boar in a cropland and coastal wetland area: implications for management. *Animal Biodiversity Conservation*, 35: 209–217.

- Schley L., Roper T.J. 2003. Diet of wild boar *Sus scrofa* in Western Europe, with particular reference to consumption of agricultural crops. *Mammal Review*, 33: 43–56.
- Sims L.D., Brown I.H. 2008. Multicontinental epidemic of H5N1 HPAI virus (1996–2007). In: *Avian influenza*, 1st ed. D.E. Swayne (ed.), Blackwell Publishing, 251–286.
- Smreczak M., Orłowska A., Trębas P., Żmudziński J.F. 2012. Rabies epidemiological situation in Poland in 2009 and 2010. *Bull Vet Inst Pulawy*, 56: 121–125.
- Webster R.G., Bean W.J., Gorman O.T., Chambers T.M., Kawaoka Y. 1992. Evolution and ecology of influenza A viruses. *Microbiol Rev.*, 56: 152–179.

Streszczenie:

Zwierzęta wolno żyjące stanowią rezerwuar patogenów ważnych z punktu widzenia zdrowia zwierząt gospodarskich i człowieka. Niektóre z nich występują u zwierząt dzikich od wielu dekad, inne pojawiły się stosunkowo niedawno. Zupełnie nowym patogenem który pojawił się u przeżuwaczy domowych i dzikich w Europie był w 2011 roku wirus Schmallenberg. Badania serologiczne przeprowadzone w Polsce w 2013 roku na kilku gatunkach dzikich przeżuwaczy wykazały obecność wyników dodatnich w 25% próbek, w tym u muflonów, saren, danieli, jeleni oraz żubrów. W Polsce od 1996 roku cyklicznie diagnozowana jest gruźlica u żubrów w Bieszczadach, a do 2013 roku potwierdzono obecność prątką u 45 zwierząt. W 2014 roku stwierdzono w kraju pierwszy przypadek gruźlicy u dzika wywołanej przez *M. caprae*, a źródłem zakażenia były prawdopodobnie żubry. Doustne uodparnianie lisów przeciwko wściekliznie przyczyniło się do spadku liczby przypadków z ponad 3000 w 1992 r. do 8 w 2009 roku, jednak w kolejnych latach nastąpiło pogorszenie sytuacji epidemiologicznej, szczególnie w województwach Małopolskim i Podkarpackim. W ostatniej dekadzie istotnymi problemami epidemicznymi ze strony zwierząt dzikich, z punktu widzenia zagrożenia zdrowia zwierząt domowych i gospodarki kraju, stanowią afrykański pomór świń i grypa ptaków. Afrykański pomór świń wykryto w Polsce w lutym 2014 roku i do chwili obecnej (marzec 2016 r.) odnotowano 86 przypadków u dzików. Choroba rozprzestrzeniła się bardzo wolno w 3 powiatach województwa podlaskiego, szczególnie na obszarach o dużym zagęszczeniu populacji dzików. Grypa ptaków wywołana przez podtyp H5N1 wirusa była przyczyną masowych padnięć ptaków dzikich, szczególnie łabędzi niemych, podczas epidemii w Europie latach 2005-2008. W 2014 roku ptaki dzikie odegrały dużą rolę w zawleczeniu wirusa grypy H5N8 do Europy, jednak skala epidemii była znacznie mniejsza.

Słowa kluczowe: nowo pojawiające się choroby zakaźne, powracające choroby zakaźne, dzikie zwierzęta





Fot. Dennis Jacobsen/Shutterstock.com

Obecna sytuacja zajęcy i kuropatw oraz zarządzanie ich populacjami

Marek Panek

Stacja Badawcza Polskiego Związku Łowieckiego w Czempiniu

Abstract: Current situation of hares and partridges and the management of their populations

The numbers of brown hares and grey partridges in Poland decreased considerably during the previous decades, and remained at a low level at the beginning of the 21st century. An increase in predators' abundance and negative changes in agricultural habitats, were the main reasons for these trends. This unfavourable situation of both species determines the pattern of their current population management. Because of low densities, hunting of their populations was recently suspended in many regions of the country. At the same time, the releases of hand-reared individuals were initiated, mainly in order to restore local populations. However, a long-term increase in the hare and partridge numbers requires the improvement of their living conditions. Predator control and the creation of habitats providing shelters and food are considered to be the most effective methods. Therefore, the management of hares and partridges in Poland should currently be aimed mostly at restoration of their abundant populations.

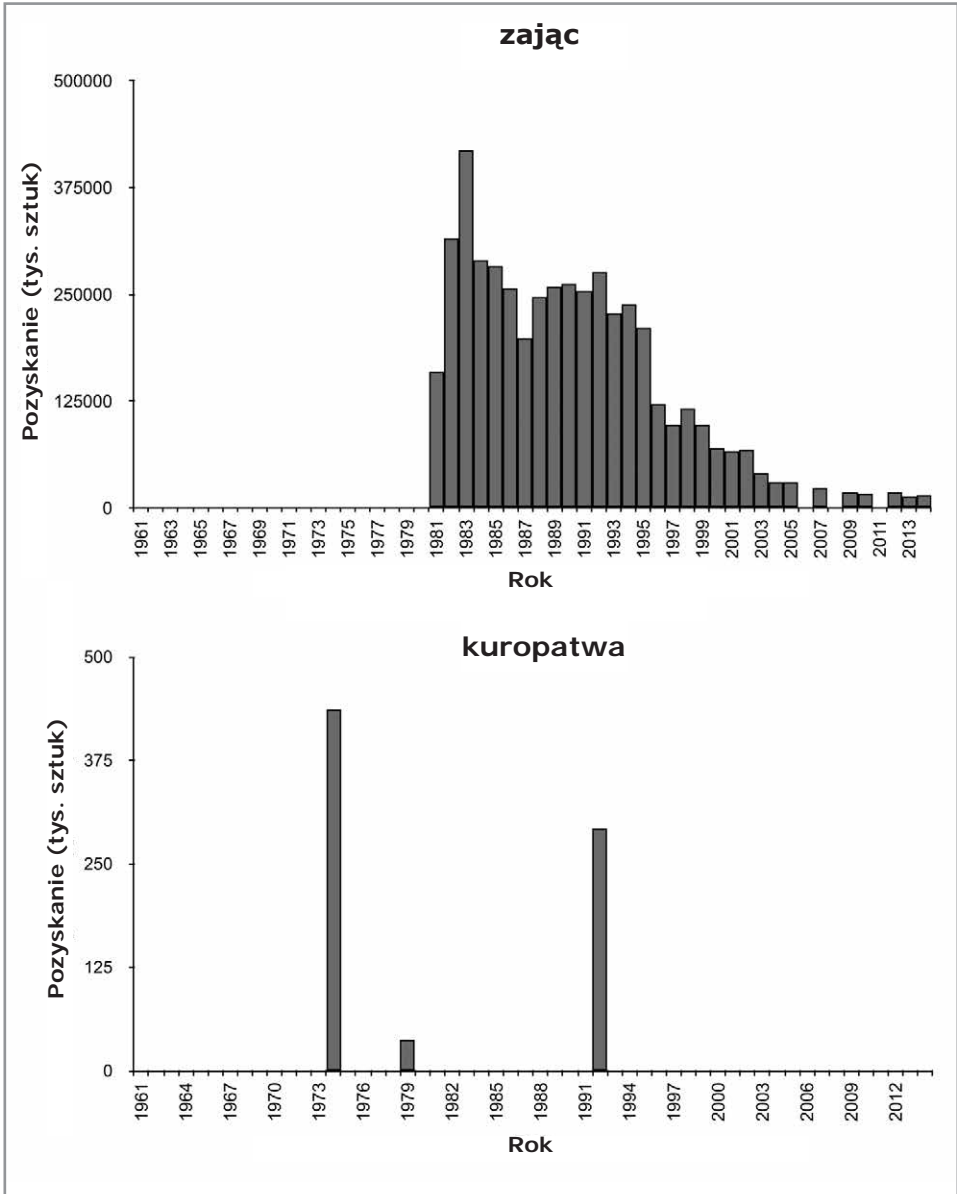
Key words: brown hare, grey partridge, predator control, restocking of opulation

Wstęp

Wśród zwierząt łownych znajdują się grupy gatunków z szeregu jednostek systematycznych, posiadające różne strategie życiowe oraz charakteryzujące się odmienną sytuacją demograficzną i zróżnicowanym statusem ochronnym. Wobec tego niezbędne jest specyficzne podejście do zarządzania populacjami przedstawicieli każdej z tych grup. Przykładowo, gatunki zaliczane przez myśliwych do zwierzyny drobnej to między innymi ptaki migrujące, które są eksploatowane łowiecko w wielu krajach, stąd regulacje wielkości ich pozyskania powinny być prowadzone na poziomie międzynarodowym (McCulloch i in. 1992). Z kolei niektóre łowne ssaki drapieżne, tj. jenoty, norki amerykańskie i szopy pracze, to obce gatunki inwazyjne, mogące negatywnie wpływać na rodzimą faunę. Dlatego korzystne byłoby wyeliminowanie tych drapieżników z terenu naszego kraju, a przynajmniej, co wydaje się bardziej realne, znacząco ograniczyć ich liczebność. Oznacza to, iż w przypadku wymienionych gatunków obcych, zamiast regulowanej eksploatacji łowieckiej, zaleca się ich zdecydowane zwalczanie poprzez możliwie intensywne i całoroczne pozyskiwanie (Głowaciński i in. 2011). Najważniejszymi przedstawicielami zwierzyny drobnej w Polsce, biorąc pod uwagę wysokość odstrzału, były niegdyś dwa rodzime gatunki, charakterystyczne dla naszego krajobrazu rolniczego – zając i kuropatwa. Obecne kierunki i zasady zarządzania ich populacjami determinowane są przed głębokie zmiany sytuacji tych zwierząt w ostatnich dziesięcioleciach.

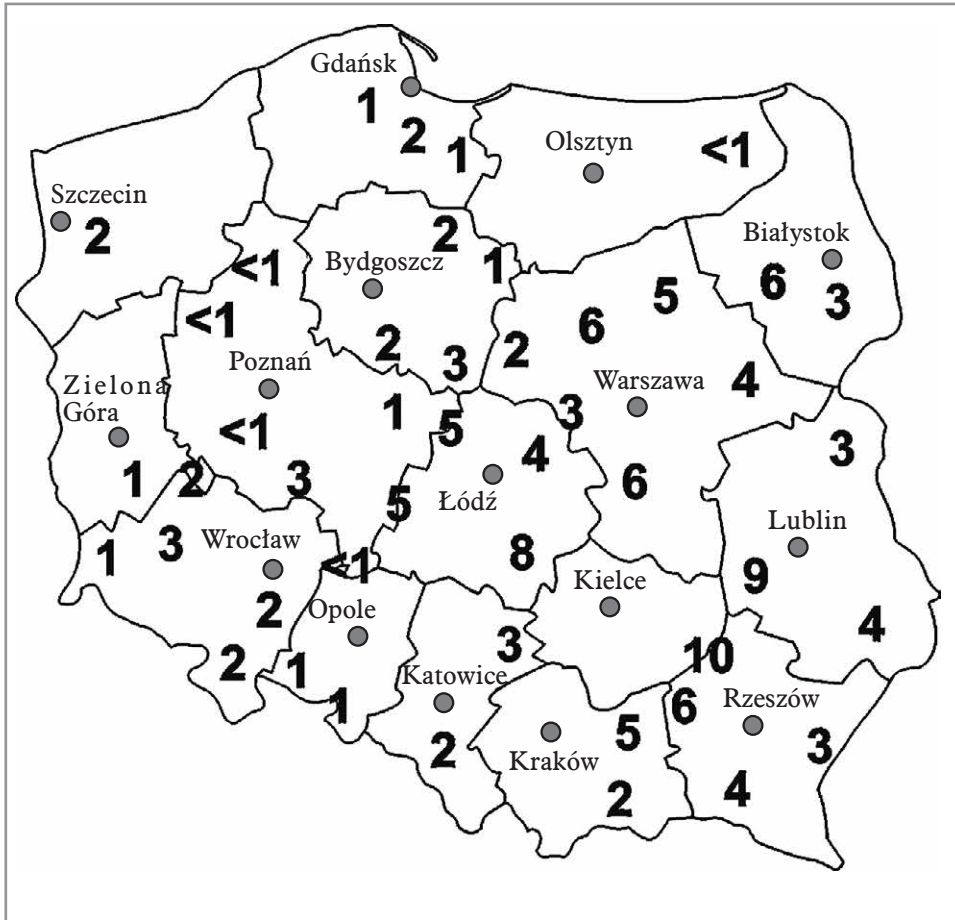
Sytuacja zający i kuropatw

W latach 60. i 70. XX wieku pozyskiwano w Polsce do kilkuset tysięcy zający i kuropatw rocznie. Już w latach 80. tamtego wieku pozyskanie obu gatunków obniżyło się, a dalszy, znacznie większy spadek rozpoczął się w latach 90. (Ryc. 1), co wskazuje na wyraźne zmniejszanie się ich liczebności. Od początku lat 90. monitorowana była nie tylko wielkość pozyskania, ale także zmiany zagęszczenia zający i kuropatw, w oparciu o sieć terenów kontrolnych położonych w różnych rejonach kraju (Kamieniarz, Panek 2008). Pozwoliło to ocenić, że w końcu XX wieku nastąpił około dwukrotny spadek średniego jesiennego zagęszczenia zający w Polsce, a średnie zagęszczenie kuropatw na wiosnę zmniejszyło się w tym okresie trzykrotnie, natomiast podczas pierwszych kilkunastu lat XXI wieku krajowe populacje obu gatunków pozostawały na niskim poziomie (Panek 2005; Kamieniarz, Panek 2008; Panek i Budny 2015). W latach 2005–2007 jesiennie zagęszczenia zający w Polsce zawierały się najczęściej w granicach 2–20 osobników na km² (Kamieniarz, Panek 2008), a wiosenne zagęszczenia kuropatw w latach 2001–2010 wynosiły jedynie od mniej niż 1 do 10 par na km² (Ryc. 2). Wyraźny spadek liczebności zający i kuropatw obserwuje się w skali całej Europy (Smith i in. 2005; Kuijper i in. 2009).



Rycina 1. Pozyskanie zająca i kuropatw w Polsce w latach 1961–2014 (na podstawie: Pielowski i in. 1993; Kamierniarz, Panek 2008 oraz danych Stacji Badawczej PZŁ w Czempiniu, www.czempin.pzlow.pl)

Figure 1. The number of hunted brown hare and grey partridge in year 1961–2014 (source: Pielowski et al. 1993; Kamierniarz, Panek 2008; data of Research Station of the Polish Hunting Association in Czempin)



Rycina 2. Średnie wiosenne zagęszczenie kuropatw (pary na km² pól) w poszczególnych terenach monitoringu w latach 2001–2010 (za Panek, Budny 2015)

Figure 2. The average density of grey partridge (pairs per sq km) in monitored areas in years 2001–2010 (source: Panek, Budny 2015)

Jako demograficzne przyczyny zmniejszania się liczebności zajęcy w Polsce w ostatnich dziesięcioleciach podawano wzrost śmiertelności zarówno osobników dorosłych, jak i młodych, czyli obniżenie produkcji populacji (Pielowski i in. 1993; Kamieniarz, Panek 2008). Znaczny spadek liczebności kuropatw w latach 90. XX wieku spowodowany był ograniczeniem produkcji młodych, przede wszystkim w rezultacie wzrostu strat łęgów i wysiadujących samic, a w drugiej kolejności zwiększenia śmiertelności piskląt (Panek 2002; 2005). Niekorzystny trend tego ostatniego parametru pogłębił się podczas pierwszych kilkunastu lat obecnego wieku (Panek, Budny 2015).

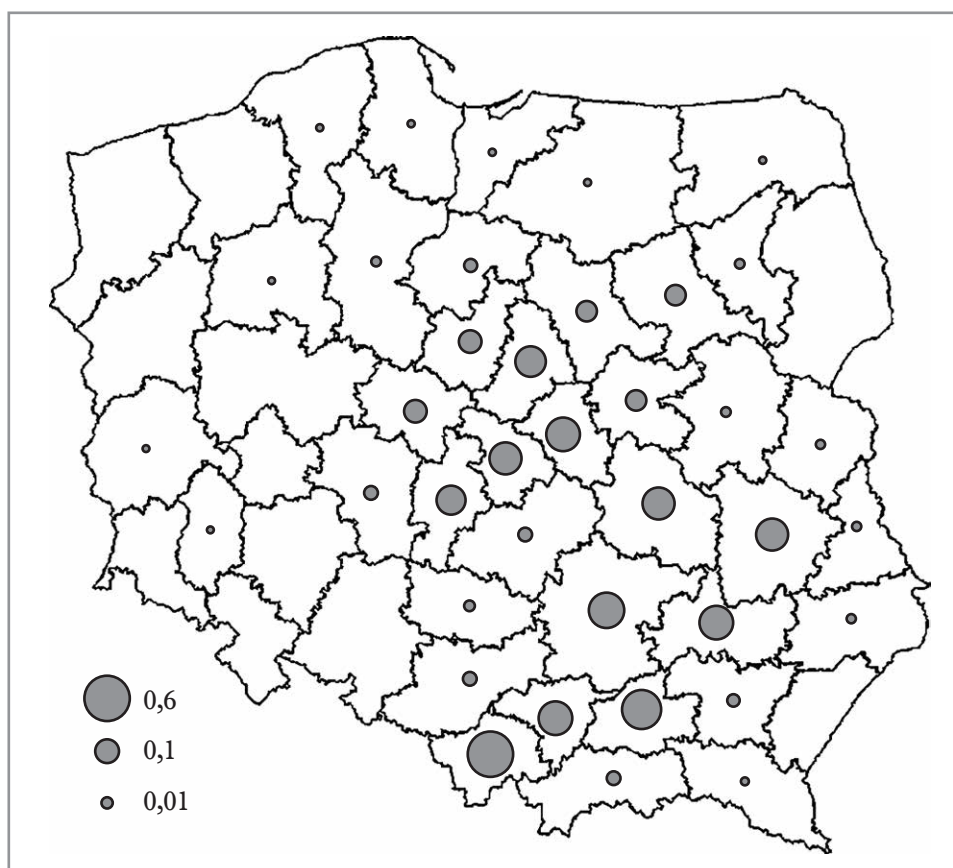
Środowiskowe przyczyny spadku liczebności zajęcy i kuropatw, zasiedlających ten sam krajobraz rolniczy, okazały się podobne. W Polsce wymieniano przede wszystkim wzrost populacji drapieżników, głównie lisa, prowadzący do zwiększenia śmiertelności u obu gatunków oraz strat łęgów u kuropatwy (Panek 2005; Panek i in. 2006; Kamieniarz, Panek 2008). Zjawisko to było szczególnie istotne w latach 90., kiedy populacja lisa szybko rosła po wprowadzeniu szczepień tych zwierząt przeciwko wściekliznie (Kamieniarz, Panek 2008). Drugim z niekorzystnie oddziałujących czynników była intensyfikacja rolnictwa polegająca na upraszczaniu struktury upraw, co oznaczało ograniczanie dostępności schronień i miejsc gniazdowania oraz zasobów pokarmowych obu gatunków, a także na zwiększaniu intensywności stosowania pestycydów, negatywnie wpływających zwłaszcza na obfitość pokarmu piskląt kuropatw, który stanowią różnorodne owady (Panek, Kamieniarz 1998; 1999; Kamieniarz, Panek 2008).

