
Ochrona gatunkowa ryśia, wilka i niedźwiedzia w Polsce

Raport z projektu nr PL 0349



Warszawa, 2012

Ochrona gatunkowa ryśia, wilka i niedźwiedzia w Polsce

Raport z projektu nr PL 0349



Warszawa, 2012

Redakcja:

Stefan Jakimiuk, Natalia Kryt

Tłumaczenia:

Agata Łuczyńska, Ewa Milewska

Korekta:

Agata Łuczyńska



Publikacja powstała w ramach projektu „Ochrona gatunkowa rysia, wilka i niedźwiedzia w Polsce” realizowanego przez WWF Polska przy dofinansowaniu z środków Norweskiego Mechanizmu Finansowego i Mechanizmu Finansowego EOG.

Za treść publikacji odpowiada WWF Polska

© **WWF Polska**

rysunki:

Mirostaw Zdrajkowski

realizacja:

ARES s.c.

601 311 838, pracownia@list.pl

wydrukowano na papierze ekologicznym

Spis treści

Wstęp	5
--------------------	---

OCHRONA NIEDŹWIEDZIA BRUNATNEGO

Ewa Zysk-Gorczyńska, Zbigniew Jakubiec PRZECIWDZIAŁANIE SYNANTROPIZACJI NIEDŹWIEDZI W POLSKIEJ CZĘŚCI KARPAT	13
---	----

Zbigniew Jakubiec, Ewa Zysk-Gorczyńska ZAPEWNIENIE ODPOWIEDNICH WARUNKÓW ZIMOWANIA NIEDŹWIEDZI W POLSKIEJ CZĘŚCI KARPAT. WYTYCZNE DO WYZNACZANIA REJONÓW GAWROWANIA I STREFOWEJ OCHRONY GAWR	35
---	----

Wojciech Śmietana SZKODY POWODOWANE PRZEZ NIEDŹWIEDZIE BRUNATNE W GOSPODARCE CZŁOWIEKA ORAZ EFEKTYWNOŚĆ DZIAŁAŃ W CELU ICH OGRANICZANIA W POLSCE POŁUDIOWO-WSCHODNIEJ	53
--	----

Wojciech Śmietana, Robert Rutkowski, Mirosław Ratkiewicz, Magdalena Buś-Kicman OCENA LICZEBNOŚCI I ZMIENNOŚCI GENETYCZNEJ NIEDŹWIEDZI BRUNATNYCH WYSTĘPUJĄCYCH NA OBSZARZE POLSKIEJ CZĘŚCI KARPAT	67
---	----

OCHRONA WILKA

Wojciech Śmietana SZKODY POWODOWANE PRZEZ WILKI W GOSPODARCE CZŁOWIEKA ORAZ EFEKTYWNOŚĆ DZIAŁAŃ W CELU ICH OGRANICZANIA W POLSCE	91
--	----

Jakub Borkowski OCENA LICZEBNOŚCI JELENIOWATYCH W POLSCE: ANALIZA STANU OBECNEGO ORAZ PROPOZYCJE ZMIAN	113
--	-----

OCHRONA RYSIA

Andrzej Krzywiński, Armin Kobus, Jakimiuk Stefan
REINTRODUKCJA RYSIA DO PUSZCZY PISKIEJ METODĄ „BORN TO BE FREE” 129

Krzysztof Schmidt
OCENA JAKOŚCI LASÓW ZACHODNIEJ POLSKI POD WZGLĘDEM WYMAGAŃ
ŚRODOWISKOWYCH RYSIA 147

OCHRONA KORYTARZY EKOLOGICZNYCH

Anita Bernatek
OCENA WDRAŻANIA KONCEPCJI KORYTARZY EKOLOGICZNYCH
DO PLANÓW ZAGOSPODAROWANIA PRZESTRZENNEGO WOJEWÓDZTW 163

Adam Juchnik, Paulina Kupczyk, Piotr Matyjasiak, Marcin Pchałek
EFEKTYWNOŚĆ OCHRONY KORYTARZY EKOLOGICZNYCH.
KONCEPCJA ZMIAN LEGISLACYJNYCH (SYNTEZA) 173

Stefan Jakimiuk, Marcin Górny
PROPOZYCJA DZIAŁAŃ DLA POPRAWY ŁĄCZNOŚCI EKOLOGICZNEJ
W SKALI LOKALNEJ NA PRZYKŁADZIE WYBRANEGO ODCINKA
KORYTARZA PÓŁNOCNEGO 201

Natalia Kryt
ŚMIERTELNOŚĆ DZIKICH ZWIERZĄT NA DROGACH W POLSCE – RAPORT
PODSUMOWUJĄCY AKCJĘ WWF POLSKA „ZWOLNIJ, ZWIERZĘ NA DRODZE!” 231

WSPÓŁPRACA POLSKO-NORWESKA

Jon E. Swenson, Jonas Kindberg
OCHRONA I ZARZĄDZANIE POPULACJAMI DUŻYCH DRAPIEŻNIKÓW
W SZWECJI I NORWEGII 245

WSTĘP



Duże drapieżniki od dawna przyciągały uwagę ludzi. W prawiekach przemawiały za tym względy bezpieczeństwa, ponieważ człowiek na równych prawach z nimi zajmował przestrzeń przyrodniczą. Rozwój cywilizacyjny i związana z nim ekspansja terytorialna człowieka oraz udoskonalenie broni myśliwskiej spowodowały, że zasięg występowania dużych drapieżników w Europie zaczął się systematycznie kurczyć. Wiek XVIII-XIX i znaczna część XX wieku to już okres intensywnego odstrzału, a nawet tępienia wilków, rysi i niedźwiedzi jako typowych szkodników. Do połowy XX wieku zostały one wyparte z większości obszaru Starego Kontynentu. Nastąpił jednak czas opamiętania. Drapieżniki te objęto stopniowo w poszczególnych krajach różnymi formami ochrony. Powstały też pierwsze programy restytucji poszczególnych gatunków na obszarach, gdzie dawno zostały wytępione. Jak ważne są to gatunki dla przyrody Europy podkreśla też fakt, iż znalazły się one w załącznikach do tzw. *Dyrektywy Siedliskowej* w ramach programu *Natura 2000*, obowiązującego w krajach Unii Europejskiej, a dwa z nich (wilk i niedźwiedź) zostały określone mianem gatunków priorytetowych do ochrony.

Jakkolwiek w Polsce wszystkie trzy gatunki objęte są obecnie ochroną prawną, nie oznacza to jednak, że ich przyszłość jest już przesądzona. Wobec wzrastającej presji na środowisko przyrodnicze, coraz częściej pojawiają się konflikty pomiędzy gospodarczą działalnością człowieka a potrzebą zachowania żywotnych populacji tych zwierząt. W niektórych grupach społecznych narasta też przekonanie, iż zmuszone są one ponosić, przynajmniej częściowo, koszty ich ochrony. Z drugiej strony Polska może i powinna odegrać szczególną rolę w ochronie i restytucji dużych drapieżników na kontynencie europejskim. Ze względu na geograficzne położenie kraj nasz stanowi łącznik między obszarami leśnymi Europy Wschodniej i południowo-wschodniej (Karpaty), gdzie zwierzęta te są nadal względnie liczne, a kompleksami leśnymi Europy Zachodniej, gdzie występują one już tylko w postaci nielicznych i izolowanych populacji. Tak więc zachowanie witalnych populacji rysi, wilków i niedźwiedzi w Polsce oraz stworzenie możliwości do ich przemieszczania się może przesądzić o tym, że gatunki te staną się w przyszłości stałym składnikiem ekosystemów na zachód od Odry.

Ochrona dużych drapieżników od dawna należała do priorytetów WWF. Organizacja ta była jednym z inicjatorów powołania *Large Carnivore Initiative for Europe* – wspólnego przedsięwzięcia naukowców zajmujących się badaniem dużych drapieżników oraz praktyków działających na rzecz ich ochrony. Dzięki inicjatywie lub wsparciu WWF powstało wiele programów ochrony lub innych dokumentów służących ochronie tych gatunków. Fundacja WWF Polska, która rozpoczęła swoją aktywność na terenie naszego kraju w 1998 roku, zaangażowana jest w działania na rzecz ochrony dużych drapieżników od 2004 roku. W listopadzie 2008 r. działania te nabrały tempa ze względu na uzyskanie dofinansowania z Mechanizmu Finansowego EOG oraz Norweskiego Mechanizmu Finansowego dla projektu pt. *Ochrona gatunkowa rysia, wilka i niedźwiedzia w Polsce*.

Głównym celem projektu, realizowanego od listopada 2008 do kwietnia 2012 było działanie na rzecz zachowania na obszarze Polski żywotnych populacji dużych drapieżników oraz środowiska ich występowania poprzez zapobieganie sytuacjom konfliktowym, łagodzenie napięć społecznych wynikających z potrzeby ich ochrony oraz przeciwdziałanie negatywnym skutkom zmian w środowisku. Działania zostały zaplanowane w oparciu o analizę zagrożeń

i potrzeb ochrony poszczególnych gatunków, na podstawie aktualnych dokumentów i opracowań oraz konsultacji z ekspertami. Projekt został podzielony na 5 modułów (działań). Trzy z nich bezpośrednio odnosiły się do ochrony poszczególnych gatunków – niedźwiedzia, wilka i rysia. Moduł IV – dotyczył korytarzy ekologicznych, a więc problemów wspólnych dla wszystkich 3 gatunków. Moduł V – to działania informacyjno-promocyjne oraz zarządzanie projektem. Wszystkie zaplanowane w projekcie zadania zostały zrealizowane, a z dostępnych w budżecie środków wykorzystano niemal 100%, co należy uznać za duży sukces. W trakcie realizacji poszczególnych zadań zebrano bardzo dużo cennych doświadczeń. Znalazły one swoje odbicie w licznych przygotowanych raportach i opracowaniach. Poniżej przedstawiono krótki opis efektów poszczególnych działań.

W ramach modułu I (ochrona niedźwiedzia) zakupiono i przekazano pszczelarzom na obszarach występowania szkód powodowanych przez niedźwiedzie 35 zestawów pastuchów elektrycznych. Prowadzono również prace nad poprawą bazy pokarmowej niedźwiedzi, które polegały na odnawianiu starych sadów znajdujących się w pobliżu nieistniejących (opuszczonych) już wsi, a obecnie oddalonych od siedzib ludzkich. W ramach tego zadania prześwietlono i/lub odsłonięto ok. 3000 drzew oraz posadzono ponad 1000 drzew owocowych na terenie 12 nadleśnictw (RDLP Krosno) i Magurskiego Parku Narodowego. Przygotowano też, bardzo ważne dla praktyki ochrony gatunku, raporty i opracowania, takie jak np. *Ocena liczebności, struktury płciowej i migracji niedźwiedzi brunatnych w polskiej części Karpat dokonana na podstawie analiz genetycznych*, *Zapewnienie odpowiednich warunków zimowania niedźwiedzi w polskiej części Karpat*, *Wytyczne do wyznaczania rejonów gawrowania i strefowej ochrony gawr*, *Przeciwdziałanie synantropizacji niedźwiedzi w polskiej części Karpat*.

Moduł II zawierał zdania skierowane głównie na łagodzenie konfliktów związanych z występowaniem wilka. Na terenie województw podkarpackiego, małopolskiego, warmińsko-mazurskiego oraz podlaskiego przekazano rolnikom łącznie 81 zestawów pastuchów elektrycznych do ochrony zwierząt gospodarskich. Do hodowców trafiło też 18 owczarków podhalańskich. Ich zadanie to zabezpieczenie głównie stad owiec przed atakami ze strony wilków. Ocenę efektów realizacji tych zadań zawiera raport przygotowany dla obszaru Polski południowo-wschodniej, gdzie były one realizowane najbardziej intensywnie. W ramach Modułu II przygotowano też raport pt. *Ocena liczebności jeleniowatych w Polsce: analiza stanu obecnego oraz propozycje zmian*, który pokazuje problemy z prawidłową oceną liczebności jeleniowatych, racjonalnym zarządzaniem ich populacjami oraz zapewnieniem odpowiedniej bazy pokarmowej dla dużych drapieżników.

Zadania prowadzone w ramach modułu III (Ochrona rysia) dotyczyły przede wszystkim reintrodukcji tego gatunku na Mazurach – inicjatywy podjętej i prowadzonej przez Park Dzikich Zwierząt w Kadzidłowie. W czasie trwania projektu wypuszczono do natury (na terenie Puszczy Piskiej) z zastosowaniem metody „born to be free”, 4 rysie. Wybudowano 3 nowe wolier reintrodukcyjne, dwie na terenie Nadleśnictwa Spychowo, jedną na terenie Nadleśnictwa Jedwabno. Przeprowadzono także remonty istniejących wolier. W lutym 2011 r. na terenie Puszczy Piskiej i Lasów Napiwodzko – Ramuckich przeprowadzono zimowe tropienia rysia, na podstawie których stwierdzono obecność na tym obszarze nie mniej niż 8 rysia. W ramach tego modułu rozpoznawano też możliwości rozszerzenia zasięgu występowania gatunku. Efekty tych prac znalazły się również w niniejszym raporcie zbiorczym.

Moduł IV – działania na rzecz ochrony korytarzy ekologicznych – zawierał bardzo różnorodne zadania skierowane na poprawę warunków do przemieszczania się dużych drapieżników. Znalazły się tutaj takie zadania, jak: lokalizacja 25 tablic ostrzegających o możliwości wtargnięcia na drogę drapieżnika w cennych przyrodniczo rejonach Polski (w Bieszczadach, na Mazurach i Podlasiu), przeprowadzenie akcji edukacyjno-informacyjnej pt. „Zwolnij, zwierzę na drodze!”, w ramach której przeprowadzono ankietę dotyczącą wypadków ze zwierzętami dostępną na stronie www.zwolnij.wwf.pl oraz liczne opracowania i raporty, m.in. propozycje

zmian legislacyjnych dot. ochrony korytarzy ekologicznych oraz plany działań dla poprawy łączności ekologicznej w wybranych miejscach.

Moduł V – obok zadań związanych z zarządzaniem zawierał promocję działań realizowanych w projekcie oraz zadania o charakterze edukacyjno-informacyjnym. W ramach realizacji tego działania (modułu) przygotowano 4 filmy dokumentalne poświęcone problematyce ochrony rysia, wilka i niedźwiedzia oraz potrzebom ochrony korytarzy ekologicznych. Telewizyjna premiera 3 filmów przewidziana jest na jesień 2012. W latach 2009 i 2010 we współpracy z Fundacją Bieszczadzką zorganizowano 2 duże imprezy plenerowe („Dziki Bieszczady” i „Dziki Karpaty”), poświęcone promocji ochrony dużych drapieżników. W 2011 r. wspólnie z Regionalną Dyrekcją Ochrony Środowiska w Rzeszowie przeprowadzono warsztaty szkoleniowe pt. „Rozwiązywanie problemów szkód wyrządzonych przez zwierzęta prawnie chronione”. Bardzo udana była też konferencja podsumowująca projekt, przeprowadzona w końcu 2011 r. W ramach współpracy polsko-norweskiej w niniejszym projekcie wybitny norweski specjalista w dziedzinie badań i ochrony dużych drapieżników – prof. Jon Swenson, we współpracy z innymi naukowcami – przygotował opracowanie pt. *Ochrona i zarządzanie populacjami dużych drapieżników w Szwecji i Norwegii*. Opracowanie to znalazło się w niniejszym raporcie końcowym, znacznie go wzbogacając o doświadczenia skandynawskie w zakresie ochrony i zarządzania populacjami dużych drapieżników.

Tak efektywna realizacja tego Projektu nie byłaby możliwa bez dobrej współpracy z licznymi partnerami oraz wykonawcami poszczególnych zadań. Jednym z najważniejszych partnerów w Projekcie były Lasy Państwowe, tj. Regionalna Dyrekcja Lasów Państwowych w Olsztynie, ze szczególną rolą Nadleśnictwa Spychowo jako koordynatora ważnych zadań (m.in. zimowych tropień rysia), Regionalna Dyrekcja Lasów Państwowych w Białymstoku oraz Regionalna Dyrekcja Lasów Państwowych w Krośnie, na terenie której realizowane były działania związane z ochroną wilka i niedźwiedzia. Główny ciężar zadań związanych z reintrodukcją rysia metodą „Born to be free” dźwigał Park Dzikich Zwierząt w Kadzidłowie. W ramach Projektu podejmowana była współpraca z parkami narodowymi: Bieszczadzkim P.N., Magurskim P.N. oraz Tatrzańskim P.N., a także Mazurskim Parkiem Krajobrazowym, Fundacją Bieszczadzką i Gminą Lutowiska (Bieszczady). Niezmiernie ważną rolę w projekcie odgrywały służby ochrony przyrody – Ministerstwo Ochrony Środowiska, Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska oraz dyrekcje regionalne w Olsztynie, Białymstoku i Rzeszowie. To od ich zrozumienia dla niełatwych i zawiłych spraw, zależała szybkość w podejmowaniu decyzji, a w efekcie skuteczność w realizacji zaplanowanych działań. Na szczególne podkreślenie zasługuje wsparcie jakiego udzielali w czasie trwania Projektu pracownicy Regionalnej Dyrekcji Ochrony Środowiska w Rzeszowie, znacznie przekraczającego urzędniczą powinność. Zapewne Projekt ten by nie powstał i nie byłby tak efektywnie zrealizowany, gdyby nie zaangażowanie i pomoc specjalistów od dużych drapieżników i innych dziedzin, m.in. z Instytutu Ochrony Przyrody PAN w Krakowie, Instytutu Biologii Ssaków PAN w Białowieży, Instytutu Biologii Uniwersytetu w Białymstoku. Koordynatorzy tego projektu, od początku jego funkcjonowania aż do jego zakończenia, spotykali się z bardzo dużym zrozumieniem instytucji pośredniczącej – Narodowego Funduszu Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej. To dzięki pomocy pracowników NFOŚiGW udawało się skutecznie rozwiązywać problemy pojawiające się w trakcie realizacji tego projektu. Należy też podkreślić kluczową rolę instytucji Darczyńcy, tj. Mechanizmu Finansowego EOG oraz Norweskiego Mechanizmu Finansowego. Bez tak hojnego wsparcia projekt ten nie mógłby zaistnieć w takim wymiarze. Tak więc Wszystkim, którzy przyczynili się do realizacji tego Projektu należą się wielkie podziękowania.

Niewątpliwym sukcesem Projektu PL349 „Ochrona gatunkowa rysia, wilka i niedźwiedzia w Polsce” jest również to, iż działania w nim rozpoczęte znalazły naturalną kontynuację w kolejnych projektach prowadzonych przez WWF, dotyczących ochrony zarówno rysia, niedźwiedzia jak i wilka.

Oddajemy dziś w ręce czytelników raport podsumowujący efekty ponad trzyletniego projektu. Na to zbiorcze opracowanie składa się szereg artykułów przygotowanych przez osoby realizujące lub koordynujące realizację poszczególnych zadań. Są więc tu opracowania dotyczące zagadnień związanych z ochroną dużych drapieżników oraz próba oceny efektów realizacji wybranych zadań. Mamy nadzieję, że zebrane tu informacje, wiedza i doświadczenia przyczynią się do bardziej skutecznej ochrony tych charyzmatycznych zwierząt, jakimi są ryś, wilk i niedźwiedź.

Stefan Jakimiuk i Natalia Kryt

OCHRONA

NIEDŹWIEDZIA BRUNATNEGO



Ewa Zyśk-Gorczyńska¹, Zbigniew Jakubiec²

1. Instytut Ochrony Przyrody PAN

2. Uniwersytet Zielonogórski, Wydział Nauk Biologicznych

PRZECIWDZIAŁANIE SYNANTROPIZACJI NIEDŹWIEDZI W POLSKIEJ CZĘŚCI KARPAT. OPRACOWANIE ZBIORCZE

Miejsca, w których niedźwiedzie zaczynają kojarzyć zapach człowieka jako pozytywne doświadczenie związane bezpośrednio ze zdobywaniem pokarmu stają się tymi, które przyczyniają się do powstawania u tych zwierząt niepożądanych zachowań. Badania behawioru niedźwiedzi wskazują natomiast jednoznacznie, że utrwalenie niepożądanych nawyków jest u tych zwierząt procesem szybkim i często nieodwracalnym (Graber, White 1978). W Polsce problem synantropizacji niedźwiedzi pojawił się po raz pierwszy w latach '50, jednak do tej pory nie istnieją zadawalające narzędzia i instrumenty prawne umożliwiające zarówno zapobieganie synantropizacji jak również interwencję w przypadku jej zaistnienia.

Celem prowadzonych prac terenowych była identyfikacja czynników sprzyjających powstawaniu sytuacji konfliktowych z udziałem niedźwiedzi oraz określenie zadań ochronnych mających na celu ich przeciwdziałanie. W tym celu skontrolowane zostały wybrane miejscowości, parkingi, obejścia sklepów, przystanki autobusowe, szlaki turystyczne oraz schroniska jako miejsca stwarzające realne lub potencjalne źródła atraktantów.

1 Wstęp

Sytuacje konfliktowe między człowiekiem a niedźwiedziem zachodzą wszędzie tam, gdzie nakładają się ich obszary występowania. Działalność człowieka stwarza realne zagrożenie powstawania zarówno sytuacji konfliktowych, jak również w szczególnych przypadkach zranienia lub śmierci człowieka czy zwierzęcia (Stenhouse et al. 1988; Jakubiec 2001; Beckmann et al. 2004; Bargali et al. 2005). Wraz z rozwojem infrastruktury i wzrostem liczby osób przebywających w ostojach tego gatunku rośnie dostępność antropogenicznych pokarmów, zwiększa się tym samym prawdopodobieństwo zetknięcia dziko żyjących zwierząt z nieodpowiednio zagospodarowanymi lub zabezpieczonymi odpadami. Dostępność pokarmów pochodzenia antropogenicznego jest głównym czynnikiem wpływającym na ekologię i behawior niedźwiedzi żyjących na terenach współwystępowania z człowiekiem (Graber, White 1978; Schullery 1991). Beckmann i Berger (2003 a, b) zaobserwowali różnice w żerowaniu i gawrowaniu takich niedźwiedzi. Niedźwiedzie korzystające z pokarmów pochodzenia antropogenicznego rozpoczynają gawrowanie miesiąc później lub nie gawrują wcale. Zwierzęta takie aktywne są głównie w godzinach wieczornych i nocnych, kiedy aktywność ludzi jest niewielka i mogą spokojnie żerować w pobliżu zabudowań (Ryc. 1, 2).

Życie niedźwiedzi w pobliżu ludzi stwarza realne zagrożenie również dla nich samych, rośnie bowiem prawdopodobieństwo np. kolizji z pojazdami mechanicznymi (Ebersole 2005; Mazur, Seher 2007), translokacji lub w końcu odstrzału zwierzęcia (Maehr 1984; Beckmann, Lackey 2004.). W Azji niedźwiedzie malajskie zabijane są przez rolników z powodu szkód jakie powodują w pogłowie zwierząt hodowlanych, pomimo ochrony tego gatunku przez *Konwencję CITES* (Fredriksson 2005). Niedźwiedzie, które powodują szkody przyczyniają się do wzrostu negatywnej oceny wśród lokalnej ludności, a także ogólnego przyzwolenia na eliminowanie takich zwierząt ze środowiska.



RYCINA 1 NIEDŹWIEDŹ ŻERUJĄCY NA WYSYPISKU ŚMIECI, ZDJĘCIE Z USA
Źródło: www.humanbearconflict.org/index.htm



RYCINA 2 NIEODPOWIEDNIO ZABEZPIECZONE KONTENERY NA ŚMIECI SĄ JEDNYM Z GŁÓWNYCH ATRAKTANTÓW
DLA NIEDŹWIEDZI, ZDJĘCIE Z USA
Źródło: www.humanbearconflict.org/index.htm

W literaturze pojawiają się różne określenia odnoszące się do niedźwiedzi stwarzających problemy lub wchodzących w konflikty z człowiekiem:

- *food conditioned bears* (Peirce, Van Deal 2006; Mazur 2010) – niedźwiedzie uwarunkowane na pokarm pochodzenia antropogenicznego;
- *garbage-conditioned bears* (Herrero 1985; McCarthy; Seavoy 1994, Spencer et al. 2007) – niedźwiedzie uwarunkowane na śmieci (nieodpowiednio zabezpieczone kosze, wysypiska, kontenery);
- *nuisance bears* (Beckmann et al. 2004; Lyons 2005; Breck et al. 2006; Ambarh, Bilgin 2008, Dunn et al. 2008; Huber et al. 2008; Leigh, Chamberlain 2008) – niedźwiedzie „przeszkadzające”, „natarczywe”;
- *habituated bears* (Rauer et al. 2003) – niedźwiedzie, które nie wykazują strachu przed człowiekiem, niepłochliwe;
- *urban bears* (Lyons 2005; Beckmann, Lackey 2008) – niedźwiedzie żyjące w pobliżu ludzkich zabudowań;
- *problem bears* (Klenzendorf 1997; Cotton 2008) – niedźwiedzie problemowe.

Nomenklatura stosowana w przypadku niedźwiedzi swoje podłoże posiada w poszczególnych sytuacjach konfliktowych z ich udziałem lub bezpośrednio z rodzajem zachowań zwierząt. *Habituated bears* to niedźwiedzie przyzwyczajone do obecności człowieka, korzystające z antropogennych źródeł pokarmu, „nastawione” na każdy pokarm pochodzenia antropogenicznego. *Garbage conditioned bears* to zwierzęta „nastawione” na pokarm pochodzący głównie ze śmietników, kontenerów czy wysypisk śmieci (Herrero 1985). W przypadku niedźwiedzi, sytuacje konfliktowe zaistniałe z ich udziałem mogą być poważne w skutkach, głównie ze względu na rozmiary tych zwierząt, oportunistyczny sposób żerowania oraz realne zagrożenie dla ludzi. Niedźwiedzie szybko się uczą i tym samym przyzwyczajają się do łatwo dostępnych źródeł pokarmu, ich wszystkożerność powoduje natomiast, że zainteresowane są każdym rodzajem pokarmu.

Większość państw na terenie których występuje niedźwiedź posiada tzw. *Management Plan* lub *Action Plan*, opracowany w postaci indywidualnego planu ochrony niedźwiedzia lub obejmujący ochronę wszystkich dużych drapieżników. Ideą tych opracowań jest ochrona gatunku, dlatego w krajach gdzie takie dokumenty działają, zawarte są w nich zalecenia dotyczące prewencji w sytuacjach konfliktowych z udziałem niedźwiedzi. Polska nie posiada instrumentów prewencyjnych, prace terenowe wykazały natomiast, że problem np. dostępu niedźwiedzi do antropogenicznych źródeł pokarmu na terenach występowania gatunku jest poważny.

Celem prowadzonych przez autorów opracowania prac terenowych była identyfikacja czynników sprzyjających powstawaniu sytuacji konfliktowych z udziałem niedźwiedzi oraz określenie zadań ochronnych mających na celu ich przeciwdziałaniu. W tym celu skontrolowane zostały wybrane miejscowości, parkingi, obejścia sklepów, przystanki autobusowe, szlaki turystyczne oraz schroniska jako miejsca stwarzające realne lub potencjalne źródła atraktantów.

2 Synantropizacja niedźwiedzi oraz sposoby jej zapobiegania

Synantropizacja oznacza proces powstawania przystosowań do samodzielnego, niezależnego od woli człowieka, osiedlania się gatunków dzikich zwierząt w osiedlach ludzkich lub ich najbliższym otoczeniu, ewentualnie wykorzystywanie wytworów cywilizacji, np. odpadków lub przyjmowanie pokarmu od ludzi. Synantropizacja objawia się zarówno znacznym zmniejszeniem tzw. dystansu bezpieczeństwa, jak i wykorzystywaniem wytworzonych przez człowieka produktów i elementów środowiska (Tomiałojć 1970).

Synantropizację niedźwiedzi wzmacnia spontaniczne, nieodpowiedzialne zachowanie ludzi jak np.: chęć zobaczenia zwierzęcia z bliska, traktowanie odwiedzin danego terenu przez zwierzę jako lokalnej atrakcji turystycznej, celowe dokarmianie i przywabianie (Jakubiec 2001).

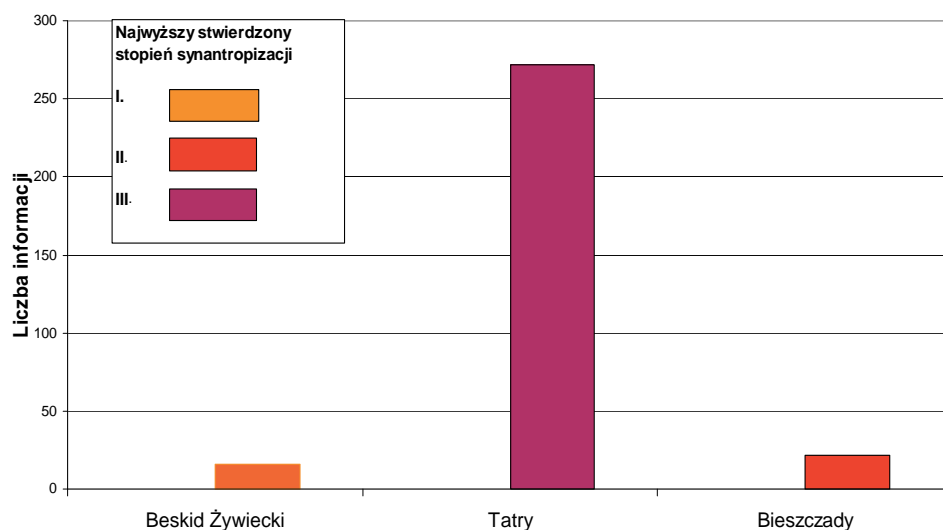
W przypadku zwierząt zsynantropizowanych użyteczne może być określanie tzw. stopnia synantropizacji: (1) zwierzęta płochliwe, czyli takie które odwiedzają żerowiska w pobliżu osad ludzkich nocą i unikają kontaktu z człowiekiem; (2) ośmielone, to zwierzęta które żerują w pobliżu osad ludzkich w dzień i nie wykazują płochliwości podczas kontaktu z człowiekiem; (3) zdemoralizowane, to zwierzęta nie wykazujące strachu i aktywnie podchodzące do ludzi (Clarkson, Marley 1992).

a) przyczyny synantropizacji: turystyka oraz łowieckie wykorzystanie lasu

Na obszarze występowania niedźwiedzi konieczne jest stosowanie długoterminowych, permanentnych działań zapobiegających powstawaniu sytuacjom konfliktowym z ich udziałem. Przypadki konfliktów regularnie obserwowane są w polskiej części Karpat. Największy – III stopień synantropizacji niedźwiedzi obserwowany był w Tatrach (Ryc. 3).

Synantropizacja niedźwiedzi na terenie Tatrzańskiego Parku Narodowego związana jest między innymi z masowym ruchem turystycznym na szlakach – liczba turystów wchodzących na szlaki wynosi 2,5-3 mln rocznie (Zięba, Zwijacz Kozica 2004, 2005), obecnością schronisk, punktów gastronomicznych, baz turystycznych, pól namiotowych, parkingów oraz osad ludzkich w obrębie naturalnych areałów niedźwiedzi (Zięba, Jamrozy 2001; Zięba, Zwijacz-Kozica 2005). Z kolei prace terenowe wykazały, że problem silnej antropopresji obecny jest również na obszarze Beskidu Żywieckiego oraz w Bieszczadach.

Obecność w środowisku bytowania niedźwiedzi: odpadków, śmieci, nieodpowiednio zabezpieczonych koszy, kontenerów, wysypisk oraz gospodarstw domowych w których np. odpadki komunalne czy karmy dla zwierząt hodowlanych nie są odpowiednio zabezpieczone, to główna przyczyna powstawania oraz utrwalania niepożądanych zachowań u tych zwierząt (Rauer et al. 2003; Breck et al. 2006; Spencer et al. 2007; Peirce, Van Deal 2006; Dunn et al. 2008). Pokarm pochodzenia antropogenicznego jest łatwo dostępny i wysokokaloryczny, dostarcza więcej energii od pokarmów naturalnych m.in.: protein, węglowodanów czy tłuszczu, dlatego jest chętniej wybierany przez niedźwiedzie (Stringham 1989).



RYCINA 3 PRZYPADKI SYNANTROPIZACJI ORAZ JEJ STOPNIE W POSZCZEGÓLNYCH OSTOJACH WYSTĘPOWANIA NIEDŹWIEDZIA W POLSKIEJ CZĘŚCI KARPAT

Źródło: dane własne autorów opracowania.

Zwiększony ruch turystyczny na szlakach przyczynia się do wzrostu niepożądanych zachowań niedźwiedzi. Badania Wilman et al. (1987) wykazały, że u niedźwiedzi, które nie korzystają z antropogennych źródeł pokarmu, obecność turystów na szlakach powoduje zmniejszenie pojemności ich środowiska, gdyż takie osobniki unikają ludzi. Natomiast w przypadku niedźwiedzi zsynantropizowanych (co stwierdza się również w Tatrzańskim Parku Narodowym), niedźwiedzie spędzają dni w pobliżu szlaków i zaczynają żerować w nocy na odpadkach pozostawionych przez turystów.

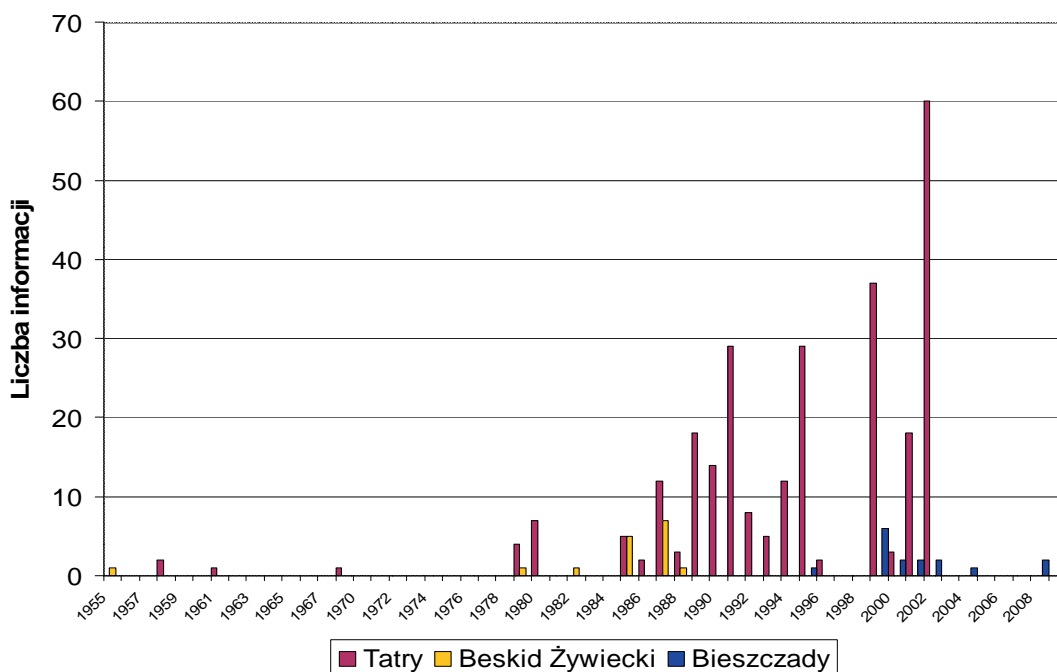
Ogólna frekwencja na pieszych szlakach Bieszczadzkiego Parku Narodowego w latach 2005-2008 oscylowała w przedziale od 240 do 293 tys. osób (Prędkie 2009). Ze względu na ochronę przyrody Parku ważna jest także frekwencja dobową. Koncentracja ruchu turystycznego w newralgicznych miejscach parku stanowi zagrożenie dla wypełnienia jego podstawowych funkcji. Stwierdzono, że maksymalnie w ciągu jednego dnia na szlaki turystyczne i ścieżki przyrodnicze weszło 23 000 osób (w 2008 roku). Zanotowano także, że liczba dni z wysoką frekwencją na szlakach (powyżej 3 tys.) z roku na rok rośnie (Prędkie 2009).

Presja turystyki może odbywać się na różne sposoby: bezpośrednie niszczenie roślinności oraz siedlisk poprzez uszkodzenia mechaniczne, zanieczyszczenia o charakterze lokalnym oraz hałas (Pasierbek i in. 2006). Liczba zwiedzających Babiogórski Park Narodowy w 2005 roku wyniosła około 74 000 osób, przy czym ponad 80% w sezonie turystycznym (1.V-31.X). Do głównych „przewinień” turystów należy zaliczyć: zaśmiecanie szlaków i pozostawianie odpadów, płoszenie zwierząt, niszczenie bazy pokarmowej i miejsc rozrodu. Intensywny ruch turystyczny na szlakach powyżej górnej granicy lasu może stwarzać barierę w przemieszczaniu się zwierząt, jak również powoduje synantropizację ich zachowań. Pozostawiane odpadki organiczne stanowią bazę pokarmową dla wielu gatunków zwierząt, co w konsekwencji prowadzi do ich regularnej obecności w pobliżu szlaków (Jakubiec, Weidner 2010; Pasierbek i in. 2006).

Na terenie Babiogórskiego Parku Narodowego, podobnie jak na obszarze całego Beskidu Żywieckiego, poważnym problemem jest zbieractwo jagód *Vaccinium myrtillus* i *Vaccinium vitis-idaea*. Zbieractwo jagód powoduje nie tylko stałe penetrowanie terenów położonych w dalszej odległości od szlaków turystycznych i ich zaśmiecanie, ale także płoszenie zwierząt tam bytujących (Pasierbek i in. 2006). Należy podkreślić, że na jesieni, kiedy niedźwiedzie opasają się na

zimę, jagody stanowią dla nich główną bazę pokarmową, natomiast zbieractwo jagód przez lokalnych mieszkańców (i nie tylko) może stanowić poważne uszczuplenie ich bazy pokarmowej. Podczas prac terenowych autorzy opracowania niejednokrotnie spotykali w pobliżu szlaków osoby zbierające jagody, często przy użyciu tzw. grzebieni – specjalnych urządzeń do intensywnego zbioru jagód. Ilość pozyskiwanych w ten sposób jagód może być ogromna np. młoda kobieta potrafiła w ciągu jednego przedpołudnia nazbierać około 30 litrów jagód.

Na obszarze polskiej części Karpat przypadki synantropizacji niedźwiedzi stwierdzono między innymi w Beskidzie Żywieckim, w Tatrach oraz w Bieszczadach. W Tatrach obserwowano niedźwiedzie korzystające z antropogennych źródeł pożywienia („Magda”, „Siwa”, „Kaśka”). Niedźwiedzia zsynantropizowanego obserwowano przy schronisku „Markowe Szczeliny” w Beskidzie Żywieckim, a w Bieszczadach zwierzęta takie obserwowane są przy przystankach autobusowych lub dawniej w pobliżu kontenerów (Jakubiec 2001).



RYCINA 4 DYNAMIKA SYNANTROPIZACJI W LATACH 1955-2009 W POLSKIEJ CZĘŚCI KARPAT

Źródło: dane własne autorów opracowania.

Gospodarka łowiecka lasu może również przyczyniać się do wzrostu niepożądanych zachowań wśród niedźwiedzi. Jak wykazały badania, niedźwiedzie bardzo chętnie odwiedzają stanowiska z karmą wykładaną dla zwierząt łownych (Rauer et al. 2003). Badania tych samych autorów wskazują także, że *habituated bears* spotykane są w takich miejscach częściej niż niedźwiedzie „nieprzywyczajone” do ludzi. W Polsce dokarmianie zwierząt łownych należy wciąż do kwestii spornych. Pracownicy leśni oraz myśliwi przyznają, że karmiska, w których wykładana jest m.in. kukurydza, są regularnie odwiedzane przez niedźwiedzie. Brak badań na temat wpływu dokarmiania zwierzyny łownej na zachowanie niedźwiedzi sprawia, że w Polsce temat ten wydaje się być bagatelizowany, chociaż niektóre kraje Unii Europejskiej zaprzestały już stosowania tego rodzaju praktyk (Huber et al. 2008).

b) dynamika procesu synantropizacji niedźwiedzi w Polsce

Pierwsze informacje na temat niedźwiedzi, które nie wykazują strachu przed człowiekiem, pochodzą z początku lat '50. Informacje zbierane przez pracowników IOP PAN na podstawie między innymi: wywiadów z pracownikami leśnymi, mieszkańcami oraz przy zastosowaniu badań ankietowych wskazują, że niemal regularnie obserwuje się zwierzęta korzystające z wytworów antropogenezie przekształconego środowiska.

c) skutki synantropizacji

Niedźwiedzie, które korzystają z antropogennych źródeł pokarmu, narażone są na konflikty z człowiekiem. Konflikty te mogą zakończyć się zarówno dla niedźwiedzi jak i ludzi w różny sposób (Tab. 1).

TABELA 1 PRAWDOPODOBNE SKUTKI ZAISTNIAŁYCH SYTUACJI KONFLIKTOWYCH MIĘDZY CZŁOWIEKIEM I NIEDŹWIEDZIEM

Skutki konfliktu na płaszczyźnie niedźwiedź–człowiek			
Skutki konfliktu dla niedźwiedzi		Skutki konfliktu dla człowieka	
zastosowanie metod odstrasżających	pastuchy elektryczne	szkody materialne	zniszczenia
	pociski gumowe		szkody w inwentarzu
	gaz pieprzowy		poturbowania i zranienia
	hałas		
	repelenty		
	CTA – <i>conditioned taste aversion</i>		
psy stróżujące			
translokacja	ogród zoologiczny	śmierć	
	azyl dla zwierząt		
	odległe kompleksy leśne		
zranienia			
odstrzał			

Działania podejmowane w sytuacjach konfliktowych z udziałem niedźwiedzi oraz ich efektywność:

- ogrodzenie miejsc newralgicznych pastuchami elektrycznymi (pasieki, pastwiska, schroniska, punkty gastronomiczne itp.). Bardzo skuteczna metoda odstrasżania niedźwiedzi stosowana z dużym powodzeniem w wielu krajach (O'Brien, Marsh 1990; Madel 1996; Hyugens, Hayashi 1999; Breck et al.2006; Zwijacz Kozica, Zięba 2005). Odpowiednie utrzymanie ogrodzenia (przycinanie roślinności itp.) gwarantuje praktycznie 100% skuteczność w odstrasżaniu niedźwiedzi.
- odstrasżanie przy użyciu: głośnych dźwięków, gumowych kul, gazu pieprzowego – to metody odstrasżania niedźwiedzi, których podłożem efektywnego działania, podobnie jak w przypadku pastucha elektrycznego jest bolesne doświadczenie (O'Brien, Marsh 1990; Madel 1996; Hyugens, Hayashi 1999; Breck et al.2006). Są to metody stosowane

w wielu krajach jednak przynoszą one różne efekty. Badania m.in. McCathy i Seavovy (1994) oraz Shivik'a et al. (2003) wykazały, że niedźwiedzie odstraszone przy użyciu gumowych pocisków nie przestają żerować na pokarmie pochodzenia antropogenicznego (efektywność zależy od stopnia synantropizacji i momentu zastosowania pocisku), dlatego w metodzie tej niezbędna jest między innymi duża konsekwencja w działaniu. Efektywnością zastosowania metody gumowych pocisków wykazali się pracownicy TPN, którzy odstraszali w ten sposób niedźwiedzicę z założoną obrożą telemetryczną. Śledząc jej ruchy mogli z wyprzedzeniem znaleźć się w pobliżu schroniska do którego niedźwiedzica zmierzała. Odstraszanie niedźwiedzi z zastosowaniem innych metod, np. gazu pieprzowego czy psów, w Polsce raczej nie jest stosowane. Z kolei użycie do tych celów broni gładkolufowej i odpowiedniej amunicji jest wciąż kwestią nierozstrzygniętą przez polskie prawo.

- CTA (*conditioned taste aversion*), to substancje chemiczne wywołujące awersję pokarmową u zwierząt. W Polsce nie są stosowane. Metoda ta stosowana była u większości drapieżników jednak z różnym efektem (Rauer et al.2003; Nowak i in. 2005; Leigh, Chamberlain 2008; Mazur 2010). Substancje podawane drapieżnikom to między innymi: chlorek litu, thiabendazol (TBA), siarczany i chlorowodorki.
- translokacja to kolejna metoda stosowana w przypadku niedźwiedzi stwarzających problemy (Huber et al.2008; Beckmann, Lackey 2004). Skuteczność tej metody zależy jednak od wielu czynników, m.in. od wielkości obszaru i dystansu, na który zwierzę zostanie przetransportowane. Istnieje również ryzyko powrotu zwierzęcia w to samo miejsce, gdzie stwarzał już problemy lub pojawienia się go w innym, zupełnie nowym miejscu i dalsze wchodzenie tego osobnika w konflikt z człowiekiem (Meagher, Fowler 1989). Badania nad translokacją niedźwiedzi wskazują nieskuteczność tej metody (Beckmann, Lackey 2004). Dodatkowo metoda ta jest kosztowna, co w wielu krajach może mieć zasadnicze znaczenie.
- odstrzał zwierzęcia to metoda budząca wiele kontrowersji i pytań. Zasadność jej użycia powinna sprowadzać się do sytuacji zagrożenia życia ludzi. Stosowana powinna być w przypadku pewności, że rzeczywiście ma się do czynienia z osobnikiem stwarzającym zagrożenie (Huber et al.2008). Odstrzał stosowany jest we wszystkich krajach, nawet tam gdzie niedźwiedź jest zwierzęciem objętym ochroną.

Przykładem synantropizacji niedźwiedzia w polskiej części Karpat był przypadek niedźwiedzicy „Magdy” i trójki jej młodych. W ciągu zaledwie pięciu lat zachowanie niedźwiedzicy zmieniło się w sposób zasadniczy: od ostrożnego podchodzenia do śmietników i w pobliże budynków, do wchodzenia do wnętrza budynków, wylamywania drzwi oraz zbliżania się do ludzi (Jakubiec 2001; Zięba, Jamrozy 2001). Początek procesu synantropizacji niedźwiedzicy rozpoczął się od dokarmiania jej na szlaku przez turystów (Zięba, Jamrozy 2001; Skawiński 2004). Niedźwiedzica „Magda” i trójka jej młodych została odłowiona i przetransportowana do wrocławskiego ogrodu zoologicznego.

Problem synantropizacji pojawił się również w 1979 roku wraz z młodym niedźwiadkiem, którego nazwano „Kuba” (Zięba, Zwijacz Kozica 2004). Niedźwiedź ten uszkadzał m. in. budynki gospodarcze, włamywał się do magazynów z żywnością, schronisk itp. Był regularnie dokarmiany przez turystów. „Kuba Kondracki” został zastrzelony przez strażnika TPN.

Ostatnim przypadkiem niedźwiedzia, który stwarzał problemy zarówno po polskiej jak i słowackiej części Karpat w roku 2010 był niedźwiedź nazwany przez media „ludojadem”. Zwierzę zaatakowało drwali pracujących w lesie oraz konia. W TANAP-ie od października do kwietnia wywozi się do lasu spore ilości kukurydzy i inne płody rolne, i prawdopodobnie w tym precedensie należy dopatrywać się przyczyn agresywnego zachowania tego osobnika. Niedźwiedź prawdopodobnie atakował pracowników leśnych, ponieważ ich obecność w lesie kojarzył ze zdobywaniem określonego rodzaju pożywienia (Zwijacz Kozica, Zięba 2010a). Nie-

dźwiedz został zabity przez strażnika TANAP. Z kolei strażnicy TPN nie są przekonani, że został zastrzelony osobnik, który rzeczywiście przejawiał zachowania agresywne.

Podobne zachowania niedźwiedzi należą do rzadkości. Zwykle zwierzęta unikają kontaktu z człowiekiem i nie wykazują agresji. Atakują jedynie w sytuacji, w której poczują się zagrożone np. nagłym pojawieniem się człowieka w zbyt bliskiej odległości (Zwijacz Kozica, Zięba 2010b). Częściej niedźwiedzie powodują szkody w gospodarstwach domowych, które w konsekwencji również mogą doprowadzić do zachowań agresywnych (Signor 2010). Dlatego główne metody prewencji powinny bazować na zabezpieczeniu miejsc newralgicznych, a także permanentnych akcjach informacyjno-edukacyjnych, które z dużym powodzeniem stosowane są w wielu krajach (Gore et al. 2006; Dunn et al. 2008).

3 Podsumowanie prac terenowych

Prace terenowe wykonywane były w miesiącach letnich (czerwiec-sierpień) w Bieszczadach i Beskidzie Żywieckim. Ich celem była identyfikacja czynników sprzyjających powstawaniu sytuacji konfliktowych z udziałem niedźwiedzi na terenie tych dwóch ostoi oraz określenie zadań ochronnych mających na celu ich przeciwdziałanie. Skontrolowane zostały wybrane miejscowości, parkingi, obejścia sklepów, przystanki autobusowe, szlaki turystyczne oraz schroniska, jako miejsca mogące stanowić obszary sprzyjające synantropizacji niedźwiedzi.

Należy zaznaczyć, że Karpaty to ważna ostoja występowania na kontynencie europejskim wszystkich dużych ssaków drapieżnych. Populacja niedźwiedzia w tym paśmie górskim szacowana jest na ok. 7000-8000 osobników (Kucharzyk 2009). Ocalenie wyjątkowej wartości przyrodniczej Karpat jest możliwe między innymi poprzez stosowanie różnych systemów ochrony. Obecnie w Karpatach istnieje 38 parków narodowych i obiektów chronionych o podobnym charakterze, zajmujących blisko 11 tys. km² (Kucharzyk 2009).

Zagrożenia w poszczególnych ostojach występowania niedźwiedzi przedstawiają się podobnie i należy zaliczyć do nich: presję turystyczną, zaśmiecanie szlaków, nieodpowiednią gospodarkę odpadami na terenie wsi i miejscowości, brak zabezpieczeń dla miejsc newralgicznych (schronisk, przystanków autobusowych, obejść sklepów), zbieractwo jagód.

a) Bieszczady

We wszystkich skontrolowanych miejscowościach położonych na terenie bieszczadzkiej ostoi występowania niedźwiedzia stwierdzono nieodpowiednie zabezpieczenie śmietników. Problem jest istotny, ponieważ śmietniki znajdują się niekiedy w lesie lub jego bezpośrednim sąsiedztwie.

Śmietniki skontrolowane na przystankach autobusowych reprezentowały trzy typy różnych konstrukcji. Najbardziej powszechny śmietnik to dwa foliowe worki otoczone solidną siatką, przykryte niezbyt ciężką klapą. Innym typem śmietnika był kosz z niewielkim otworem do wrzucania odpadów lub zwykły betonowy bądź metalowy kosz pozbawiony klapy. Stwier-

dzono, że śmietniki na przystankach autobusowych nie są regularnie opróżniane. Śmietniki znajdujące się w pobliżu sklepów reprezentowały dwa typy: zwykły kosz bez przykrywki, lub kosz z ruchomą klapą. W przypadku śmietników w obejściach sklepów brak było jakichkolwiek dodatkowych zabezpieczeń. Kontrola tych miejsc w godzinach zamknięcia sklepów potwierdziła, że śmietniki nie są na noc opróżniane.

Parkingi, zarówno leśne jak i te zlokalizowane w centrach miejscowości, posiadały podobne śmietniki jak na przystankach autobusowych.

Podczas kontroli schronisk nie stwierdzono obecności śmietników w głównych miejscach odpoczynku turystów tj. w pobliżu zadaszonych wiat lub ławek. Śmietniki zlokalizowane były wewnątrz schronisk. Żadne ze schronisk nie było ogrodzone pastuchem elektrycznym.

Kontrola szlaków turystycznych wykazała, że szlaki turystyczne pasma Otrytu są utrzymywane w sposób nieodpowiedni, stwarzając poważne możliwości synantropizacji niedźwiedzi. Podczas wędrówek turyści mają do dyspozycji miejsca odpoczynku obok których znajdują się kosze na śmieci, nie są one w żaden sposób zabezpieczone ani opróżniane. Na terenie pozostałych szlaków nie stwierdzono obecności koszy na śmieci. Na szlaku Wołosate-Rozsypaniec stwierdzono obecność zadaszonych wiat, w pobliżu których turyści wyrzucają śmieci.

Kontrola pensjonatów oraz punktów gastronomicznych wykazała brak zabezpieczeń w postaci pastuchów elektrycznych (w przypadku pensjonatów położonych w pobliżu lasu), a czasami nawet solidnych ogrodzeń. Pola namiotowe są niezabezpieczone, często stanowiąc kawałek łąki wydzierżawionej z jednej ze stron pensjonatu. Na polach namiotowych pusta- wiane są kosze na śmieci.

Parkingi leśne są miejscami, w których turysta ma miejsce aby odpocząć, zjeść posiłek, rozpałić ognisko, biwakować. Każdy skontrolowany parking posiadał kosz na śmieci. Kosze nie są jednak regularnie opróżniane. Miejsca biwakowe były często zanieczyszczone, głównie w miejscu gdzie można rozpałić ognisko.

Na terenie ostoi bieszczadzkiej nie stwierdzono problemu z nielegalnymi wysypiskami śmieci. Legalne wysypiska są natomiast zabezpieczone i w odpowiedni sposób prowadzone. Oceniając dotychczasową politykę w zakresie eksploatacji wysypisk śmieci należy stwierdzić, że większość z nich po krótkim użytkowaniu została zamknięta, a niektóre z nich zrehabilitowane.

b) Beskid Żywiecki

W ostoi tej odnotowano bardzo silny stopień antropopresji oraz nieodpowiednią gospodarkę odpadami, zwłaszcza w miejscach bytowania niedźwiedzi (szlaki turystyczne, obejścia schronisk).

Kontrola śmietników na przystankach autobusowych i w obejściach sklepów wykazała, że kosze są nieodpowiednio zabezpieczone i nie są one regularnie opróżniane. Parkingi, zarówno leśne jak i te zlokalizowane w centrach miejscowości, posiadały kosze na śmieci, które również są opróżniane dopiero wówczas, gdy nie ma w nich już miejsca na składowanie odpadów.

W ostoi tej stwierdzono również obecność niezabezpieczonych i przepełnionych kontenerów na śmieci, z których wysypywały się odpady (Ryc. 5).

TABELA 2 RODZAJ ORAZ LICZBA ŚMIECI I ODPADÓW POZOSTAWIANYCH PRZEZ TURYSTÓW NA WYBRANYCH SZLAKACH TURYSTYCZNYCH W POLSKIEJ CZĘŚCI KARPAT

<i>Rodzaje śmieci pozostawianych przez turystów</i>	<i>Otryt</i>	<i>Rozyspaniec</i>	<i>Mała i Wielka Rawka</i>	<i>Połoniny (Caryńska i Wetlińska)</i>	<i>Wielka Racza</i>	<i>Wielka Rycerzowa</i>	<i>Przełęcz Przegibek</i>
Plastikowe butelki po napojach, plastikowe opakowania	3	3	2	2	10	7	2
Puszki po napojach	2	-	4	1	16	10	1
Butelki szklane	2	3	2	2	-	3	
Papierki/ opakowania po słodyczach	7	3	2	8	70	106	23
Inne		1 chusteczka higieniczna, fragmenty papieru toaletowego	3 chusteczki higieniczne, 1 pielucha, 1 podpaska	5 chusteczek higienicznych	15 chusteczek higienicznych, 4 opakowania po papierosach, 15 puszek po konserwach, 18 worków foliowych	pasta do zębów, 75 worków foliowych, zapalniczka, 27 chusteczek higienicznych.	9 worków foliowych, puszka po konserwie, fragmenty papieru toaletowego

Szlaki turystyczne należą do zanieczyszczonych (Tab. 2). Odpadki widoczne są niemal na każdym kroku. Powszechnie są również miejsca koncentracji odpadów. Dodatkowym problemem, który pojawia się na terenie omawianej ostoi jest przebudowa drzewostanu związana z inwazją kornika. W wyniku prac leśnych powstają „obozowiska” pracowników leśnych, które są miejscami o silnej koncentracji odpadów.

Na obszarach leśnych stwierdzono także dzikie wysypiska śmieci i obecność dużych worków z odpadami.

Wokół schronisk zaobserwowano niezabezpieczone kosze na śmieci. Dodatkowo w pobliżu jednego ze schronisk stwierdzono obecność miejsca z dużą koncentracją świeżych oraz spalonych odpadów. Żadne ze schronisk nie było ogrodzone pastuchem elektrycznym.

Kontrola pensjonatów oraz punktów gastronomicznych wykazała brak zabezpieczeń w postaci pastuchów elektrycznych (w przypadku pensjonatów położonych w pobliżu lasu), a czasami nawet solidnych ogrodzeń. Pola namiotowe są niezabezpieczone, często stanowiąc kawałek łąki wydzierżawionej z jednej ze stron pensjonatu. Na polach namiotowych powstają kosze na śmieci.

Parkingi leśne są miejscami, w których turysta ma miejsce aby odpocząć, zjeść posiłek, rozpaść ognisko, biwakować. Każdy skontrolowany parking posiadał kosz na śmieci. Kosze nie są regularnie opróżniane. Miejsca biwakowe są często zanieczyszczone, głównie w miejscu, gdzie można rozpaść ognisko.



RYCINA 5 NIEODPOWIEDNIO ZABEZPIECZONY KONTENER NA ŚMIECI NA TERENIE BESKIDU ŻYWIECKIEGO
(fot. E. Zyśk-Gorczyńska)

4 Wnioski i zalecenia ochronne

Prace terenowe wykazały konieczność wprowadzenia konkretnych działań mających na celu przeciwdziałanie synantropizacji niedźwiedzi w polskiej części Karpat. Działania te powinny skupiać się zarówno na edukacji, jak również na ostrzejszym i częstszym egzekwowaniu obowiązującego prawa. Sytuacje zaobserwowane w ostojach tego gatunku w Polsce pokazują, że niedźwiedzie najczęściej wabione są w pobliżu zabudowań ludzkich śmieciami pozostawianymi w obejściach domów, na parkingach czy przystankach autobusowych. Śmieci regularnie pozostawiane są na obszarach występowania niedźwiedzia, nawet w głębi lasu. Taka działalność człowieka niekorzystnie wpływa na zachowanie i ekologię niedźwiedzi. Przyzwyczajając niedźwiedzie do pokarmu pochodzenia antropogenicznego skazujemy je na śmierć lub życie w niewoli.