Eksploatacja łowiecka

Bezpieczny poziom eksploatacji łowieckiej zmienia się wraz z zagęszczeniem populacji zwierzyny drobnej. Według zaleceń dla polskich łowisk (Bresiński i in. 2003), z silnych populacji zajęcy (ponad 20 osobników na km²) można pozyskiwać do 15–20% stanów jesiennych, do 5–10% z populacji słabszych (5–10/km²), ale polowania należy zawiesić po spadku zagęszczenia poniżej 5 osobników na km². W przypadku kuropatw, liczne ich populacje (kilkadziesiąt osobników na km² w końcu lata) można bezpiecznie eksploatować na poziomie do 30% stanów występujących w okresie polowań, mniej liczne (rzędu 10 osob./km²) do 5%, jednak odstrzał tych ptaków powinien być wstrzymany, gdy ich zagęszczenie w końcu lata spadnie poniżej 10 osobników na km², czyli poniżej 2–3 par/km² na wiosnę. Ponadto, znaczne ograniczenie lub nawet zawieszenie eksploatacji łowieckiej powinno następować po stwierdzeniu wyraźnego, spadkowego trendu liczebności. Przedstawione powyżej dane o zakresie i tendencjach zagęszczenia zajęcy i kuropatw w Polsce w ostatnich latach wskazują, że nie powinny być one obecnie obiektem polowań w wielu rejonach kraju. Zgodnie z tym, stosunkowo niewielkie pozyskanie zajęcy (np. 15,5 tys. sztuk w sezonie 2014/15 w obwodach dzierzawionych przez koła łowieckie, czyli w 93% obwodów istniejących w kraju; Panek, Budny 2015) realizowane było ostatnio głównie w niewielkiej grupie okręgów położonych w centrum i na południu kraju (Ryc. 3). Roczne pozyskanie kuropatw w Polsce zmniejszyło się ostatnio poniżej tysiąca sztuk (800 w sezonie 2014/15, Panek, Budny 2015), a sporadyczne polowania miały jeszcze miejsce głównie na Kielecczyźnie i w rejonach sąsiednich (Panek, Budny 2015).

Tendencje spadkowe populacji zajęcy i kuropatw oraz utrzymywanie się niskich ich stanów w ostatnich latach może skłaniać do wniosku o objęcie tych gatunków całoroczną ochroną. Jednak taka zmiana statusu nie poprawi ich

sytuacji, ponieważ w rejonach z niskimi zagęszczeniami eksploatacja łowiecka jest i tak zawieszana. Tymczasem utrzymywanie potencjalnych możliwości polowań na zające i kuropatwy zapewne zachęca myśliwych do podejmowania działań na rzecz poprawy stanów tych zwierząt. W zachodniej Europie stwierdza się na przykład, że zagęszczenia kuropatw bywają wyraźnie wyższe w rejonach, gdzie pozostają one obiektem polowań, a wobec tego także odpowiedniego zarządzania przez gospodarzy łowisk, niż na terenach gdzie ptaki te przestały cieszyć się zainteresowaniem myśliwych (Aebischer 1997; Bro i in. 2005). Jednak niekorzystna sytuacja omawianych gatunków w wielu rejonach oznacza, że prowadzenie eksploatacji łowieckiej silniejszych populacji lokalnych powinno odbywać się wyłącznie na podstawie metodycznych ocen ich zagęszczenia.



Rycina 3. Pozyskanie zający w okręgach łowieckich w roku 2014/15 (sztuki na km² powierzchni polnej) (za Panek, Budny 2015)

Figure 3. The level of hunted grey hare in hunting season 2014/15 (animals per sq km field area) (source: Panek, Budny 2015)

Spadek liczebności zajęcy i kuropatw w poprzednich dekadach spowodował, że obecnie zarządzanie ich populacjami już tylko w niewielkim stopniu może polegać na eksploatacji, jak to miało miejsce dawniej, lecz powinno przede wszystkim obejmować działania zmierzające do poprawy stanów tych gatunków.

Zasiedlenia

Reakcją myśliwych na spadek liczebności polnej zwierzyny drobnej i związane z tym ograniczenie możliwości polowań było między innymi rozpoczęcie stosowania zasiedleń. Wypuszczanie zajęcy i kuropatw odłowionych w innych terenach lub pochodzących z hodowli jest prowadzone w Europie w dwóch celach – bezpośredniego zwiększania liczby osobników dostępnych dla myśliwych podczas polowań lub zasilania miejscowych populacji (Sokos i in. 2008, Stamatis i in. 2009). W niektórych krajach wypuszcza się masowo ptaki łowne pochodzące z hodowli z przeznaczeniem do odstrzału, na przykład we Francji w połowie lat 90. XX wieku odchowywano w tym celu dwa miliony kuropatw szarych rocznie (Bro i in. 2005). Zaleca się jednak, aby ten sposób gospodarowania zwierzyną drobną prowadzić w rejonach, w których dane gatunki praktycznie nie występują w stanie dzikim, a unikać masowych wypuszczeń w terenach nadal przez nie zasiedlanych, ponieważ działania takie mogą mieć niekorzystny wpływ na rodzime populacje (Liukkonen-Anttila i in. 2002; Bro i in. 2005).

W Polsce skala zasiedleń rodzimymi gatunkami zwierzyny drobnej była dotąd stosunkowo niewielka. Zaczęto je regularnie prowadzić po ostatnim spadku liczebności zajęcy i kuropatw, czyli w końcu lat 90. XX wieku. Liczba wypuszczanych osobników zwiększała się stopniowo. W latach 2011–2015 do obwodów kół łowieckich wsiedlano rocznie 3–6 tys. zajęcy oraz 36–39 tys. kuropatw (Panek, Budny 2015). Były to niewątpliwie głównie zwierzęta pochodzące z hodowli, ponieważ w ostatnich latach praktycznie nie prowadzono odłowów dzikich kuropatw, a liczba chwypanych zajęcy była niska (do kilkuset osobników rocznie). Tylko w niewielkiej części obwodów z zasiedleniami prowadzono jednocześnie polowania, których obiektem mogły być wypuszczane osobniki (Kamieniarz, Panek 2008), zatem głównym celem tych zabiegów było najwyraźniej zasilanie miejscowych populacji.

Wypuszczanie zwierząt uznawane jest przez gremia zajmujące się ochroną przyrody za efektywną metodę służącą odbudowywaniu ich populacji, jednak użycie tej metody powinno być poprzedzone wnikliwą analizą obejmującą bilans korzyści oraz kosztów i ryzyka, a także możliwości zastosowania działań alternatywnych (IUCN/SSC 2013). Problemem w przypadku omawianych gatunków jest pochodzenie większości wsiedlanych osobników z hodowli, co oznacza, że zwykle mają one wyższe prawdopodobieństwo śmiertelności i niski sukces rozrodczy (Kamieniarz, Panek 2011; Misiórska, Wasilewski 2012). Powoduje to, że rzeczywista rekrutacja wypuszczanych osobników i ich potomstwa do miejscowych populacji może być

niewielka lub nawet zerowa. Ponadto, zasiedlenia mogą jedynie wspierać odbudowę populacji zajęcy i kuropatw, która wymaga poprawienia warunków środowiskowych, ograniczających dotąd ich rozwój.

Poprawianie warunków środowiskowych

Skuteczne działania na rzecz długotrwałego zwiększenia stanów zajęcy i kuropatw muszą polegać na odpowiednim kształtowaniu warunków środowiskowych, czyli modyfikowaniu czynników, które według powyższego przeglądu odpowiadają za pogorszenia się sytuacji tych gatunków (Kamieniarz, Panek 2008). Jednym z takich zabiegów jest więc ograniczanie liczebności drapieżników, czyli w pierwszej kolejności lisów. Badania eksperymentalne dowiodły, że istotne zmniejszenie presji najważniejszych drapieżników poprzez odpowiednio intensywne pozyskanie prowadzi do wyraźnego wzrostu zagęszczenia zajęcy i kuropatw (Tapper i in. 1996; Panek i in. 2006; Reynolds i in. 2010). Doświadczenia z Polski pokazują, że skuteczne ograniczanie liczebności lisów wymaga wysokiego odstrzału w stosunku do wielkości populacji (150% liczebności wiosennej), najlepiej prowadzonego na znacznych obszarach, tj. w skali kilku sąsiadujących obwodów łowieckich (Bresiński i in. 2003).

Drugim z możliwych kierunków poprawiania warunków bytowania zwierzyny drobnej jest odpowiednie kształtowanie habitatu (siedliska). Metody takich działań najszerszej opracowano i przetestowano w Wielkiej Brytanii (Aebischer, Ewald 2010; Ewald i in. 2010; Reynolds i in. 2010; Draycott 2012; Ewald i in. 2012; Sotherton i in. 2014). W przypadku kuropatw, kształtowanie habitatu polega tam przede wszystkim na zwiększaniu dostępności miejsc wykorzystywanych przez te ptaki podczas zakładania gniazd i w okresie wodzenia piskląt, a także roślinności zapewniającej osłonę i pokarm w okresie jesienno-zimowym. Najważniejszą opcją jest odpowiednie zagospodarowanie granic pól, poprzez ochronę istniejących żywopłotów oraz tworzenie nowych, a także pomijanie podczas oprysków pestycydami brzeżnych pasów zbóż (zwykle 6 m). Inny sposób poprawy warunków gniazdowania kuropatw polega na zakładaniu trawiastych pasów o szerokości 2 m w poprzek większych pól. Stosuje się ponadto wysiew różnorodnych mieszanek roślinnych, najczęściej w postaci pasów o szerokości 20 m, umiejscawianych przy brzegach lub na środku pól, utrzymywanych w okresie rozrodu (jako bogate w owady miejsca wodzenia piskląt) lub w okresie jesienno-zimowym (jako schronienia i źródło pokarmu). Podczas wprowadzania takich modyfikacji habitatu polnego skutecznie wykorzystywano niektóre opcje programów rolno-środowiskowych (Ewald i in. 2010).

Zabiegi poprawiające warunki bytowania zwierzyny drobnej w Wielkiej Brytanii stosowano zwykle kompleksowo, czyli polegały one na jednoczesnym ograniczaniu stanów drapieżników oraz wzbogacaniu terenów polnych o habitaty korzystne dla tej zwierzyny. Według tamtejszych doświadczeń z reguły prowadziło to do wyraź-

nego, kilkukrotnego lub nawet większego wzrostu liczebności kuropatw (Aebischer, Ewald 2010; Draycott 2012; Ewald i in. 2012; Sotherton i in. 2014). W przypadku zająca oceniono tam wręcz, że choć samo ograniczanie liczebności drapieżników powodowało wzrost liczebności szaraków, to znacznie lepsze efekty uzyskiwano przy jednoczesnym poprawianiu habitatu, natomiast wyłącznie poprawianie habitatu nie prowadziło do wzrostu stanów tego gatunku (Reynolds i in. 2010).

Z powyższego przeglądu wynika, że przy obecnej sytuacji zajęcy i kuropatw, najważniejszą składową zarządzania ich populacjami powinno być prowadzenie działań służących odbudowie stanów tych gatunków, polegających w pierwszej kolejności na kreowaniu odpowiednich warunków środowiskowych. Wymaga to między innymi pewnych modyfikacji zagospodarowania pól i zabiegów agrotechnicznych, a więc współdziałania z rolnikami. Specjaliści zajmujący się zarządzaniem populacjami polnej zwierzyny drobnej powinni obecnie dysponować wiedzą na temat zasad funkcjonowania oraz praktycznego wdrażania programów rolno-środowiskowych, które stanowią znaczące wsparcie dla ochrony przyrody na terenach rolniczych.

Piśmiennictwo

- Aebischer N.J. 1997. Impact of hunting on the population dynamics of wild birds. *Gibier Faune Sauvage, Game and Wildlife* 14: 183–200.
- Aebischer N.J., Ewald J.A. 2010. Grey partridge *Perdix perdix* in the UK: recovery status, set-aside and shooting. *Ibis* 152: 530–542.
- Bresiński W., Kamieniarz R., Panek M. 2003. Gospodarowanie podstawowymi gatunkami zwierzyny drobnej. [W:] Dzieńciołowski R. (red.) *Poradnik zagospodarowania łowisk polnych i gospodarowania podstawowymi gatunkami zwierzyny drobnej*. Łowiec Polski, Warszawa, str. 83–143.
- Bro E., Reitz F., Landry P. 2005. Grey partridge *Perdix perdix* population status in central northern France: spatial variability in density and 1994–2004 trend. *Wildlife Biology* 11: 287–298.
- Ewald J.A., Aebischer N.J., Richardson S.M., Grice P.V., Cooke A.I. 2010. The effect of agri-environment schemes on grey partridges at the farm level in England. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 138: 55–63.
- Ewald J.A., Potts G.R., Aebischer N.J. 2012. Restoration of a wild grey partridge shoot: a major development in the Sussex study, UK. *Animal Biodiversity and Conservation* 35: 363–369.
- Draycott R.A.H. 2012. Restoration of a sustainable wild grey partridge shoot in eastern England. *Animal Biodiversity and Conservation* 35: 381–386.
- Głowaciński Z., Okarma H., Pawłowski J., Solarz W. (red.) 2011. *Gatunki obce w faunie Polski*. I. Przegląd i ocena stanu. Instytut Ochrony Przyrody PAN, Kraków.
- IUCN/SSC. 2013. *Guidelines for reintroductions and other conservation translocations*. Version 1.0. IUCN Species Survival Commission, Gland, Switzerland.
- Kamieniarz R., Panek M. 2008. *Zwierzęta łowne w Polsce na przełomie XX i XXI wieku*. Stacja Badawcza PZŁ, Czempin.

- Kamieniarz R., Panek M. 2011. Przebieg lęgów wsiedlonych kuropatw pochodzących z hodowli – badania radiotelemetryczne. Sylwan 155: 778–783.
- Kuijper D.P.J., Ooserveld E., Wymenga E. 2009. Decline and potential recovery of the European grey partridge (*Perdix perdix*) population – a review. European Journal of Wildlife Research 55: 455–463.
- Liukkonen-Anttila T., Uimaniemi L., Orell M., Lumme J. 2002. Mitochondrial DNA variation and the phylogeography of the grey partridge (*Perdix perdix*) in Europe: from Pleistocene history to present day populations. Journal of Evolutionary Biology 15: 971–982.
- McCulloch M.N., Tucker G.M., Baillie S.R. 1992. The hunting of migratory birds in Europe: a ringing recovery analysis. Ibis 134, Suppl. 1: 55–65.
- Misiorowska M., Wasilewski M. 2012. Survival and causes of death among released brown hares (*Lepus europaeus* Pallas, 1778) in central Poland. Acta Theriologica 57: 305–312.
- Panek M. 2002. Space use, nesting sites and breeding success of grey partridge (*Perdix perdix*) in two agricultural management systems in western Poland. Game and Wildlife Science 19: 313–326.
- Panek M. 2005. Demography of grey partridges *Perdix perdix* in Poland in the years 1991–2004: reasons of population decline. European Journal of Wildlife Research 51: 14–18.
- Panek M., Budny M. 2015. Sytuacja zwierząt łownych w Polsce, 2015. Stacja Badawcza PZŁ, Czempin, www.czempin.pzlow.pl.
- Panek M., Kamieniarz R. 1998. Agricultural landscape structure and density of grey partridge (*Perdix perdix*) populations in Poland. Gibier Faune Sauvage, Game & Wildlife 15: 309–320.
- Panek M., Kamieniarz R. 1999. Relationships between density of brown hare *Lepus europaeus* and landscape structure in Poland in the years 1981–1995. Acta theriologica 44: 67–75.
- Panek M., Kamieniarz R., Bresiński W. 2006. The effect of experimental removal of red foxes *Vulpes vulpes* on spring density of brown hares *Lepus europaeus* in western Poland. Acta theriologica 52: 187–193.
- Pielowski Z., Kamieniarz R., Panek M. 1993. Raport o zwierzętach łownych w Polsce. Biblioteka Monitoringu Środowiska, PIOŚ, Warszawa.
- Reynolds J.C., Stoate C., Brockless M.H., Aebischer N.J., Tapper S.C. 2010. The consequences of predator control for brown hares (*Lepus europaeus*) on UK farmland. European Journal of Wildlife Research 56: 541–549.
- Smith R.K., Jennings N.V., Harris S. 2005. A quantitative analysis of the abundance and demography of European hares *Lepus europaeus* in relation to habitat type, intensity of agriculture and climate. Mammal Review 35: 1–24.
- Sokos C.K., Birtas P.K., Tsachalidis E.P. 2008. The aim of galliforms release and choice of techniques. Wildlife Biology 14: 412–422.
- Sotherton N.W., Aebischer N.J., Ewald J.A. 2014. Research into action: grey partridge conservation as a case study. Journal of Applied Ecology 51: 1–5.
- Stamatis C., Suchentrunk F., Moutou K.A., et al. 2009. Phylogeography of the brown hare (*Lepus europaeus*) in Europe: a legacy of southeastern Mediterranean refugia? Journal of Biogeography 36: 515–528.
- Tapper S.C., Potts G.R., Brockless M.H. 1996. The effect of an experimental reduction in predation pressure on the breeding success and population density of grey partridges *Perdix perdix*. Journal of Applied Ecology 33: 965–978.