Jednym z działań, mających na celu przeciwdziałanie powstawaniu sytuacji konfliktowych z udziałem niedźwiedzi są kampanie edukacyjne skierowane do lokalnych społeczności oraz do turystów odwiedzających obszary występowania niedźwiedzi. Kampanie edukacyjne stosowane są powszechnie w wielu krajach (Gore et al. 2006; Dunn et al. 2008; Huber et al. 2008). W Polsce podobne kampanie edukacyjne prowadzone są w sposób sezonowy.

Dużym zainteresowaniem i efektywnością cieszył się między innymi program edukacyjny „*Be Bear Aware*”, realizowany w Nowym Meksyku dzięki funduszom organizacji pozarządowych (Dunn et al. 2008). W ramach tego programu drukowane były broszury, postery, samoprzylepne znaczki. Koszt realizacji takich działań w stosunku do wymiernych efektów jakie przynosią jest niewielki. Dodatkowo autorzy programu przeprowadzali badania ankietowe. Ideą zarówno posterów jak i broszur były jasne, przykuwające uwagę informacje. Tekst w nich zawarty był zwięzły i zrozumiały dla wszystkich grup społecznych. Broszury pt. *Keeping Bears Alive and You Safe* wraz ze zdjęciami niedźwiedzi oraz krótką informacją na temat ich ekologii rozdawane były lokalnej społeczności oraz turystom. Zawierały one następujące informacje i nakazy:

1. Nie dokarmiać niedźwiedzi.
2. Zapasy jedzenia oraz śmieci powinny być odpowiednio zabezpieczone.
3. Należy zabezpieczyć karmę dla zwierząt.
4. Grille itp. powinny być zabezpieczone, szczególnie w nocy oraz gdy nie są używane.
5. Miejsca noclegowe powinny być oddalone od tych, w których przechowywana i przygotowywana jest żywność.
6. W trakcie pieszych wędrówek należy pozwolić zwierzętom siebie usłyszeć.
7. Przy spotkaniu z niedźwiedziem należy powoli wycofać się, nie uciekać.

Tablice informacyjne: „*You are in Bear Country...*” stosowane w ramach tej kampanii posiadały podobne instrukcje.

Działania ochronne zalecane dla Parków Narodowych i Nadleśnictw:

- monitoring prowadzony powyżej górnej granicy lasu powinien obejmować ruch turystyczny wraz z jego wpływem na zagrożone gatunki;
- ograniczenie penetracji szczególnie cennych fragmentów siedlisk;
- zachęcanie turystów do poruszania się tylko po wyznaczonych szlakach;
- odpoczywanie turystów w miejscach do tego wyznaczonych;

- propagowanie zabierania z sobą i wnoszenia poza obszar naturalnych środowisk wszystkich śmieci i odpadków;
- zapewnienie turystom miejsc widokowych;
- edukacja turystów a także pracowników parków (Pasierbek i in. 2006);
- porządkowanie ruchu turystycznego poprzez jego dyspersję (np. ograniczanie grup wchodzących na poszczególne odcinki szlaków, promocja mniej uczęszczanych szlaków);
- znaczna część środków pochodząca ze sprzedaży biletów wstępu do parku powinna być przeznaczona m.in. na sprzątanie i konserwację szlaków, promocję szlaków (Prędko, Winnicki 2006).

Zalecenia ochronne:

- każde źródło pokarmu, a także produkty o intensywnym zapachu powinny być niedostępne dla niedźwiedzi. Odpowiedzialni za przestrzeganie tych zaleceń są gospodarze terenu (Nadleśnictwa, Parki Narodowe, a także właściciele prywatnych posesji).
- generalną zasadą powinno być wnoszenie śmieci przez turystów poza obszary leśne, częste i staranne usuwanie śmieci ze śmietników zlokalizowanych w obrębie miejscowości, na przystankach, parkingach itp. Natomiast w okresie gdy śmieci znajdują się w pojemnikach, powinny one być zlewane lizolem lub innym środkiem odstraszającym. Czystość na szlakach turystycznych powinni zapewniać gospodarze terenu, czyli np. parki narodowe lub nadleśnictwa. Z kolei za czystość na przystankach czy parkingach zlokalizowanych w obrębie miejscowości odpowiedzialne są z reguły zarządy gminy na terenie których obiekty te są zlokalizowane. Kwestie te reguluje *Ustawa z dnia 27 kwietnia 2001 r. o odpadach* oraz *Ustawa z dnia 13 września 1996 r. o utrzymaniu czystości i porządku w gminach*. Parkingi leśne powinny być kontrolowane przez ich właścicieli (gminę, Parki Narodowe lub Nadleśnictwa).
- kosze na śmieci w żadnym wypadku nie powinny być lokalizowane w środowisku bytowania niedźwiedzi. Jeżeli kosz nie może zostać zlikwidowany w danym miejscu (np. parkingi leśne), tam gdzie niedźwiedź występuje powinien zostać zabezpieczony (np. ogrodzony w taki sposób aby zwierzęta nie miały do niego dostępu) oraz zlewany płynem o intensywnym, odstraszającym zapachu. Zabezpieczenie takich miejsc leży w gestii właścicieli terenu. Wskazana jest tutaj współpraca z organizacjami pozarządowymi np. WWF Polska, które mogą prowadzić kampanie edukacyjne skierowane zarówno do turystów, jak i zarządów obszarów gdzie występują niedźwiedzie. Zaleca się również stosowanie w takich miejscach tablic edukacyjnych, mających na celu przybliżenie zarówno turystom jak i lokalnej ludności problem synantropizacji dzikich zwierząt.
- nielegalne wysypiska śmieci muszą być bezwzględnie zlikwidowane przez zarządców terenów. Taki obowiązek nakłada *Ustawa z dnia 27 kwietnia 2001 r. o odpadach*. Do likwidacji nielegalnych wysypisk zobligowane są gminy lub właściciele danego terenu.
- kontenery, które służą do przechowywania śmieci przed ich wywozem na wysypisko powinny być niedostępne dla niedźwiedzi. Powinny być wykonane z mocnego i wytrzymałego tworzywa, bezpośrednie doświadczenie do odpadów w kontenerze powinno być solidnie zamknięte, bez możliwości otworzenia go przez osoby niepowołane lub zwierzęta. Zaleca się stosowanie zmodyfikowanych kontenerów typu KP-7 lub KP-10. Wokół kontenerów nie mogą być rozrzucone śmieci. Zakup kontenerów oraz ich regularne opróżnianie należy do obowiązków gmin. W Polsce istnieje możliwość wykonania oraz zakupu kontenerów spełniających odpowiednie normy zabezpieczeń. Wskazana jest tutaj także współpraca z organizacjami pozarządowymi działającymi na rzecz ochrony przyrody (głównie w celu zakupu odpowiednich kontenerów oraz umieszczenia w ich pobliżu tablic informacyjnych).

- gospodarstwa domowe powinny zabezpieczać kosze na śmieci (np. trzymać je wewnątrz pomieszczeń gospodarczych). Kosze powinny być opróżniane regularnie.
- kosze na śmieci na parkingach, przystankach autobusowych, w pobliżu sklepów itp. powinny być niedostępne dla niedźwiedzi. Zaleca się tu stosowanie koszy przedstawionych na fotografii poniżej (Ryc. 6). Czystość na przystankach autobusowych, parkingach itp. powinna zapewniać gmina. Parkingi leśne powinny być kontrolowane przez ich właścicieli (gminę, parki Narodowe lub nadleśnictwa). Wskazana jest tutaj także współpraca z organizacjami pozarządowymi działającymi na rzecz ochrony przyrody (głównie w celu zakupu odpowiednich koszy na śmieci oraz umieszczenia w ich pobliżu tablic edukacyjnych).
- wszystkie sytuacje konfliktowe między człowiekiem a niedźwiedziem muszą być zgłaszane do RDOŚ i do IOP PAN (E. Zyśk-Gorczyńska, Z. Jakubiec).
- lokalne społeczności, jak również turyści odwiedzający środowiska bytowania niedźwiedzi powinni być edukowani w kwestii synantropizacji niedźwiedzi. Dodatkowo należy zwracać uwagę na niepozostawianie na noc w obejściach gospodarstw żadnych odpadów i pokarmów dla zwierząt gospodarskich. Zaleca się propagowanie wynoszenia śmieci poza obszary leśne, stosowanie permanentnych kampanii edukacyjnych, tablic informujących itp. Akcje edukacyjne prowadzone mogą być zarówno przez organizacje pozarządowe, jak również przez gminy, nadleśnictwa czy parki narodowe. W ramach tych akcji powinny mieć miejsce m.in. następujące działania: umieszczanie tablic informacyjnych na szlakach, parkingach leśnych, przy kontenerach lub specjalnych śmietnikach, edukacja dzieci i młodzieży m.in. poprzez warsztaty lub prelekcje w szkołach poświęcone tematyce synantropizacji dzikich zwierząt, reklamy i spoty reklamowe w mediach (zwłaszcza w tygodniach poprzedzających urlopy).

a) metody prewencyjne stosowane w Tatrzańskim Parku Narodowym

Doświadczenia z niedźwiedziami problemowymi w TPN nakłoniły park do realizacji następujących działań:

- przeprowadzono zakrojoną na szeroką skalę akcję informacyjną skierowaną do turystów i pracowników obsługi ruchu turystycznego;
- nakłoniono dzierżawców schronisk do zmiany konstrukcji klap kontenerów na śmieci tak, aby odpadki stały się niedostępne dla zwierząt;
- przetestowano środki zapachowe mające na celu zniechęcenie zwierząt do podchodzenia do śmietników;
- doprowadzono do likwidacji worków pełniących na szlakach rolę koszy na śmieci;
- przetestowano i zastosowano pastuchy elektryczne grodzące obejścia wszystkich schronisk i innych osad;
- uregulowano kwestię użycia pocisków gumowych podczas akcji odstraszenia niedźwiedzi (możliwość użycia broni przez pracowników);
- prowadzono nocne patrole terenu, podczas których odstraszano niedźwiedzie (Zięba, Zwijacz Kozica 2004, 2005).

Działania te przyniosły wymierne efekty w przeciwdziałaniu sytuacjom konfliktowym z udziałem niedźwiedzi w TPN i powinny one posłużyć jako przykład działań modelowych w każdej ostoi występowania gatunku. nierozwiązany problemem pozostaje współpraca ze stroną słowacką, gdzie nie prowadzi się omawianych działań prewencyjnych.

b) odpowiednie zabezpieczanie koszy na śmieci

Ustawa z dnia 13 września 1996 roku o utrzymaniu czystości i porządku w gminach określa zadania gminy oraz obowiązki właścicieli nieruchomości dotyczące utrzymania czystości i porządku. Do obowiązków gmin należy wobec tego między innymi: „zapobieganie zanieczyszczeniu ulic, placów i terenów otwartych przez: likwidację składowania odpadów w miejscach do tego nieprzeznaczonych i przeciwdziałanie takiemu składowaniu, budowę i utrzymanie szaleatów publicznych, ustawianie koszy ulicznych na odpady w rejonach intensywnego ruchu pieszego, organizowanie odbioru odpadów komunalnych z urządzeń ruchomych”. Ustawa reguluje także częstotliwość opróżniania koszy na śmieci: art. 4 pkt. 3.

Z kolei art. 8 Ustawy z dnia 27.04.2001 roku o odpadach zakazuje postępowania z odpadami w sposób sprzeczny z przepisami ustawy oraz przepisami o ochronie środowiska. Ta sama ustawa art. 16 a mówi o obowiązkowych zadaniach gmin w zakresie gospodarki odpadami komunalnymi: „1) zapewnianie objęcia wszystkich mieszkańców gminy zorganizowanym systemem odbierania wszystkich rodzajów odpadów komunalnych, 2) zapewnianie warunków funkcjonowania systemu selektywnego zbierania i odbierania odpadów komunalnych, aby było możliwe: a) ograniczenie składowania odpadów komunalnych ulegających biodegradacji, b) wydzielenie odpadów niebezpiecznych z odpadów komunalnych, c) osiągnięcie poziomów odzysku i recyklingu odpadów opakowaniowych, 3) zapewnianie budowy, utrzymania i eksploatacji własnych lub wspólnych z innymi gminami lub przedsiębiorcami instalacji i urządzeń do odzysku i unieszkodliwiania odpadów komunalnych...”. Przestrzeganie zapisów ww. ustawy z pewnością w znaczący sposób ogranicza występowanie sytuacji, w których niedźwiedzie przyzwyczajają się do poszukiwania pokarmu w miejscach, gdzie przyzwyczajają się do obecności człowieka.



RYCINA 6

KOSZE NA ŚMIECI STOSOWANE W CHORWACJI

Źródło: Brown Bear Management Plan for the Republic of Croatia

Literatura

- AMBARH H., BILGIN C.C. 2008. Human-brown bear conflicts in Artvin, northeastern Turkey: Encounters, damage, and attitudes. *Ursus* 19(2):146-153.
- BARGALI H.S., AKHTAR N., CHAUHAN N.P.S. 2005. Characteristics of sloth bear attacks and human casualties in North Bilaspur Forest Division, Chhattisgarh, India. *Ursus* 16(2):263-267.
- BECKMANN J.P., BERGER J. 2003a. Rapid ecological and behavioural changes in carnivores: the responses of black bears (*Ursus americanus*) to altered food. *Journal of Zoology* 261:207-212.
- BECKMANN J.P., BERGER J. 2003b. Using black bears to test Ideal-Free Distribution models experimentally. *Journal of Mammalogy* 84:594-606.
- BECKMANN J.P., LACKEY C.W. 2004. Are desert basin effective barriers to movements of relocated black bears (*Ursus americanus*)?. *Western North American Naturalist* 64(2):269-272.
- BECKMANN J.P., LACKEY C.W., BERGER J. 2004. Evaluation of deterrent techniques and dogs to alter behavior of "nuisance" black bears. *Wildlife Society Bulletin* 32(4):1141-1146.
- BECKMANN J.P., LACKEY C.W. 2008. Carnivores, urban landscapes, and longitudinal studies: a case history of black bears. *Human-Wildlife Conflicts* 2(2):77-83.
- BRECK S.W., LANCE N., CALLAHAN P. 2006. A Shocking Device for Protection of Concentrated Food Sources from Black Bears. *Wildlife Society Bulletin* 34(1):23-26.
- CLARKSON P.L., MARLEY J.L. 1992. Preventing and managing black and grizzly bear problems in agricultural forested areas in North America. *Proc. of the Ninth International Conference on Bear Research and Management*. Grenoble: 19-22.
- COTTON W. 2008. Resolving conflicts between humans and the threatened Louisiana black bear. *Human-Wildlife Conflicts* 2(2):151-152.
- DUNN W.C., ELWELL J.H., TUNBERG G. 2008. Safety education in bear country: Are people getting the message? *Ursus* 19(1):43-52.
- EBERSOLE R. 2005. Black bears on the mend. *National Wildlife* 43:38-44.
- FREDRIKSSON G. 2005. Human-sun bear conflicts in East Kalimantan, Indonesian Borneo. *Ursus* 16(1):130-137.
- GRABER D.M., WHITE M. 1978. Management of black bears and humans in Yosemite National Park. *California-Nevada Wildlife* 1:42-51.
- GORE M.L., KNUTH B.A., CURTIS P.D., SHANAHAN J.E. 2006. Education programs for reducing American black bear-human conflict: indicators of success? *Ursus* 17(1):75-80.
- HERRERO S. 1985. Bear attacks: their causes and avoidances. Lyons and Burford, New York, New York, USA.
- HUBER D., JAKŠIĆ Z., FRKOVIĆ A., ŠTAHAN Ž., KUSAK J., MAJNARIĆ D., GRUBEŠIĆ M., KULIĆ B., SINDIČIĆ M., SKRBINŠEK A.M., LAY V., LJUŠTINA M., ZEC D., LAGINJA R., FRANCETIĆ I. 2008. Brown Bear Management Plan for the Republic of Croatia. Zagreb.
- HUYGENS, O.C., HAYASHI H. 1999. Using electric fences to reduce Asiatic black bear depredation in Nagano Prefecture, Central Japan. *Wildlife Society Bulletin* 27:959-964.
- JAKUBIEC Z. 2001. Niedźwiedź brunatny *Ursus arctos* L. w polskiej części Karpat [The brown bear *Ursus arctos* L. in the polish part of the Carpathians]. *Studia Naturae* 47:75-77.
- KLENZENDORF S.A. 1997. Management of Brown Bears (*Ursus arctos*) in Europe. Masters of Science in Fisheries and Wildlife Sciences.

- KUCHARZYK S. 2009. System ochrony przyrody w Karpatach ze szczególnym uwzględnieniem parków narodowych. *Roczniki Bieszczadzkie* 17:15-42.
- LEIGH J., CHAMBERLAIN M.J. 2008. Effects of aversive conditioning on behavior of nuisance Louisiana black bears. *Human-Wildlife Conflicts* 2(2):175-182.
- LYONS A. 2005. Activity patterns of urban American black bears in the San Gabriel Mountains of southern California. *Ursus* 16(2):255-262.
- MAEHR D.S. 1984. Black bear depredation on bee yards in Florida. *Proceeding of the Eastern Wildlife Damage Control Conference* 1:133-135.
- MADDEL, M.J. 1996. Rocky Mountain Front grizzly bear management plan four-year progress report, 1991-1994. Montana Department of Fish, Wildlife, and Parks, Missoula, Montana, USA.
- MAZUR R., SEHER V. 2007. Socially learned foraging behavior in wild black bears, *Ursus americanus*. *Animal Behaviour* 75:1503-1508.
- MAZUR R. 2010. Does Aversive Conditioning Reduce Human-Black Bear Conflict? *Journal of Wildlife Management* 74(1):48-54.
- MEAGHER M., FOWLER S. 1989. The consequences of protecting problem grizzly bears. M. Bromley, editor. *Bear-People Conflicts: Proceedings of a symposium on management strategies*, Yellowknife, Northwest Territories, Canada: 141-144
- MCCARTHY T.M., SEAVOY R.J. 1994. Reducing nonsport losses attributable to food conditioning: human and bear behavior modification in an urban environment. *International Conference on Bear Research and Management* 9(1):75-84.
- NOWAK S., MYSŁAJEK R. W., OKARMA H., ŚMIETANA W. 2005. Analiza dotychczasowych rodzajów i rozmiaru szkód wyrządzanych przez wilki oraz stosowanie metod rozwiązywania sytuacji konfliktowych. Opracowanie wykonane na zlecenie Ministerstwa Środowiska. Instytut Ochrony Przyrody PAN, Kraków.
- O'BRIEN J.M., MARSH R.E. 1990. Vertebrate pests of beekeeping. *Proceedings of the Vertebrate Pest Conference* 14:228-232.
- PASIERBEK T., LAMORSKI T., OMYŁAK J. 2006. Charakterystyka i zakres zagrożeń przyrody wysokogórskiej w Babiogórskim Parku Narodowym. *Roczniki Bieszczadzkie* 14:247-265.
- PEIRCE K.N., VAN DAELE L.J. 2006. Use of a garbage dump by brown bears in Dillingham, Alaska. *Ursus* 17(2):165-177.
- PRĘDKI R., WINNICKI T. 2006. Charakterystyka i zakres zagrożeń w piętrze wysokogórskim Bieszczadzkiego Parku Narodowego. *Roczniki Bieszczadzkie* 14:267-283.
- PRĘDKI R. 2009. Wybrane zagadnienia dynamiki ruchu turystycznego w Bieszczadzkim Parku Narodowym w latach 2005-2008. *Roczniki Bieszczadzkie* 17:399-409.
- RAUER G., KACZENSKY P., KNAUER F. 2003. Experiences with aversive conditioning of habituated brown bears in Austria and other European countries. *Ursus* 14(2):215-224.
- SCHULLERY P. 1991. *Yellowstone bear tales*. Robert Rineharts Publishers, Boulder, Colorado, USA.
- SHIVIK J.A., TREVES A., CALLAHAN P. 2003. Nonlethal techniques for managing predation: primary and secondary repellents. *Conservation Biology* 17: 1531-1537.
- SIGNOR K.D. 2010. Investigating methods to reduce black bear (*Ursus americanus*) visitation to anthropogenic food sources: conditioned taste aversion and food removal. Utah State University. Logan, Utah.
- SKAWIŃSKI P. 2004. Niewinne początki dramatu. *Tatry* 3(9): 47.
- SPENCER R.D., BEAUSOLEIL R.A., MARTORELLO D.A. 2007. How agencies respond to human-black bear conflicts: a survey of wildlife agencies in North America. *Ursus* 18(2): 217-229.
- STENHOUSE G.B., LEE L.J., POOLE K.G. 1988. Some Characteristics of Polar Bears Killed during Conflicts with Humans in the Northwest Territories, 1976-86. *Arctic* 41(4):275-378.

STRINGHAM S.F. 1989. Demographic consequences of bears eating garbage at dumps: an overview. Bear-people conflicts- proceedings of a symposium on management strategies. Northwest Territories Department of Renewable Resources, Yellowknife, Northwest Territories, Canada. p:35-42.

TOMIAŁOJC L. 1970. Badania ilościowe nad synantropijną awifauną Legnicy I okolic. Acta orn.12: 293-392.

WILMAN E.A., TU P.N.V., KERR W.A. 1987. Of bears and people: close encounters in the national parks. Journal of Environmental Management 24: 181-200

ZIĘBA F., JAMROZY G. 2001. Synantropizacja niedźwiedzi *Ursus arctos* L. w Tatrzańskim Parku Narodowym. Parki Narodowe i Rezerваты Przyrody 20(4):93-105.

ZIĘBA F., ZWIJACZ-KOZICA T. 2004. Dom niedźwiedzi, park ludzi. Tatry 3(9): 30-41.

ZIĘBA F., ZWIJACZ-KOZICA T. 2005. On czyli prawie wszystko o tatrzańskim niedźwiedziu. TPN. Zakopane:81-85.

ZWIJACZ-KOZICA T., ZIĘBA F. 2010a. Ludojad czy ofiara człowieka. Tatry 3(33): 41-43.

ZWIJACZ-KOZICA T., ZIĘBA F. 2010b. Niedźwiedzie czasem atakują. Tatry 3(33): 44-46.

Ewa Zysk-Gorczyńska¹, Zbigniew Jakubiec²

1. Institute of Nature Conservation Polish Academy of Sciences

2. University of Zielona Góra, Faculty of Biological Sciences

PREVENTION OF BEAR SYNANTHROPIZATION IN THE POLISH CARPATHIANS. COLLECTIVE WORK

Abstract

Places in which bears start to associate the smell of humans as positive experience directly connected with getting food become the ones which provoke undesirable bear behavior. Research on bear behaviour shows unequivocally that the process of establishing undesirable behaviour among bears is rapid and often irreversible (Graber, White 1978). In Poland the problem of bear synanthropization appeared for the first time in the 1950s. However there are still no satisfactory tools and legal instruments enabling both the prevention of synanthropization as well as the intervention if such circumstances exist.

The objective of conducted field work was to identify the factors fostering conflict situations with bears and determine protection tasks so that such situations might be prevented. For that purpose selected villages, parking lots, shop areas, bus stops, tourist trails and shelters were monitored as they constitute places of real or potential source of attractants.

Zbigniew Jakubiec¹, Ewa Zyśk-Gorczyńska²

1. Uniwersytet Zielonogórski, Wydział Nauk Biologicznych

2. Instytut Ochrony Przyrody PAN

**ZAPEWNIENIE ODPOWIEDNICH
WARUNKÓW ZIMOWANIA
NIEDŹWIEDZI W POLSKIEJ
CZĘŚCI KARPAT.
WYTYCZNE DO WYZNACZANIA
REJONÓW GAWROWANIA
I STREFOWEJ OCHRONY GAWR**

Zima jest okresem ważnym dla niedźwiedzi głównie ze względów fizjologicznych. W tym okresie zwierzęta powinny mieć zapewniony bezwzględny spokój. Informacje dotyczące miejsc zakładania gawr są wciąż fragmentaryczne, dlatego do tej pory nie zostały wyznaczone rejony stałych lub prawdopodobnych lokalizacji gawr. Aktualne prawo nakłada obowiązek ochrony gawr niedźwiedzych, nie precyzując jednak sposobu realizacji tego zadania (Rozp. Min. Środ. Dz.U. 2004 Nr. 220, poz. 2237). Do tej pory poza ogólnymi sugestiami (Jakubiec 2007, 2010) nie było podanych zasad postępowania zabezpieczającego zimowania niedźwiedzi. Z kolei w przypadku ochrony dużych drapieżników ważna jest kompleksowość działań. Środowisko występowania niedźwiedzi powinno być zatem chronione w sposób uwzględniający wszystkie potrzeby ich bytowania.

Celem opracowania jest wprowadzenie jednolitej strategii postępowania w przypadku stwierdzenia w terenie gawry. Wiąże się to z poinformowaniem odpowiednich służb, wyznaczeniem strefy ochrony, oraz zapewnieniem spokoju gawrującym niedźwiedziom. Jednocześnie ma ono na celu przybliżenie najczęściej spotykanych przyczyn zakłócenia zimowego snu niedźwiedzi, a także pomóc w opracowaniu długoterminowej strategii ochrony gawr.

1 Wstęp

Wszystkie gatunki niedźwiedzi, nawet te żyjące w strefie zwrotnikowej, rodzą się w gawrach, czyli specjalnych, zabezpieczonych przed bezpośrednim dostępem, osłoniętych legowiskach. W strefie klimatu umiarkowanego poród następuje w zimie. Po urodzeniu potomstwa samice przez pewien czas nie przyjmują pokarmu i wody, nie oddają moczu i kału oraz nie opuszczają schronienia. Wskazuje to na bardzo wczesne powstanie tej adaptacji w czasie ewolucji niedźwiedziowatych (*Ursidae*).

Gawrowanie powoduje oszczędność energii i redukuje metabolizm o ok. 70% (Watts, Jonkel 1988), jednak nie jest to właściwa hibernacja i przypomina raczej sen. Zwierzęta w tym czasie wprawdzie nieznacznie obniżają temperaturę ciała (z 37°C do 31-35°C), zmniejszają liczbę oddechów i uderzeń serca, ale w razie niepokojenia są gotowe do natychmiastowego opuszczenia gawry. Pobyt w gawrze trwa, w zależności od szerokości geograficznej, od 3 do 7,5 miesiąca, a spadek masy ciała w ciągu zimy jest duży, 22% dla samców i do 40% dla samic i wzrasta z wiekiem zwierząt (Kingsley i inni 1983). Niedźwiedzie brunatne rodzą się w gawrze na przełomie grudnia i stycznia, a masa ciała noworodków jest zaskakująco mała, u niedźwiedzia brunatnego nie przekracza 500 g (Danilov i inni 1993, Jakubiec 1993). Karmiące samice tracą dziennie dwa razy więcej masy ciała od samic niekarmiących (Farley, Robbins 1995). Wszystko to dowodzi, że wykształcone w ciągu ewolucji gawrowanie było i jest dla tych zwierząt okresem krytycznym i powoduje, że niedźwiedzie są wrażliwe na niepokojenie w czasie spoczynku zimowego.

2 Cele opracowania

Aktualne prawo nakłada obowiązek ochrony gawr niedźwiedzich, nie precyzując jednak sposobu realizacji tego zadania (Rozp. Min. Środ. Dz.U. 2004 Nr. 220, poz. 2237). Do tej pory poza ogólnymi sugestiami (Jakubiec 2007, 2010) nie było podanych pragmatycznych zasad postępowania zabezpieczającego zimowania niedźwiedzi. Celem niniejszego opracowania jest podanie sposobów postępowania w odniesieniu do gawr lub rejonów gawrowania tak, aby zabezpieczyć spokój zimującym zwierzętom. W opracowaniu niniejszym stosowane są określenia: gawra – w przypadku konkretnego schronienia o znanej lokalizacji oraz rejon gawrowania – w przypadku terenu, w którym zimują niedźwiedzie, ale dokładna lokalizacja gawr nie jest znana, np. mogą to być młodniki.

3 Charakterystyka gawr niedźwiedzich w Karpatach

1. Metodologia inwentaryzacji gawr

Znalezienie gawry, poza nielicznymi odkryciami dokonanyymi w wyniku specjalnych poszukiwań, np. tropień wiosennych, jest z reguły dziełem przypadku. W okresie, gdy niedźwiedzi było mało, były to wydarzenia zasługujące na publikację (Cholewa 1955, Nyka 1955, Zembrzuski 1961). Od roku 1985 informacje o znalezionych gawrach są corocznie gromadzone w ramach monitoringu i aktualnie dotyczy to 108 lokalizacji (baza danych IOP PAN). Charakterystykę gawr oparto na podziale zaproponowanym przez Slobodiana i Guculjaka (1976).

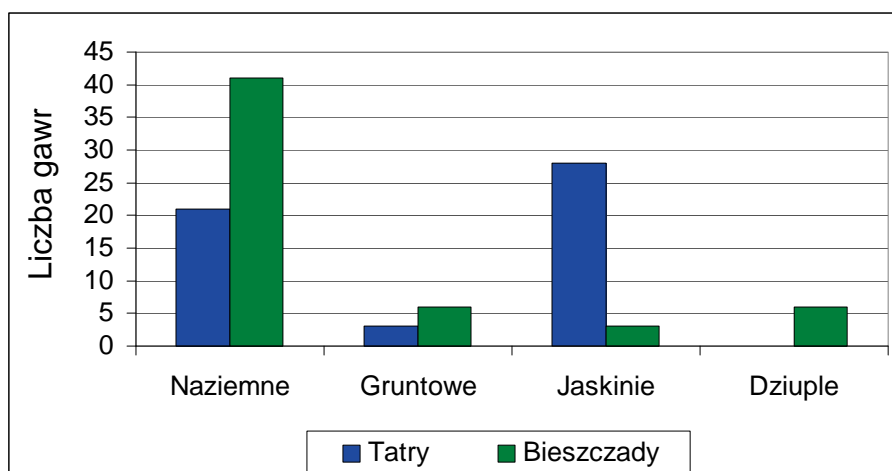
W latach 2007-2010, na zlecenie WWF Polska dokonano lokalizacji i dokładnych pomiarów gawr w Beskidzie Żywieckim, w Tatrach i w Bieszczadach, wraz z oceną warunków gawrowania w poszczególnych miejscach oraz ustaleniem potencjalnych czynników mogących niepokoić zimujące niedźwiedzie (Jakubiec Z., Zysk-Gorczyńska E. Gorczyński G. 2007a, 2007b, 2008; Jakubiec Z., Krzan P., Zięba F. 2010).

2. Budowa gawry

Zimą niedźwiedź spędza w gawrze, czyli w dobrze zabezpieczonym legowisku. Rozróżnia się dwa podstawowe typy gawr: ziemne i powierzchniowe (Slobodian i Guculjak 1976). Pierwsze mogą być norami samodzielnie wykopanymi przez niedźwiedzie (o głębokości do 2 m) albo jaskiniami, grotami lub pieczarami; drugie to ukrycia w dziuplach, wykrotach, wiatrowałach, młodnikach lub pod stojącymi drzewami posiadającymi nisko opuszczone, szeroko rozłożone gałęzie. Niedźwiedzie potrafią samodzielnie budować, przystosować lub poprawiać wykorzystywane do gawrowania schronienia, a więc może to być np. (1) częściowe podkopywanie się pod zwalony pień drzewa, (2) samodzielne wykopanie nory, najczęściej w ścianie parowu lub skarpie, (3) narzucenie gałęzi na zwalony pień i wykonanie zadaszania, (4) załamanie nad legowiskiem kilku drzew w młodniku i wykonanie dachu umożliwiającego osadzanie się śniegu. Budowa gawry bywa wykonana tak starannie, że niekiedy efekty brano za dzieła człowieka. Niektóre gawry mogą być użytkowane przez kilka lat, a w przypadku trwałych, szczególnie odpowiednich dla niedźwiedzia schronień (jaskinie lub dziuple) przez wiele dziesięcioleci.

Gawry zlokalizowane w trwałych schronieniach (jaskinie lub dziuple), zwłaszcza po zasypaniu śniegiem wejścia, zapewniają stałe utrzymywanie temperatury nieco powyżej 0°. W gawrach powierzchniowych, które niekiedy mają niewielki boczny otwór wejściowy, a niekiedy są całkowicie zamknięte, do utrzymania temperatury wykorzystywana jest pokrywa śniegu osadzająca się na zadaszaniu gawry. Ciepło ciała zwierzęcia (ponad 30°C) powoduje, że nagromadzony śnieg topi się od wnętrza, natomiast mróz zabezpiecza gawrę od zewnątrz i w końcu wewnątrz powstaje lodowa ściana, podobnie jak to jest w eskimoskim igloo. Na wiosnę niedźwiedź musi się z takiego schronienia wykopać.

W gawrze niedźwiedź przygotowuje szerokie (ok. 100×120 cm) i wygodne legowisko, z reguły wysłane miękkim materiałem, o grubości nawet ponad 0,5 m. Bywają jednak gawry o skąpej wyściółce lub pozbawione jej zupełnie. Niedźwiedź gromadzi wyściółkę w najbliższym otoczeniu, gałęzie szpilkowych drzew albo inny materiał roślinny (liście, siano, mech, gałęzie, paprocie). W czasie jesiennych patroli, po świeżo obłamanych gałęziach można rozpoznać czy w młodniku gawra jest zajęta, czy też nie.



RYCINA 1 TYPY GAWR WYKORZYSTYWANYCH W POSZCZEGÓLNYCH OSTOJACH (N = 108; TATRY - 52, BIESZCZADY - 56)

W Tatrach i w Bieszczadach wykorzystywane są przez niedźwiedzie odmienne typy gawr, co wynika z różnych warunków panujących w obu ostojach (Ryc. 1). W Bieszczadach dominują gawry naziemne, w Tatrach preferowane są przede wszystkim jaskinie. Nieliczne znane gawry w pozostałych ostojach (Beskid Żywiecki, Beskid Sądecki i Beskid Niski) odpowiadają warunkom bieszczadzkiemu.

Jako gawry naziemne w Bieszczadach uznano gawry zlokalizowane w wykrotach (19), w młodnikach (20) i pod nisko ugałęzionymi świerkami (2). W Tatrach za gawry naziemne uznawano gawry założone pod gęsto ugałęzionymi świerkami oraz w kosówce lub młodnikach. W Tatrach najczęściej wykorzystywane są jaskinie, zwłaszcza mniejsze i ten rodzaj schronienia jest tam łatwo dostępny, bo ocenia się ich liczbę na ok. 500 (Zięba, Zwijacz-Kozica 2005).

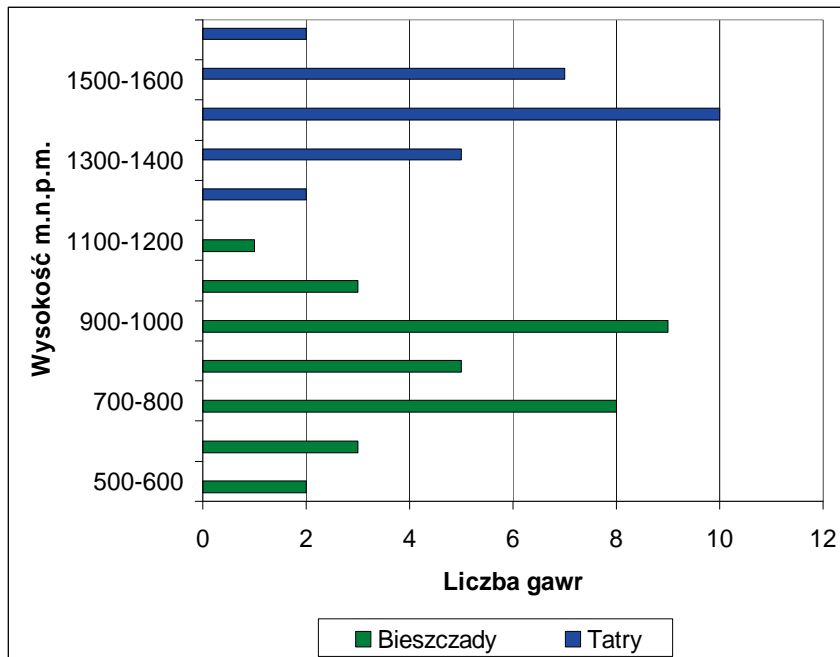
3. Gawrowanie niedźwiedzi w Karpatach

Sen zimowy wszystkich gawrujących gatunków niedźwiedzi nie jest letargiem, lecz drzemką przy nieznacznym obniżeniu niektórych fizjologicznych wskaźników i zwierzę w każdej chwili jest zdolne do opuszczenia gawry i podjęcia aktywnego życia. Wskazuje to, że czas zimowania był dla tych gatunków okresem krytycznym, a wykształcone w toku ewolucji postępowanie było kompromisem między oszczędnością wydatkowania energii a zachowaniem bezpieczeństwa, co wyraźnie wpływa na zachowanie zwierząt w okresie zimowania.

Na północnych obszarach Alaski, gdzie zimy są surowe, niedźwiedzie gawrują 5 do 7,5 miesięcy (Haraldson i inni 2002). Niedźwiedzice w Szwecji gawrują średnio 181 dni. Samice rodzące wchodziły do gawr jako pierwsze i przebywają w gawrze miesiąc dłużej (196 dni) niż dorosłe samotne samice (168) lub te, które weszły do gawry z młodymi. Samice młode (subadultus < 3 lata) spędzały w gawrze 163 dni a dorosłe 183 dni, długość gawrowania rosła wraz z wiekiem. Średnia data zalegania w gawrze przypadała na 28 października (Friebe i inni 2001). Natomiast dorosłe samce zalegają jako ostatnie i opuszczają gawry jako pierwsze (Haraldson i inni 2002).

Niedźwiedzie w Zachodnich Karpatach gawrują 75-120 dni (średnio 97), od połowy listopada do połowy marca, ale wyjątkowo już od końca października, za to aktywne mogą być już pod koniec lutego. Wynika to z panujących warunków klimatycznych (temperatura, pokrywa śnieżna) i zmienia się każdego roku. Pewna liczba zwierząt, zwłaszcza w czasie łagodnych zim, nie zapada w sen zimowy. Ostatnie tropy przed zalegnięciem na Słowacji obserwowano w poszczególnych latach w czasie 4.11 – 31.12 (Halák 1993), w Polsce 22.11 – 6.12 (Jakubiec 2001). Zaleganie w gawrach wiąże się na ogół z pierwszymi obfitymi opadami śniegu. Samice w ciąży zalegają pierwsze, a samce ostatnie. Straty masy ciała w okresie snu zimowego są niewielkie i wynoszą 0,1-0,2 kilograma dziennie, toteż wiosną zwierzęta mają jeszcze pewien zapas tłuszczu.

Samice z nowonarodzonymi młodymi opuszczają gawry znacznie później niż pozostałe osobniki. Halák (1993) ocenia tę różnicę na 3-4 tygodnie, a Kováč (2003) podaje, że w Tatrach samice z młodymi pojawiają się w drugiej połowie kwietnia lub na początku maja. Jednakże Rigg (2004) znalazł tropy samic z młodymi znacznie wcześniej: 30.3.2002, 31.3.2002 i 5.4.2001. W polskiej części Karpat, gdzie niedźwiedzie wychodzą z gawr na początku marca, różnice między opuszczaniem gawr przez samice z młodymi i pozostałe niedźwiedzie oceniono na 12 dni (Jakubiec 2001).



RYCINA 2 ROZMIESZCZENIE WYSOKOŚCIOWE GAWR
(N = 57; Tatry – 26, Bieszczady – 31)

Gawry muszą zapewniać zarówno spokojne spędzenie zimy, jak również spełniać warunki odchowania potomstwa. Badania w Słowenii wskazują, że niedźwiedzie wybierały do gawrowania najtrudniej dostępne typy krajobrazu oraz nie lokowały gawr bliżej niż 540 m od osad ludzkich (Petram i inni 2004). To wyjaśnia stosunkowo częste lokowanie gawr w Tatrach i Bieszczadach w pobliżu górnej granicy lasu, gdzie teren jest trudnodostępny już po pierwszych większych opadach śniegu. Oczywiście wykazane różnice (Ryc. 2) wynikają z odmiennej wysokości obu pasm górskich.

4 Wybrane elementy zachowania niedźwiedzi w okresie zimowania

1. Wybór miejsca gawrowania

Badania radiotelemetryczne z Tatr wskazują, że te same gawry były stosunkowo rzadko wykorzystywane ponownie przez te same osobniki, co oczywiście nie wyklucza, że zeszłoroczną gawrę zajmie inny niedźwiedź (Zięba, Zwijacz-Kozica 2005). Tak więc należy przyjąć, że niedźwiedź każdego roku w okresie późnej jesieni rozpoczyna poszukiwanie miejsca na gawrę. Lokalizacje gawr bywają zaskakujące, np. kilkadziesiąt metrów od ruchliwych dróg lub uczęszczanych szlaków turystycznych, ale odpoczywające zwierzęta nie reagują wtedy na dochodzące odgłosy, ponieważ są to dźwięki znane z czasu jesieni. Jak się wydaje niedźwiedzie wyraźnie reagują na nowe dźwięki w otoczeniu gawry, zmiany w najbliższym sąsiedztwie gawry wskazujące na obecność ludzi.

W Skandynawii na podstawie obserwacji osobników z obrożami zaopatrzonymi w radi nadajniki stwierdzono, że aktywność wędrowki niedźwiedzi spada zazwyczaj w dwóch ostatnich tygodniach przed położeniem się w gawrze (Manchi, Swenson 2005). Na 6 tygodni przed zajęciem gawry zaobserwowano spadek ruchliwości niedźwiedzi o ok. 5%/tydzień. W ostatnim tygodniu przed zajęciem gawry ruchliwość malała o 40%. Niedźwiedzice odwiedzały rejon gawrowania (1 km wokół gawry) raz na miesiąc i dlatego uznano, że one wybrały znane sobie miejsce do zimowania (Friebe i inni 2001). Badania amerykańskie wskazują, że niedźwiedzie wchodzi do ukrycia w czasie intensywnego opadu śniegu, oczekując niekiedy dłuższy czas na odpowiednie warunki (Craighead, Craighead 1972), podobnie wchodzenie do gawr jest skorelowane z opadem śniegu w Szwecji (Manchi, Swenson 2005).

Spadek aktywności przed wejściem do gawry sugeruje, że wybór miejsca zimowania następuje znacznie wcześniej. Obserwacje z naszych Karpat dowodzą, że budowa gawr następuje już w październiku (Nadleśnictwo Piwniczna) lub listopadzie (Bieszczadzki Park Narodowy) (Jakubiec 2001). Istotne jest, że wybór miejsca gawrowania następuje w czasie, gdy nie ma śniegu i dlatego np. narciarstwo, okazjonalne używanie pojazdów (zwłaszcza czterokołowców, tzw. quadów), zbieranie poroży lub prace leśne są w danym miejscu z reguły nowym zjawiskiem w okresie zimy.

2. Zachowanie w gawrze

Po zalegnięciu w gawrze, zwłaszcza gdy zapewnia ona dobrą izolację, zwierzę leży spokojnie całą zimę. W przypadku, gdy do legowiska dostaje się lub podsiąka woda zachodzi potrzeba zmiany miejsca. Na przerywanie snu zimowego i przebywanie w pobliżu gawry lub też

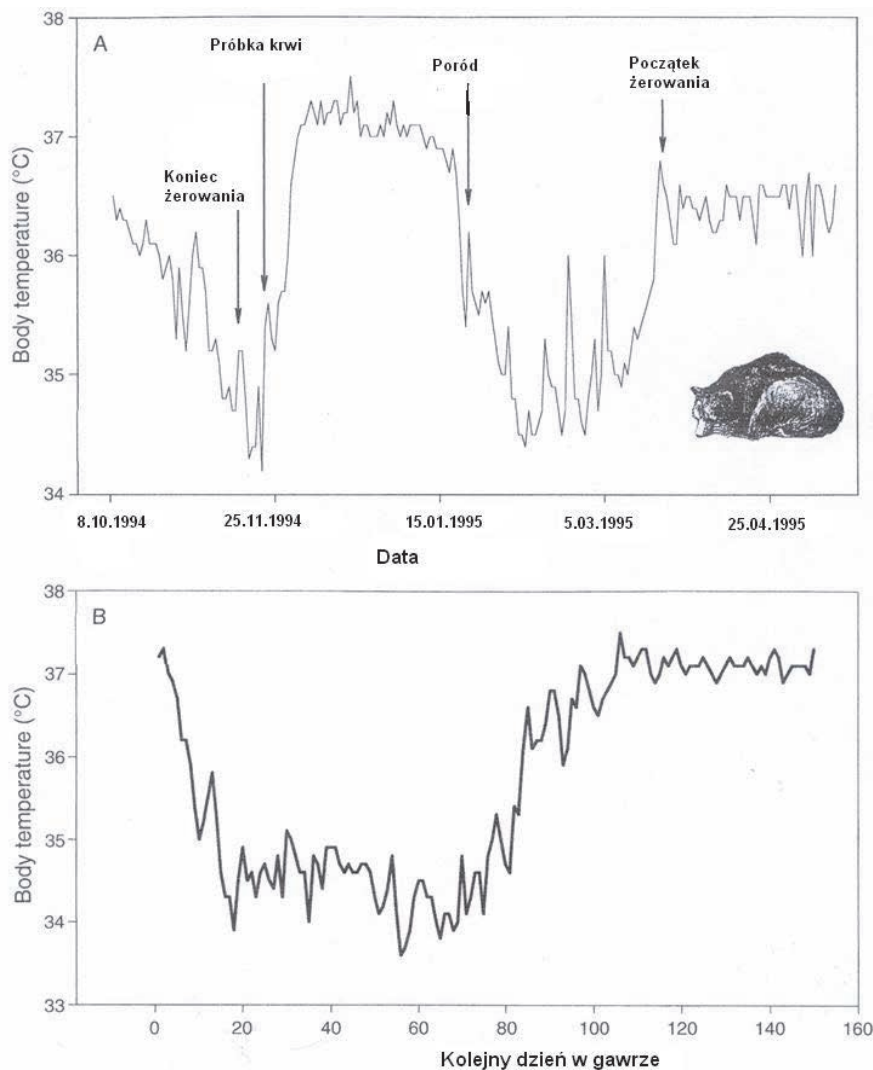
na przebywanie w jej pobliżu przez pewien czas po jej opuszczeniu na wiosnę, wskazuje też kilka legowisk położonych w najbliższym sąsiedztwie głównego zimowego legowiska, kilka metrów obok siebie, co stwierdzano zarówno na Czubie Roztockiej, w Tatrach, w Bieszczadach (Jakubiec, Juda, Rogala 1996), jak również w ukraińskiej części Karpat (Slobodjan, Gutzuljak 1976). Dotyczyło to gawr w młodnikach. Stwierdzano tam zwykle jedno wyraźnie lepiej wymoszczone legowisko, wykonane zapewne jesienią i 2-3 wymoszczone skąpo gałęziami leżącymi na śniegu, łamanymi z drzew na miejscu, nawet do wysokości kilku metrów.

3. Zachowanie samic wychowujących młode

Ciężarne samice zalegają w gawrach najwcześniej. Niemal wszystkie znane ich gawry znajdowały się w dziuplach drzew lub jaskiniach, wyjątkiem była gawra półziemna nad Dwernikiem, podkopana pod szyją korzeniową zwalonego buka. Zalegające w gawrze niedźwiedzice mają początkowo obniżoną temperaturę ciała, lecz na ok. 2 tygodnie przed porodem temperatura wzrasta do poziomu charakterystycznego dla okresu pełnej aktywności. Po porodzie temperatura znów spada (Ryc. 3). Poród odbywa się w gawrze i rodzi się 1-3 młodych, ślepych i głuchych. Młode są chronione przez futro matki i przez nią ogrzewane, ale samodzielnie pobierają mleko z sutek na piersiach. Mleko niedźwiedzica zawiera 10% tłuszczu tzn. trzy razy więcej niż mleko krowy, co zapewnia szybki przyrost masy ciała noworodków, od ok. 500 g w chwili narodzenia do ok. 3-4 kg w momencie opuszczania gawry.

Bardzo ważną kwestią są reakcje niedźwiedzic, które urodziły młode na zakłócenia spokoju w okolicy gawry. Tuż po porodzie niedźwiedzice stosunkowo łatwo porzucają gawrę z potomstwem (Pažetnov 1990). Jest to zrozumiała strategia, kiedy nie można ocalić potomstwa, należy ratować swoje życie. Natomiast kiedy młode są już wyrosnięte i niedługo będą mogły opuścić gawrę, matka broni potomstwa. Jednak i w tych przypadkach reakcje samic są różne. Cztery przypadki porzucenia gawr z potomstwem miały miejsce w Nadleśnictwach Brzegi Dolne (połowa stycznia 1996), Ujsoły (połowa lutego 1996), Lutowiska (20 marca 1997) i Baligród (22 stycznia 2011). Duże różnice czasowe porzucenia młodych (styczeń-marzec) można w tym przypadku tłumaczyć nieznanymi terminami porodów.

Przyczyną porzucenia gawr z potomstwem było niezamierzone spłoszenie przez ludzi. W pierwszym przypadku spowodował to poszukiwacz poroży jelenich, który udał się do lasu z psem, w drugim zaś prawdopodobną przyczyną były prowadzone w pobliżu prace zrębowe, natomiast w trzecim przejście człowieka 20-30 m od gawry. Przyczyny porzucenia noworodka w ostatnim przypadku są nieustalone, ale być może spowodował to pies, obserwowany wcześniej w tym terenie. Inna niedźwiedzica w Bieszczadach, obserwowana z odległości kilkunastu metrów podczas przenoszenia młodych z jednej gawry do drugiej, nie tylko nie okazywała oznak niepokoju, ale także zupełnie nie zwracała uwagi na obserwatorów (Nadleśnictwo Cisna inf. list). W końcu zdarzył się w Bieszczadach przypadek, że niedźwiedzica 20 marca 1997, już kilkadziesiąt metrów od gawry manifestowała swoje niezadowolenie i ostrzegała mrużąc i stając na tylnych łapach, jednego człowieka odstraszyła, natomiast dwie inne osoby, które celowo odwiedziły ten teren, poturbowała.



RYCINA 3 ZMIANY TEMPERATURY CIAŁA TEJ SAMEJ NIEDŹWIEDZICY W GAWRZE W ROKU Z ODBYTYM PORODEM I BEZ PORODU (WG. HISSA 1997)

4. Zachowanie po porzuceniu gawry

Niedźwiedzie zmieniają gawry znacznie częściej na początku zimy, w Skandynawii stwierdzono to 5 razy w listopadzie i 6 razy w grudniu, 2 razy na przełomie grudnia/stycznia, 3 razy w styczniu, raz na przełomie stycznia/lutego i raz w kwietniu (Swenson i inni 1997). Po porzuceniu gawry każdy niedźwiedź wykonywał nową gawrę lub legowisko z gałęzi lub kładł się wprost na ziemi. Wędrówka na nowe miejsce wynosiła od 100 m do 30 km, a jeden osobnik wrócił do pierwotnej gawry. Średni dystans wynosił 5,1 km, a w 56% wędrówka wynosiła 2 km lub mniej. Długość wędrówki nie była związana z płcią, wiekiem i okresem tj. przed 1 stycznia lub później (Swenson i inni 1997). U czarnego niedźwiedzia (*Ursus americanus*) w przypadku zmiany gawry stwierdzono większy spadek masy ciała (25%) w porównaniu do osobników, które gawr nie zmieniały (16%) (Thetie, Ruff 1980).

5. Zachowanie po opuszczeniu gawry na wiosnę

Zachowanie niedźwiedzia po opuszczeniu gawry było obserwowane w Bieszczadach na Matragonie (Jakubiec, Juda, Rogala 1996). Osobnik ten opuścił gawrę w młodniku 4.02.1995, po opadach śniegu i wcześniejszej odwilży. Przebywał w tym rejonie 4-11.02. Wrócił 15.02 i na początku marca. Po opuszczeniu gawry poszedł pod ambony i jadł kości i kukurydzę. Zrobił barłóg ok. 200 m od gawry, znakował drzewa. W trakcie pierwszych wędrówek stwierdzono ślady częstych, krótkich odpoczynków (siadanie, pokładanie się), potem tego nie było.

Badania amerykańskie wskazują, że po opuszczeniu gawr niedźwiedzie dłuższy czas przebywają niedaleko od miejsc zimowania (Haraldson et al. 2002). Samce do początków maja przebywają w promieniu 5-10 km, samice z młodymi nie oddalają się na dystans ponad 5 km od gawr, natomiast pozostałe samice odchodzą nieco dalej, nie przekraczając jednak 10 km. W pierwszej połowie maja układ ten ulega radykalnej zmianie i wszystkie kategorie zwierząt odchodzą z rejonów gawrowania.

5 Zagrożenia istniejące i potencjalne

Niepokojenie gawrujących niedźwiedzi jest zagrożeniem realnym i ma poważne konsekwencje, włączając w to wysokie zużycie energii w czasie opuszczania gawry, wędrówki i wyszukiwania nowego schronienia, porzucenie gawry z młodymi, wzrost śmiertelności potomstwa oraz wysiedlenie z rejonu gawrowania (Swenson et al. 1997b, 2000, Linnell et al. 2000, Podruzny et al. 2002). W Szwecji większość udokumentowanych przypadków porzucenia gawr miało miejsce w pierwszej połowie zimy, a 67% (N=18) przypadków, gdy udało się ustalić przyczyny, była spowodowana działaniami człowieka (Swenson et al. 1997b).

Zebrane w tabeli dane wskazują, że niedźwiedzie reagują ucieczką na różne sposoby niepokojenia (istotnym czynnikiem jest również odległość – wszystkie odnotowane powyżej w tabeli sytuacje niepokojące miały miejsce w odległości 10–100 m od gawr). Efektywność niepokojenia znacznie wzrastała przy obecności psów i nawet ich obecność ponad 100 m od gawry powodowała reakcję niedźwiedzi. Na niepokojenie w gawrach szczególnie narażone są samice, ze względu na dłuższy okres gawrowania. Samotne niedźwiedzie, odkrywające obecność ludzi w pobliżu, nie zawsze jednak reagują ucieczką. W Bieszczadach były przypadki, że zaniepokojony niedźwiedź mrucał przebywając w dziupli jodły i nie opuścił gawry w ciągu kilku następnym dni, natomiast w trzech innych wypadkach opuszczenie gawry i ucieczka nastąpiły dopiero po włożeniu do niej gałęzi. W jednym przypadku wypłoszony niedźwiedź zaatakował intruza.

TABELA 1 PORÓWNANIE PRZYCZYŃ NIEPOKOJENIA NIEDŹWIEDZI I PORZUCENIA GAWR W SKANDYNAWII (ZA SWENSON I INNI 1997) I W KARPATACH (DANE WŁASNE ORAZ ZIĘBA, ZWIJACZ-KOZICA 1999)

Przyczyna niepokojenia	Liczba gawr	
	Skandynawia	Karpaty
Obecność ludzi	2	2
Aktywność służby leśnej	2	1
Obecność człowieka z psem	1	2
Przejście zbieraczy poroży jelenich		3
Polowanie na zajęce	2	
Tropy łosia/jelenia i psa	1	1
Zabawa noworoczna z petardami		1
Polowanie na ptaki (strzelanie)	1	
Przejście/przejazd na nartach człowieka	1	
Praca koparki	1	
Polowanie na jelenia	1	
Razem	12	10

Likwidacja miejsc potencjalnego gawrowania może być okresowa lub stała. Pierwszy przypadek zachodzi np. kiedy zostają podjęte w danym rejonie prace leśne. Jeżeli ich początek przypada jeszcze przed opadami śniegu, zwierzęta opuszczają rejon na rok, ale w następnych latach mają szansę powrotu. Stała likwidacja miejsc potencjalnego gawrowania jest związana najczęściej z inwestycjami, zwłaszcza rozwojem infrastruktury rekreacyjnej, głównie ośrodków narciarskich. Ośrodki takie są lokalizowane w najwyższych partiach gór, w rejonach o długim zaleganiu pokrywy śnieżnej, a więc w typowych rejonach gawrowania. Aktualnie plany rozbudowy infrastruktury turystycznej kolidują z rejonami gawrowania niedźwiedzi w następujących gminach: Ujsoły (Ślusarczyk 2010), Zawoja, Milówka, Piwniczna i Cisna . Są to dane nieoficjalne i nie jest to niestety wykaz kompletny, bo większość gmin nie posiada planów zagospodarowania przestrzennego, a informacje o zamiarach realizacji inwestycji uzyskuje się najczęściej już po sporządzeniu projektów budowlanych. Z drugiej strony na obszarach pozostających w kompetencji poszczególnych RDOŚ (Rzeszów, Kraków, Katowice) nie są wyznaczane strefy ochrony gawr oraz rejonu gawrowania.

6 Praktyka ochrony gawr w Polsce

Jak już wspomniano, prawo nakłada obowiązek ochrony gawr i tworzenia stref ochronnych w promieniu 500 m od nich (Rozp. Min. Środ. Dz.U. 2004 Nr. 220, poz. 2237). Dotychczasowe doświadczenia dowodzą, że jest to przepis martwy i wynika to z kilku powodów:

1. Nieustalony jest zakres obowiązków i odpowiedzialności wynikających z realizacji tego przepisu. Teoretycznie jest to zadanie Regionalnych Dyrekcji Ochrony Środowiska, ale w praktyce konkretne prace mogą być wykonywane jedynie przez Administrację Lasów Państwowych (być może jako zadania zlecone przez organy administracji państwowej).
2. Poszczególne RDOŚ nie posiadają wykazów znanych gawr oraz rejonów gawrowania, co powoduje że nie są zaplanowane i podejmowane jakiegokolwiek regularne i skuteczne działania.
3. Brakuje także instrukcji obowiązującej przy wyznaczaniu stref ochronnych wraz z zestawem działań zabezpieczających ich skuteczne funkcjonowanie.

Powyższe uwagi nie dotyczą jedynie Tatrzańskiego Parku Narodowego, gdzie od lat prowadzony jest rejestr gawr, w uzasadnionych przypadkach podejmowane są działania zabezpieczające zimowanie niedźwiedzi, a ogromna większość gawr zlokalizowana jest w miejscach wykluczających niepokojenie.