Streszczenie:

Liczebność zajęcy i kuropatw w Polsce wyraźnie zmniejszała się podczas poprzednich dziesięcioleci, a na początku XXI wieku utrzymywała się na niskim poziomie. Wśród przyczyn tych negatywnych trendów wymienia się przede wszystkim wzrost stanów drapieżników i zmiany w krajobrazie polnym, powodowane intensyfikacją rolnictwa. Niekorzystna sytuacja obu gatunków determinuje aktualne kierunki i zasady zarządzania ich populacjami. W wielu rejonach kraju zagęszczenia zajęcy i kuropatw znajdowały się ostatnio w zakresie, przy którym eksploatacja łowiecka powinna być wstrzymana. Stąd krajowe pozyskanie było bardzo małe, w porównaniu z poprzednimi dekadami, i realizowano je już tylko w niewielu rejonach Polski. Reakcją myśliwych na zmniejszenie stanów polnej zwierzyny drobnej było między innymi rozpoczęcie zasiedleń. W Polsce stosuje się je przede wszystkim w celu zasilania dzikich populacji tych gatunków. Wykorzystywane są głównie osobniki pochodzące z hodowli, charakteryzujące się wysoką śmiertelnością i niskim sukcesem reprodukcyjnym, co ogranicza efekty takich zabiegów. Długotrwałe zwiększenie zagęszczenia zajęcy i kuropatw wymaga poprawienia warunków środowiskowych, czyli modyfikacji czynników, które doprowadziły do spadku stanów tych zwierząt. Programy odbudowy populacji zajęcy i kuropatw powinny zatem obejmować ograniczanie liczebności drapieżników, przede wszystkim lisa, oraz odpowiednie kształtowanie habitatów, a więc zwiększanie dostępności schronień i pokarmu. Realizacji tego drugiego elementu sprzyja wykorzystywanie programów rolno-środowiskowych. Zatem zarządzanie populacjami zajęcy i kuropatw to obecnie głównie prowadzenie działań na rzecz poprawy ich sytuacji.

Słowa kluczowe: zając, kuropatwa, ograniczanie drapieżnictwa, wzbogacanie populacji



Fot. Tom Reichner/Shutterstock.com



Fot. grusgrus444/Shutterstock.com

Prawne i praktyczne instrumenty zarządzania populacjami zwierzyny grubej w lasach

Jan Błaszczyk, Bogdan Balik

Generalna Dyrekcja Lasów Państwowych

Abstract: Legal and practical tools for the management of big game populations in forests

The environment transformed by human hand, demands actions aiming at balancing needs of nature and man. Game populations living in forest ecosystems require an improvement or creation of new instruments for their efficient management. The most common management tools are: annual and long term game management plans, participation of tenants in costs of forest protection against damages caused by game species, modifications of a list of game animals and hunting periods, introduction of rules for big game management corresponding with tasks assigned to the Polish Hunting Association according to the Law on Hunting, as well as enhancing living conditions of animals by improving their habitats, establishing refuges and enriching their feeding bases.

The aim of this paper is a review and evaluation of available tools in game management, as well as providing suggestions of potential improvements for the management of big game populations in forest ecosystems.

Key words: big game, annual management plan, long term management plan

Narzędzia wykorzystywane do zarządzania populacjami zwierzyny

Bardzo trafną, a jednocześnie krótką definicję zarządzania populacjami zwierzyny (zarządzania łowiectwem) zawarł Prof. Andrzej Tomek w swoim referacie wygłoszonym na konferencji „Las i zwierzyna – ścieżki kompromisu”, która odbyła się 12 września 2013 r. na terenie Nadleśnictwa Karnieszewice (Tomek, 2013). Na czym zatem polega owo zarządzanie? Jest niczym innym, jak próbą zrównoważenia potrzeb przyrody z potrzebami ludzi, którą człowiek podejmuje przekształcając środowisko. W następstwie tych działań niektóre gatunki wyginęły, inne znalazły bardzo korzystne warunki i zwiększyły swoją liczebność tak, że stały się źródłem problemów gospodarczych, a w pewnym stopniu również społecznych. W tym kontekście rozważanie czy zarządzanie populacjami jest dziś potrzebne nie znajduje uzasadnienia. Jest ono, w przekształconym przez człowieka świecie wręcz konieczne, aby przywołując wygłoszone przez Profesora Tomka słowa, „utrzymać wszystkie rodzime gatunki zwierząt w liczebności odpowiadającej pojemności biologicznej lub gospodarczej, a także zachować biotopy tych zwierząt”.

To stwierdzenie, jak i sama idea zarządzania populacjami zwierzyny jest szczególnie istotna w odniesieniu do zwierzyny grubej, której naturalnym środowiskiem jest las i jego bliskie sąsiedztwo, bowiem w tym obszarze kumulują się problemy gospodarcze i społeczne, a które narastają jeżeli zarządzanie to jest źle prowadzone lub w ogóle nie występuje.

Aby owo zarządzanie realizować konieczne są instrumenty prawne, które pozwolą na prowadzenie określonych działań – instrumenty, które określonym grupom społecznym/zawodowym dadzą możliwość władczego oddziaływania na podmioty prowadzące gospodarkę łowiecką. Należy do nich zaliczyć: wieloletnie łowieckie plany hodowlane (WŁPH), roczne plany łowieckie (rpł), partycypację w kosztach ochrony lasu przed zwierzyną, ustalanie listy gatunków łownych oraz okresów polowań na te gatunki, czy wreszcie zasady gospodarowania populacjami zwierzyny.

Nie mniej istotną rolę odgrywają możliwości praktyczne. Są one związane z wymienionymi instrumentami prawnymi lub je uzupełniają. W tej sferze możliwości jest np. kształtowanie pojemności biologicznej, regulacja struktur populacji, ograniczanie bądź inicjowanie przemieszczeń itp.

Wieloletni Łowiecki Plan Hodowlany

Obowiązek sporządzania WŁPH wprowadzony został ustawą z dnia 13.10.1995 r. Prawo łowieckie (Ustawa Prawo łowieckie 1995), a w szczególności poprzez art. 8 ust. 3 tej ustawy w brzmieniu „Gospodarka łowiecka prowadzona jest na zasadach określonych w ustawie, w oparciu o roczne plany łowieckie i wieloletnie łowieckie plany hodowlane”. Obowiązek sporządzenia planów został nałożony na dyrektorów regionalnych dyrekcji Lasów Państwowych „w uzgodnieniu z marszałkami województw i Polskim

Związkiem Łowieckim". Szczegółowy sposób sporządzania WŁPH określił Minister Środowiska w Rozporządzeniu z dnia 13 listopada 2007 r. w sprawie rocznych planów łowieckich i wieloletnich łowieckich planów hodowlanych (rozporządzenie MŚ 2007).

Zgodnie z art. 8 ust. 4 ustawy Prawo łowieckie WŁPH opracowywane są „*dla sąsiadujących ze sobą obwodów łowieckich o zbliżonych warunkach przyrodniczych (rejonów hodowlanych)*”. Tym samym w prawie pojawia się po raz pierwszy pojęcie obszaru większego niż obwód łowiecki. Ustawodawca trafnie zauważył, że gospodarowanie zwierzyną grubą, zwłaszcza w kontekście migracji sezonowych na obszarze pojedynczego obwodu łowieckiego jest niepełne i wymaga znacznie szerszego spojrzenia. Stąd utworzenie większych jednostek powierzchniowych – rejonów hodowlanych oraz konieczność zarządzania populacjami w dłuższej perspektywie czasowej (10 letniej) za pomocą wieloletnich łowieckich planów hodowlanych.

Należy przy tym zaznaczyć, że prawo (Prawo łowieckie) nie precyzuje czym są w istocie WŁPH. Obliguje ono jedynie do ich sporządzania dyrektorów Regionalnych Dyrekcji LP we współpracy z marszałkami województw i Polskim Związkiem Łowieckim. I co szczególnie istotne nie podlegają one żadnemu zatwierdzeniu bądź akceptacji. Z całą pewnością nie mają też charakteru prawa powszechnie obowiązującego. Czym zatem są? W „*Studium na temat uprawnionej działalności Dyrektora Generalnego Lasów Państwowych jako kierownika LP z uwzględnieniem problematyki kierowania Lasami Państwowymi*” autorstwa dr inż. Konrada Tomaszewskiego WŁPH zdefiniowane zostały jako „...*dobro majątkowe Skarbu Państwa pozostające w zarządzie dyrektora regionalnej dyrekcji Lasów Państwowych jako narzędzie (jako inny instrument prawny) prowadzenia polityki rozwoju*” (Tomaszewski materiały niepublikowane). Konieczność sporządzenia WŁPH ma charakter obowiązku suwerennego, nałożonego na tegoż dyrektora z mocy prawa. Tyle ogólnego odniesienia do statusu tegoż dokumentu.

Wymienione wcześniej rozporządzenie Ministra Środowiska mówi co powinien zawierać WŁPH, określając tym samym zakres, w jakim zarządzanie populacjami zwierzyny może się odbywać. Dokument w części ogólnej identyfikuje sporządzającego WŁPH oraz zawiera podstawowe informacje o rejonie hodowlanym. Część szczegółowa natomiast – informacje dotyczące obwodów łowieckich wchodzących w skład rejonu hodowlanego, jego zagospodarowanie oraz charakterystykę populacji zwierzyny tam bytującej. Opis ten jest swego rodzaju stanem wyjściowym, niezwykle istotnym dla decyzji podejmowanych w całym okresie obowiązywania planu. Kolejną, niezwykle ważną informacją, którą zawiera część szczegółowa jest określenie tzw. stanów docelowych tj. liczebności zwierzyny grubej na koniec obowiązywania planu. Wszystkie decyzje związane z zarządzaniem populacjami zwierzyny w rejonie hodowlanym, w okresie jego obowiązywania, powinny być podporządkowane celowi nadrzędnemu, jakim jest osiągnięcie stanu docelowego. Trzeba przy tym pamiętać, że rzecz dotyczy

zarządzania (gospodarowania) populacjami zwierząt wolno żyjących w uwarunkowaniach środowiskowych, które podlegają ciągłym dynamicznym zmianom. Dziesięcioletni okres obowiązywania planu jest na tyle długi, iż mogą zaistnieć zjawiska uniemożliwiające osiągnięcie wcześniej przyjętych stanów docelowych. W szczególności należą do nich: klęski żywiołowe, choroby zakaźne, istotne zmiany granic rejonu hodowlanego, rodzaju agrocenoz, liczebności zwierzyny. Wszystkie zostały precyzyjnie określone w §6 ust. 2 przywołanego wyżej rozporządzenia. W takich przypadkach istnieje możliwość zmiany WŁPH, polegającej na uwzględnieniu w określeniu stanów docelowych tych właśnie sytuacji. Należy przy tym pamiętać, że procedura zmiany planu jest podobna do jego sporządzenia, wymaga każdorazowego uzgodnienia z właściwym marszałkiem województwa i przedstawicielami Polskiego Związku Łowieckiego. WŁPH jest w kształcie określonym prawem podstawowym narzędziem zarządzania – gospodarowania populacjami zwierzyny grubej, której naturalnym środowiskiem są lasy. Mankamentem tego narzędzia jest niedookreślony (w prawie) jego status oraz założenie, że zarządzanie populacjami w rejonie hodowlanym, sprowadza się do działań podejmowanych w poszczególnych obwodach łowieckich wchodzących w jego skład. Pomimo tych wad WŁPH uznać należy za istotny dokument prawny prowadzenia polityki rozwoju w odniesieniu do zasobów przyrody, jakim są zwierzęta łowne. Przedstawia sobą duży potencjał w zarządzaniu populacjami zwierzyny, wymaga jednak doprecyzowania i dopracowania w kilku aspektach.

Roczny plan łowiecki

Roczny plan łowiecki jest kolejnym dokumentem prawnym, który służy prowadzeniu polityki rozwoju. Prawo łowieckie kreuje podmiot zobowiązany do tworzenia projektu planu, którym jest dzierżawca lub zarządca obwodu łowieckiego oraz organ zatwierdzający plan, którym jest odpowiednio nadleśniczy lub dyrektor Regionalnej Dyrekcji Lasów Państwowych, pełniący w procesie zatwierdzania rolę organu administracji publicznej. Roczny plan łowiecki po zatwierdzeniu przez nadleśniczego staje się dokumentem, w oparciu o który dzierżawca obwodu łowieckiego nabywa uprawnienia majątkowe (czerpania pożytku) do prowadzenia w obwodzie gospodarki łowieckiej, w ramach limitów i ograniczeń w zakresie pozyskania zwierzyny. Trzeba przy tym pamiętać, że sporządzony przez dzierżawcę projekt rocznego planu łowieckiego, a w świetle Kpa wniosek, musi zostać obligatoryjnie zaopiniowany przez właściwego wójta (burmistrza, prezydenta miasta), a w niektórych przypadkach dodatkowo przez dyrektora parku narodowego, zarządcę lub właściciela rybackiego obrębu hodowlanego. Przed przedłożeniem do zatwierdzenia projekt planu powinien być uzgodniony z Polskim Związkiem Łowieckim. Za tym, że proces zatwierdzania rocznego planu łowieckiego należy traktować jako postępowanie administracyjne przemawia zawarta w ustawie Prawo łowieckie (art. 8 ust. 3d)

dwuinstancyjność postępowania. Wynika ona z faktu, iż dyrektor regionalnej dyrekcji Lasów Państwowych, w odniesieniu do obwodów wydzierżawionych i dyrektor generalny Lasów Państwowych, w odniesieniu do obwodów wyłączonych z wydzierżawienia ustanowieni zostali jako organ odwoławczy, który rozpatruje sprawy związane z niezatwierdzeniem planu w całości lub części. Odwołania mogą być wnoszone przez strony (dzierżawcę obwodu łowieckiego lub nadleśniczego) również na etapie uzgadniania planu z Polskim Związkiem Łowieckim. Ponieważ w przypadku zatwierdzenia rocznego planu łowieckiego mamy do czynienia z postępowaniem administracyjnym stronom przysługuje, co jest oczywiste, zaskarżenie decyzji ostatecznych do sądu administracyjnego.

Porównując roczny plan łowiecki do planu wieloletniego należy stwierdzić, że został on zdecydowanie lepiej zdefiniowany od strony prawnej oraz dokładniej określony w obszarze sporządzania i zatwierdzenia.

Roczny plan łowiecki jest podstawowym dokumentem zarządzania populacjami zwierzyny w obwodach łowieckich. Zawarte w nim ustalenia muszą korelować z zapisami przyjętymi w wieloletnim łowieckim planie hodowlanym. W wielkim uproszczeniu można przyjąć, że roczne plany łowieckie na kolejne sezony łowieckie muszą gwarantować osiągnięcie stanów docelowych przyjętych na etapie tworzenia WŁPH. Ten aspekt musi być uwzględniany zarówno przez Polski Związek Łowiecki w czasie uzgadniania projektów rocznych planów łowieckich, jak również przez nadleśniczych przy ich zatwierdzeniu. Poprzez „limity” łowieckiego gospodarowania populacjami zawarte w rocznych planach łowieckich osiągany jest jeden z podstawowych celów zarządzania zwierzyną tj. wzrost lub spadek liczebności określonych gatunków.

Partycypacja w kosztach ochrony lasu przed zwierzyną

Ten instrument możliwy do wykorzystania w procesie zarządzania populacjami zwierzyny grubej (odnosi się jedynie do zwierzyny płowej) opisany jest w art. 30 ustawy Prawo łowieckie. Mechanizm jego działania polega na tym, że w przypadku niezrealizowania rocznego planu łowieckiego, w zakresie pozyskania zwierzyny płowej, dzierżawcy obwodów łowieckich zobowiązani są do udziału w kosztach ochrony lasu przed zwierzyną. Wielkość tego udziału (obciążenie finansowe) dla dzierżawcy ustalana jest w oparciu o sposób naliczania opisany w § 5 pkt. 1 rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 4 grudnia 2002 r. w sprawie kategoryzacji obwodów łowieckich, szczegółowych zasad ustalania czynszu dzierżawnego oraz udziału dzierżawców obwodów łowieckich w kosztach ochrony lasu przed zwierzyną. Istotne ograniczenie w zakresie oddziaływania przedmiotowego mechanizmu na dzierżawców obwodów łowieckich zawarte jest w art. 30 ust. 3 pkt. 3 ustawy Prawo łowieckie, który stanowi, że partycypacja w kosztach ochrony lasu przed zwierzyną „...nie może...przekroczyć 10% wartości wpływów ze sprzedaży tusz

tych gatunków w roku poprzednim” – rzecz dotyczy oczywiście łośi, jeleni, danieli i saren.

Obciążenie dzierżawców obwodów łowieckich partycypacją realizowane jest poprzez uwzględnienie jej w wymiarze czynszu za dzierżawę obwodu łowieckiego. Udział w kosztach ochrony lasu przed zwierzyną w całości przypada właściwemu nadleśnictwu.

Dodatkowo możliwość oddziaływania na dzierżawców obwodów łowieckich poprzez udział w kosztach ochrony lasu, została ograniczona przez przyjęcie zasady, że wykonanie rocznego planu łowieckiego w 90% w stosunku do zwierzyny grubej jest tożsame z pełną realizacją planu. W tym miejscu, należy zauważyć, że partycypacji nie nalicza się zarządom obwodów łowieckich. Omawiany instrument dotyczy wyłącznie dzierżawców.

Ustalanie listy zwierząt łownych oraz okresów polowań na te zwierzęta

Ustalanie listy zwierząt łownych oraz określanie okresów polowań na te zwierzęta leży w kompetencjach Ministra właściwego do spraw środowiska, który korzystając z przysługującego mu prawa wydał stosowne w tej materii rozporządzenie.