7 Zalecenia ochronne

Zalecenia ochronne należy sprowadzić do kilku zagadnień: (1) wykonania i stałego uzupełniania rejestru gawr, rejonów gawrowania oraz potencjalnych miejsc gawrowania, (2) corocznej jesiennej kontroli obecności niedźwiedzi w wyżej wymienionych miejscach, (3) wyznaczania stref ochronnych wokół zajętych gawr lub rejonów gawrowania i (4) zabezpieczenia spokoju poprzez zakaz wchodzenia i niepokojenia zwierząt.

Zabezpieczenie dobrych warunków zimowania niedźwiedzi powinno być zadaniem poszczególnych RDOŚ i parków narodowych. Nadleśnictwa powinny każdego roku gromadzić niezbędne informacje, weryfikować dotychczasowe dane i składać sprawozdanie do RDOŚ, natomiast dokumentacja z obszaru parków narodowych powinna być gromadzona przez poszczególne parki.

1. Rejestracja gawr i rejonów gawrowania

Działania te polegają na permanentnym tworzeniu wykazów znanych gawr lub w przypadku braku dokładnej lokalizacji – rejonów gawrowania. W wielu wypadkach pomocne jest doświadczenie i obserwacje z ubiegłych lat. Gawry najłatwiej lokalizuje się po znalezieniu pierwszych wiosennych tropów i prowadzenia tropienia „w piętę”. Jeżeli dojście do gawry jest niemożliwe, określa się na podstawie wcześniejszych doświadczeń i znajomości dominujących typów wykorzystywanych gawr (młodniki, jaskinie itp.) prawdopodobny rejon gawrowania. Wykaz powinien zawierać: lokalizację, typ gawry, rok/lata użytkowania i ocenę warunków gawrowania lub możliwość niepokojenia. W każdym nadleśnictwie wykonywanie rejestru będzie specyficzne dla danego terenu i powinno się opierać na znajomości rozmieszczenia starych dziuplastych drzew, jaskiń lub pieczar oraz większych młodników powyżej 800 m n.p.m.

Dotychczasowe wyniki badań radiotelemetrycznych niedźwiedzi wskazują, że część zwierząt przemieszcza się i zimuje w wyższych partiach pasm górskich, dlatego można się spodziewać zajmowania miejsc, gdzie wcześniej nie obserwowano niedźwiedzi, a z drugiej strony częściowego opuszczania terenów niżej położonych.

2. Coroczna kontrola obecności niedźwiedzi w potencjalnych miejscach gawrowania

Niedźwiedzie zmieniają miejsca zimowania z roku na rok i dlatego konieczne jest coroczne ustalanie zajęcia określonych miejsc i wyznaczanie stref ochronnych. Należy przyjąć, że zadanie to może najlepiej wykonać służba leśna. Wykrycie obecności niedźwiedzi jest trudne i nie zawsze daje pewność, że dany teren nie jest w tym roku wykorzystywany, dlatego też należy uwzględnić potencjalne miejsca gawrowania i te, gdzie niedźwiedzie zimowały w przeszłości (uprawdopodobnione miejsca gawrowania).

Zarówno rejon gawrowania, jak i poszczególne gawry mogą być wykorzystywane przez wiele lat i dlatego na jesieni (najlepiej po pierwszych opadach śniegu) należy sprawdzić, czy w danym terenie przebywają niedźwiedzie. Pod uwagę należy jednak brać wszystkie stwierdzenia obecności już od początku września. Jest to wprawdzie koniec okresu gromadzenia rezerwy energetycznych na czas zimowania i intensywnego żerowania, ale ruchliwość zwierząt w tym czasie nie jest duża. Badania szwedzkie zakładają, że stwierdzenie obecności zwierząt w promieniu 1 km od gawry dowodzi, że dany teren może być wykorzystywany przez niedźwiedzia w danym roku. W przypadku ustalenia obecności należy okresowo oznakować teren (art. 60, ust. 3, pkt. 2 *Ustawy o ochronie przyrody*) i tak zaplanować prace leśne oraz polowania, aby nie zakłócać spokoju. O wynikach kontroli jesiennych oraz zastosowaniu środków zabezpieczających spokój, nadleśnictwa powinny poinformować Regionalne Dyrekcje Ochrony Środowiska.

3. Wyznaczanie stref ochronnych wokół gawr lub rejonów gawrowania

Analiza reakcji zwierząt na niepokojenie wskazuje, że 200 m dystans od gawry zapewnia spokój zwierzęcia. Wyjątkowymi czynnikami stresu mogą być strzały i obecność psów, a ich oddziaływanie przekracza prawdopodobnie nawet dystans 500 m. Z drugiej strony, jeżeli zajmowanie gawry położonej bliżej ruchliwej drogi lub szlaku turystycznego nastąpiło podczas normalnej aktywności pojazdów lub ludzi, to nie należy oczekiwać, że będą to czynniki niepokojące. Z praktycznego punktu widzenia, po znalezieniu zajętej gawry lub wyznaczeniu rejonu gawrowania należy określić strefę ochronną w odległości nie mniejszej niż 200 m od lokalizacji zimowiska. Przy wyznaczaniu stref ochronnych należy wykazać się pewną elastycznością i wyobraźnią. Granice 200 m należy przyjąć jako absolutnie najmniejszą możliwą odległość, jeżeli jednak wiadomo, że w danym terenie są planowane zabiegi gospodarcze, mogą być organizowane polowania, obserwuje się nasilony ruch ludzi, wtedy konieczne jest powiększenie strefy nawet ponad 500 m. Granice strefy ochronnej należy określić wzdłuż wyraźnych struktur liniowych, widocznych w terenie (drogi, linie oddziałowe, rowy, potoki, granice wydzieleń, brzozy zadrzewień itp). Warto posłużyć się doświadczeniami ochrony gniazd niektórych ptaków drapieżnych (Ochrona strefowa 2001).

4. Zabezpieczanie spokoju poprzez zakaz wchodzenia i niepokojenia zwierząt

Istnieje pilna potrzeba ustalenia lokalizacji wszystkich znanych gawr i dokonania oceny ich bezpieczeństwa, np. konfrontacja z planowanymi zabiegami i pracami leśnymi, uzgodnienie z projektowanymi inwestycjami turystycznymi i planami rozwoju budownictwa indywidualnego oraz ustalenia wskazań dla poszczególnych nadleśnictw i ostoji niedźwiedzia. Należy podkreślić, że większość gawr znajduje się w miejscach niekolidujących z pracami leśnymi, mogą być jednak gawry i rejonu wymagające szczególnej opieki, zwłaszcza zakazania wstępu zbieraczom poroża jeleni, organizowania polowań i wyegzekwowania zakazu wprowadzania psów do lasu.

5. Prawne możliwości ochrony gawr

Przepisy *Ustawy o ochronie przyrody* (Dz.U. 2004, nr 92, poz. 880) gwarantują ochronę siedlisk i zimowisk gatunków chronionych (art 52, ust 1. pkt. 4,5). Z kolei Rozporządzenie Ministra Środowiska (Dz.U. 2004 nr. 220, poz. 2237) wprowadza obowiązek wyznaczania w drodze decyzji RDOŚ stref ochronnych wokół gawr, z zakazem wstępu od listopada do marca. Rozporządzenie nie precyzuje, jakiego udokumentowania obecności niedźwiedzi w danym miejscu potrzeba, aby daną strefę utworzyć lub ją zlikwidować. Wydaje się, że najlepszym rozwiązaniem będzie ustalanie stref lub rejonów gawrowania na każdy sezon zimowy. Dla ochrony miejsc zimowania niedźwiedzi podstawowe znaczenie ma zapewnienie spokoju i wyegze-

kwowanie zakazu wstępu do wyznaczonego do ochrony obszaru. Zakaz wstępu wprowadza wprawdzie w/w ustawa, ale można go również egzekwować w oparciu o *Ustawę o lasach* (Dz.U. 1991, nr 101, poz. 444), która określa „stałym zakazem wstępu do lasu objęte są (...) ostoje zwierząt” (art 26, ust 2, pkt 3). Decyzję o wyznaczeniu takiej „ostoi” może podejmować nadleśniczy, po uprawdopodobnieniu zimowania w danym rejonie niedźwiedzi. W odniesieniu do prawnych sposobów ochrony jakie daje *Ustawa o ochronie przyrody* i Rozporządzenie Ministra Środowiska kompetentne są parki narodowe i regionalne dyrekcje ochrony środowiska. Te ostatnie mogłyby wyznaczać strefy ochrony gawr na wniosek poszczególnych nadleśnictw, a więc zarządców terenu najlepiej poinformowanych nt. występowania niedźwiedzi na swoim terenie.

Niedźwiedź jest gatunkiem wymienianym w *Dyrektywie Siedliskowej UE* (art. 12) i dlatego na przytoczone wyżej przepisy prawne nakłada się „obowiązek interpretacji wspólnotowej”, co jeszcze bardziej zaostrza przyjęte kryteria, np. tłumaczenie, że spłoszenie zwierzęcia nastąpiło nieumyślnie, zgodnie z orzecznictwem Trybunału UE powinna być interpretowane jako „liczenie się z takim skutkiem”.

Poważnym problemem jest stała likwidacja miejsc potencjalnego gawrowania, co następuje w wyniku działań inwestycyjnych lub intensyfikacji gospodarki leśnej. W przypadku udowodnienia, że „działalność zawodowa” w wymierny sposób pogorszyła jakość siedliska niedźwiedzi (w tym np. zmniejszyła liczbę rzeczywistych i potencjalnych miejsc gawrowania) mają zastosowanie przepisy o szkodzie w środowisku (Dz.U. 2007, nr 75, poz. 493).

6. Zalecane zmiany prawa

Analizując obowiązujące w Polsce przepisy prawne dotyczące ochrony niedźwiedzi, zdaniem autorów należy zmienić zapisy Rozporządzenia Ministra Środowiska (Dz.U. 2004 nr 220, poz. 2237) w taki sposób, że:

1. „granice strefy ochronnej wokół gawr wyznacza się nie mniej niż 200 m od nich, a w uzasadnionych przypadkach w promieniu 500 m”,
2. zakaz wstępu obejmuje okres „od 1.11 do 15.04” – jest to ważne w przypadku samic wyprowadzających młode.

8 Podsumowanie

Ochrona gawr i zapewnienie dobrych warunków zimowania niedźwiedzi wymaga współdziałania służb ochrony środowiska (RDOŚ) i Administracji Lasów Państwowych, organizacji pozarządowych oraz specjalistów od ekologii i ochrony gatunku. Zabezpieczenie spokoju w miejscach zimowania ma istotny wpływ na dobrostan zwierząt, a zwłaszcza na rozród niedźwiedzia. Od skutecznej ich ochrony zależy przyszłość niedźwiedzi wszędzie tam, gdzie człowiek wkracza na tereny będące w zasięgu występowania tego gatunku.

Stan, gdy w danym terenie znane gawry i rejony gawrowania zapewniają możliwość zimowania ponad 33% szacowanej liczby zwierząt oraz oceniono, że panuje tam spokój lub podjęto działania zapewniające spokój w okresie zimowym, może być uznany za zadawalający. Gdy znanych jest mniej gawr i nie ma gwarancji zabezpieczenia w pełni spokoju stan ocenia się jako dopuszczalny; gdy gawry są nieliczne i położone w miejscach niezapewniających spokoju, a zabezpieczenie go jest niemożliwe, stan zabezpieczenia zimowania niedźwiedzi ocenia się jako zły (Jakubiec 2010).

Literatura

- CHOLEWA M. Cz. 1955. Zwierzostan w lasach sądeckich. Wierchy 24: 203-204.
- CRAIGHEAD F.C., CRAIGHEAD J.J. 1972. Grizzly bear prehibernation and denning activities as determined by radio-tracking. Wildlife Monographs 32: 1-34.
- DANILOV P.I., TUMANOV I.L., RUSAKOV O.S. 1993. Severo-zapad Evropejskoi territorii Rossii. [In: Vaisfeld M.A., Chestin I.E. (Eds.). Bears, brown bear, polar bear, Asian black bear, distribution, ecology, use and protection.] Nauka. Moscow. pp. 21-37.
- FARLEY S.D., ROBBINS C.T. 1995. Lactation, hibernation and mass dynamics of American black bears and grizzly bears. Canadian Journal of Zoology 73: 2216-2222.
- FRIEBE A., SWENSON J.E., SANDEGREN F. 2001. Denning chronology of female brown bears in central Sweden. Ursus 12: 37-46.
- HALÁK K. (1993). Populácia medveďa hnedého (*Ursus arctos* L., 1758) v Západných Tatrách. (The population of the brown bear (*Ursus arctos* L., 1758) in the Western Tatras.) Zborník prác o Tatranskom Národnom Parku 33: 227-234.
- HARALDSON M.A., TERNENT M.A., GUNTHER K.A., SCHWARTZ Ch.C. 2002. Grizzly bear denning chronology and movements in the Greater Yellowstone Ecosystem. Ursus 13: 29-37.
- HISSA R. 1997. Physiology of the European brown bear (*Ursus arctos arctos*). Ann. Zool. Fennici 34: 267-287.
- JAKUBIEC Z. 1993. *Ursus arctos* Linnaeus, 1758 – Braunbär. W: Handbuch der Säugetiere Europas. Bd. 5. Raubsäuger (Teil I). (red. Stubbe M., Krapp F.) Aula-Verlag. Wiesbaden. ss. 254-300.
- JAKUBIEC Z. 2001. Niedźwiedź brunatny *Ursus arctos* L. w polskiej części Karpat [The brown bear *Ursus arctos* L. in the polish part of the Carpathians]. Studia Naturae 47: 1-108
- JAKUBIEC Z. 2007. Ochrona niedźwiedzia brunatnego oraz metody ograniczania konfliktów powodowanych przez ten gatunek. W: Gwiazdowicz D. J. (red.) Ochrona przyrody w lasach, I. Ochrona zwierząt. Wyd. III. PTL Poznań. ss. 182-195.
- JAKUBIEC Z. 2010. Niedźwiedź brunatny *Ursus arctos* (Linnaeus 1758), W: MAKOMASKA-JUCHEWICZ M. (red.). Monitoring gatunków zwierząt. Przewodnik metodyczny. Część I, s. 319-345. GIOŚ, Warszawa.
- JAKUBIEC Z., JUDA W., ROGALA K. 1996. Obserwacje zachowania niedźwiedzia w okresie wczesnowiosennym [Early Spring observations of the brown bear activity]. Przegl. Zool. 40, 3-4: 261-267.
- JAKUBIEC Z., ZYŚK-GORCZYŃSKA E. GORCZYŃSKI G. 2007a. Zapewnienie odpowiednich warunków zimowania niedźwiedzi oraz ochrona gawr w Beskidzie Niskim. WWF Polska. Wrocław. pp. 1-7. Mapa.

- JAKUBIEC Z., ZYŚK-GORCZYŃSKA E. GORCZYŃSKI G. 2007b. Zapewnienie odpowiednich warunków zimowania niedźwiedzi oraz ochrona gawr w Beskidzie Żywieckim. WWF Polska. Wrocław. pp. 1-15. Mapy i dokumentacja fotograficzna.
- JAKUBIEC Z., ZYŚK-GORCZYŃSKA E. GORCZYŃSKI G. 2010. Zapewnienie odpowiednich warunków zimowania niedźwiedzi oraz ochrona gawr w Beskidzie Niskim. WWF Polska. Wrocław. pp. 1-11. Mapy, dokumentacja fotograficzna.
- JAKUBIEC Z., KRZAN P., ZIĘBA F. 2010. Zapewnienie odpowiednich warunków zimowania niedźwiedzi w Tatrach oraz ochrona gawr. WWF Polska. pp. 1-9. Mapy.
- KINGSLEY M.C.S., NAGY J.A., RUSSELL R.H. 1983. Patterns of weight gain and loss for grizzly bears in northern Canada. [In:] Meslow E.C. (Ed.) Proceedings of the International Conference on Bear Research and Management 5: 174-178.
- KOVÁČ J. (2003). The issue of nuisance bears in the Tatras National Park. In: The integrated solution to the problem of nuisance bears (*Ursus arctos*). Rigg R. and Baleková K. eds. Conference proceedings, Nová Sedlica, Slovakia 11-12.4.2002: 77-88.
- LINNELL J.D.C., SWENSON J.E., ANDERSEN R. and BARNES B. (2000). How vulnerable are denning bears to disturbance? *Wildlife Society Bulletin* 28: 400-413.
- MANCHI S., SWENSON J.E. (2005). Denning behaviour of Scandinavian brown bears *Ursus arctos*. *Wildl. Biol.* 11: 123-132.
- NYKA J. 1955. Gawra na zboczu Wołoszyna. *Wierchy* 24: 221.
- Ochrona strefowa miejsc rozrodu ptaków drapieżnych. 2001. Komitet Ochrony Orłów. Olsztyn. pp. 1-16.
- PAŽETNOV W.S. 1990. Buryj medved. Agropromizdat. Moskwa.
- PETRAM W., KNAUER F., KACZENSKY P. 2004. Human influence on the choice of winter dens by European brown bears in Slovenia. *Biological Conservation* 119: 129-136.
- PODRUŻNY S.R., CHERRY S., SCHWARTZ C.C. AND LANDENBURGER L.A. (2002). Grizzly bear denning and potential conflict areas in the Greater Yellowstone Ecosystem. *Ursus* 13: 19-28.
- RIGG R. (2004). The extent of predation on livestock by large carnivores in Slovakia and mitigating carnivore-human conflict using livestock guarding dogs. Masters thesis. University of Aberdeen, Aberdeen. 263 pp.
- RIGG R., ADAMEC M. (2007). Status, ecology and management of the brown bear (*Ursus arctos*) in Slovakia. Slovak Wildlife Society, Liptovský Hrádok. 128 pp.
- SLOBODJAN A.A., GUCULJAK M.R. 1976. K ekologii karpatskiego burgo medveda w zimnyj period [A contribution to the ecology of the Carpathian brown bear in winter]. *Zool. Žurn.* 55, 5: 755-761
- SWENSON J.E., SANDEGREN F., BRUNBERG S. AND WABAKKEN P. (1997b). Winter den abandonment by brown bears *Ursus arctos*: causes and consequences. *Wildl. Biol.* 3: 35-38.
- SWENSON J.E., DAHLE B., GERSTL N. AND ZEDROSSER A. (2000). *Action plan for the conservation of the brown bear in Europe (Ursus arctos)*. Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats (Bern Convention), Nature and environment, No.114, Council of Europe Publishing, Strasbourg.
- ŚLUSARCZYK R. 2010. Na grzbiecie niedźwiedzia w Ujsołach. *Dziki Życie* 3(189): 10-12.
- TIETJE W.D., RUFF R.L. 1980. Denning behaviour of black bears in boreal forest of Alberta. *Journal of Wildlife Management* 44: 858-870.
- WATTS P.D., JONKEL C. 1988. Energetic costs of winter dormancy in grizzly bear. *Journal of Wildlife Management* 52: 654-656.
- ZIĘBA F., ZWIJACZ-KOZICA T. 1999. Noworoczne tropienie niedźwiedzia w Tatrzańskim Parku Narodowym. *Chrońmy Przyrodę Ojczyst.* 55: 5.
- ZIĘBA F., ZWIJACZ-KOZICA T. 2005. On, czy prawie wszystko o tatrzańskim niedźwiedziu. TPN. Zakopane. ss. 120.
- ZEMBRZUSKI J. 1961. Gawra niedźwiedzia w Tatrzańskim Parku Narodowym. *Chrońmy Przyrodę Ojczyst.* 17, 5: 29-32.

Zbigniew Jakubiec¹, Ewa Zyśk-Gorczyńska²

1. University of Zielona Góra, Faculty of Biological Sciences

2. Institute of Nature Conservation Polish Academy of Sciences

ENSURING APPROPRIATE CONDITIONS FOR BEAR HIBERNATION IN THE POLISH PART OF THE CARPATHIAN MOUNTAINS. GUIDELINES FOR DETERMINING BEAR HIBERNATION AREAS AND PROTECTION ZONES AROUND DENS. COLLECTIVE WORK

Abstract

Winter is an important period for bears predominantly because of physiological reasons. In this period animals should be guaranteed absolute tranquility. Data concerning the places where bears make their dens is still fragmentary and therefore the areas of permanent or probable den locations have not been identified so far. Current law imposes an obligation to protect bear's dens, although it does not precise the ways of carrying out this task (Regulation of the Minister of Environment, Journal of Laws of 2004, No.220, item 2237). So far, apart from some general suggestions (Jakubiec 2007, 2010), the rules of how to secure bear hibernation have not been defined. However, in case of large predators comprehensive actions are vital. Bear habitat should thus be protected in a way that takes into account all their existence needs.

The aim of this case study is to implement a uniform action strategy in case of locating a den in a particular area. It is connected with informing the right services, setting a protection zone and providing hibernating bears with peace. At the same time it is supposed to make known the most common causes of bear hibernation disruptions and help to elaborate a longterm strategy of den protection.

Wojciech Śmietana

Instytut Ochrony Przyrody PAN

**SZKODY POWODOWANE
PRZEZ NIEDŹWIEDZIE BRUNATNE
W GOSPODARCE CZŁOWIEKA ORAZ
EFEKTYWNOŚĆ DZIAŁAŃ W CELU
ICH OGRANICZANIA W POLSCE
POŁUDIOWO-WSCHODNIEJ**

1 Wstęp

Szkody powodowane przez niedźwiedzie brunatne (*Ursus arctos*) w pasiekach, sadach, uprawach i wśród zwierząt gospodarskich, pojawianie się osobników niepełnych, korzystających z pokarmu pochodzenia antropogenicznego w pobliżu siedzib ludzkich oraz przypadki ataków na ludzi są główną przyczyną konfliktu pomiędzy tymi zwierzętami a człowiekiem. Na swoim rozległym obszarze występowania te lub inne problemy koegzystencji człowieka i niedźwiedzia pojawiają się z różnym nasileniem. W Ameryce Północnej największym problemem są ataki na ludzi (Herrero 2002). W Europie takie przypadki zachowania niedźwiedzi zdarzają się sporadycznie. Natomiast lokalne znaczenie mogą mieć szkody powodowane przez niedźwiedzie w gospodarce człowieka (np. Camarra 1986, Knarrum i inni 2006).

W niniejszej pracy przedstawiłem charakterystykę szkód powodowanych przez niedźwiedzie na terenie woj. podkarpackiego i oceniłem efektywność przekazywania przez WWF Polska ogrodzeń elektrycznych w celu ograniczania szkód w pasiekach.

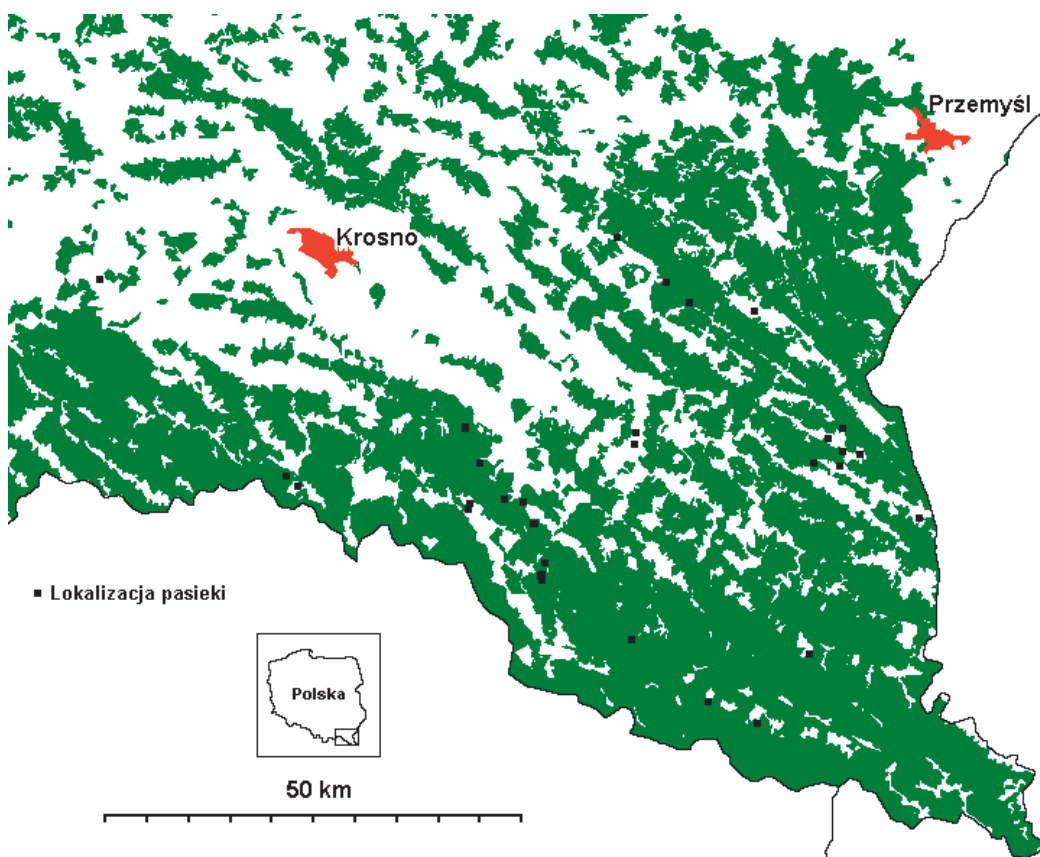
2 Metody

Szkody wśród zwierząt gospodarskich

Dla analizy szkód powodowanych przez niedźwiedzie wykorzystałem dane udostępnione przez Regionalną Dyрекcję Ochrony Środowiska (RDOŚ) w Rzeszowie. Na terenie woj. podkarpackiego szkody spowodowane przez wilki, rysie i niedźwiedzie w gospodarce człowieka są weryfikowane w terenie przez inspektorów RDOŚ w Rzeszowie. Hodowcy/rolnicy/pszczelarze są zobowiązani do zgłoszenia wystąpienia szkody bezzwłocznie po jej stwierdzeniu. Czas od momentu zgłoszenia szkody do przeprowadzenia oględzin przez pracowników RDOŚ waha się zwykle od kilku do kilkudziesięciu godzin. Tylko straty zweryfikowane przez pracowników RDOŚ jako wyrządzone przez niedźwiedzie zostały wykorzystane w niniejszym opracowaniu. Obszary występowania szkód w poszczególnych latach określono z wykorzystaniem klasycznej geometrii euklidesowej, poprzez wyznaczenie wielokątów wypukłych, których boki łączą najbardziej oddalone (ekstremalne) miejsca wystąpienia szkód. W celu identyfikacji obszarów o największej koncentracji występowania szkód wykorzystano model jądrowej estymacji gęstości prawdopodobieństwa (ang. *kernel density estimation*) (Silverman 1986). Nazwy regionów geograficznych stosowano zgodnie z podziałem fizyczno-geograficznym kraju Kondrackiego (2002).

Opis przekazanych zabezpieczeń

W ramach projektu w latach 2009-2010 przekazano 35 kompletów ogrodzeń elektrycznych pszczelarzom z terenu woj. podkarpackiego (Ryc. 1). Pszczelarze, którym przekazano do użytkowania elementy ogrodzenia elektrycznego, byli zobowiązani do jego zbudowania i rozpoczęcia wykorzystania w terminie do 2 tygodni od daty jego otrzymania. Komplet używanego ogrodzenia elektrycznego składał się z elektryzatora (SECUR 200 produkcji LACME, Francja) generującego impulsy elektryczne o energii 2,5 J i napięciu 15 000 V, 10 W baterii słonecznej (LACME, Francja), 500 m galwanizowanego drutu stalowego, 100 izolatorów z wkrętami do drewna, izolatorów narożnych, bramowych, łączników, kontrolera napięcia itp. produkcji POMELAC, Polska. Zgodnie z przekazaną instrukcją ogrodzenie elektryczne miało składać się z 4 linii przewodów elektrycznych (drutów) rozmieszczonych 25, 50, 75, 100 cm nad ziemią. Przekazane elementy pozwalały na zbudowanie ogrodzenia elektrycznego obejmującego ok. 950 m² powierzchni.



RYCINA 1 LOKALIZACJA 35 PASIEK ZABEZPIECZONYCH W LATACH 2009-2010 NA TERENIE WOJ. PODKARPACKIEGO

Ocena efektywności zabezpieczeń

Dla oceny efektywności wykorzystania zabezpieczeń porównano: liczbę pasiek, w których wystąpiły szkody, liczbę zgłoszonych szkód oraz liczbę zniszczonych przez niedźwiedzie rodzin pszczelich lub uli w okresie wykorzystania i w okresie porównawczym. Okres porównawczy określono jako okres analogiczny, poprzedzający okres wykorzystania zabezpieczenia. Na przykład, jeśli okres wykorzystania zabezpieczenia w danym gospodarstwie pasiecznym trwał od 04.07.2009 do 31.12.2010 roku, to dla celów porównawczych brano pod uwagę jedynie szkody powstałe w tym gospodarstwie w okresie od 04.07.2007 – 31.12.2008 roku. Ponieważ zabezpieczenia wprowadzono w ciągu dwóch lat trwania projektu, okresy wykorzystania i okresy porównawcze były różne dla różnych pasiek. Dla oceny skuteczności zabezpieczeń nie wykorzystano danych dotyczących kwot wypłaconych odszkodowań, gdyż te ulegały zmianom związanym ze zmianami wartości rynkowej miodu, rodzin pszczelich, elementów konstrukcyjnych uli oraz cukru, wykorzystywanego do sporządzania syropu w celu dokarmiania pszczół.

3 Wyniki i dyskusja

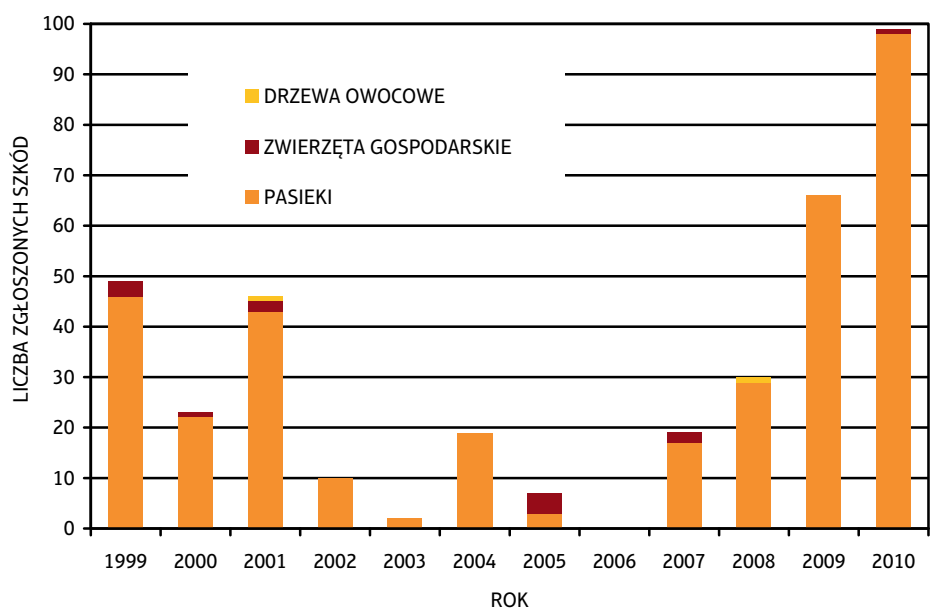
Szkody powodowane przez niedźwiedzie

W latach 1999-2010 hodowcy z terenu woj. podkarpackiego zgłosili łącznie 369 szkód spowodowanych przez niedźwiedzie. Najwięcej szkód wystąpiło w 2010 r. (99 zgłoszeń) a najmniej w 2006 r. (0 zgłoszeń). Generalnie od roku 1999 do 2006 szkody miały tendencję spadkową a w latach 2007-2010 nastąpił szybki ich wzrost (Ryc. 2).

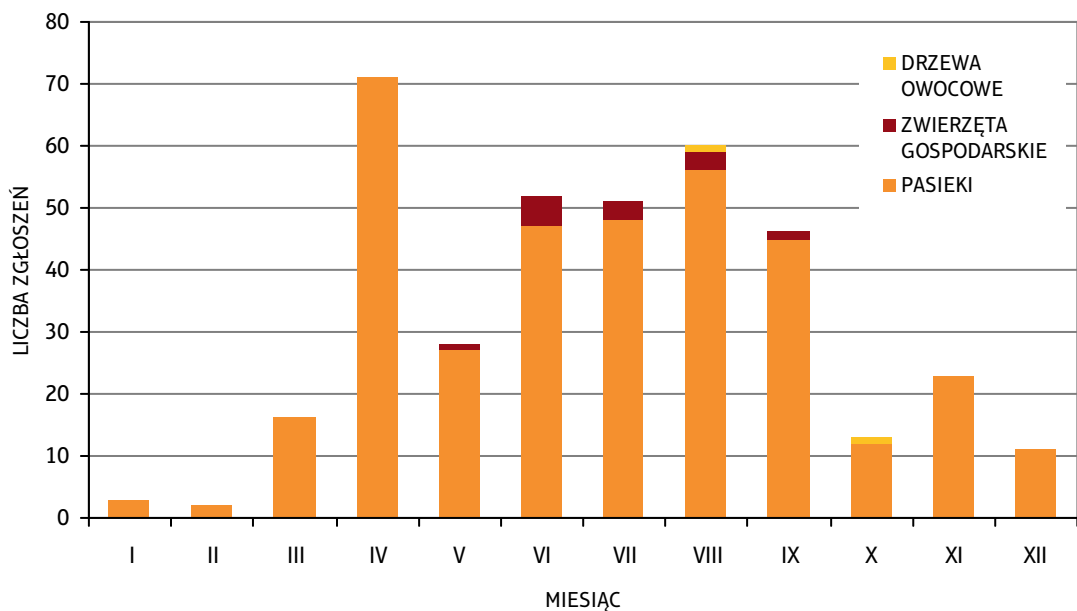
Spośród wszystkich szkód spowodowanych przez niedźwiedzie najczęściej wystąpiło w pasiekach, 96,2% zgłoszeń. Stosunkowo niewiele szkód odnotowano wśród zwierząt gospodarskich i w sadach (drzewa owocowe), odpowiednio 3,3 i 0,5% zgłoszeń (Ryc. 2). W sumie niedźwiedzie zniszczyły lub uszkodziły 1 760 rodzin pszczelich, zabiły lub raniły 19 zwierząt gospodarskich (4 owce, 3 kozy, 11 sztuk bydła) oraz uszkodziły 8 drzew owocowych.

Najwięcej szkód w pasiekach wystąpiło w kwietniu oraz w okresie od czerwca do września. Szkody wśród zwierząt gospodarskich notowano od maja do października, a szkody w drzewach owocowych odnotowano w sierpniu i w październiku (Ryc. 3).

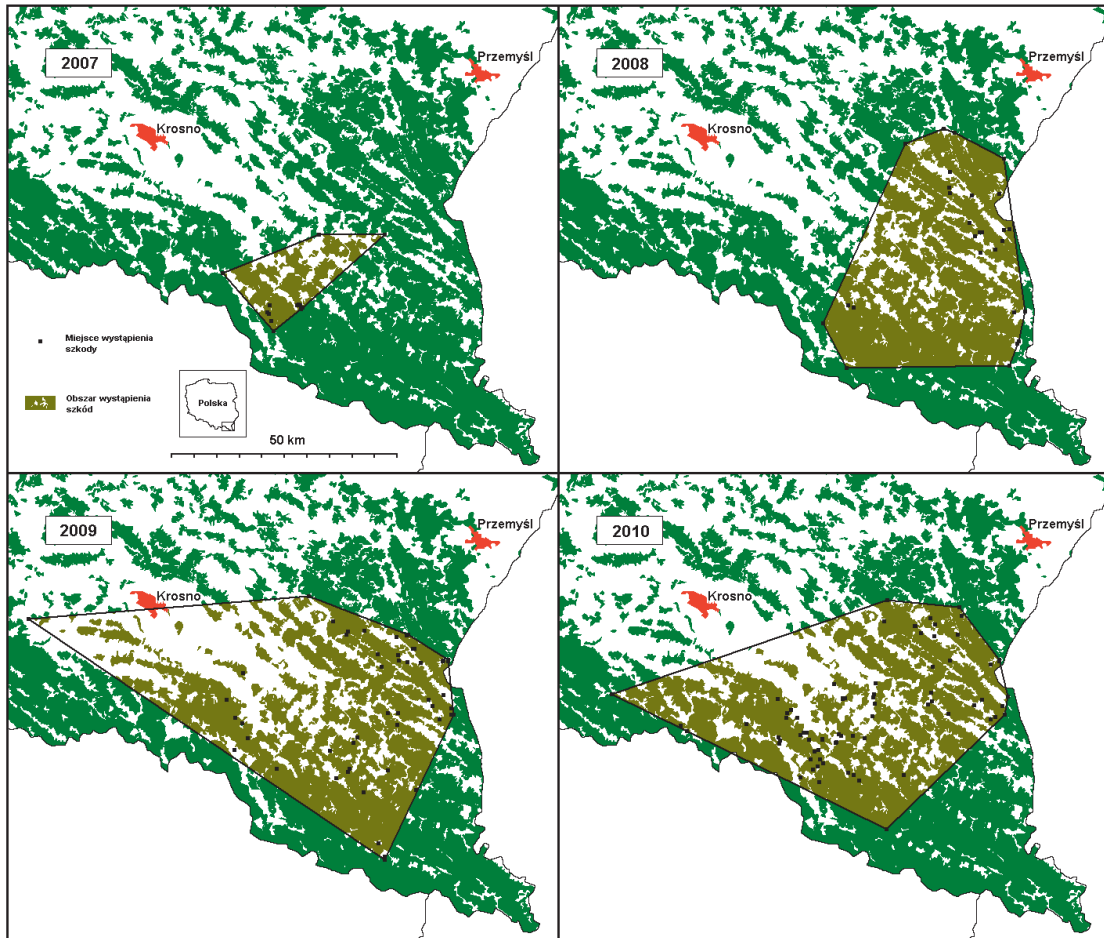
Łączna kwota odszkodowań wypłaconych za spowodowane przez niedźwiedzie szkody w latach 1999-2010 wyniosła 667 027,28 zł., z tego aż 386 968,27 zł (58,0%) kosztowało zrekomensowania strat spowodowanych w 2009 i 2010 r. W latach 2007-2010 nastąpił gwałtowny wzrost szkód spowodowanych przez niedźwiedzie. Wzrastała nie tylko liczba zgłoszeń i wypłaconych odszkodowań, ale powiększał się również obszar występowania szkód (Ryc. 4). W roku 2007 szkody notowano na obszarze 337 km², w roku następnym na obszarze 1670 km², a w latach 2009 i 2010 odpowiednio na obszarze 2 689 i 2 368 km².



RYCINA 2 LICZBA ZGŁOSZONYCH SZKÓD SPOWODOWANYCH PRZEZ NIEDŹWIEDZIE NA TERENIE WOJ. PODKARPACKIEGO W LATACH 1999-2010. OPRACOWANO NA PODSTAWIE DANYCH RDOŚ W RZESZOWIE

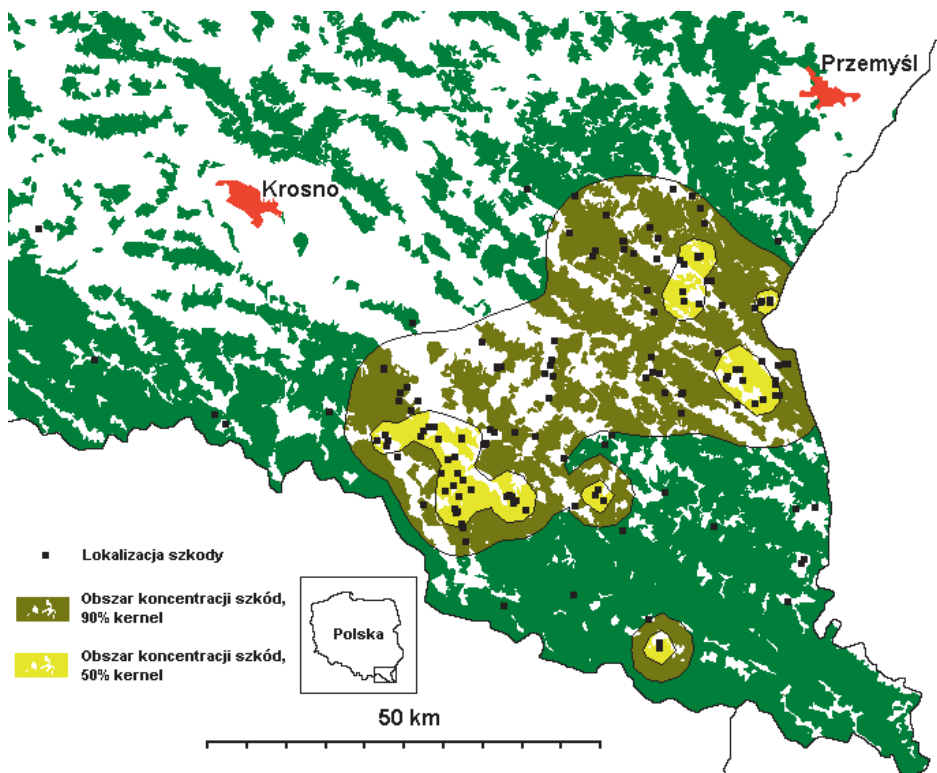


RYCINA 3 LICZBA ZGŁOSZONYCH SZKÓD SPOWODOWANYCH PRZEZ NIEDŹWIEDZIE W POSZCZEGÓLNYCH MIESIĄCACH NA TERENIE WOJ. PODKARPACKIEGO W LATACH 1999-2010. OPRACOWANO NA PODSTAWIE DANYCH RDOŚ W RZESZOWIE

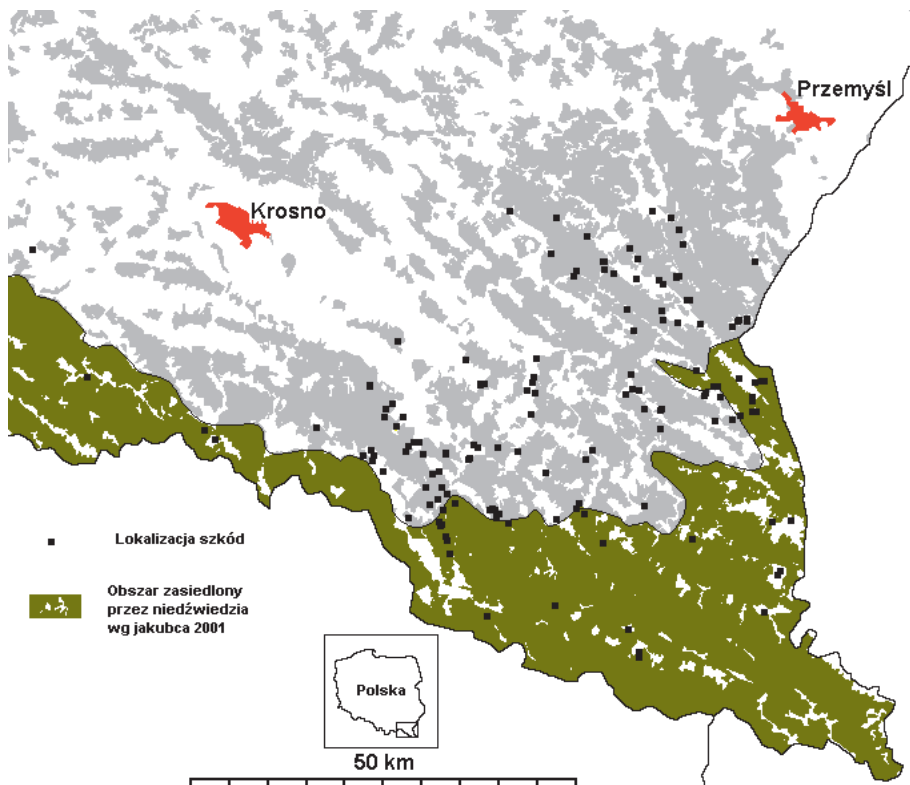


RYCINA 4 LOKALIZACJE ORAZ OBSZAR (WIELOKĄT WYPUKŁY) WYSTĄPIENIA SZKÓD SPOWODOWANYCH PRZEZ NIEDŹWIEDZIE NA TERENIE WOJ. PODKARPACIEGO W LATACH 2007-2010. OPRACOWANO NA PODSTAWIE DANYCH RDOŚ W RZESZOWIE

Szkody koncentrowały się głównie w północnej części Gór Sanocko-Turczańskich, południowej części Pogórza Przemyskiego oraz na granicy Bieszczadów Zachodnich, Beskidu Niskiego i Pogórza Bukowskiego (Ryc. 5). Większość (74%) szkód w latach 2007-2010 wystąpiła na terenach poza obszarem zasiedlonym przez niedźwiedzie, który został wyznaczony przez Jakubca (2001), a tylko 26% szkód wystąpiło w obrębie tego obszaru (Ryc. 6).



RYCINA 5 OBSZARY NAJWIĘKSZEJ KONCENTRACJI SZKÓD (90% I 50% JĄDROWEJ GĘSTOŚCI PRAWDOPODOBIENSTWA) SPOWODOWANYCH PRZEZ NIEDŹWIEDZIE NA TERENIE WOJ. PODKARPACKIEGO W LATACH 2007-2010. OPRACOWANO NA PODSTAWIE DANYCH RDOŚ W RZESZOWIE



RYCINA 6 ROZMIESZCZENIE SZKÓD SPOWODOWANYCH PRZEZ NIEDŹWIEDZIE NA TERENIE WOJ. PODKARPACKIEGO W LATACH 2007-2010 (OPRACOWANO NA PODSTAWIE DANYCH RDOŚ W RZESZOWIE) NA TLE OBSZARU BYTOWANIA NIEDŹWIEDZIA OKREŚLONEGO PRZEZ JAKUBCA (2001)

Jakubiec (2001) podaje, że w latach 1980-1991 wśród szkód powodowanych przez niedźwiedzie w polskich Karpatach dominowały zniszczenia w pasiekach, ale niemal tyle samo zgłoszeń dotyczyło zabicia zwierząt gospodarskich, głównie owiec i bydła. W analizowanym w niniejszym raporcie okresie, w latach 1999-2010, szkody wśród zwierząt gospodarskich występowały sporadycznie. Wg Jakubca (2001) atakowanie zwierząt gospodarskich może wynikać z pojawiania się w populacji osobników, które nauczyły się na nie polować. Wiedza ta może być następnie przekazywana przez matkę potomstwu. Autor wiąże zjawisko atakowania zwierząt gospodarskich z powszechnym w tamtych latach wykładaniem padliny pod ambonami łowieckimi. Ścisła ochrona gatunkowa wilka oraz zmiany w przepisach weterynaryjnych (konieczność utylizacji padłych zwierząt gospodarskich) spowodowała, że martwe zwierzęta gospodarskie lub ich części są od 1999 roku tylko sporadycznie stwierdzane na nęciskach łowieckich (Śmietana obserwacje własne). Może to tłumaczyć znaczne zmniejszenie się szkód wśród zwierząt gospodarskich powodowanych przez niedźwiedzie. Uszkodzenia drzew owocowych w latach 1999-2010, podobnie jak w latach 1980-1991 (Jakubiec 2001) pojawiały się incydentalnie. Pomimo dosyć dużych szkód, jakie wyrządzają niedźwiedzie w pasiekach, udział pokarmu pochodzącego z pasiek ma w świetle badań diety niedźwiedzi z tego terenu marginalne znaczenie (Frąckowiak i Gula 1992, Frąckowiak 1997, Szczutkowska 2009, Śmietana dane niepublikowane). Na uwagę jednak zasługuje fakt, że w jesiennej diecie niedźwiedzi w tym regionie dominują owoce jabłoni i grusz, które stanowią 40-80% pokarmu (Frąckowiak i Gula 1992, Frąckowiak 1997, Szczutkowska 2009, Śmietana niepublikowane.). Owoce te jednak nie są spożywane przez te drapieżniki w przydomowych sadach, na co wskazują tylko sporadycznie zdarzające się szkody, lecz pochodzą z drzew owocowych rosnących w wyludnionych po II Wojnie Światowej wsiach i z samosiejek, które rozprzestrzeniły się na terenach porolnych. Na niektórych obszarach występowania niedźwiedzia w Europie, np. w regionie Abruzzo we Włoszech, gdzie ten rodzaj pokarmu również odrywał istotną rolę (Zunnino i Herrero 1972), niedźwiedzie żerowały w wiejskich sadach. Aby nie doprowadzić w przyszłości do podobnej sytuacji w ostoi niedźwiedzia w woj. podkarpackim należy podejmować (kontynuować) działania zmierzające do zachowania aktualnego stanu obecności drzew owocowych rosnących na terenach opuszczonych wsi i na terenach porolnych. Na terenach, które obecnie są zarządzane przez Lasy Państwowe.

Efektywność przekazanych zabezpieczeń

Pszczelarze, którzy otrzymali zabezpieczenia posiadali łącznie 1407 rodzin pszczelich. Liczba pni przypadająca na gospodarstwo pasieczne wynosiła średnio 40,8 i wahała się od 6 do 150 sztuk. Okres wykorzystania zabezpieczenia we wszystkich pasiekach łącznie wyniósł 9500 dni. W poszczególnych pasiekach okres ten wahał się od 87 do 556 dni i wyniósł średnio 271 dni (Tab. 1).

TABELA 1 ZESTAWIENIE INFORMACJI O 35 GOSPODARSTWACH PASIECZNYCH Z TERENU POLSKICH KARPAT, KTÓRE OTRZYMAŁY OGRODZENIE ELEKTRYCZNE W LATACH 2009-2010

Informacja o pasiekach				Liczba dni wykorzystywania zabezpieczenia		
Łączna liczba gospodarstw pasiecznych	Łączna liczba uli	Średnia liczba uli przypadająca na gospodarstwo pasieczne	Zakres liczby uli	Łącznie	Średnia	Zakres
35	1407	40,2	6-150	9500	271	87-556

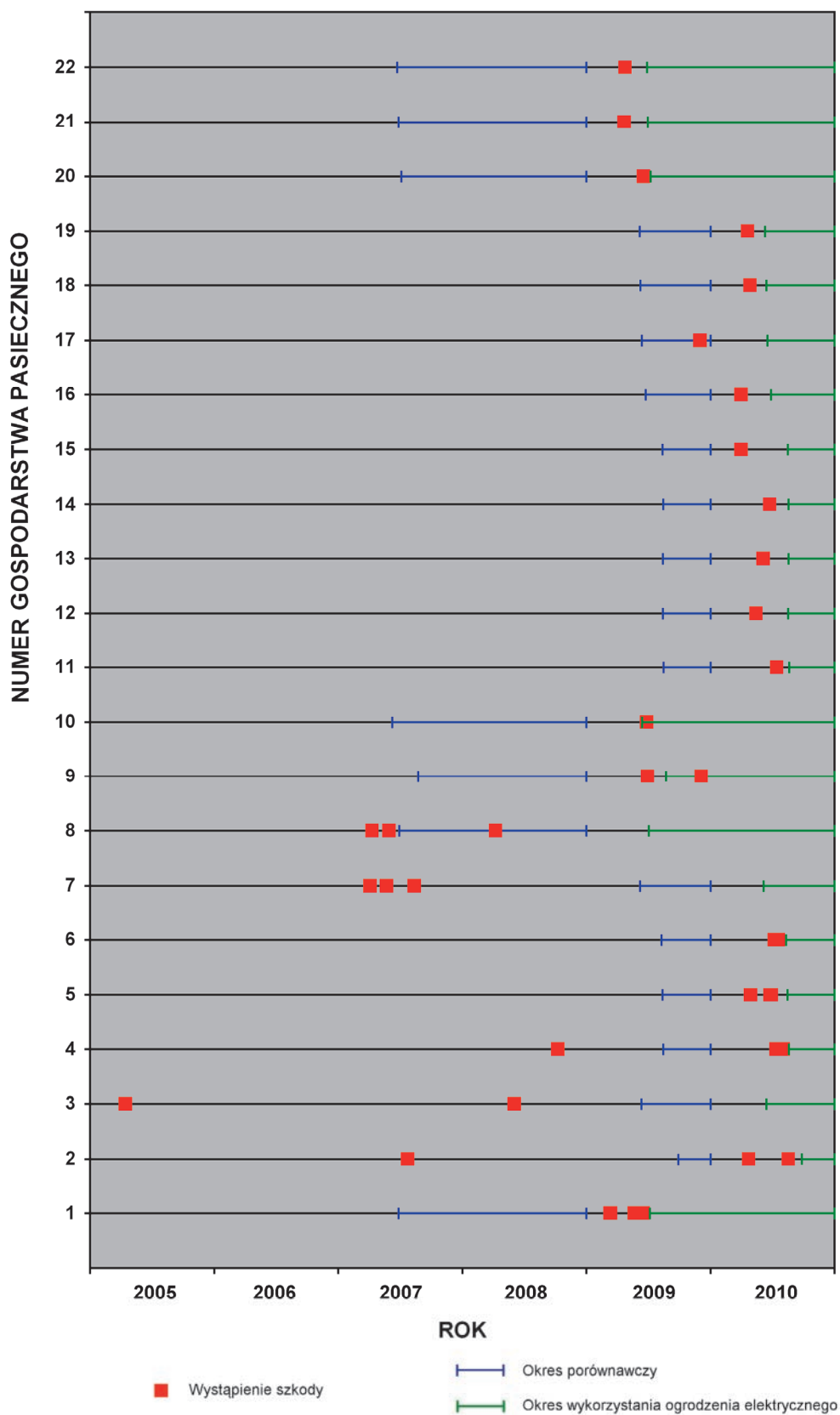
Po otrzymaniu zabezpieczeń pszczelarze zgłosili 2 szkody w dwóch różnych pasiekach, gdzie w sumie zostało zniszczonych 13 rodzin pszczelich. W jednym przypadku zastosowane ogrodzenie elektryczne nie zadziałało prawidłowo, gdyż zostało wcześniej uszkodzone przez leżące gałęzie drzew, w następstwie obfitych opadów śniegu. Natomiast w drugim przypadku prawdopodobną przyczyną przedostania się niedźwiedzia na teren pasieki był brak napięcia elektrycznego na ogrodzeniu spowodowany wyczerpaniem się akumulatora. Wg właściciela pasieki natychmiastowa wymiana akumulatora na nowy zapobiegła ponownemu wtargnięciu niedźwiedzia do pasieki kilka dni później. Porównanie wielkości szkód w pasiekach zabezpieczonych w okresie wykorzystania zabezpieczenia i w okresie porównawczym nie pozwala na wykazanie statystycznie istotnej różnicy (Tab. 2).

TABELA 2 ZESTAWIENIE INFORMACJI O WIELKOŚCI SZKÓD SPOWODOWANYCH PRZEZ NIEDŹWIEDZIE W PASIEKACH, KTÓRE OTRZYMAŁY ZABEZPIECZENIA W RAMACH PROJEKTU, W LATACH 2009-2010

Szkody w okresie wykorzystania zabezpieczenia			Szkody w okresie porównawczym		
Liczba pasiek	Liczba zgłoszeń szkód	Liczba zniszczonych lub uszkodzonych uli	Liczba pasiek ze szkodami	Liczba zgłoszeń szkód	Liczba zniszczonych lub uszkodzonych uli
2	2	13	2	2	20

W trzynastu spośród 35 zabezpieczonych pasiek, pomimo tego, że znajdują się one od wielu lat na obszarze występowania niedźwiedzia, nigdy nie doszło do powstania szkody. W 13 innych pasiekach ogrodzenie elektryczne zostało zainstalowane bezpośrednio po wystąpieniu pierwszej i jedynej szkody, jaka powstała od momentu założenia pasieki. W 9 pozostałych pasiekach szkody występowały również w latach poprzednich, ale pasieki te były już wcześniej wyposażone w ogrodzenia elektryczne. Ogrodzenia te jednak były niskiej jakości: elektryzator generujący napięcie o stosunkowo niskim napięciu i energii impulsu, zasilany z baterii oraz cienkie druty jako przewody ogrodzenia. Historia szkód, które powstały w ciągu ostatnich 5 lat w pasiekach, które otrzymały zabezpieczenia wskazuje, że do szkód od niedźwiedzi dochodzi w danej pasiece stosunkowo rzadko (Ryc. 7).

Ocena metodami statystycznymi skuteczności działania, polegającego na przekazywaniu ogrodzeń elektrycznych pszczelarzom, wymagałaby monitorowania wielkości szkód w zabezpieczonych pasiekach przez okres kilku lat lub wyposażenia w ogrodzenia elektryczne znacznie większej liczby pasiek. Wg informacji, jakie uzyskałem od Powiatowych Lekarzy Weterynarii na terenie powiatów: bieszczadzkiego, leskiego i sanockiego znajduje się obecnie ok. 500 zarejestrowanych pasiek. Koszt zaopatrzenia wszystkich gospodarstw pasiecznych w ogrodzenia elektryczne – takie, jakie zastosowano w realizowanym projekcie, wyniosłby ok. 800-900 tys. zł. Z rozmów przeprowadzonych z pszczelarzami wynika, że w okresie przed otrzymaniem ogrodzenia elektrycznego wystąpienie szkody spowodowanej przez niedźwiedzia motywowało ich do podjęcia działań w celu niedopuszczenia do powstania kolejnych strat. Pszczelarze, którzy ponieśli szkodę z powodu niedźwiedzi, zaraz po jej stwierdzeniu nocowali na terenie pasieki, w domku pasiecznym lub w samochodzie, oświetlali pasiekę, palili ogniska, włączali odborniki radiowe, a nawet strzelali petardami. Często też instalowali ogrodzenie elektryczne lub naprawiali już istniejące. Wszystko to powodowało, że szkody zwykle nie powtarzały się. Gdy niedźwiedzie nie pojawiały się w danej okolicy przez dłuższy czas większość pszczelarzy zaprzestawało regularnej wymiany baterii zasilających elektryzatory. Dopiero ponowna szkoda motywowała ich do zastosowania zabezpieczenia. Dlatego wydaje się, że zastosowanie baterii słonecznych, tak jak to zrobiono w ocenianym działaniu, powinno znacznie ułatwić stosowanie ogrodzeń elektrycznych przez pszczelarzy.