Wykorzystanie tego narzędzia w zarządzaniu populacjami zwierzyny polega na wpisaniu bądź skreśleniu określonego gatunku zwierzyny z listy oraz wydłużaniu, bądź skracaniu okresu polowań na określone gatunki. Doskonałym przykładem oddziaływania mechanizmu na populację jest objęcie łośia tzw. moratorium (pozostawienie na liście zwierząt łownych bez określenia okresu polowania na ten gatunek). Blisko piętnastoletni okres, w którym odstrzał łośi był wstrzymany spowodował gwałtowny wzrost liczebności populacji gatunku.

Innym przykładem wykorzystania tego instrumentu prawnego jest wydłużenie okresu polowań na dziki, w obliczu konieczności ograniczenia bardzo dynamicznego wzrostu liczebności gatunku, co z kolei jest źródłem bardzo poważnych konfliktów gospodarczych i społecznych.

W obu wyżej przytoczonych przypadkach, zastosowane procedury mają bardzo duże szanse powodzenia, a wynika to z faktu, że głównym czynnikiem wpływającym ma liczebność populacji łośia i dzika ma presja łowiecka. I tak jej ograniczenie spowodowało wzrost liczebności łośi, natomiast – nasilenie już teraz odnosi efekty w ograniczeniu populacji dzika w północno-wschodniej Polsce.

Niestety nie zawsze samo skorzystanie z tego instrumentu daje efekty w postaci istotnego wzrostu liczebności populacji (kuropatwa, zając). Wszędzie tam, gdzie polowanie nie jest główną przyczyną spadku liczebności, a na gatunki oddziałuje szereg innych czynników, głównie środowiskowych, uzyskanie zadawalającego efektu wzrostu liczebności populacji jest bardzo trudne.

Kierunki i zasady rozwoju łowiectwa, selekcji populacyjnej i osobniczej zwierząt łownych

Ten dokument, podobnie jak wieloletni łowiecki plan hodowlany nie ma charakteru prawa powszechnie obowiązującego, chociaż jest tworzony w oparciu o delegację zawartą w art. 34 ustawy Prawo łowieckie. Państwo, jako właściciel zwierząt łownych w stanie wolnym scedowało wypracowywanie kierunków i zasad rozwoju łowiectwa, w tym zasad selekcji populacyjnej i osobniczej na Polski Związek Łowiecki (Naczelna Rada Łowiecka 2005). Wszelkie decyzje podejmowane w ramach prowadzenia gospodarki łowieckiej, w tym również w zakresie zarządzania populacjami zwierzyny muszą owe zasady i kierunki uwzględniać. Zostały one przyjęte w drodze uchwały Naczelnej Rady Łowieckiej z założeniem, że będą służyć utrzymaniu właściwej struktury płciowej i wiekowej oraz liczebności populacji zwierzyny dla zapewnienia równowagi ekosystemów oraz realizacji głównych celów gospodarczych w rolnictwie, leśnictwie i rybactwie. To założenie w całości wpisuje się w przywołaną przeze mnie na początku definicję zarządzania populacjami zwierzyny.

Modyfikację zasad, mogą wymusić różnego rodzaju zdarzenia, niekiedy trudne do przewidzenia, nie mniej jednak pojawiające się w gospodarowaniu populacjami. Przykładem, z którym obecnie mamy do czynienia jest konieczność zmniejszenia liczebności zwierzyny, a konkretnie dzików, wzdłuż wschodniej granicy kraju, związanej z zagrożeniem Afrykańskim Pomorem Świń (ASF). Ta konkretna sytuacja wymaga zrewidowania założeń zawartych w WŁPH, głównie w odniesieniu do liczebności – stanów docelowych wcześniej określonych; odpowiedniego dostosowania do nowych wymogów i sytuacji kryzysowej, limitów pozyskania zawartych w rocznych planach łowieckich, a wreszcie zmiany zasad gospodarowania populacją ustalonych przez Polski Związek Łowiecki. Mamy w tym przypadku do czynienia z sytuacją wyjątkową, w której celem nadrzędnym zarządzania populacją musi być konieczność wyeliminowania źródeł kryzysu.

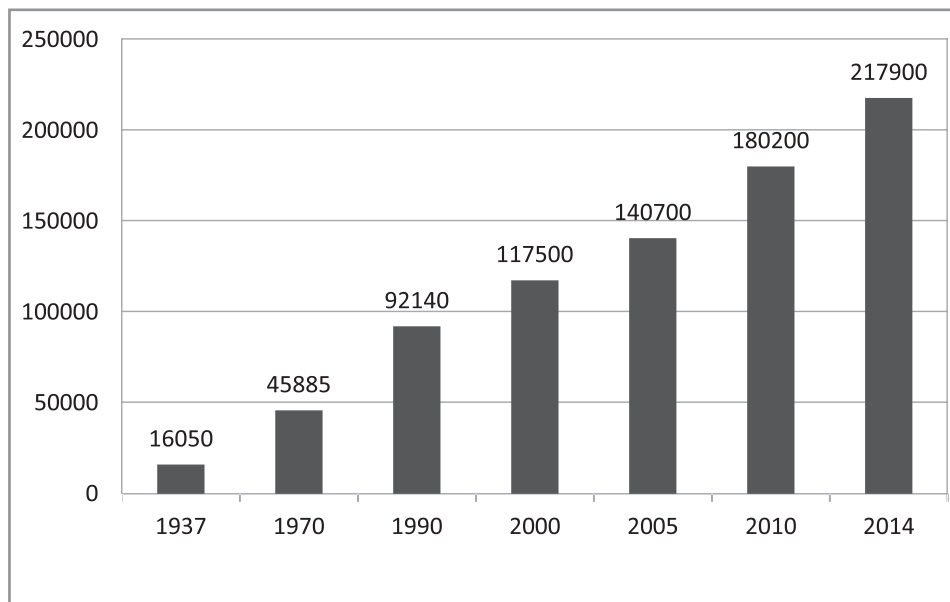
W zarządzaniu populacjami zwierzyny istotne znaczenie mogą odgrywać i odgrywają wszelkie działania podejmowane przez dzierżawców i zarządców obwodów łowieckich w ramach prowadzonej gospodarki łowieckiej. Poprawa naturalnych warunków bytowania zwierzyny, dokarmienie, tworzenie ostoi, intensywność polowania i wiele innych działań ma bezpośredni wpływ na liczebność zwierzyny, wielkość przyrostu zrealizowanego, jakość osobniczą itp. Wymienione działania powinniśmy zatem traktować również jako element procesu zarządzania populacjami, bowiem wykonując określone zadania i czynności w ramach gospodarki łowieckiej wpływamy na te populacje. Poprawa naturalnych warunków bytowania, zwiększone dokarmianie, utworzenie stref ostoi dla zwierzyny z całą pewnością spowoduje wzrost jej liczebności, a zaniechanie bądź ograniczenie tych działań – efekt przeciwny (zmniejszenie liczebności).

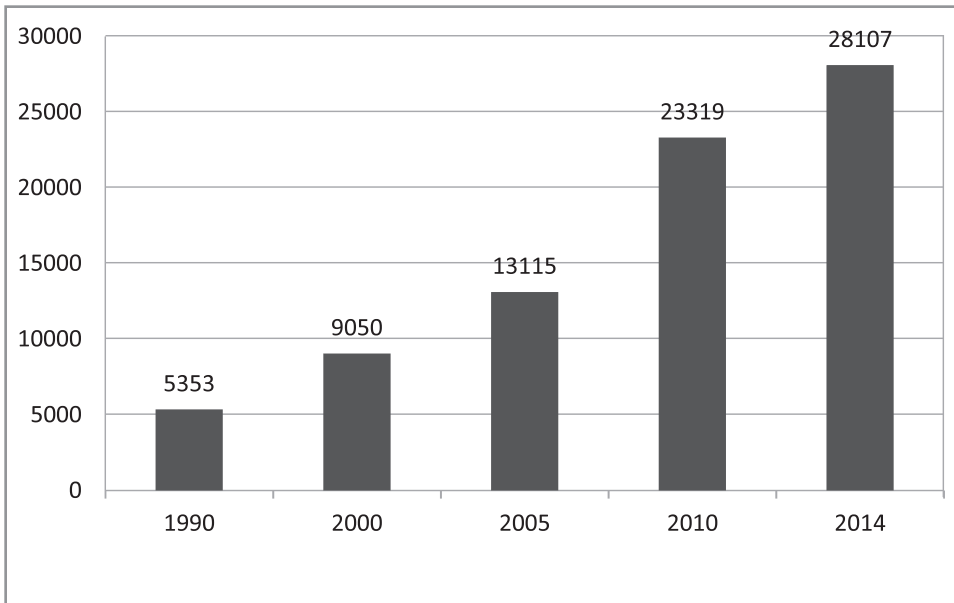
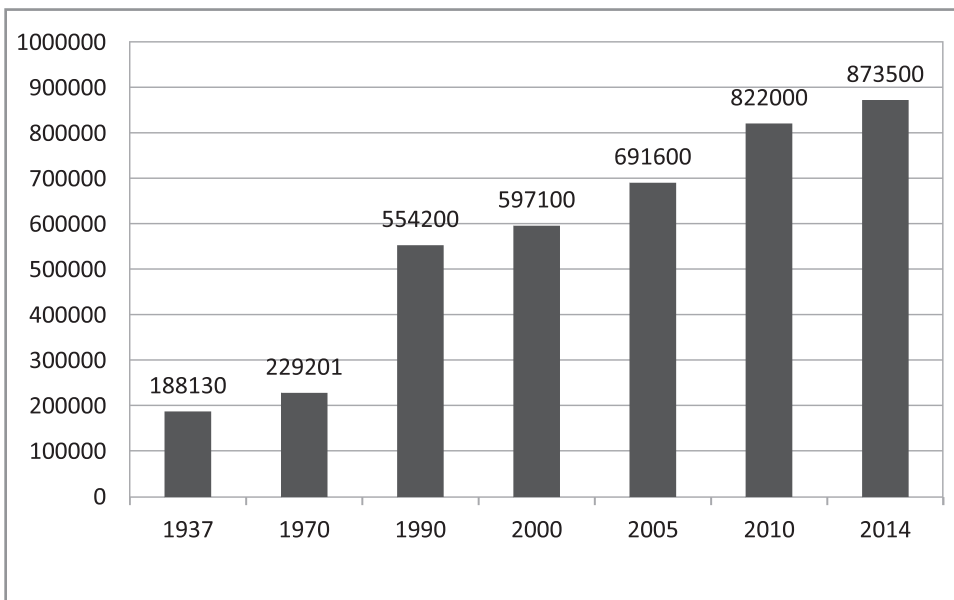
Mimo, że posiadamy różne instrumenty, zarówno prawne, jak i praktyczne do zarządzania populacjami zwierząt dziko żyjących, to ich liczebności wciąż nieprzerwanie rosną (wykresy 1–4) (Dziedzic, Błaszczuk 2015). Zapisy aktów prawnych określają procentowe użytkowanie populacji, jednak dane statystyczne (GUS 2015) wskazują, że pozyskanie zwierzyny jest realizowane na niższym, niż założonym, poziomie (wykresy 5–8). Odgrywa to szczególnie istotną rolę w przypadku konfliktu między gospodarką łowiecką a rolną w świetle szkód wyrządzanych przez dziki.

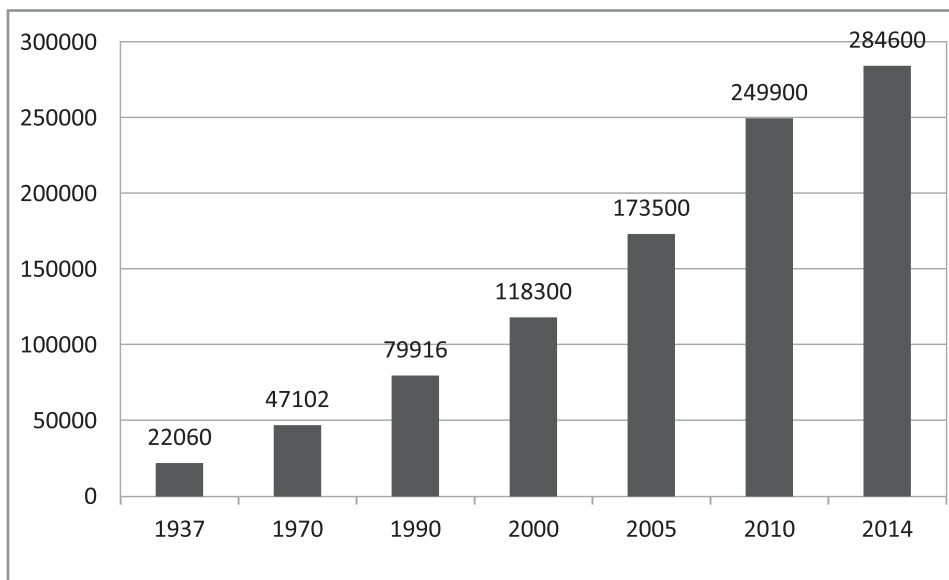
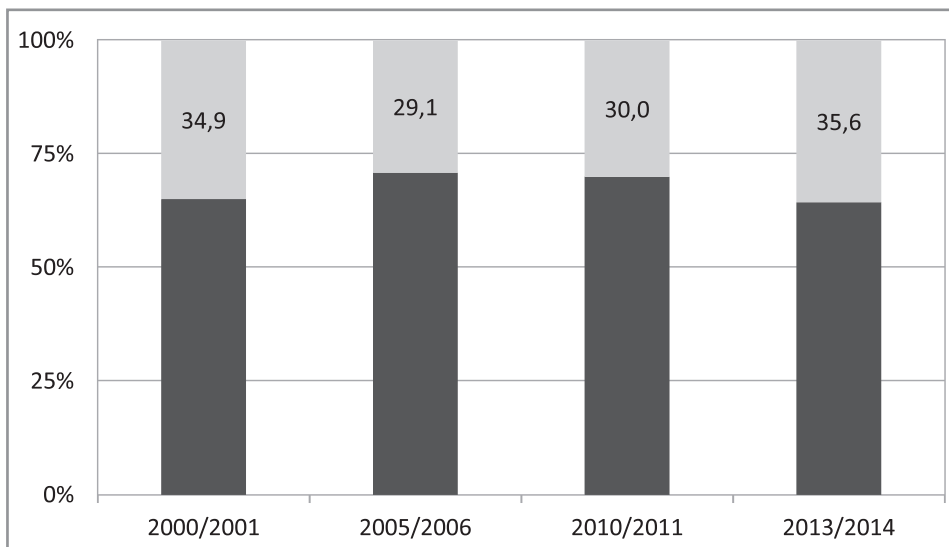
Zarządzając populacjami zwierzyny zawsze musimy zdawać sobie sprawę z tego, że jest to proces trudny i w pewnym stopniu nieprzewidywalny, bowiem dotyczy elementu przyrody – zwierzyny żyjącej w stanie wolnym. Każde działanie w ramach owego zarządzania obarczone będzie pewnym błędem, który niekoniecznie wynika z niewiedzy, bądź niewłaściwego zaangażowania w ten proces osób zarządzających. Częściej jest to wynik niepoznanych jeszcze mechanizmów i procesów jakie zachodzą w świecie przyrody, których wpływ może być znacznie większy niż podejmowane przez człowieka decyzje zarządcze.

Wykres 1. Liczebność populacji jelenia szlachetnego w Polsce w latach 1937–2014

Figure 1. Number of red deer in Poland in the years 1937–2014

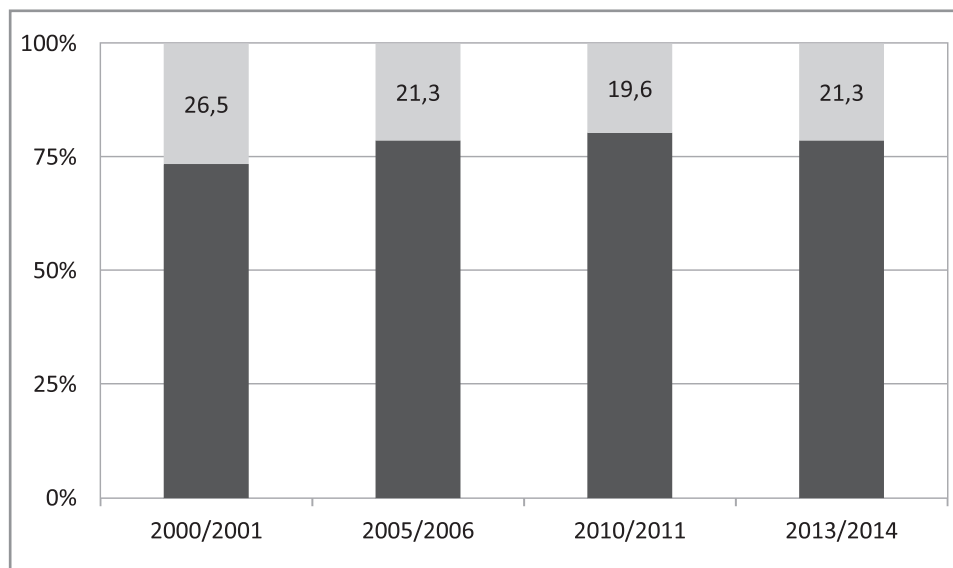


Wykres 2. Liczebność populacji daniela w Polsce w latach 1990–2014**Figure 2.** Number of fallow deer in Poland in the years 1990–2014**Wykres 3.** Liczebność populacji sarny europejskiej w Polsce w latach 1937–2014**Figure 3.** Number of roe deer in Poland in the years 1937–2014

Wykres 4. Liczebność populacji dzika w Polsce w latach 1937–2014**Figure 4.** Number of wild boar in Poland in the years 1937–2014**Wykres 5.** Udział pozyskania jelenia w stosunku do całej populacji w wybranych sezonach łowieckich**Figure 5.** Proportion of red deer exploitation to whole population in chosen hunting seasons

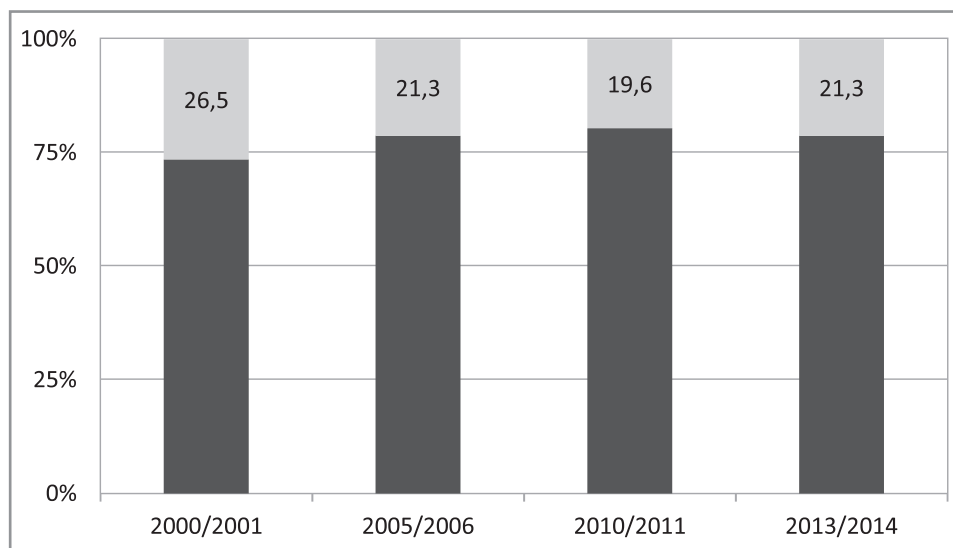
Wykres 6. Udział pozyskania daniela w stosunku do całej populacji w wybranych sezonach łowieckich

Figure 6. Proportion of fallow deer exploitation to whole population in chosen hunting seasons



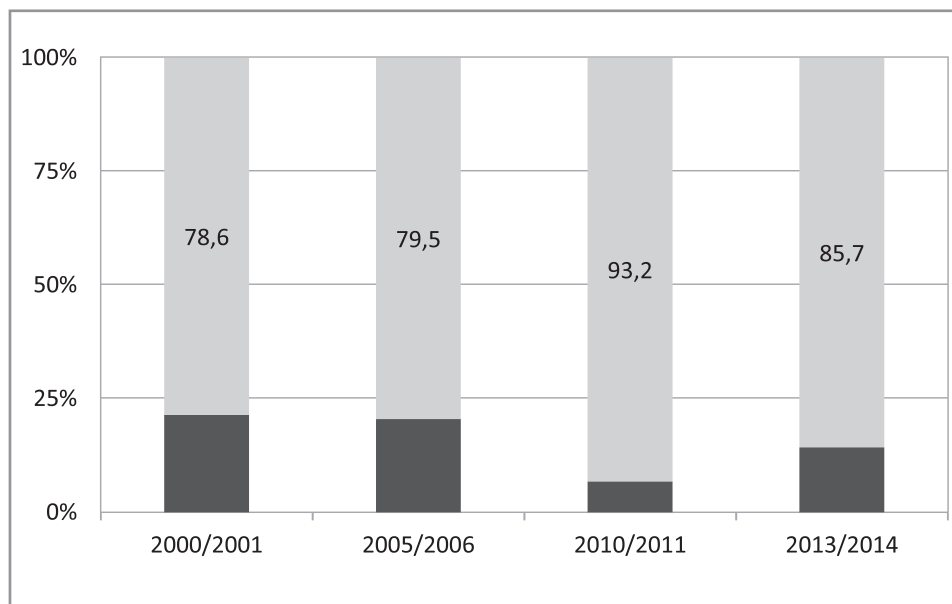
Wykres 7. Udział pozyskania sarny w stosunku do całej populacji w wybranych sezonach łowieckich

Figure 7. Proportion of roe deer exploitation to whole population in chosen hunting seasons



Wykres 8. Udział pozyskania dzika w stosunku do całej populacji w wybranych sezonach łowieckich

Figure 8. Proportion of wild boar exploitation to whole population in chosen hunting seasons



Piśmiennictwo:

- Dziedzic R., Błaszczyk J. 2015. Dynamika, inwentaryzacja i struktura gatunkowa zwierzyny w Polsce.[W:] Gil W. (red.) Łowiectwo w zrównoważonej gospodarce leśnej. Instytut Badawczy Leśnictwa, Sękocin Stary, pp: 75–83.
- GUS 2015, Rolnictwo, leśnictwo i łowiectwo. Informacje i opracowania statystyczne GUS, Warszawa
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 13 listopada 2007 r. w sprawie rocznych planów łowieckich i wieloletnich łowieckich planów hodowlanych, wielokrotnie nowelizowane (Dz.U. 2007 nr 221 poz. 1646)
- Tomaszewski K. 2015. Studium na temat uprawnionej działalności Dyrektora Generalnego Lasów Państwowych jako kierownika LP z uwzględnieniem problematyki kierowania Lasami Państwowymi, (materiały niepublikowane)
- Tomek A. 2013. Konflikt i kompromis między zarządzaniem populacjami zwierzyny, a ochroną fauny. Referat z konferencji Las i zwierzyna – ścieżki kompromisu. RDLP Szczecinek, Karnieszewice

Uchwała nr 57/2005 Naczelnej Rady Łowieckiej w sprawie Zasady selekcji osobniczej i populacyjnej zwierząt łownych w Polsce oraz zasady postępowania przy ocenie prawidłowości odstrzału. (www.pzlow.pl).

Ustawa Prawo łowieckie z dnia 13 października 1995 r. wielokrotnie nowelizowana (Dz.U.1995 nr147poz. 713).

Streszczenie

Do sprawnego i efektywnego zarządzania populacjami zwierzyny grubej funkcjonującej w ekosystemach leśnych wymagane są odpowiednie narzędzia. Jest to tym bardziej istotne, że liczebności zwierzyny z roku na rok rosną i w wielu przypadkach rodzą konflikty na styku gospodarki łowieckiej, rolnej i leśnej. Stawiane do niedawna pytanie, czy pozostawić zwierzynę samą sobie i jedynie oczekiwać na stan równowagi między nią a środowiskiem całkowicie straciło na aktualności. W dobie dużej aktywności człowieka, tak w gospodarce rolnej, jak i leśnej priorytetowym zadaniem staje się analiza i wykorzystanie dostępnych instrumentów do efektywnego zarządzania populacjami zwierząt łownych. Aktualnie stosowane narzędzia wymagają bieżącej oceny i wszędzie tam, gdzie nie przystają do dynamicznych zmian zachodzących w świecie przyrody – ich dostosowania.

Na uwagę zasługuje cały proces zarządzania populacją, od momentu tworzenia aktów prawnych różnego typu, późniejsze ich wdrażanie, właściwa interpretacja i praktyczne zastosowanie.

Wśród dostępnych narzędzi można wymienić: wieloletnie łowieckie plany hodowlane, roczne plany łowieckie, partycypację dzierżawców w kosztach ochrony lasu przed zwierzyną, ustalanie listy zwierząt łownych i okresów polowań na nie, zasady gospodarowania populacjami zwierzyny stanowione przez Polski Związek Łowiecki na mocy delegacji zawartej w ustawie Prawo łowieckie. Nie mniej istotne są praktyczne rozwiązania stosowane przez dzierżawców i zarządców obwodów łowieckich w postaci poprawy warunków bytowania zwierzyny, tworzenia miejsc ostoi, wzbogacania naturalnej bazy żerowej.

Znajomość istniejących narzędzi jest nieodzowna w sprawnym i efektywnym procesie zarządzania populacjami. I choć wydaje się, że do dyspozycji pozostaje dość duży wachlarz możliwości prawnych, to należy poddawać je krytycznej ocenie, gdyż w świetle zmian zachodzących w ekosystemach leśnych, niektóre rozwiązania tracą na aktualności i stają się bezużyteczne. Dlatego też poznanie dostępnych narzędzi, pełne ich wykorzystanie, jak również szybkie reagowanie na nowe okoliczności winno leżeć w interesie wszystkich grup zawodowych i społecznych odpowiedzialnych za zarządzanie populacjami zwierząt łownych.

Słowa kluczowe: zwierzyna gruba, roczny plan łowiecki, wieloletni łowiecki plan hodowlany, zarządzanie populacjami zwierzyny



Fot. Ana Gram/Shutterstock.com

Zmiany środowiska przyrodniczego i ich wpływ na populację zwierząt

Kazimierz Sporek¹, Monika Sporek²

¹ Pracownia Ekologii i Gospodarki Łowieckiej, Uniwersytet Opolski

² Pracownia Ekologii i Ochrony Przyrody, Uniwersytet Opolski

Abstract: Changes in natural environment and effect on animal population

Changes in biotopes have negative effects on populations of wild animals. The use of chemicals, mechanization, change in structure of crops, and disappearance of patches of fallow habitats, cause considerable changes in countryside environment. Woodlands and bushes among fields, fallow land, water ponds and fire brigade depots, which used to be a biocenotic enrichment in the monotony of arable land, have disappeared. Instead, large arable fields predominate in agrocenoses, and this caused changes in behaviour of wild animals. Such conditions provide excellent food and shelter for some animals, such as wild boars, which increased their numbers. But these conditions are unfavourable for animals that require variable food, such as partridges, hares or roe deer. This is reflected by decrease in their population numbers and like in the case of roe deer also their body mass. Monocultures of maize have provided favourable conditions for development of invasive species, such as western corn rootworm (*Diabrotica virgifera* Le Conte), which damages crops in a way which has often been wrongly attributed to wild boars. In modern agriculture, chemical plant protection often deprive wild animals of their food base, and causes contamination of their food. This leads not only to the destruction of the trophic pyramid, but may also destroy the network of ecological mutual connections.

The aim of this study was to draw attention to issues associated with degradation of environment at sites of food production, and reaction of populations of wild animals, as indicators of changes in their biotopes.

Key words: agrocenoses, western corn rootworm, degradation of environment, game species

Wstęp

Działalność człowieka może na wiele sposobów zaburzać ekosystemy i wchodzące w ich skład biocenozy. Pojęcie zaburzenia jest tu rozumiane jako zmiana naturalnej dynamiki systemu. W tym sensie zaburzenie różni się od zniszczenia, ponieważ system wciąż jest rozpoznawalny, mimo iż stopień jego degradacji może być znaczny. Doskonaląc na przestrzeni wieków metody uprawy roślin, rolnictwo doprowadziło do wielkiego zubożenia ogromnych obszarów zagospodarowanych. Na przestrzeniach tych występują nieliczne tylko gatunki roślin uprawnych. Szata roślinna w decydujący sposób wpływa na zależności troficzne. Jest zatem zrozumiałe, że na terenach uprawnych stan dynamicznej równowagi między fauną i florą, istniejący w środowiskach naturalnych, uległ silnemu zaburzeniu. Pewne gatunki roślinożerców znalazły dogodniejsze warunki egzystencji (dzik), dla większości zaś zwierząt warunki albo pogorszyły się znacznie (zając), albo wręcz uniemożliwiły im egzystencję (kuropatwa). Konsekwencją tych zmian jest stan ciągłego zagrożenia zniszczeniem roślin uprawnych ze strony fitofagów. Rolnicy chroniąc uprawy wykonują zabiegi agrochemiczne, które okresowo powodują ich skażenie. Bytująca w tych warunkach zwierzyna narażona jest na kontakt z pestycydami. Szczególnie niebezpieczne jest to wtedy, kiedy większość czasu spędza ona w agrocenozach, żerując głównie na zbożach i rzepaku. Z badań Kałużyńskiego (1982) wynika, że w okresie letnim 97% całej biomasy pokarmu pobieranego przez sarny polne stanowią rośliny uprawne.

Dotychczas sztuczne twory, jakimi są tereny uprawne, kształtowano pod kątem zwiększenia wydajności, co w praktyce oznacza stosowanie nowoczesnych technik intensyfikacji rolnictwa. Dziś należy pomyśleć o jakimś wyrównaniu – również w sztuczny sposób – tych braków, które stanowią przyczynę klęsk oraz regresję wielu populacji gatunków będących w spektrum zainteresowań gospodarki łowieckiej. Jedną z dróg wiodących do tego celu może być wprowadzanie w krajobrazie rolniczym zadrzewień śródpolnych. O skuteczności takiej metody przekonali się leśnicy stosując podobne zabiegi w drzewostanach jednogatunkowych wprowadzając podszyty, czy gniazda biocenotyczne. Zważywszy na specyfikę ekosystemów rolniczych i ich odmienność należy dostrzec i wykorzystać biocenotyczną rolę miedz, remiz śródpolnych czy przydrożnych zakrzewień i zadrzewień.

Celem pracy jest zasygnalizowanie zmian w środowisku agrarnym oraz ich wpływu na populację zwierzyny.

Oddziaływanie czynników agrocenotycznych.

Dzisiejsze wysiłki rolników zmierzające do intensyfikacji produkcji rolnej nie zawsze są w zgodzie z potrzebami zachowania harmonii w środowisku. Rolnicze zagospodarowanie terenu zmienia stosunki biocenotyczne, której istotą jest sztucz-

ność nowych zgrupowań stąd nazwano je agrocenozami w odróżnieniu od biocenoz. Biocenoza, zgodnie z definicją Möbiusa z 1877 r., to warunek „trwałego utrzymywania się gatunków na danym terenie”. Warunek ten spełnia się tylko w środowiskach naturalnych nie regulowanych przez człowieka. Agrocenozy, czyli zespoły organizmów środowisk zagospodarowanych rolniczo, nie tworzą zamkniętego samodzielnego układu. Zasadniczym elementem tego układu jest roślina wyhodowana przez człowieka, rosnąca i dająca plon dzięki eliminacji z pól innych roślin. W nowoczesnym rolnictwie odchwaszczanie pól doprowadzone zostało niemal do perfekcji. Już nie tylko mechanicznymi, ale chemicznymi metodami usuwa się z pól wszystkie rośliny z wyjątkiem tej, która jest przedmiotem hodowli. Skutkuje to ogromnymi zmianami w sieci powiązań troficznych ekosystemów rolnych. Wraz z chwastami znikają liczne gatunki związanych z nimi zwierząt. Znikają nie tylko gatunki fitofagiczne, odżywiające się tymi roślinami, znika również wiele gatunków pasożytniczych owadów, których egzystencja jest często związana z określonymi, dziko rosnącymi roślinami. Charakterystyczną cechą agrocenoz są nieliczne powiązania sieci pokarmowej, bowiem działalność rolnicza nie dopuszcza do powstawania pełnej sieci, która zapewnia samodzielność i niezależność biocenozy. Jeżeli procesy samoregulacyjne zostały wyeliminowane przez zabiegi agrotechniczne to ich skutkiem jest dominacja zwierząt fitofagicznych charakterystycznych dla ubogich biocenoz.

Organizmy zmodyfikowane genetycznie

Organizmy zmodyfikowane genetycznie to te, które w swoim genomie mają geny pochodzące z innych, niespokrewnionych organizmów, wprowadzone przy zastosowaniu technik inżynierii genetycznej. Celem takiego postępowania jest zwykle uzyskanie gatunków o cechach, które stanowią zaletę w rolnictwie. Jednak zmodyfikowane genetycznie rośliny, są obecnie uprawiane w wielu krajach bez jakichkolwiek wcześniejszych długoterminowych badań nad konsekwencjami ich wprowadzenia do środowiska.

Jedną z powszechnie stosowanych modyfikacji roślin uprawnych jest wprowadzanie do ich genomu genu *Cry* pochodzącego od bakterii *Bacillus thuringiensis*, który umożliwia roślinie produkcję toksyny (białka *Cry*) dla niszczących plony, roślinożernych owadów. Rośliny uprawne z wprowadzoną taką cechą to między innymi kukurydza *Bt* odporna na omacnicę prosowiankę (*Ostrinia nubilalis*). Szkodnik ten staje się coraz bardziej uciążliwy ze względu na łagodne zimy, w roku 2014 w Polsce zostało porażonych przez omacnicę 30–60% roślin (Bereś 2014). Wykorzystanie transgenicznych odmian roślin wykazujących ekspresję toksyn owadobójczych *Bt* niesie ze sobą niewątpliwie korzyści ekonomiczne. Jednakże zwraca się uwagę na ryzyko konsekwencji ekologicznych. Jednym z potencjalnych zagrożeń wynikających z ich uprawy jest nieznan efekt działania toksyny na owady nie będące bezpośrednimi szkodnikami roślin uprawnych, zwłaszcza, jeżeli organizmy

te żywią się szkodnikami i są pożyteczne z rolniczego punktu widzenia (Dobrowolska 2002). Trudny do rozwiązania problem stanowi niecałkowita specyficzność białka *Bt* i możliwość wpływu nie tylko na owady atakujące roślinę transgeniczną, lecz także na inne niezbędne w danym ekosystemie gatunki. Przykładem takiego zjawiska mogą być larwy motyla *monarch butterfly*, żywiące się trojeścią (Pullin 2009) czy mniszkiem lekarskim. Napotykają one w sąsiedztwie pól z transgeniczną kukurydzą swój tradycyjny pokarm np. mniszka lekarskiego oblepionego pyłkiem kukurydzy. Na skutek tego dochodzi do wprowadzenia do przewodu pokarmowego motyla szkodliwej endotoksyny. W badaniach laboratoryjnych (Pietrzyk, Błoniarczyk 2007) stwierdzono, że larwy motyla monarszego żywiące się pyłkiem kukurydzy transgenicznej produkującej białko *Bt* rosły wolniej i wykazywały zwiększoną śmiertelność. Białka o właściwościach pestycydów mogą również wywierać skutek pośredni przez bioakumulację. Toksyna *Bt* może dostawać się do gleby drogą wydzielania przez korzenie i w obojętnym pH pozostać w glebie przez ponad 100 dni (Pietrzyk, Błoniarczyk 2007). Ekologiczne konsekwencje obecności w glebie toksyny *Bt* nie są jeszcze znane.