RYCINA 7

ZESTAWIENIE CZASU WYSTĄPIENIA SZKÓD SPOWODOWANYCH PRZEZ NIEDŹWIEDZIE, OKRESÓW WYKORZYSTANIA ZABEZPIECZEŃ ORAZ OKRESÓW PORÓWNAWCZYCH W 22 ZABEZPIECZONYCH GOSPODARSTWACH PASIECZNYCH, W KTÓRYCH WYSTĄPIŁY SZKODY SPOWODOWANE PRZEZ NIEDŹWIEDZIE W LATACH 2005-2010

Dotychczasowe badania i praktyka wskazują, że stosowanie ogrodzeń elektrycznych w istotny sposób ogranicza dostęp niedźwiedzi do pasiek, wysypisk śmieci lub innych atrakcyjnych dla tych zwierząt pokarmów pochodzenia antropogenicznego (Storer i inni 1938, Davies and Rockwell 1986, Latour and Hagen 1993, Huygens and Hayashi 1999, Clark i inni 2005). Skuteczność ogrodzeń elektrycznych oceniana była przez tych autorów na 70-100%. Znane są jednak przypadki osobników, które wielokrotnie przechodziły przez ogrodzenie elektryczne, podkopywały się pod nim a nawet przez nie przeskakiwały. Nie dyskwalifikuje to jednak wykorzystania ogrodzeń elektrycznych jako skutecznej metody ograniczania szkód powodowanych przez niedźwiedzie. W związku z powiększeniem się zasięgu występowania niedźwiedzia w Polsce południowo-wschodniej można się spodziewać zwiększania się szkód, zwłaszcza w pasiekach, które w dużej liczbie znajdują się w lasach w sąsiedztwie rdzenia zasięgu występowania niedźwiedzia. Dlatego dalsze działania w celu upowszechniania właściwego zabezpieczenia pasiek są wskazane. Działania takie powinny polegać na przekazywaniu w użytkowanie ogrodzeń elektrycznych najbardziej narażonym na wizyty niedźwiedzi pasiekom, wydaniu broszury i innych materiałów informacyjnych (film DVD), w których zostaną opisane zalecenia dotyczące właściwego zabezpieczenia pasiek. Wyznaczone w niniejszym opracowaniu obszary koncentracji szkód (Ryc. 5) wskazują rejony gdzie wsparcie dla pszczelarzy powinno zostać skierowane w pierwszej kolejności.

4 Wnioski

- 1 Problem szkód powodowanych przez niedźwiedzie brunatne w Polsce południowo-wschodniej dotyczy obecnie głównie gospodarstw pasiecznych.
- 2 W związku z powiększeniem się w ostatnich latach zasięgu występowania niedźwiedzia w Polsce południowo-wschodniej można się spodziewać zwiększania się szkód.
- 3 Wskazane jest prowadzenie dalszych działań w celu upowszechniania właściwego zabezpieczenia pasiek. Działania takie powinny polegać na przekazywaniu w użytkowanie ogrodzeń elektrycznych pasiekom najbardziej narażonym na wizyty niedźwiedzi, wydaniu broszury i innych materiałów informacyjnych (film DVD), w których zostaną opisane zalecenia dotyczące właściwego zabezpieczenia pasiek.
- 4 Aktualnie w Polsce południowo-wschodniej tylko sporadycznie zdarzają się przypadki żerowania niedźwiedzi w sadach w pobliżu siedzib ludzkich. Jednakże owoce jabłoni i grusz są dominującym pokarmem w jesiennej diecie niedźwiedzi w tym regionie. Pokarm ten pochodzi z drzew owocowych rosnących na terenach dawnych, obecnie wyludnionych wsi oraz na terenach porolnych. Dlatego należy kontynuować działania w celu utrzymania obecności drzew na terenach porolnych, które obecnie znajdują się pod zarządem Lasów Państwowych.

Literatura

- CAMARRA J.J. 1986. Changes in brown bear predation on livestock in the western French Pyrenees from 1968 to 1979. *Bears: Their Biology and Management*, Vol. 6: 183-186.
- CLARK J.D., DOBEY S., MASTERS D.V., SCHEICK B.K., PELTON M.R., SUNQUIST M.E. 2005. American black bears and bee yard depredation at Okefenokee Swamp, Georgia. *Ursus* 16: 234-244.
- DAVIES J.C., ROCKWELL R.F. 1986. An electric fence to deter polar bear. *Wildlife Society Bulletin* 14: 406-409.
- FRĄCKOWIAK W., GULA R. 1992. The autumn and the spring diet of the brown bear *Ursus arctos* in the Bieszczady Mountains. *Acta Theriologica* 37(4): 339-344.
- FRĄCKOWIAK 1997. Diet and food habits of the brown bear (*Ursus arctos*) in Polish eastern Carpathians. *Journal of Wildlife Research* 2(2): 154-160.
- HERRERO S. 2002. Bear attacks: their causes and avoidance. Revised edition. The Lyons Press, Guilford.
- HUYGENS O.C., HAYASHI H. 1999. Using electric fences to reduce Asiatic black bear depredation in Nagamo prefecture, central Japan. *Wildlife Society Bulletin* 27: 959-964.
- JAKUBIEC Z. 2001. Niedźwiedź brunatny *Ursus arctos* L. w polskiej części Karpat. *Studia Naturae* 47.
- KNARRUM V., SORENSEN O.J., EGGEN T., KVAM T., OPSETH O., OVERSKAUG K., EIDSMO A. 2006. Brown bear predation on domestic sheep in central Norway. *Ursus* Vol. 17 (1): 67-74.
- KONDRACKI J. 2002. *Geografia regionalna Polski*. PWN, Warszawa.
- LATOURE P., HAGEN R. 1993. Use of electric fencing to deter black and grizzly bears from the Norman Wells dump. Department of Renewable Resources. Government of the Northwest Territories, Norman Wells. Manuscript Report No. 69.
- SILVERMAN B.W. 1986. *Density estimation for statistics and data analysis*. Chapman and Hall, London.
- STORER T.I., VANSELL G.H., MOSES B.D. 1938. Protection of mountain apiaries from bears by use of electric fence. *Journal of Wildlife Management* 2: 172-178.
- SZCZUTKOWSKA S. 2009. Rola niedźwiedzia brunatnego (*Ursus arctos*) w rozsiewaniu nasion owoców mięsistych. Uniwersytet Jagielloński. Wydział Biologii i Nauk o Ziemi. Praca magisterska.
- ZUNINO F., HERRERO S. 1972. The status of the brown bear *Ursus arctos* in Abruzzo National Park, Italy, 1971. *Biological Conservation* 4: 263-27.

Podziękowania

Dziękuję Regionalnej Dyrekcji Ochrony Środowiska w Rzeszowie za udostępnienie danych dotyczących szkód spowodowanych przez wilki, rysie i niedźwiedzie wśród zwierząt gospodarskich na terenie województwa podkarpackiego. Szczególne podziękowania składam panom H. Fedyniowi i T. Jastrzębskiemu, inspektorom RDLP w Rzeszowie za bieżące informowanie mnie o wystąpieniu szkód w hodowlach, które otrzymały zabezpieczenia w ramach realizowanego projektu.

DAMAGE CAUSED BY BROWN BEARS IN THE HUMAN ECONOMY AND THE EFFECTIVENESS OF ACTIONS TAKEN IN SOUTHEAST POLAND IN ORDER TO REDUCE IT

Abstract

The report presents the characteristics of damage caused by brown bears (*Ursus arctos*) and evaluates effectiveness of actions aiming at the protection of apiaries against those carnivores in Podkarpackie Province. Livestock breeders, farmers and beekeepers from Podkarpackie Province reported a total of 369 damage caused by bears in years 1999-2010. Most frequently the damage occurred in apiaries (96.2% reports). Damage among farm animals (3.3% reports) and fruit trees (0.5% reports) happened occasionally. The greatest damage occurred in 2010 (99 reports) and the least in 2006 (0 reports). Generally number of damage reports decreased from 1999 to 2006 but from 2007 to 2010 it rose rapidly. Not only the number of damage cases increased but also the area of their occurrence was enlarged, Damage concentrated mostly in the northern part of the Sanocko-Turczańskie Mountains, southern part of Przemyskie Foothills as well as on the border of the Western Bieszczady, the Beskid Niski and the Bukowskie Foothills. Most damage (74% cases) in 2007-2010 occurred in the area that has not been recognized as occupied by bears in earlier years.

Within the scope of the project in 2009 and 2010 35 sets of electric fences were given to beekeepers from Podkarpackie Province. Because of the fact that the number of given fences was relatively small and damage in a given bee yard occurs rarely, it was impossible to evaluate the effectiveness of protection devices by means of statistical methods. In order to evaluate the effectiveness of electric fences it would be necessary to monitor them over a few years or equip a much larger number of bee yards. Due to the enlargement of bear range and increase of the damage cases further actions aiming at promoting the right protection of bee yards are necessary. The report defines an area in which such actions should be taken at first. To prevent the increase of damage in the orchards near people's houses it is vital to undertake (continue) actions that help to preserve the presence of fruit trees in depopulated about 60 years ago villages and abandoned agriculture lands. Those areas are now administered by the State Forest administration.

Wojciech Śmietana¹, Robert Rutkowski²,
Miroslaw Ratkiewicz³, Magdalena Buś-Kicman²

1. Instytut Ochrony Przyrody PAN

2. Muzeum i Instytut Zoologii PAN

3. Instytut Biologii Uniwersytetu w Białymstoku

OCENA LICZEBNOŚCI I ZMIENNOŚCI GENETYCZNEJ NIEDŹWIEDZI BRUNATNYCH WYSTĘPUJĄCYCH NA OBSZARZE POLSKIEJ CZĘŚCI KARPAT

1 Wstęp

Niedźwiedź brunatny (*Ursus arctos*) jest najbardziej rozpowszechnionym na świecie przedstawicielem rodziny *Ursidae*. Jego liczebność szacowana jest na 200 000 osobników. Międzynarodowa Unia Ochrony Przyrody sklasyfikowała niedźwiedzia brunatnego jako gatunek kategorii LC (ang. least concern), czyli najmniejszej troski (McLellan i in. 2008). Jednakże, o ile w północnej części swojego zasięgu występowania jest to gatunek powszechny, to w części południowej jego występowanie ma charakter wyspowy. W Europie niektóre izolowane populacje (Apeniny, Pireneje, Góry Kantabryjskie, Alpy) liczą zaledwie od kilku do kilkudziesięciu osobników (Swenson i in. 2000). Stosunkowo silne populacje tego gatunku przetrwały jeszcze w Karpatach i na Bałkanach. W Karpatach niedźwiedź brunatny bytuje na obszarze około 108 tys. km² (Salvatori 2004) a jego liczebność szacowana jest na około 6-7,7 tys. osobników (Salvatori i in. 2002). Carpathian Ecoregion Initiative sklasyfikowała niedźwiedzia brunatnego w Karpatach jako gatunek kategorii EN (ang. endangered), czyli zagrożony (Witkowski i in. 2003). Brak jest jednak jakichkolwiek obiektywnych, opartych o powtarzalną metodykę danych na temat liczebności tego gatunku na tym terenie. Brak wiarygodnych ocen liczebności powoduje, że w niektórych państwach (Słowacja, Rumunia) polowania i odstrzały interwencyjne stają się zarzewiem konfliktu pomiędzy organizacjami ekologicznymi a instytucjami rządowymi lub organizacjami łowieckimi. Nieco lepiej przedstawia się sprawa rozpoznania zmienności genetycznej niedźwiedzia w tym regionie (Zachos 2008, Straka i in. 2011).

W Polsce niedźwiedź brunatny jest gatunkiem ściśle chronionym, wymagającym ochrony czynnej (Dziennik Ustaw z 2009 r. Nr 151, poz. 1220; Ustawa z dnia 16 kwietnia 2004 r. o ochronie przyrody, z późniejszymi zmianami oraz Dziennik Ustaw z 2004 r. Nr 220, poz. 2237; Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 28 września 2004 r.). W „Czerwonej liście zwierząt ginących i zagrożonych w Polsce” (Głowaciński 2002) niedźwiedź brunatny został sklasyfikowany jako gatunek kategorii NT (ang. near threatened), czyli bliski zagrożenia. Na terenie kraju niedźwiedź brunatny występuje tylko w Karpatach, a jego liczebność wg różnych źródeł szacowana jest na 95-147 osobników. Brak jest jednak jakichkolwiek danych na temat zmienności genetycznej niedźwiedzi występujących w Polsce, a dostępne szacunki liczebności mają charakter subiektywnych ocen. Niedźwiedź brunatny został wymieniony jako gatunek priorytetowy w Dyrektywie Siedliskowej (Habitats Directive 92/43 EEC). Oznacza to, że został uznany za zagrożony i zanikający, a Wspólnota Europejska ponosi szczególną odpowiedzialność za zachowanie właściwego stanu jego ochrony. Wymieniony w II i IV załączniku Dyrektywy Siedliskowej niedźwiedź brunatny wymaga prowadzenia monitoringu gatunku i stanu zachowania jego siedlisk oraz efektów prowadzonych działań ochronnych. Państwa członkowskie Wspólnoty Europejskiej zobowiązane są do składania raportu z prowadzonego monitoringu co 6 lat. Obecnie monitoring niedźwiedzia brunatnego w Polsce prowadzony jest przez Instytut Ochrony Przyrody PAN w Krakowie na zlecenie Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska. Ostatni raport dla Komisji Europejskiej został sporządzony w 2007 roku (GIOŚ 2008). Metodyka monitoringu niedźwiedzia brunatnego została opracowana przez Jakubca (2010).

Niniejsze opracowanie to pierwsza w Polsce próba oszacowania liczebności niedźwiedzia brunatnego w oparciu o genetyczną identyfikację osobników. Raport dostarcza również nowych danych dotyczących zmienności genetycznej oraz zasięgu występowania tego gatunku na terenie kraju.

2 Materiał i metody

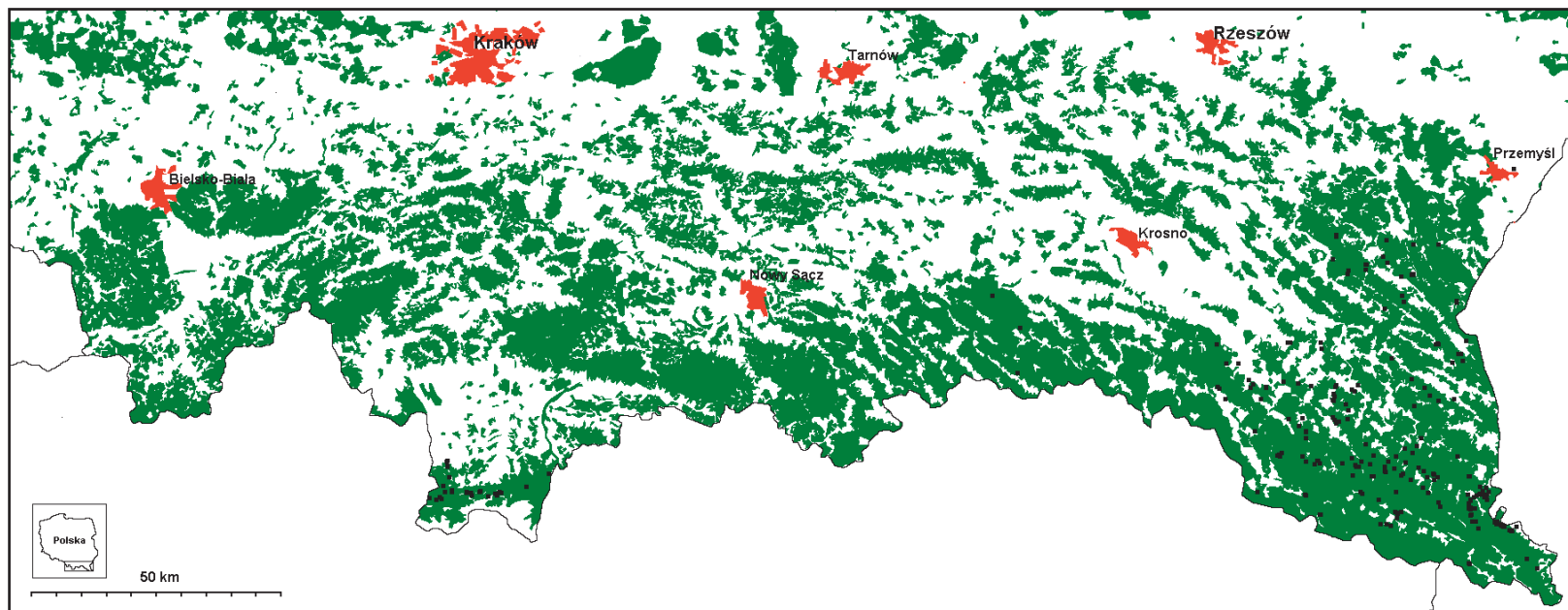
Zbiór materiałów

Podjęto próbę zebrania materiałów do badań w obrębie całego zasięgu występowania gatunku, który został określony w raporcie do Komisji Europejskiej z 2007 roku (GIOŚ 2008). Jednak zebrano próby jedynie z karpackiej części woj. podkarpackiego oraz z Tatr (Ryc. 1). Próby odchodów i włosów były zbierane przez pierwszego autora raportu (103 próby zebrane), inspektorów Regionalnej Dyrekcji Ochrony Środowiska (RDOŚ) w Rzeszowie (62 próby), leśników Regionalnej Dyrekcji Lasów Państwowych w Krośnie (RDLP Krosno) (54 próby), pracowników Tatrzańskiego i Magurskiego Parku Narodowego (odpowiednio 27 i 4 próby) oraz ochotników (24 próby). Próby były pobierane z odchodów znalezionych na drogach i ścieżkach leśnych, miejscach żerowania niedźwiedzi na dzikich kopytnych, w pobliżu nęcisk łowieckich i miejsc wystąpienia szkód (razem 214 próby), zaś włosy zbierano w pasiekach zniszczonych przez niedźwiedzie i na drzewach, o które ocierały się te drapieżniki. Włosy pobrano również od niedźwiedzi odłowionych do badań telemetrycznych oraz z jednego odnalezionego w terenie martwego osobnika (razem 59 próby). Dodatkowo pobrano wymazy z jamy gębowej osobników odłowionych do badań telemetrycznych (2 próby). W sumie zebrano 275 prób, z czego 30 prób zostało zebranych w latach 2005-2008, 135 prób w roku 2009 i 110 w roku 2010. Próby odchodów o objętości ok. 3 cm³ były pobierane w terenie przy użyciu drewnianych szpatulek i umieszczane w 20 ml pojemnikach zawierających ok. 15 ml mieszaniny etanolu (3 części objętości), acetonu (1 część) i izopropanolu (1 część). Następnie, opatrzone etykietami zawierającymi datę i miejsce zebrania materiału, były przechowywane w zamrażarce w temperaturze -20°C. Włosy i wymazy przechowywane były w stanie suchym w temperaturze pokojowej.

Analizy laboratoryjne

Izolacja DNA

Przed rozpoczęciem właściwego etapu izolacji DNA próbki odchodów były suszone w temperaturze pokojowej przez 12-16 godzin. Izolacja DNA z włosów i wymazów była przeprowadzana z wykorzystaniem zestawu firmy Qiagen – ‘Tissue Mini Kit’. Stosowano procedurę zalecaną przez producenta do izolacji materiału genetycznego z tkanek. Izolacje DNA z odchodów przeprowadzano z wykorzystaniem zestawu firmy Qiagen – ‘Stool Mini Kit’, zgodnie z procedurą zalecaną przez producenta. W każdym cyklu izolacyjnym pozyskiwano materiał genetyczny z 9 prób oraz 1 „próby ślepej” (wszystkie odczynniki, oprócz próby biologicznej), będącej kontrolą kontaminacji. Łącznie przeprowadzono 14 cykli izolacyjnych. Przed każdym cyklem cały sprzęt laboratoryjny (pipety automatyczne, probówki, itp.) były wyjaławiane promieniami UV przez 1 godzinę. Proces izolacji przeprowadzano w osobnym pomieszczeniu, przeznaczonym do izolacji DNA z tzw. „trudnych materiałów biologicznych”.



RYCINA 1 ROZMIESZCZENIE MIEJSC POBRANIA PRÓB POCODZĄCYCH OD NIEDŹWIEDZI BRUNATNYCH Z TERENU POLSKICH KARPAT W LATACH 2005-2010

Amplifikacja, genotypowanie i identyfikacja płci

Amplifikację przeprowadzono za pomocą zestawu PCR Multiplex Kit (Qiagen) w objętości 5 mikrolitrów, zgodnie z zaleceniami producenta. Zaprojektowano trzy panele do powielania łącznie 12 loci mikrosatelitarnych oraz fragmentu genu SRY. Panel1, temperatura przyłączania starterów: 49,6°C, loci: G10J, Mu61, Mu09, G10M, Cxx20. Panel2, temperatura przyłączania starterów: 58°C, loci: G10C, Mu59, G10B, Mu51, oraz fragment genu SRY. Panel3, temperatura przyłączania starterów: 54°C, loci: Mu11, Mu10, G10X. Sekwencje primerów forward dla loci mikrosatelitarnych i fragmentu genu SRY znakowane były fluorescencyjnie (VIC, NED, FAM, PET). Profil reakcji PCR był następujący: wstępna denaturacja: 95°C (15 min.) + 42 cykle [denaturacja 94°C (30 sek.) + przyłączanie primerów wg poszczególnych paneli (90 sek.) + elongacja 72°C (60 sek.)] + 60°C (30 min.). Produkty reakcji PCR (znakowane fluorescencyjnie fragmenty mikrosatelitarnego DNA oraz fragment genu SRY) poddano denaturacji w obecności formamidru a następnie rozdzielono elektroforetycznym z wykorzystaniem 4-kapilarowego automatycznego sekwenatora DNA – ABI 3130 Avant (Applied Biosystems). Jako standardu wielkości użyto markera LIZ500 (Applied Biosystems). Analiza długości powielonych fragmentów została przeprowadzona w programie GENEMAPPER 4.0 (Applied Biosystems).

Powtarzalne, wiarygodne genotypy udało się uzyskać w 8 loci mikrosatelitarnych: G10J, Mu61, Mu09, G10M, G10C, Mu59, G10B, Mu11. Loci: Cxx20, Mu51, Mu10 i G10X nie powieły się w próbach izolowanych z odchodów lub dawały niejednoznaczne wyniki. Wszystkie próby w badanych loci zostały powielone dwukrotnie w niezależnych reakcjach PCR. W przypadku dwukrotnego uzyskania identycznych genotypów próbę uznawano za dobrej jakości. Część prób wymagała trzykrotnego, a niekiedy nawet pięciokrotnego powtórzenia w celu uzyskania powtarzalnych genotypów. Wszystkie próby, które dawały niepowtarzalne odczyty genotypów zostały odrzucone z dalszych analiz. Spośród wszystkich 275 przekazanych do laboratorium prób wiarygodne wyniki uzyskano dla 137 prób, co stanowi 49,8%. Tylko próby posiadające identyczne genotypy w badanych loci uznano za pochodzące od tego samego osobnika. Identyfikacji płci dokonano przez powielenie fragmentu genu SRY (Taberlet i in. 1997). W przypadku uzyskania produktów reakcji PCR w loci mikrosatelitarnych oraz prążka odpowiadającego fragmentowi genu SRY, próbkę uznawano za pochodzącą od samca. U samic, przy pomyślnej amplifikacji loci mikrosatelitarnych nie stwierdzano produktu PCR dla genu SRY (brak prążka).

Oszacowanie zasięgu występowania, liczebności, proporcji płci i migracji

Obszar stałego występowania niedźwiedzia brunatnego na terenie woj. podkarpackiego określono na podstawie danych dotyczących miejsca zebrania prób oraz danych RDOŚ w Rzeszowie dotyczących miejsc wystąpienia szkód spowodowanych przez te drapieżniki w latach 2005-2010. Obszar ten został wyznaczony przy pomocy modelu jądrowej estymacji gęstości prawdopodobieństwa (ang. *kernel density estimation*) (Silverman 1986). Przyjęto, że obszar stałego występowania to obszar obejmujący 95% gęstości lokalizacji. Tą samą metodą wyznaczono obszar zwartego występowania samic. Nazwy regionów geograficznych Polski stosowano zgodnie z podziałem fizyczno-geograficznym Kondrackiego (2002).

Oceny liczebności populacji dokonano metodą Capwire przy pomocy programu CAPWIRE (Miller i in. 2005). Metoda ta w porównaniu z innymi metodami tzw. ponownego odłowu (ang. *mark-recapture*) daje lepsze wyniki w przypadku, gdy próby zbierane są w sposób ciągły a osob-

niki cechują się istotnym zróżnicowaniem możliwości wykrycia (Miller i in. 2005). Ocena liczebności tą metodą nie wymaga podziału okresu zbierania prób na sesje i daje wynik ze stosunkowo wąskim przedziałem ufności (C.I.). Ocenę liczebności przeprowadzono tylko na podstawie prób zebranych w roku 2009 na terenie woj. podkarpackiego. W pozostałych latach próby były albo nieliczne (lata 2005-2008), albo pochodziły głównie od osobników czyniących szkody w gospodarce człowieka (rok 2010). Ze względu na małą próbę, oceny liczebności metodą Capwire nie przeprowadzono dla terenu Tatr.

W celu wykrycia ewentualnych wędrówek długodystansowych naniesiono na mapy lokalizacje prób pochodzących od tych samych osobników i zmierzono odległości pomiędzy najbardziej odległymi lokalizacjami.

W celu wykrycia obecności imigrantów w danej subpopulacji wykorzystano program GENECLASS2 (Piry i in. 2004). Zastosowano kryterium opisane przez Petkau i in. (1995) i algorytm symulacji zaproponowany przez Petkau i in. (2004). Za poziom istotności przyjęto wartość prawdopodobieństwa wynoszącą 0,01.

Ocena zmienności genetycznej oraz genetycznej przynależności zidentyfikowanych osobników do subpopulacji tatrzańskiej i wschodnio-karpackiej

Jako miary zmienności genetycznej dla badanej puli osobników użyto liczbę alleli w danym locus oraz poziom heterozygotyczności obserwowanej (H_o) i oczekiwanej (H_e). Dla każdego analizowanego locus mikrosatelitarnego określono istotność różnicy pomiędzy heterozygotycznością obserwowaną (H_o) a heterozygotycznością oczekiwaną (H_e) wynikającą z prawa równowagi Hardy-Weinberga. Za poziom istotności przyjęto wartość prawdopodobieństwa wynoszącą 0,05. Do obliczeń wykorzystano program CERVUS 3.0.3 (Kalinowski i in. 2007). Obliczenia wykonano oddzielnie dla osobników zidentyfikowanych w Tatrach i na terenie woj. podkarpackiego.

Zróżnicowanie genetyczne między subpopulacją tatrzańską i wschodnio-karpacką oszacowano poprzez wyliczenie wartości statystyki F_{st} i przeprowadzenie testu istotności różnicy tej wartości od zera, czyli braku zróżnicowania. Wartość statystyki F_{st} posłużyła również do oszacowania poziomu przepływu genów między subpopulacjami. Jako miarę przepływu genów wykorzystano średnią liczbę migrantów (N_m), jaka jest wymieniana pomiędzy tymi subpopulacjami w jednym pokoleniu. Analizy wykonano w programie GENOPOP 4.1.3 (Rousset 2008). W celu określenia ewentualnej odrębności genetycznej niedźwiedzi bytujących w Tatrach i na terenie woj. podkarpackiego przeprowadzono również test przynależności genetycznej zidentyfikowanych osobników. Test ten porównuje obserwowaną frekwencję genotypów z frekwencją oczekiwaną i określa prawdopodobieństwo przynależności danego osobnika (genotypu) lub grupy osobników do danej populacji. Dla określenia frekwencji oczekiwanej w danej populacji wygenerowano 10000 genotypów. W obliczeniach zastosowano kryterium opisane przez Petkau i in. (1995) oraz algorytm symulacji Monte Carlo zaproponowany przez Petkau i in. (2004). Do obliczeń wykorzystano program GENECLASS2 (Piry i in. 2004).