Innym przykładem modyfikacji roślin uprawnych jest wprowadzanie genu, który zapewnia odporność na herbicyd o nazwie glyphosate. Może ona być uzyskana albo przez wprowadzenie do rośliny genu kodującego syntezę EPSPS niewrażliwą na herbicyd, albo przez wprowadzenie genu odpowiedzialnego za powstanie enzymu GOX (oksydoreduktazy glifosatu), który rozkłada RoundUp (glifosat) (Kozłowska-Strawska, Badora 2011). Zaletą roślin z tym genem jest to, że rolnicy mogą opryskiwać pola i tępić konkurujące z roślinami uprawnymi chwasty, nie szkodząc plonom (Pullin 2009). Potencjalny problem polega na tym, że zmiany przyjętych w rolnictwie metod upraw i skuteczne zwalczanie chwastów powodują „efekt domina” wzdłuż łańcucha troficznego, usuwając pokarm wielu gatunkom: owadom, ptakom, gryzoniom czy gatunkom łownym w krajobrazie rolniczym (Banaszak, Cierznia 2000; Pullin 2009).

Podważany jest również pogląd, iż rośliny uzyskane w oparciu o nowoczesne technologie wymagają mniejszej ilości środków ochrony roślin. Chwasty rosnące w pobliżu roślin transgenicznych z czasem uodparniają się i wówczas potrzebne jest stosowanie większej ilości herbicydów, które negatywnie wpływają na rośliny i przyczyniają się do wyjaławiania gleby. Naturalne uprawy mogą być wypierane przez tzw. „superchwasty”, co w konsekwencji powoduje konieczność stosowania znacznie większych dawek pestycydów (Ochocki, Stańczak 2005a; 2005b). Dobrym przykładem obrazującym ten problem może być Argentyna, w której w roku 1997 rozpoczęto uprawę soi charakteryzującej się odpornością na herbicyd niszczący chwasty. W obecnej chwili masowo występują w tym kraju „superchwasty”, a rolnicy zmuszeni są stosować zwielokrotnione ilości herbicydów i ich mieszanek o wysokiej toksyczności. W USA w około dwunastu ośrodkach uprawiających rośliny transgeniczne przeprowadzone zostały badania dotyczące trwałości organizmów zmodyfi-

kowanych. Wynik był dość zaskakujący, gdyż zauważono, że w ponad połowie upraw nie wystąpił przewidywany wcześniej wzrost plonów, a także nie zmniejszyło się przewidywane wcześniej zużycie pestycydów. Z przeprowadzonego doświadczenia wynika, że modyfikacje genetyczne nie przyczyniały się do wzrostu efektywności w rolnictwie, a większe plony uzyskiwane były jedynie w pierwszych latach uprawy (Menu... 2009 za Kosicka-Gębska, Gębski 2009).

Fizyczna likwidacja biotopów

Filozofia współczesnego rolnictwa polega na takim kształtowaniu krajobrazu rolniczego, aby uzyskać coraz większą i zwartą przestrzeń dla wydajniejszych maszyn i ekonomicznego zysku w ramach pomocy z Unii Europejskiej. System dopłat bezpośrednich stanowi jedną z najbardziej powszechnych form pomocy, gdzie rolnictwo jest dofinansowane w zależności od powierzchni upraw z pierwszego filaru Wspólnej Polityki Rolnej. Polscy rolnicy korzystają z dopłat bezpośrednich w ramach systemu SAPS od 2004 roku (Czyżewski, Henisz-Matuszczak 2006). Dodatkową powierzchnię pod uprawy uzyskuje się usuwając z pól zadrzewienia, remizy śródpolne, oczka wodne, zasypując rowy, prostując granice, likwidując drogi gruntowe.

Wielkoobszarowe monokultury pozwalają sprawnie i szybko, przy użyciu naziemnych opryskiwaczy, samolotów i helikopterów, wykonać na tych uprawach opryski środkami chemicznymi. Działalność ta, dla zwierzyny bytującej w warunkach stwarzanych przez intensywne rolnictwo, jest katastrofalna w skutkach, ponieważ likwidowane są jej biotopy czyli naturalna przestrzeń i baza pokarmowa. Niszczeniu ulegają całe generacje młodzieży w biotopach objętych intensywną uprawą, co skutkuje zmniejszaniem się liczebności populacji wielu gatunków pożytecznych, a między innymi i gatunków łownych. Struktura krajobrazu, rozmieszczenie w niej ostoi i odległości między nimi, decydują o przebiegu szlaków migracji zwierzyny. Trasy komunikacyjne, ogrodzone pola (pastuchy elektryczne), przecinają szlaki migracyjne, zmuszają zwierzynę do pokonywania niebezpiecznych barier. Różnorodność nisz ekologicznych ważna jest nie tylko na obszarach polnych, które stopniowo stają się coraz bardziej monotonne i ubogie, ale także na obszarach leśnych. Jeżeli całość różnych sposobów użytkowania ziemi opiera się na wykorzystywaniu poszczególnych ekosystemów, a ich mozaika i wzajemne usytuowanie tworzą krajobraz zagospodarowany przez człowieka, to istotne jest, aby w tym wszystkim pozostała przestrzeń, dla zwierzyny i gospodarki łowieckiej. Przeobrażenia krajobrazu ograniczające istnienie stałych szlaków, zmieniające stosunki ilościowe i przestrzenne w strukturze upraw jak i w dostępności powierzchni powodują zasadnicze ograniczenia efektywności gospodarki łowieckiej, rolnej i leśnej. Unifikacja w sposobie wykorzystania i zagospodarowania przestrzeni jest sprzeczne z zasadami zachowania przyrody, w tym zachowania miejsca dla zwierzyny.

Pogranicze pomiędzy ekosystemami (ekoton) sprawia, że istnieją tu szczególnie zmienne warunki mikroklimatyczne (nasłonecznienie, temperatura, wilgotność) oraz zróżnicowana struktura jakościowa zbiorowisk roślinnych, a także zgrupowań zwierzęcych, co jest wynikiem intensywnej wymiany gatunków między sąsiadującymi biocenozami. Większe zróżnicowanie flory i fauny oraz jej większe zagęszczenie stwarza dobre warunki pokarmowe dla wielu drapieżców (mrówek, pajaków, biegaczowatych, płazów czy ssaków) w tym dla zwierząt łownych jak jelenie i sarny. Zasobność i rozmieszczenie bazy żerowej może przyczynić się do równomiernego rozmieszczenia zwierząt w areale ich bytowania (Brzuski, Hędrzak 2002 za Bobek i in. 1992). Strefy ekotonu zatem znacznie obniżają szkody powodowane przez zwierzęcą płową zarówno w ekosystemach leśnych jak i polnych. Dlatego nawet częściowe ich likwidowanie celem powiększania arealu zmienia radykalnie ich strukturę i właściwości, utrudniając zwierzynie dostęp do zróżnicowanego pokarmu. Ponadto uprawa kukurydzy czy rzepaku, przylegająca bezpośrednio do ściany lasu uniemożliwia myśliwym, przez znaczną część roku, dokonania regulacji liczebności populacji dzików, głównych sprawców szkód łowieckich.

Regułem ekotonu podlegają remizy jak i zadrzewienia śródpolne. Te drobne wyspy leśne otoczone polami uprawnymi o intensywnej gospodarce rolnej stanowią ostoje dla flory i fauny, są jednocześnie miejscami „żelaznego zapasu” gatunków, które mogą w sprzyjających okolicznościach odbudować swoją populację. Ze swym wielowarstwowym układem roślinności należą do najefektywniejszych osłon dla zwierząt wolno żyjących, są miejscami odpoczynku, bezpiecznych wykotów, migrowania i wyprowadzania potomstwa (Sporek 2002). Ponadto stanowią dla nich schronienie w momencie prowadzenia zabiegów agrotechnicznych i zbiorów płoń. Zadrzewienia śródpolne są zatem jednym z najbogatszych w gatunki refugium krajobrazu rolniczego (Sporek 2009). Oddziałują wzbogacając otwarte ekosystemy agrocenoz, stąd nie dająca się przecenić środowiskowa i klimatotwórcza rola zadrzewień i lasów śródpolnych (Dąbrowska-Prot 1987; Gliwicz 1990; Cieślak 1994).

Bioakumulacja i biomagnifikacja środków biobójczych

Przez zanieczyszczanie rozumiemy najczęściej wprowadzanie do środowiska substancji chemicznych, przy czym substancje te są wprowadzane do miejsc, w których z natury nie występują, bądź w stężeniach większych niż notowane w warunkach naturalnych. Korzyści, jakie pestycydy przynosiły rolnictwu i zdrowiu publicznemu, sprawiły, że środki te zaczęły być powszechnie używane do ochrony roślin i zwalczania owadów. Stosowanie pestycydów szybko rozpowszechniło się w połowie dwudziestego wieku. Wkrótce zauważono pierwszą oznakę, że te korzyści będą krótkotrwałe, odporność owadów na pestycydy gwałtownie wzrosła i trzeba było używać coraz większych dawek, aby osiągnąć ten sam rezultat. Ponadto stwierdzono, że pestycydy mogą być przekazywane wzdłuż łańcucha pokarmowego i w związku

z tym stanowią zagrożenie dla wielu gatunków znajdujących się w sieci troficznej. Większość środków biobójczych charakteryzuje się cechami, które stały się groźnym czynnikiem skażenia środowiska (Biziuk 2001) m.in:

1. chemiczna stabilność, która sprawia, że mogą one przez bardzo długi okres pozostawać w środowisku;
2. możliwość przemieszczania się w środowisku w mierzalnych ilościach odnajdywanych w wodzie deszczowej i w powietrzu;
3. wysoka rozpuszczalność w lipidach (łącznie z tłuszczami zwierzęcymi) sprawia, że są łatwo przyswajane przez zwierzęta i magazynowane w ich tkance tłuszczowej;
4. toksyczność i aktywność biologiczna.

Obecnie wiadomo, że zwierzęta są szczególnie narażone na zatrucia pestycydami. Przyczyną tego jest łączny efekt bioakumulacji i biomagnifikacji. Subletalne działanie pestycydów na organizmy może być przyczyną głębokich zmian w populacjach kuropatwy, która jest gatunkiem związanym z agroekosystemami. Dorosłe osobniki żywią się głównie nasionami, podczas gdy pisklęta wymagają diety bogatszej w białko i dlatego znaczną część ich pokarmu stanowią owady. W ciągu 30 lat w Wielkiej Brytanii doprowadzono do spadku zagęszczenia kuropatwy z 25 do 5 par/km². Zjawisko to było spowodowane usuwaniem, za pomocą pestycydów, owadów zamieszkujących tereny rolnicze, i co za tym idzie, doprowadzeniem do wysokiej, wynikającej z braku pokarmu, śmiertelności piskląt (Pullin 2004 za Potts 1986). W Polsce w ciągu ostatnich 50. lat nastąpił spadek liczebności tego gatunku o 96%.

Regres populacji zająca szaraka

Wielu badaczy wskazuje, że intensyfikacja rolnictwa rozumiana między innymi jako wzrost zużycia chemicznych środków ochrony roślin zagraża dalszemu istnieniu zająca szaraka (Pielowski 1966; Hackländer i in. 2002; Rühle i Hohmann 2004; Schmidt i in. 2004; Sporek, Weźgowiec-Bagrowicz 2009). Zając jest narażony na bezpośrednie (znajdując się w obszarze oprysku) i pośrednie działanie (zubożenie bazy żerowej, pobieranie skażonego pokarmu) stosowanych zabiegów chemicznej ochrony roślin. Stopień narażenia tego gatunku na kontakt z pestycydami wynika ze specyfiki wyboru siedliska i składu diety. Zając zasiedla pola uprawne, które zapewniają mu optymalne schronienie przed drapieżnikami i niekorzystnymi warunkami pogodowymi (Smith i in. 2004; 2005; Genghini, Capizzi 2005). Żeruje na obrzeżach upraw (Rühle, Hohmann 2004). W skład diety zająca wchodzi ponad 100 gatunków roślin, w tym 16 gatunków drzew i krzewów. Preferencję pokarmową wyznacza poziom zawartości wapnia, fosforu i surowego białka w zjadanych roślinach (Smith i in. 2005; Hackländer i in. 2002), zwłaszcza wiosną, co wiąże się bezpośrednio z okresem reprodukcyjnym i wychowem młodych (Frylestam 1986; Homolka 1987; Chapuis 1990). Głównym składnikiem diety zający są zboża (pszenica ozima, jęczmień jary).

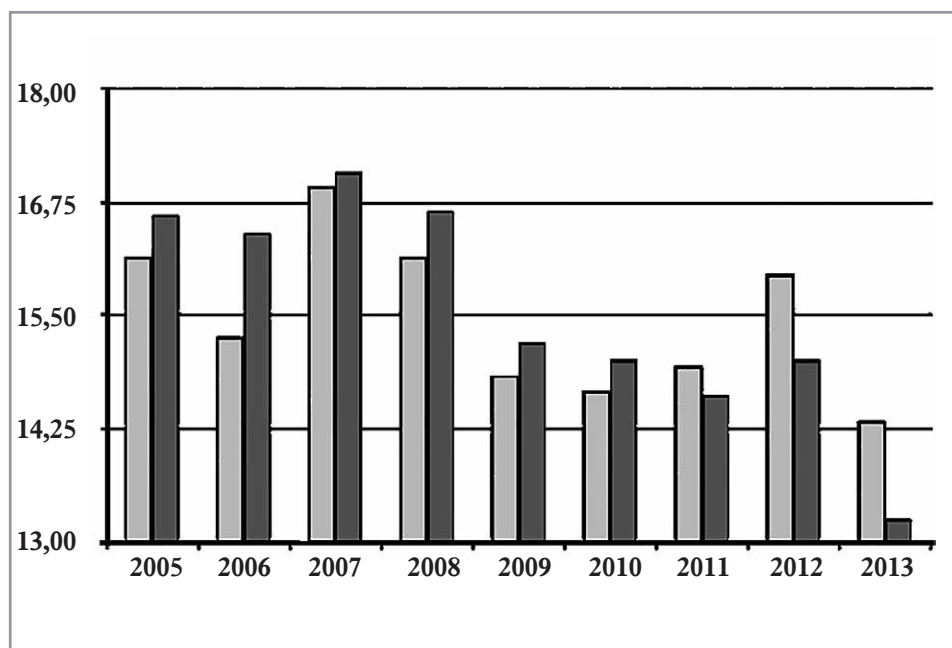
Pszenica ozima stanowi ponad 50% pobieranego pokarmu przez większą część roku. W okresie wiosenno-letnim zając pobiera bardzo chętnie różne chwasty, m.in. jasnotę purpurową, gwiazdnicę pospolitą, koniczyny, gorczycę polną czy przytulię właściwą. Gatunki te są wrażliwe na większość stosowanych preparatów chwastobójczych, np.: na bazie fenoksykwasów (2,4-D, MCPA), sulfonilomocznika (amidofurfuron, chlorosulfuron, jodosulfuron), amidów (propyzamid), anilidów (flufenacet, metosulam) (Inspektorat Ochrony Roślin i Nasiennictwa 2008). Herbicydy te znacząco przyczyniają się do zubożenia diety zająca. W uprawach, w miejscach żerowania narażony jest na bezpośrednie oddziaływanie pestycydów. Wiele z nich wykazuje szkodliwe działanie przez skórę czy drogi oddechowe powodując ogólne osłabienie organizmu oraz spadek rozrodczości (Hansen 1992). Zwiększająca się powierzchnia pól uprawnych (Schmidt i in. 2004) i spadek ilości stref ekotonowych (Rühe, Hohmann 2004) skutkują zmianą struktury przestrzennej i zmniejszeniem ilości pożywienia, to z kolei przyczynia się do zaburzeń w rozrodzie (Hansen 1992). Z kolei, niektóre chemiczne środki ochrony roślin mogą powodować spadek płodności (związki na bazie triazoli, benzimidazoli, dinitroaniliny). Dowiedziono (w badaniach *in vivo* i *in vitro* na szczurach), że triazole (m.in. flusilazol) powodują u płodu nieprawidłowości w rozwoju serca i twarzoczaszki (Menegola i in. 2001), skutkują zmianami w budowie gardła oraz zrastaniem się łuków aorty (Menegola i in. 2005). Karbendazym wpływa na zaburzenia procesu spermatogenezy szczurów (Rajeswary i in. 2007), a także powoduje bezpłodność samców przepiórek (Aire 2005). Kolejny związek – trifluralina, podawana kotnym samicom królika powoduje jadłowstręt, ogólne wycieńczenie organizmu i spadek masy ciała. W niektórych przypadkach dochodzi do poronienia, a po narodzinach jedynie część młodych jest zdolna do przeżycia (Byrd i in. 1995).

Regres masy tusz saren jako wskaźnik zmian w biotopie

Sarny związane z ekosystemami polnymi wykazują wyraźne różnice w behawiorze i wielkości stad. W porównaniu do typowych siedlisk leśnych, sarny na powierzchniach otwartych tworzą większe stada co jest uważane za strategię obronną przed drapieżnikami (Czyżowski i in. 2009). Według Saïda i Servanty (2005 w: Czyżowski i in. 2009) średnia wielkość stad saren wzrasta wraz z odległością od granicy leśnej, a zwiększenie rozdrobnienia kompleksów leśnych powoduje zmniejszenie się areałów osobniczych kóz.

Sarny wykorzystują równocześnie różne graniczące ekosystemy, lasy, pola, łąki. Znaczenie saren w biotopie analizujemy z dwóch punktów widzenia – po pierwsze ich rolę dla funkcjonowania biotopu oraz po drugie wpływ biotopu dla funkcjonowania tej populacji. Wpływ biotopu przejawia się w średniej populacyjnej masie ciała saren. Przeprowadzone badania (Sporek 2009; 2012) w dwóch obwodach łowieckich na pogórzu polsko-czeskim w latach 2005–2013 wyraźnie wskazują na spadek masy tusz saren.

W latach 80. ubiegłego wieku, rejestrowano tam rudle liczące w okresie zimowym od 80 do 300 osobników (Sporek 2012). Obecnie istnieją tam rudle szczątkowe, składające się zaledwie z kilku do kilkunastu osobników. Na tym terenie następują rozległe przekształcania krajobrazu leśno-polnego stanowiącego środowisko życia tych zwierząt. Skutek tych przekształceń widoczny jest w całej lokalnej populacji saren badanych obwodów. W 2011 roku pozyskanie kóz wzrosło o 94% w stosunku do roku 2006, a kozłów o 76%. Średnia masa pojedynczych osobników obniżyła się o 12%. Relacje te świadczą o regresie całej lokalnej populacji saren. Najdobitniej przejawia się to w średniej masie tusz kozłów wynoszącej 17,6 kg w roku 2005 i 13,27 kg w roku 2013 (Ryc. 1). Prawie 66% pozyskanych rogaczy ma masę poniżej 16,5 kg, a powyżej 20 kg niespełna 1%. Obniżenie masy tuszy kozłów we wszystkich grupach wiekowych odnotowano także na Lubelszczyźnie (Dziedzic i in. 2007). Drozd i inni (2000) oszacowując trend fenotypowy również wskazują na obniżenie średniej masy tusz kozłów. Największą ujemną regresję odnotowali u kozłów pochodzących z mezoregionu Puszczy Solskiej oraz Roztocza (odpowiednio $-0,145$ i $-0,086$ kg/rok).



Rycina 1. Masy tusz kozłów pozyskanych na Opolszczyźnie w latach 2005–2013 w obwodach 109 i 110

Figure 1. Body mass of the roe deer bucks hunter in the hunting district 109 and 110 in the Opole region in years 2005–2013

W analizowanych warunkach środowiskowych, mamy do czynienia z wymuszoną jednokierunkową eksploatacją. Przyczyną takiego stanu rzeczy na poziomie gospodarza łowiska jest pozyskanie środków na rosnące odszkodowania wynikające z roszczeń rolników. W 2011 roku pozyskanie kosztów wzrosło o 76% w stosunku do roku 2006. W rezultacie uzyskano wzrost sprzedaży mięsa zaledwie o 66%, ale odbyło się to kosztem całej populacji ponieważ średnia masa pojedynczych osobników obniżyła się o 12%. Tworzy się błędne koło, wzrost roszczeń odszkodowawczych rolników przy jednocześnie coraz słabszej kondycji zwierzyny wymusza zwiększenie planu odstrzałów (Sporek 2014).

We współczesnej gospodarce łowieckiej niejednokrotnie biocenotyczna rola sarny nie jest doceniana. Sarny przemieszczając się między ekosystemami, stają się stałym kanałem przetrwania materii organicznej i energii. Jednocześnie z materią przenoszą substancje chemiczne wprowadzane do środowiska poprzez zabiegi agrotechniczne. W naturalnych warunkach sarny stanowią ogniwo sukcesji ekologicznej, przenosząc między ekosystemami nasiona i zarodniki integrują te ekosystemy (Andrzejewski 1984). Jej rola w tym procesie – jako gatunku zwornikowego – jest niezbędna. Wiedza o udziale saren w procesach biocenotycznych pozwala racjonalnie wykorzystać funkcjonowanie biotopu. Rozwój populacji saren, a więc nasilenie rozrodu i czas życia osobników, ich zagęszczenie, a także produkcja biologiczna populacji, którą może wykorzystać gospodarz łowiska, są w znacznym stopniu uzależnione od struktury krajobrazu i przebiegających w niej procesach. Możliwość kompensacyjnego wykorzystania ekosystemów, o różnej zasobności żerowej wpływa korzystnie na bytowanie saren. Kompensacja zasobów żerowych występuje wówczas, gdy braki żerowe w jednym z ekosystemów sarny są w stanie zaspokoić w ekosystemie sąsiednim (Sporek i in. 2009).

Inwazyjna zachodnia kukurydziana stonka korzeniowa a szkody łowieckie w uprawach kukurydzy

Z każdym rokiem wzrastają roszczenia finansowe rolników w stosunku do dzierżawców obwodów łowieckich. Rolnicy domagają się coraz większych rekompensat za utracone plony, które to straty przypisują zwierzynie. Według danych GUS (Leśnictwo 2014) odszkodowania łowieckie wypłacone osobom fizycznym lub prawnym, posiadaczom upraw i plodów rolnych uszkodzonych przez dziki, łosie, jelenie, daniela i sarny oraz odszkodowania za szkody powstałe przy wykonywaniu polowania, w roku gospodarczym 2013/2014 wynosiły 75,3 mln zł, z czego PZŁ wypłacił 63,7 mln zł. W ciągu tego cztertnastolecia kwota odszkodowań wypłacanych przez dzierżawców obwodów łowieckich wzrosła w skali kraju ponad dwukrotnie (GUS – Leśnictwo 2001; 2006; 2009; 2013; 2014). Należy się zastanowić czy wielkość tych szkód nie jest generowana przez wielkoobszarowe monokultury? Czy wszystkie szkody są powodowane przez zwierzynę?

Gospodarka rynkowa wymusiła na współczesnym rolnictwie wiele zmian. Obserwujemy tworzenie upraw wysokoenergetycznych sięgających kilkudziesięciu lub kilkuset hektarów w jednym kompleksie lub w kilku kompleksach położonych blisko siebie. Bardzo często ten sam gatunek, np. kukurydza, jest uprawiany w kilku po sobie następujących sezonach (latach) bez zalecanego zmianowania. Postępowanie takie zaowocowało stworzeniem idealnych warunków bytowania dzików, ale także idealnych warunków rozwoju gatunków inwazyjnych, jak na przykład zachodniej kukurydzianej stonki korzeniowej (*Diabrotica virgifera* Le Conte). Z jednej strony wypracowany przez rolników system wielkołanowej uprawy uniemożliwienia wykonanie planów łowieckich przez myśliwych, czyli redukcji populacji dzików, a z drugiej strony system ten potęguje szkody od stonki kukurydzianej, która gwałtownie rozprzestrzeniła się w naszym kraju. Do Europy została zawleczona w 1992 r. i od tego czasu jest już notowana w większości krajów europejskich, w tym również od sierpnia 2005 r. w Polsce (Sahajdak i in. 2006a; 2006b). Licząc od domniemanych pierwszych ognisk w okolicy Rzeszowa, tempo inwazji w pierwszym roku wynosiło ok. 165 km w kierunku północnym i zachodnim (Bereś, Sionek 2007; Konefał i in. 2007). Według informacji nadzoru fitosanitarnego (PIORIN 2013) w roku 2013 występowanie tego gatunku stwierdzono w 97 powiatach w Polsce. Praktycznie patogen ten zasiedla obszar Polski od Podkarpacia po Podlasie. Podstawową i preferowaną przez tego owada rośliną żywicielską jest kukurydza. Larwy stonki bytują w glebie, gdzie odżywiają się korzeniami, co w przypadku ich dużej liczebności skutkuje bardzo silnymi uszkodzeniami systemu korzeniowego. Zniszczenie korzeni prowadzi do zaburzeń we wzroście i rozwoju kukurydzy, a następnie jej wyleganie. Osłabione rośliny atakowane są dodatkowo przez bakterie i grzyby m.in. przez bakterię *Erwinia stewartii* (Smith) Dye, której wektorem jest m.in. zachodnia kukurydziana stonka korzeniowa. Od 2010 roku w celu zwalczania i zapobiegania rozprzestrzenianiu się tego szkodnika objęto go kwarantanną (Rozporządzenie MRiRW z dnia 12 maja 2010r.), co było zgodne z obowiązującymi przepisami Unii Europejskiej. W roku 2014 znowelizowano Rozporządzenie znosząc kwarantannę dla tego agrofaga (Rozporządzenie MRiRW z 24 kwietnia 2014r) przy jednoczesnej rejestracji środków biobójczych (kancerogennych) do jej zwalczania. Zniesienie kwarantanny jest konsekwencją wejścia w życie Dyrektywy Wykonawczej Komisji 2014/19/UE z dnia 6 lutego 2014 r., zmieniającej załącznik 1 do dyrektywy Rady 2000/29/WE w sprawie środków ochronnych przed wprowadzeniem do Wspólnoty organizmów szkodliwych dla roślin lub produktów roślinnych i przed ich rozprzestrzenieniem się we Wspólnocie, a która to Dyrektywa skreśla zachodnią kukurydzianą stonkę korzeniową z listy organizmów kwarantannowych UE. Wpisanie stonki kukurydzianej jako szkodnika kwarantannowego było jedyną skuteczną metodą jej biologicznego zwalczania. Metoda ta jednak była nagminnie ignorowana zarówno przez rolników indywidualnych jak i dużych producentów kukurydzy. Szkody zaś, które pojawiały się w wyniku jego żerowania przypisywano szkodom łowieckim powodo-

wanym przez dziki. Nie mając rozeznania, co do nowego patogena w agrocenozie, koła łowieckie szacując szkody brały niejednokrotnie na siebie straty w plonach i ich rekompensatę. Sygnałem alarmowym były dopiero wielotysięczne odszkodowania w dużych monokulturach, kiedy koło łowieckie nie było już w stanie udźwignąć wielkości naliczanych odszkodowań. Wówczas zaczęto analizować przyczyny gwałtownego wzrostu tych szkód w uprawach kukurydzy. Należy nadmienić, że żadne służby sanitarne, mimo posiadanej na ten temat wiedzy, nie powiadomiły kół łowieckich o groźnym szkodniku, który może powodować olbrzymie straty w uprawach. Obserwowane przez myśliwych szacujących szkody deformacje i wyleganie całych roślin kukurydzy, przypomina szkody wyrządzane przez dziki. Przykładowo w roku gospodarczym 2013/14 jedno koło łowieckie gospodarujące na powierzchni 13 tys. ha o lesistości zaledwie 7,7% za jedną szkodę w uprawie kukurydzy o powierzchni 32 ha wypłaciło odszkodowanie ponad 50 tys. zł. Natomiast zysk ze sprzedaży tusz dzików wyniósł niecałe 16 tys. zł. Obszar ten od kilku lat dotknięty jest inwazją korzeniowej stonki kukurydzianej, ale do dnia dzisiejszego istnieją problemy z porządkowaniem strat w plonie do tego szkodnika. Rekompensata strat w uprawach przez koła łowieckie jest rozwiązaniem, które zadowala tylko jedną ze stron, a mianowicie rolnika. Polski Związek Producentów Zbożowych podaje, że straty plonu kukurydzy z tytułu żerowania stonki oraz omacnicy wynoszą 0,5 miliarda złotych w skali rocznej.

Dla wielu kół łowieckich w kraju, jest to nowy problem z którym muszą się zmierzyć, tak aby w przyszłości nie mieć obciążeń kosztami, których nie powoduje zwierzyna w agrocenozach.

Podsumowanie

Na wielkich obszarach pól uprawnych, rolnicy dokonują skomplikowanych zabiegów agrotechnicznych w wyścigu za coraz wyższymi plonami. Różne zabiegi zmierzające do uzyskania wysokich plonów, nagminnie kolidują z potrzebami biologicznymi gatunków żyjących w stanie wolnym. Obserwowany regres tak znacznej liczebności zwierzyny drobnej (zające, kuropatwy) ma przyczynę w intensyfikacji rolnictwa a w szczególności stosowaniu chemicznych środków ochrony roślin. Zużycie pestycydów w Polsce wzrosło w latach 1990–2015 z 19,7 do 62,7 tys. ton, przy jednoczesnym spadku powierzchni uprawy z ponad 18,5 ml ha w 1990 roku do 14,2 w 2015 roku. Substancje aktywne zawarte w środkach ochrony roślin określają kierunki toksycznego wpływu, takie jak: działanie rakotwórcze, powodowanie wad genetycznych, upośledzanie płodności, szkodliwe działanie na płód w łonie matki. W badanej grupie preparatów znajdują się fungicydy, herbicydy, insektycydy, desykanty, antywylegacze oraz zaprawy nasienne stosowane między innymi w ochronie zbóż, rzepaku, kukurydzy, upraw warzywnych czy sadowniczych. W razie traktowania preparatami chemicznymi rozległych powierzchni poszukiwanie nieska-

zonego żeru jest znacznie utrudnione lub nawet niemożliwe. Negatywne konsekwencje nowoczesnej techniki agrarnej dotyczą nie tylko bytującej tam zwierzyny, ale także zagrażają bezpieczeństwu zdrowotnemu ludzi. W tym całym działaniu uwzględniającym rentowność upraw brak jest najistotniejszego elementu, ochrony środowiska jako pośredniego czynnika, który decyduje o bezpieczeństwie konsumentów – ludzi.

Piśmiennictwo

- Aire T.A. 2005. Short-term effects of carbendazim on the gross and microscopic features of the testes of japanese quails (*Coturnix coturnixjaponica*). *Anatomy and Embryology* 210: 43–49.
- Andrzejewski R. 1984. Przeobrażenia krajobrazu Polski a perspektywy gospodarki łowieckiej. *Symposium łowieckie*. Wyd. AGH. Kraków.
- Banaszak J., Cierznia T. 2000. Ocena stopnia zagrożeń i możliwości ochrony owadów w agroekosystemach. *Wiad. Entomol.* 18(2):73–94.
- Bereś P.K. 2014. Omacnica prosowianka w 2014 roku – podsumowanie sezonu. *Farmer – Dzierżawca Dolnośląski* 6:72–73
- Bereś P.K., Sionek R.. 2007. Wstępne obserwacje nad biologią zachodniej kukurydzianej stonki korzeniowej (*Diabrotica virgifera* Le Conte) w okolicach Rzeszowa. *Progress in Plant Protection – Postępy w Ochronie Roślin*, 47 (1):188–193.
- Biziuk M. (red). 2001. Pestycydy, występowanie, oznaczanie i unieszkodliwianie. Wyd. Naukowo-Techniczne. Warszawa.
- Bobek B., Kossak S., Merta D. 1992. Wpływ długości ekotonów na jakość środowiska bytowania jeleni w lasach górskich. *Sylvan.* 6:51–57 [w:] Brzuski P., Hędrzak M. 2002. Gospodarowanie zwierzyną – uwarunkowania środowiskowe. *Polski Związek Łowiecki*. Warszawa.
- Brzuski P., Hędrzak M. 2002. Gospodarowanie zwierzyną–uwarunkowania środowiskowe. *Polski Związek Łowiecki*. Warszawa.
- Byrd R.A., Markham J.K., Emmerson J.L. 1995. Developmental toxicity of dinitroaniline herbicides in rats and rabbits. I. Trifluralin, *Fundamental and Applied Toxicology* 26:181–190.
- Chapius J.L. 1990. Comparison of the diets of two sympatric lagomorphs *Lepus europaeus* (Pallas) and *Oryctolagus cuniculus* (L.) in an agroecosystem of the Ilede-France. *Zeitschrift für Säugetierkunde* 55:176–185.
- Cieślak M. 1994. Awifaunistyczne wskazówki do kształtowania zadrzewień śródpolnych. *Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych*. 6:59–76.
- Czyżewski A., Henisz-Matuszczak A. 2006. *Rolnictwo Unii Europejskiej i Polski*. Wydawnictwo Akademii Ekonomicznej w Poznaniu, Poznań.
- Czyżewski P., Karpiński M., Drozd L., Rachłowski R., Goleman M. 2009. Wpływ długości granicy leśnej na zagęszczenie dzikich kopytnych. [w:] Sporek M. (red.) *Zagrożenia biotopów leśnych*. Wyd. Uniwersytetu Opolskiego.
- Dąbrowska-Prot E. 1987. Rola zadrzewień śródpolnych w krajobrazie rolniczym. *Wiadomości Ekologiczne*. 33:47–59.

- Dobrowolska A. 2002. Odmiany roślin transgenicznych *Bt* a pestycydy – aspekty zdrowotne i środowiskowe. *Kosmos*. 51, Nr 1 (254):99–104.
- Drozd L., Pięta M., Piwniuk J. 2000. Masa ciała i poroża u samców sarn w makroregionie środkowo-wschodniej Polski. *Sylwan*. 11:83–90.
- Dyrektywa Wykonawcza Komisji 2014/19/UE z dnia 6 lutego 2014 r. zmieniająca załącznik I do dyrektywy Rady 2000/29/WE w sprawie środków ochronnych przed wprowadzeniem do Wspólnoty organizmów szkodliwych dla roślin lub produktów roślinnych i przed ich rozprzestrzenianiem się we Wspólnocie (Dz.U. UE L 38 z 07.02.2014, str. 45)
- Dziedzic R., Flis M. 2007. Zmienność w czasie jakości osobniczej samców saren (*Capreolus capreolus* L. 1758) z Wyżyny Lubelskiej. *Annales UMCS. Sec. EE. XXV*: 17–25.
- Frylestam B. 1986. Agricultural land use effects on the winter diet of brown hares (*Lepus europaeus*) in southern Sweden, *Mammal Review* 16:157–161.
- Genghini M., Capizzi D. 2005. Habitat improvement and effects on brown hare *Lepus europaeus* and roe deer *Capreolus capreolus*: a case in northern Italy, *Wildlife Biology* 11:319–329.
- Gliwicz J. 1990. Czego można się dowiedzieć o roli wysp leśnych w krajobrazie na podstawie badań nad gryzoniami. *Wiadomości Ekologiczne*. 36:21–35.
- Hackländer K., Tataruch F., Ruf T. 2002. The Effect of dietary fat content on lactation energetics in the European hare (*Lepus europaeus*), *Physiological and Biochemical Zoology* 75(1): 19–28.
- Hansen K. 1992. Reproduction in European hare in Danish farmland, *Acta theriologica* 37:27–40.
- Homolka M. 1987. The diet of brown hare (*Lepus europaeus*) in central Bohemia, *Folia Zoologica* 36:103–110.
- Instytut Ochrony Roślin i Nasiennictwa. 2008. Zalecenia Ochrony Roślin na lata 2008/2009 dotyczące zwalczania chorób, szkodników oraz chwastów roślin uprawnych Cz. I – Wykaz środków ochrony roślin (ustawodawstwo i zasady bezpieczeństwa dla ludzi, zwierząt i środowiska). Poznań.
- Kałuźniński J. 1982. Composition of the food of roe-deer living in fields and effects of their feeding on plant production. *Acta theriol.* 27(30):449–455.
- Konefał T., Buzon D., Beres P.K. 2007. Drugi rok występowania *Diabrotica virgifera* Le Conte w Polsce – stan aktualny i nowe doświadczenia w zwalczaniu szkodnika. *Progress in Plant Protection – Postępy w Ochronie Roślin*, 47 (1):256–262.
- Kozłowska-Strawska J., Badora A. 2011. Organizmy genetycznie modyfikowane – wykorzystanie we współczesnym rolnictwie. *Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych*. 49:443–451.
- Menegola E., Broccia M.L., Di Renzo F., Giavini E. 2001. Antifungal Triazoles induce malformation in vitro. *Reproductive Toxicology* 15:421–427.
- Menegola E., Broccia M.L., Di Renzo F., Massa V., Giavani E. 2005. Study on common teratogenic pathway elicited by fungicides triazole-derivatives. *Toxicology in Vitro*. 19: 737–748.
- Menu na następne tysiąclecie. 2009. [w:] Kosicka-Gębska M., Gębski J. 2009. Oczekiwania i obawy związane z wprowadzeniem do obrotu produktów i żywności pochodzących z modyfikacji genetycznych. *Zeszyty Naukowe SGGW – Problemy Rolnictwa Światowego*. 9(24):65–76

- Ochocki Z., Stańczak A. 2005a. Organizmy transgeniczne (zmodyfikowane genetycznie) – GMO. Żywność i leki przyszłości? Nadzieje czy zagrożenie? Część I. *Lek w Polsce*. 15(9):66–75.
- Ochocki Z., Stańczak A. 2005b. Organizmy transgeniczne (zmodyfikowane genetycznie) – GMO. Żywność i leki przyszłości? Nadzieje czy zagrożenie? Część II. *Lek w Polsce*. 15(11):48–58.
- Państwowa Inspekcja Ochrony Roślin i Nasiennictwa [<http://piorin.gov.pl/gi-aktualnosci/> data dostępu. 30.12.2013]
- Pielowski Z. 1966. Zając (monografia przyrodniczo-łowiecka). PWRiL. Warszawa.
- Pietrzyk S., Błoniarczyk K. 2007. Żywność genetycznie modyfikowana. *Laboratorium Przemysłowe*. 9:34–38. [Tryb dostępu:] <http://www.laboratorium.elamed.pl/strona-numer-9-2007-1-3835.html>. [Data odczytu: 18.02.2008].
- Potts G.R. 1986. *The partridge: pesticides, predation and conservation*. London: Collins [w:] Pullin A.S. 2004. *Biologiczne podstawy ochrony przyrody*. PWN. W-wa
- Rajeswary S., Kumaran B., Ilangovan R., Yuvaraj S., Sridhar M., Venkataraman P., Srinivasan N., Aruldas M.M. 2007. Modulation of antioxidant defense system by the environmental fungicide carbendazim in Leydig cells of rats, *Reproductive Toxicology* 24:371–380.
- Rocznik statystyczny. Leśnictwo. 2001. GUS. Warszawa
- Rocznik statystyczny. Leśnictwo. 2006. GUS. Warszawa
- Rocznik statystyczny. Leśnictwo. 2009. GUS. Warszawa
- Rocznik statystyczny. Leśnictwo. 2013. GUS. Warszawa
- Rocznik statystyczny. Leśnictwo. 2014. GUS. Warszawa
- Rozporządzenie MRiRW z 24 kwietnia 2014r uchylające rozporządzenie w sprawie zwalczania i zapobiegania rozprzestrzenianiu się zachodniej kukurydzianej stonki korzeniowej (Dz. U. z 2014 r. poz. 621).
- Rozporządzenie MRiRW z dnia 12 maja 2010r. w sprawie zwalczania i zapobiegania rozprzestrzenianiu się zachodniej kukurydzianej stonki korzeniowej (Dz. U. z 2013 r. poz. 171).
- Rühe F., Hohmann U. 2004. Seasonal locomotion and home-range characteristic of European hares (*Lepus europaeus*) in arable region in central Germany, *European Journal of Wildlife Research* 50:101–111.
- Sahajdak A., Bereś K.P., Konefał T. 2006a. *Diabrotica virgifera* Le Conte – a new threat to maize crops in Poland and measures taken against the pest. *J. Plant Prot. Res.* 46:157–161.
- Sahajdak A., Bereś P., Uznańska B., Konefał T. 2006b. Zachodnia kukurydziana stonka korzeniowa – nowe zagrożenie dla upraw kukurydzy w Polsce. *Prog. Plant Protection/Post. Ochr. Roślin* 46(1):256–261.
- Said S., Servanty S. 2005. The influence of landscape structure on female roe deer home-range size. *Landscape Ecology* 20:1003–1012 [w:] Czyżowski P. Karpiński M. Drozd L. Rachłowski R. Goleman M. 2009. Wpływ długości granicy leśnej na zagęszczenie dzikich kopytnych. *Zagrożenia biotopów leśnych*. Wyd. Uniwersytetu Opolskiego.
- Schmidt N.M., Asferg T., Forchhammer M.C. 2004. Long-term patterns in European brown hare population dynamics in Denmark: effects of agriculture, predation and climate. *BMC Ecology*. 4:15.

- Smith R.K., Jennings N.V., Robinson A., Harris S. 2004. Conservation of European hares *Lepus europaeus* in Britain: is increasing habitat heterogeneity in farmland the answer? *Journal of Applied Ecology* 4:1092–1102.
- Smith R.K., Jennings N.V., Tataruch F., Hackländer K., Harris S. 2005. Vegetation quality and habitat selection by European hares *Lepus europaeus* in a pastoral landscape. *Acta Theriologica* 50(3):391–404.
- Sporek K. 2002. Ekologia lasu – wybrane zagrożenia. Oficyna Wydawnicza Politechniki Opolskiej. Opole.
- Sporek K., Weźgowiec-Bagrowicz A. 2009. Biologiczne skutki chemicznej ochrony roślin dla biotopów [w:] Sporek K. (red) *Zagrożenia biotopów przekształconych przez człowieka*. Wyd. Uniwersytetu Opolskiego.
- Sporek M. 2009. Znaczenie stref ekotonowych jako biotopów przejściowych. [w:] Sporek M. (red) *Zagrożenia biotopów leśnych*. Wyd. Uniwersytetu Opolskiego.
- Sporek M. 2012. The body mass of the roe deer (*Capreolus capreolus* L.) in the foothills of the East Sudety Mountains. *Annales UMCS, Sec.EE* 30(4):96–105. DOI:10.2478/v10083-012-0036-7.
- Sporek M. 2014. Szkody łowieckie w uprawach rolnych. *Journal of Agribusiness and Rural Development* 2(32):181–188.
- Sporek M., Sporek K. 2009. Wpływ przekształcania biotopów na populację sarny [w:] Sporek M. (red.) *Zagrożenia biotopów leśnych*. Wyd. Uniwersytet Opolski.

Streszczenie:

Działalność człowieka może na wiele sposobów zaburzać ekosystemy i wchodzące w ich skład biocenozy. Doskonaląc na przestrzeni wieków metody upraw roślin, rolnictwo doprowadziło do wielkiego zubożenia ogromnych dziś obszarów zagospodarowanych. Na terenach uprawnych stan dynamicznej równowagi między fauną i florą, istniejący w środowiskach naturalnych, uległ silnemu zaburzeniu. Konsekwencją tych zmian jest stan ciągłego zagrożenia roślin uprawnych ze strony fitofagów z jednej strony i gatunków łownych z drugiej strony. Rolnicze zagospodarowanie terenu zmienia stosunki biocenotyczne, której istotą jest sztuczność nowych zgrupowań stąd nazwano je agrocenozami w odróżnieniu od biocenozy. Charakterystyczną cechą agrocenoz są nieliczne powiązania sieci pokarmowej, bowiem działalność rolnicza nie dopuszcza do powstawania pełnej sieci, która zapewnia samodzielność i niezależność biocenozy. Jeżeli procesy samoregulacyjne zostały wyeliminowane przez zabiegi agrotechniczne to ich skutkiem jest dominacja zwierząt fitofagicznych charakterystycznych dla ubogich biocenozy (gradacje, inwazje).

Zmiany metod upraw oraz skuteczne zwalczanie chwastów powodują „efekt domina” wzdłuż łańcucha troficznego, usuwając pokarm, jednocześnie usuwamy gatunki łowne w krajobrazie rolniczym. Filozofia współczesnego rolnictwa polega na takim kształtowaniu krajobrazu rolniczego aby uzyskać odpowiednią przestrzeń dla coraz wydajniejszych maszyn, kosztem, zwierzyny i gospodarki łowieckiej. Unifikacja w sposobie wykorzystania i zagospodarowania przestrzeni jest sprzeczna z ogólnie przyjętymi zasadami zachowania przyrody, w tym zachowania miejsca dla zwierzyny.

Remizy jak i zadrzewienia śródpolne podlegają regułom ekotonu. Te drobne wyspy leśne otoczone polami uprawnymi o intensywnej gospodarce rolnej, są jednocześnie miejscami „żelaznego zapasu” gatunków, które mogą w sprzyjających okolicznościach odbudować swoją populację. Zadrzewienia

śródpolne są zatem jednym z najbogatszych w gatunki refugium krajobrazu rolniczego. Intensyfikacja rolnictwa rozumiana między innymi jako wzrost zużycia chemicznych środków ochrony roślin zagraża dalszemu istnieniu zająca szaraka. Kontakt z pestycydami wynika ze specyfiki wyboru siedliska i składu jego diety. Preferencję pokarmową wyznacza poziom zawartości wapnia, fosforu i surowego białka w zjadanych roślinach, zwłaszcza wiosną, co wiąże się bezpośrednio z okresem reprodukcyjnym i wychowem młodych. W okresie wiosenno-letnim zając pobiera bardzo chętnie różne chwasty, m.in. jasnotę purpurową, gwiazdnicę pospolitą, koniczyny, gorczycę polną czy przytulię właściwą. Gatunki te są wrażliwe na większość stosowanych preparatów chwastobójczych. Herbicydy znacząco przyczyniają się do zubożenia diety zająca co wpływa na spadek jego rozrodczości przyczynia się do zaburzeń w rozrodzie, powoduje zanik płodności.

Gospodarka rynkowa wymusiła na współczesnym rolnictwie wiele zmian. Bardzo często ten sam gatunek rośliny, np. kukurydza, jest uprawiany w kilku po sobie następujących sezonach (latach) bez zalecanego zmianowania. Postępowanie takie zaowocowało stworzeniem idealnych warunków rozwoju dla takiego gatunku inwazyjnego jakim jest zachodnia kukurydziana stonka korzeniowa (*Diabrotica virgifera* Le Conte). Z jednej strony wypracowany przez rolników system wielokolnowej uprawy uniemożliwiania wykonanie planów łowieckich przez myśliwych, czyli redukcji populacji dzików, a z drugiej strony system ten potęguje szkody od stonki kukurydzianej, która gwałtownie rozprzestrzeniła się w naszym kraju. Według informacji nadzoru fitosanitarnego (w roku 2013) występowanie tego gatunku stwierdzono w 97 powiatach w Polsce. Praktycznie patogen ten zasiedla obszar Polski od Podkarpacia po Podlasie. Larwy stonki bytują w glebie, gdzie odżywiają się korzeniami, co w przypadku ich dużej liczebności skutkuje bardzo silnymi uszkodzeniami systemu korzeniowego. Wpisanie stonki kukurydzianej jako szkodnika kwarantannowego było jedyną skuteczną metodą jej biologicznego zwalczania. Metoda ta jednak była nagminnie ignorowana zarówno przez rolników indywidualnych jak i dużych producentów kukurydzy. Szkody zaś, które pojawiały się w wyniku jego żerowania przypisywano szkodom łowieckim powodowanym przez dziki. Polski Związek Producentów Zbożowych, podaje, że straty plonu kukurydzy z tytułu żerowania stonki oraz omacnicy wynoszą 0,5 miliarda złotych w skali rocznej.

W całym działaniu uwzględniającym rentowność upraw brak jest najistotniejszego elementu, – ochrony środowiska jako pośredniego czynnika – który decyduje o zdrowiu i bezpieczeństwie konsumentów – ludzi.

Słowa kluczowe: agrocenozy, zachodnia kukurydziana stonka korzeniowa, degradacja siedlisk, zwierzyna



WYDZIAŁ NAUK O ZWIERZĘTACH SZKOŁY GŁÓWNEJ GOSPODARSTWA WIEJSKIEGO

na którym pracuje blisko 80 nauczycieli i 25 pracowników technicznych, złożony jest z sześciu jednostek prowadzących badania na zwierzętach obejmujące różne aspekty. Badania pracowników Katedry Szczegółowej Hodowli Zwierząt koncentrują się na zwierzętach gospodarskich i obejmują m.in. ocenę jakości produktów zwierzęcych, możliwości modyfikowania składu mleka, mięsa czy jaj poprzez żywienie. W Katedrze Genetyki i Ogólnej Hodowli Zwierząt prowadzone programy ochrony gatunków zagrożonych i rzadkich takich jak żubr, wilk, niedźwiedź czy foka szara oraz realizowane są prace mające na celu diagnostykę chorób genetycznych psów, które również są poddawane bacznej obserwacji specjalistów z zakresu behawioru. Katedra Biologii Środowiska koncentruje się na ocenie i możliwości modyfikacji warunków środowiska zewnętrznego oraz prowadzi badania nad nicieniami, które mogą być sprzymierzeńcem człowieka w walce ze szkodnikami. W Katedrze Żywienia i Biotechnologii Zwierząt prowadzone są prace z zakresu składu i sposobów modyfikacji dawek pokarmowych zwierząt, ale również rozwinięte są badania in ovo sposobów ograniczania wzrostu komórek nowotworowych. Zakład Ichtiobiologii i Biotechnologii w Akwakulturze prowadzi badania zarówno na stadiach embrionalnych, jak i typowe hodowlano-produkcyjne względem różnych gatunków ryb. Pracownia Pszczelnictwa zajmuje się tym co najśodsze i we własnej pasiece hoduje pszczoły, unasiennia matki pszczele oraz ocenia jakość produktów pszczelich pod względem składu, właściwości prozdrowotnych i czystości mikrobiologicznej. Wydział dysponuje bogatym zapleczem badawczo-dydaktycznym od ferm zwierząt do wyspecjalizowanych laboratoriów. Na Wydziale prowadzone są trzy kierunki studiów: Zootechnika, Hodowla i ochrona zwierząt towarzyszących i dzikich oraz Bioinżynieria zwierząt. Ważnym elementem studiów są zajęcia terenowe i praktyki zawodowe, a studenci mogą rozwijać swoje pasje i zainteresowania w licznych Kołach Naukowych. Dzieje się na naszym Wydziale bardzo dużo zarówno w sferze nauki, jak i dydaktyki i kooperacji z praktyką. Dzieje się tak dzięki społeczności akademickiej naszego Wydziału, niepowtarzalnemu i bardzo aktywnemu zespołowi pracowników, doktorantów i studentów. Zapraszamy do śledzenia wydarzeń na naszym Wydziale i odwiedzania naszej strony internetowej: animal.sggw.pl



LASY PAŃSTWOWE – największa w Unii Europejskiej organizacja zarządzająca lasami należącymi do Skarbu Państwa – gospodarują na niemal jednej trzeciej powierzchni Polski. Tuż po zakończeniu II wojny światowej lesistość kraju wynosiła zaledwie 21 proc. Obecnie jest to 29,3 proc. Co roku leśnicy sadzą 500 mln nowych

drzew, aby lasów w Polsce wciąż przybywało. Dbają też, by lasy były różnorodne biologicznie. Na terenie LP leży 85 proc. rezerwatów przyrody, a 40 proc. lasów w zarządzie LP jest chronionych w ramach europejskiej sieci Natura 2000.

Lasy Państwowe zatrudniają ponad 25 tys. osób w ramach trójszczeblowej organizacji (430 nadleśnictw, 17 dyrekcji regionalnych oraz Dyrekcja Generalna). W ten sposób są jednym z największych pracodawców w Polsce.

W branżach związanych z leśnictwem pracuje ok. 300 tys. osób, czyli średnio co 40 pracujący Polak. Sektor przetwórstwa drewna wypracowuje ok. 2 proc. naszego PKB i jest wizytówką polskiej gospodarki.

LP dostarczają 90% zużywanego w kraju drewna. Od 1990 r. zużycie tego surowca w Polsce wzrosło ponad dwukrotnie. Dzięki rosnącym zasobom polskie lasy są w stanie zaspokajać ten popyt, konsekwentnie zwiększając dostawy drewna na rynek – z 17 mln m³ w 1990 r. do 38 mln m³ w 2015 r. Mimo to zasoby drewna w polskich lasach są czwarte co do wielkości w UE i stale rosną – w ciągu ostatnich 50 lat zwiększyły się dwukrotnie. Pozwala to bez szkody dla przyrody zwiększać pozyskanie drewna.



POLSKI ZWIĄZEK ŁOWIECKI istnieje od 1923 roku i już w okresie międzywojennym był jedynym reprezentantem myśliwych w Polsce. Od roku 1994 PZŁ jest członkiem międzynarodowej organizacji łowieckiej – Federacji Związków Łowieckich Państw Unii Europejskiej (FACE). PZŁ jest zrzeszeniem osób fizycznych i prawnych (kół łowieckich), które – w myśl ustawy z dnia 13 października 1995 r. – czynnie uczestniczą w ochronie i rozwoju populacji zwierząt łownych oraz działają na rzecz ochrony przyrody.



Do zadań Polskiego Związku Łowieckiego należy m.in: prowadzenie gospodarki łowieckiej, współdziałanie z administracją publiczną w dziedzinie zachowania i rozwoju populacji zwierząt dziko żyjących oraz w ochronie środowiska przyrodniczego, pielęgnowanie historycznych wartości kultury łowieckiej, szkolenie adeptów łowiectwa w Polsce, rozwój kynologii i strzelectwa myśliwskiego, wspieranie i prowadzenie badań naukowych w dziedzinie gospodarowania zwierzyną.

Obecnie Polski Związek Łowiecki liczy ponad 118 tysięcy członków.
Zapraszamy do odwiedzenia strony PZŁ: www.pzlow.pl.