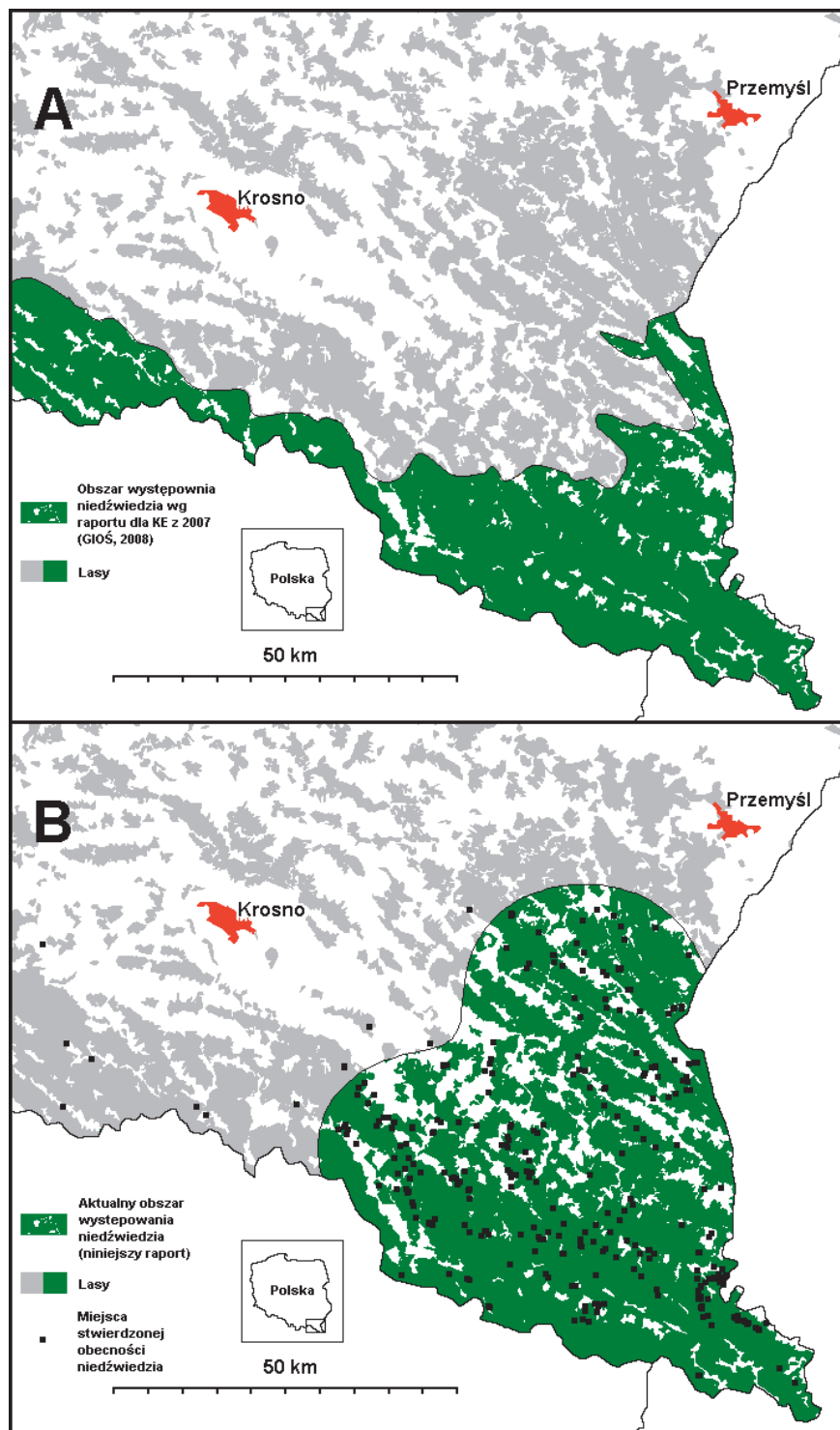
3 Wyniki i dyskusja

Rozmieszczenie i liczebność

Aktualny obszar stałego występowania niedźwiedzia na terenie woj. podkarpackiego zajmuje powierzchnię 3150 km² i obejmuje następujące jednostki geograficzne: Bieszczady Zachodnie, Góry Sanocko-Turczańskie, południową część Pogórza Przemyskiego, wschodnią część Beskidu Niskiego oraz fragment Pogórza Bukowskiego (Ryc. 2). Znaczącą część tego obszaru to tereny zaliczane przez Kondrackiego (1988) do Karpat Wschodnich. Dlatego dla uproszczenia w dalszej części raportu cały obszar wschodniej części polskich Karpat zasiedlony przez niedźwiedzie określamy nazwą „Karpaty Wschodnie”. We wschodniej części obszar ten sięga znacznie dalej na północ niż wykazano to w raporcie z 2007 roku dla Komisji Europejskiej (GIOŚ 2008). Natomiast w części zachodniej (środkowa część Beskidu Niskiego) stała obecność niedźwiedzi, wg naszych danych wydaje się być wątpliwa. Jakubiec (2001) przedstawiał zasięg występowania niedźwiedzia w polskich Karpatach niemal w sposób ciągły, ale zauważył, że obszarami gdzie bytuje ustabilizowana populacja tego gatunku są tylko Tatry i Bieszczady. Niniejsza praca wskazuje, że obszar określany przez Jakubca (2001) jako „ostoja bieszczadzka” jest obecnie znacznie bardziej rozległy. Natomiast obszar określany jako „ostoja Beskid Niski” prawdopodobnie nie jest miejscem stałego bytowania niedźwiedzi, za wyjątkiem swojej wschodniej części, która bezpośrednio przylega do Bieszczadów Zachodnich.

W analizowanym materiale zidentyfikowano w sumie 59 osobników, z czego 51 osobników stwierdzono we wschodniej części polskich Karpat. Osiem osobników zidentyfikowano w Tatrach. Materiał zebrany w latach 2005-2008 (30 prób) pochodził wyłącznie z terenu Karpat Wschodnich, a ściślej z terenu Bieszczadów Zachodnich. Z okresu tego pochodzi 26 zgenotypowanych prób, wśród których zidentyfikowano 12 osobników. Najwięcej prób pochodziło z roku 2009 (135 prób). W materiale tym zidentyfikowano 39 różnych genotypów, w tym 34 w Karpatach Wschodnich i 5 w Tatrach. W materiale zebranym w 2010 roku zidentyfikowano obecność 24 różnych genotypów: 21 w Karpatach Wschodnich i 3 w Tatrach (Tab. 1).

Probabilistyczna ocena liczebności możliwa była jedynie dla obszaru Karpat Wschodnich w roku 2009. Przeprowadzone wyliczenia metodą Capwire, model TIRM (zróżnicowane prawdopodobieństwo wykrycia poszczególnych osobników) wskazały, że teren ten zasiedlały 83 osobniki (48-111 osobników, 95% C.I.). Z tej liczby 9 osobników należało do kategorii A, czyli z dużym prawdopodobieństwem wykrycia, a 74 osobników do kategorii B, czyli z małym prawdopodobieństwem wykrycia. Należy zaznaczyć, że oszacowana przez nas liczebność niedźwiedzi dotyczy nie tylko osobników, które stale bytują na tym terenie, ale również osobników, które pojawiają się okresowo, a większość czasu spędzają po słowackiej lub ukraińskiej stronie granicy. Zbieranie prób do badań w ciągu całego roku sprzyjało wykryciu tych osobników.



RYCINA 2

OBSZAR WYSTĘPOWANIA NIEDŹWIEDZIA BRUNATNEGO WE WSCHODNIEJ CZĘŚCI POLSKICH KARPAT: (A) W ROKU 2007 WG RAPORTU DLA KOMISJI EUROPEJSKIEJ (GIOŚ, 2008) ORAZ (B) OBSZAR OKREŚLONY W OPARCIU O STWIERDZENIA OBECNOŚCI NIEDŹWIEDZI W LATACH 2005-2010 (NINIEJSZE OPRAWOWANIE)

TABELA 1 ZESTAWIENIE WYNIKÓW GENOTYPOWANIA PRÓB POCHODZĄCYCH OD OSOBNIKÓW NIEDŹWIEDZIA BRUNATNEGO W POLSKICH KARPATACH Z LAT 2005-2010

Rok	Liczba zebranych prób	Liczba zgenotypowanych prób	Liczba zidentyfikowanych osobników*
Województwo podkarpackie			
2005-2008	30	26	12 (2F+10M)
2009	119	55	34 (20F+14M)
2010	99	48	22 (12F+10M)
Razem	248	129	51 (30F+21M)
Tatry			
2009	16	5	5 (2F+3M)
2010	11	3	3 (1F+2M)
Razem	27	8	8 (3F+5M)
RAZEM	275	137	59 (33F+26M)

W nawiasach podano liczbę samic (F) oraz liczbę samców (M)

Dotychczasowe oszacowania liczebności niedźwiedzi na tym obszarze były ocenami subiektywnymi opartymi na analizie ankiet wypełnianych przez pracowników nadleśnictw Lasów Państwowych i parków narodowych (Jakubiec i Buchalczyk 1987, Jakubiec 2001, GIOŚ 2008). Wyniki tych oszacowań wskazywały, że liczebność niedźwiedzi zasiedlających ten teren systematycznie wzrastała od zakończenia II Wojny Światowej i pod koniec lat 90-tych ubiegłego wieku wynosiła ok. 90-100 osobników (Jakubiec 2001). Natomiast Jamrozy (1994) w oparciu o dane zbierane w podobny sposób już w latach 80-tych ubiegłego wieku liczebność niedźwiedzi na tym terenie oceniał na 100-120 osobników. Gula i Frąckowiak (1996) w oparciu o tropienia prowadzone w latach 1990-1991 liczebność niedźwiedzi ocenili na 20-68 osobników na obszarze ok. 2000 km², obejmującym Bieszczady Zachodnie i południową część Gór Sanocko-Turczańskich. Wyniki analiz genetycznych wykonanych w ramach projektu koordynowanego przez Szkołę Główną Gospodarstwa Wiejskiego pt. „Opracowanie krajowych strategii gospodarowania wybranymi gatunkami zagrożonymi i konfliktowymi” donoszą jedynie o liczbie stwierdzonych genotypów niedźwiedzi w 2010 r. Próby do tych badań stanowiły włosy, które zostały pozyskane głównie za pomocą specjalnie dla tego celu ustawionych pułapek wykonanych z drutów kolczastych. Wg tych badań całkowita liczba stwierdzonych genotypów wyniosła 75 (55 w Bieszczadach i 20 w Tatrach), z czego 33 genotypy zostały stwierdzone częściej niż jednokrotnie (27 w Bieszczadach i 6 w Tatrach) (Selva i in. 2011).

Raport dla Komisji Europejskiej z 2007 r. (GIOŚ 2008) podaje, że na terenie kraju bytowało 95 niedźwiedzi brunatnych, z czego 66 w Bieszczadach. Dla porównania, wg danych Ministerstwa Środowiska opublikowanych przez Główny Urząd Statystyczny (2008), w tym samym roku na terenie Polski żyło 138 osobników tego gatunku. Marszałek (2009) podaje, że w roku 2009 na Podkarpaciu liczebność niedźwiedzi wynosiła 126 osobników, czyli była o około 1,5 razy wyższa niż nasze oszacowania. Autor nie wskazuje jednak skąd zaczerpnął tę informację. Biorąc pod uwagę źródła danych przytaczanych w tej książce w przypadku innych gatunków zwierząt można przypuszczać, że są to dane RDLP Krosno. Natomiast Główny Urząd Statystyczny (2011) podaje, że liczebność niedźwiedzi na terenie całej Polski wynosiła

w 2009 roku 119 osobników, czyli mniej niż Marszałek (2009) podaje dla samego Podkarpacia (!?). Jedyne jako ciekawostkę można dodać, że wg danych Głównego Urzędu Statystycznego (2011), spośród 147 niedźwiedzi bytujących na terenie kraju w 2010 roku 8 osobników bytowało na terenie woj. dolnośląskiego. Wg naszej wiedzy dzikie niedźwiedzie brunatne na terenie woj. dolnośląskiego w roku 2010 nie występowały.

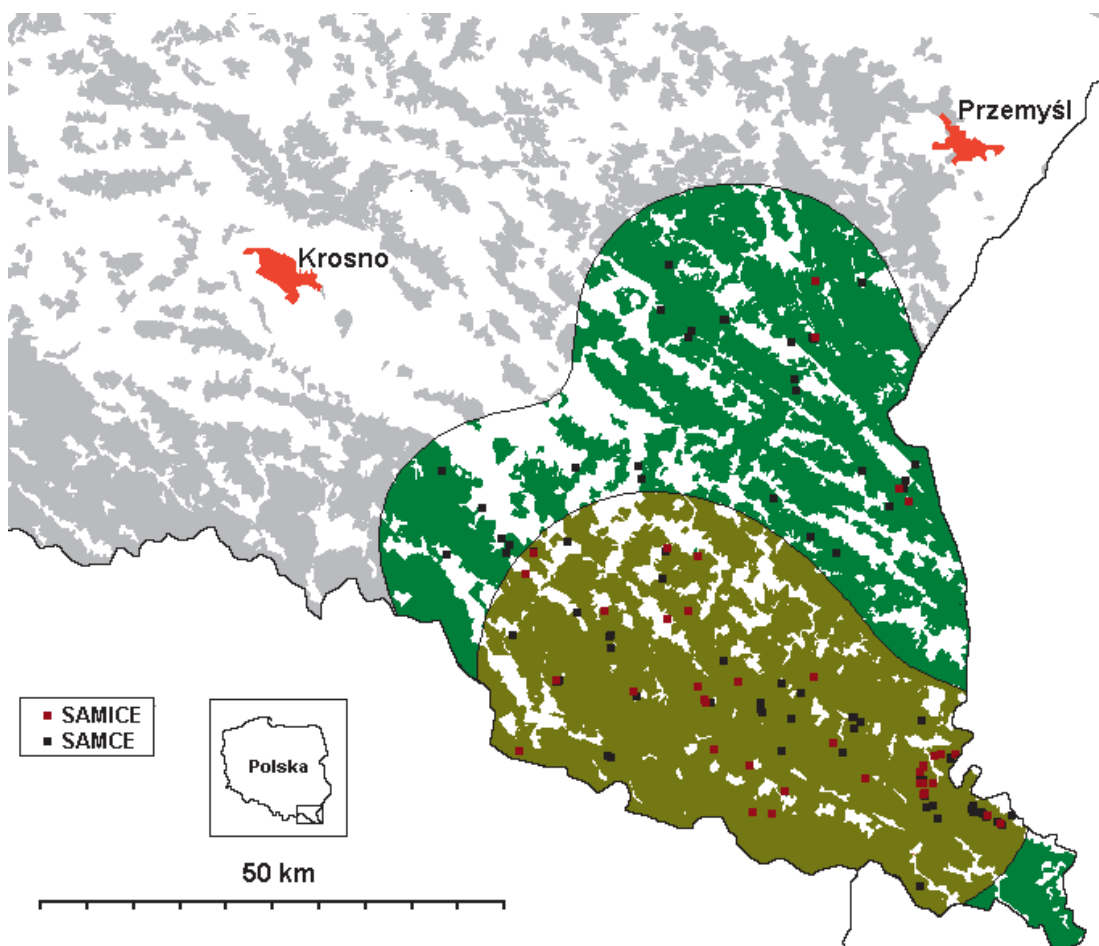
Jest rzeczą oczywistą, że ocena liczebności niedźwiedzi prowadzona w ramach różnych prac badawczych może dawać nieco odmienne wyniki w związku z zastosowaniem różnych metod i modeli estymacji liczebności. Z natury rzeczy oszacowania liczebności prowadzone przez badaczy będą też zwykle odbiegać od „oficjalnych” danych. Natomiast wydaje się, że dane „oficjalne” podawane przez instytucje państwowe powinny być jednakowe. Tymczasem Główny Inspektorat Ochrony Środowiska i Główny Urząd Statystyczny podają różne liczby, a Lasy Państwowe prawdopodobnie tylko formalnie żadnych inwentaryzacji niedźwiedzi nie prowadzą.

Badania materiału genetycznego pobranego metodami nieinwazyjnymi z odchodów oraz sierści niedźwiedzi mogą być dobrym, obiektywnym sposobem monitorowania liczebności populacji tego drapieżnika. Wskazują na to również inne badania z terenu Europy (np. Bellamain i in. 2005, Gervasi i in. 2008, Karamanlidis i in. 2011). W przyszłości w podobnych badaniach należałoby zintensyfikować zbiór prób w terenie. W niniejszych badaniach średnia liczba genotypowanych prób przypadająca na zidentyfikowanego osobnika wynosiła 1,56. Jak wskazuje praca Millera i in. (2005) zwiększenie tego wskaźnika do 2,5-3,0 pozwoliłoby na zawężenie 95% przedziału ufności do około $\pm 10\%$ oszacowanej liczebności. Przy założeniu, że podobnie jak w niniejszym raporcie sukces genotypowania prób wyniesie ok. 50%, zebranie na terenie Karpat Wschodnich 180-200 prób z odchodów w ciągu jednego sezonu (roku) pozwoliłoby osiągnąć ten cel. Znacznie dokładniejsza ocena liczebności niedźwiedzi wydaje się więc możliwa do osiągnięcia. Materiał do badań może być zbierany w ramach szeroko zakrojonych akcji we współpracy z Lasami Państwowymi, Parkami Narodowymi, Regionalnymi Dyrekcjami Ochrony Środowiska oraz organizacjami pozarządowymi i/lub poprzez sieć równomiernie rozmieszczonych w terenie stałych współpracowników, wolontariuszy. Niedźwiedź, jako gatunek bardzo nielicznie występujący na terenie kraju a jednocześnie konfliktowy, powinien być objęty takim stałym lub powtarzanym co kilka lat monitoringiem liczebności. Niewątpliwie inwentaryzacja niedźwiedzi na podstawie genetycznej identyfikacji osobników byłaby wskazana jako powtarzana okresowo ocena liczebności w ramach Państwowego Monitoringu Środowiska.

Proporcja płci

Wśród zidentyfikowanych osobników stwierdzono 33 samice oraz 26 samców. W Karpat Wschodnich stwierdzono 30 samic i 21 samców, a w Tatrach stwierdzono 3 samice i 5 samców. Otrzymane wyniki mogą wskazywać na przewagę samic w populacji zasiedlającej Karpaty Wschodnie w stosunku 1,5:1. Przewaga ta jest jednak nieznaczna, gdyż test na odchylenie od proporcji 1:1 nie wykazał istotnej statystycznie różnicy (Test χ^2 , $\chi^2=1.588$, $df=1$, $p=0.208$). Ze względu na małą próbę pochodzącą z Tatr określenie proporcji płci w tej populacji było niemożliwe. Podobnie do niniejszych wyników badania z terenu Skandynawii i Włoch (Bellamain i in. 2005, Gervasi i in. 2008), w których również wykorzystano metody molekularne wykazały przewagę liczebną samic nad samcami. Na uwagę zasługuje fakt, że większość prób pochodzących od samic zostało zebranych w południowo-wschodniej części obszaru Karpat Wschodnich, czyli głównie na terenie Bieszczadów Zachodnich i w południowej części Gór

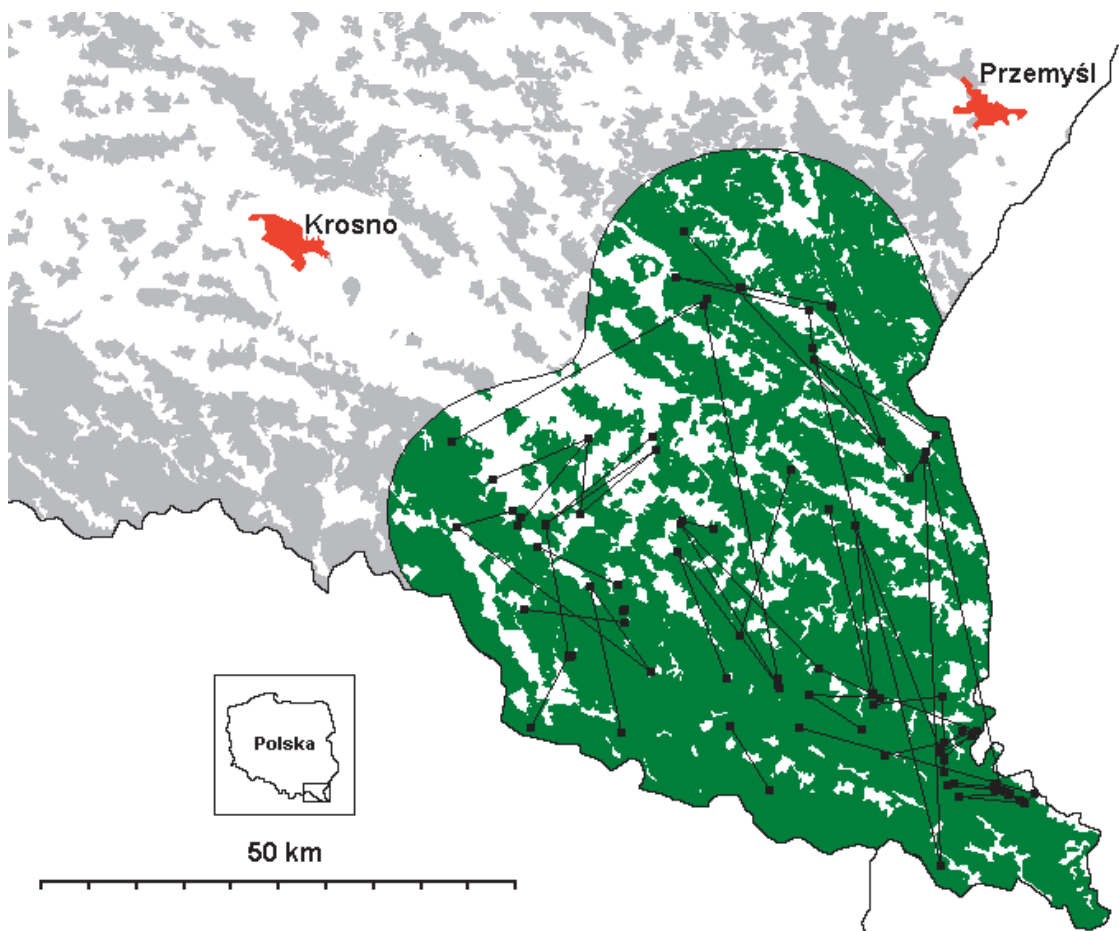
Sanocko-Turczańskich. W północnej i zachodniej części obszaru stwierdzono niemal wyłącznie obecność samców (Ryc. 3). Należy uznać, że aktualnie zasadniczą część ostoi niedźwiedzia w tej części polskich Karpat stanowi nadal obszar Bieszczadów Zachodnich oraz południowa część Gór Sanocko-Turczańskich, a przyległe tereny są głównie penetrowane przez samce. W przypadku wzrostu liczebności niedźwiedzi można się spodziewać, że pozostałe tereny obszaru Karpat Wschodnich zostaną na stałe zasiedlone przez rozmnażające się samice. W ciągu ostatnich 15 lat już kilkakrotnie stwierdzano obecność samic prowadzących młode na terenie nadleśnictwa Bircza (Kopczak, inf. ustna), a obecność samic na tym obszarze wykazały również niniejsze badania (Ryc. 3). Dostyc duży udział samic w populacji z terenu Karpat Wschodnich wskazuje, że populacja ta w najbliższych latach może intensywnie zwiększać swoją liczebność oraz zasięg występowania. Jednak duży wpływ na rozwój tej populacji ma i będzie mieć skuteczna jej ochrona nie tylko na terenie Polski, ale również na sąsiadujących terenach Słowacji i Ukrainy. W związku ze spodziewanym wzrostem liczebności i zasięgu występowania niedźwiedzia w Karpatach Wschodnich wskazane jest podejmowanie działań w celu minimalizowania szkód, jakie powodują te drapieżniki w gospodarce człowieka. Konieczne jest również przeciwdziałanie pojawianiu się tzw. osobników problemowych.



RYCINA 3 MIEJSCA POBRANIA PRÓB POCHODZĄCYCH OD NIEDŹWIEDZI BRUNATNYCH, W KTÓRYCH UDAŁO SIĘ USTALIĆ PŁEĆ OSOBNIKA METODAMI MOLEKULARNYMI. ZAZNACZONO OBSZAR STAŁEGO WYSTĘPOWANIA NIEDŹWIEDZI ORAZ ZWARTY OBSZAR STWIERDZENIA OBECNOŚCI SAMIC W POLSKICH KARPATACH WSCHODNICH, LATA 2005-2010

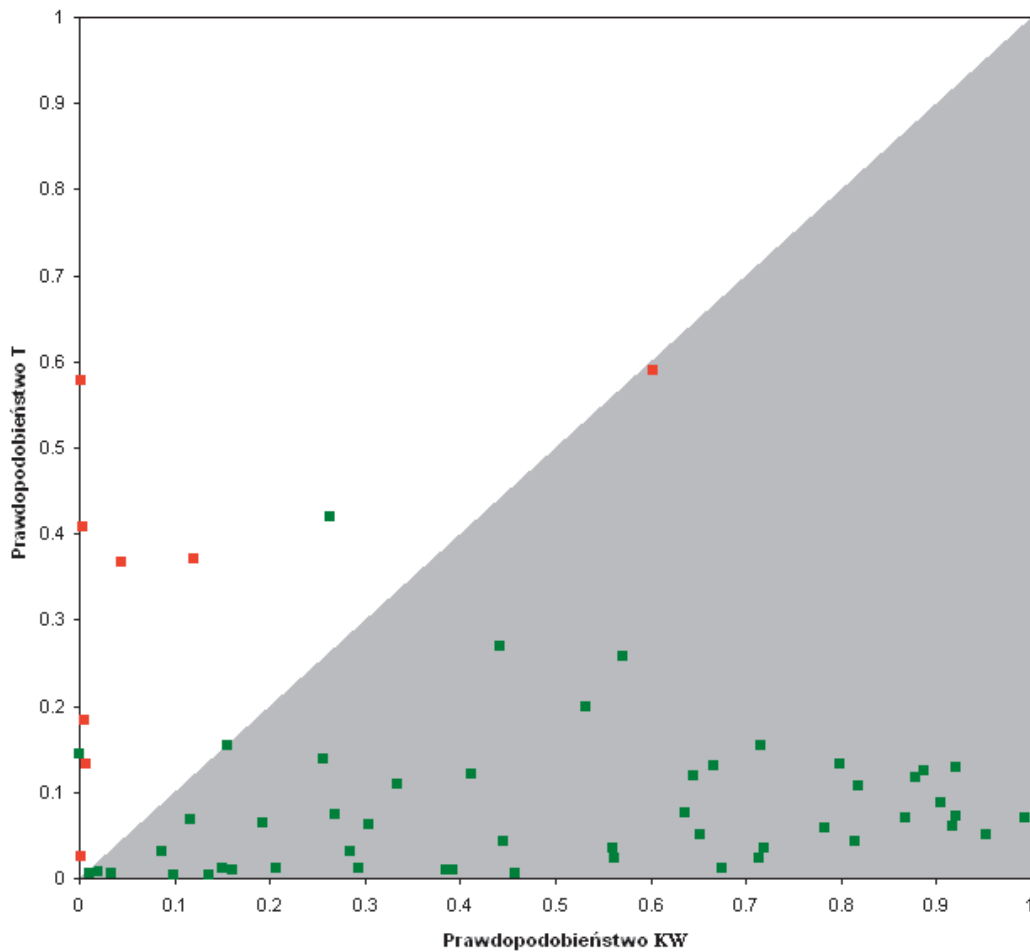
Wędrowki oraz migracje

Dwadzieścia dwa zidentyfikowane genotypy powtarzały się w co najmniej dwóch próbach (Ryc. 4). Próby te pochodziły od 6 samic i 16 samców. Wszystkie te próby pochodziły z terenu Karpat Wschodnich. Dla każdego z tych osobników obliczono maksymalną odległość pomiędzy miejscami zebrania prób. W przypadku samic odległość ta wahała się od 0,0 do 21,2 km; średnia 7,8km, a w przypadku samców od 0,0 do 71,3 km; średnia 20,6 km. Uzyskane wyniki mogą wskazywać, że samce mają tendencje do przemieszczania się na większe odległości niż samice, jednak różnica ta nie była istotna statystycznie (Test Manna-Whitneya, $U=31.000$, $Z=-1.253$, $p=0,21$). Prawdopodobnie różnica ta byłaby wyraźniejsza, gdyby możliwe było porównanie tych odległości pomiędzy dorosłymi samcami a grupami rodzinnymi (samice i ich młode), albowiem młode samce do 1-3 roku życia wykorzystują siedlisko tak jak ich matki, a nie jak dorosłe samce. Rozmieszczenie przestrzenne miejsc zebrania prób z danym genotypem (Ryc. 4) wskazuje, że otrzymane wyniki nie dokumentują migracji osobników, ale jedynie obrazują przemieszczanie się ich w obrębie areałów osobniczych. W przypadku samców areał osobniczy może obejmować znaczną część obszaru Karpat Wschodnich. Dobrze koresponduje to z wynikami badań telemetrycznych (Jakubiec i in., niepubl.), które wykazały, że areały osobnicze samców w Karpatach mogą obejmować nawet ponad 1200 km².



RYCINA 4 ROZMIESZCZENIE MIEJSC POBRANIA PRÓB, W KTÓRYCH ZIDENTYFIKOWANO TE SAME GENOTYPY NIEDŹWIEDZIA BRUNATNEGO W POLSKICH KARPATACH WSCHODNICH W LATACH 2005-2010
Oddzielne linie łączą lokalizacje prób zgodnie z kolejnością dat pobrania.

Na możliwość migracji niedźwiedzi pomiędzy Tatrami a Karpatami Wschodnimi wskazuje natomiast test wykrywania migrantów pierwszego pokolenia w obu subpopulacjach wykonany przy użyciu programu GENECLASS2. Uzyskany wynik wskazał na obecność w populacji niedźwiedzi z terenu Karpat Wschodnich jednego bezpośredniego migranta (samca) z terenu Tatr (Ryc. 5). Jednakże należy wziąć pod uwagę fakt, że w 1990 roku na terenie słowackich Bukowskich Wierchów, tuż przy granicy z polskimi Bieszczadami Zachodnimi została wypuszczona niedźwiedzica z dwójką młodych o nieznaney płci. Niedźwiedzie te pochodziły ze słowackiej części Tatr (Hrabovcin 2009 za Stofik i in. 2010). Nie można więc wykluczyć, że zidentyfikowany osobnik jest właśnie jednym z tych młodych, przesiedlonych niedźwiedzi.



RYCINA 5 PRAWDOPODOBIENSTWO PRZYNALEŻNOŚCI DANEGO OSOBNIKA DO POPULACJI WSCHODNIO-KARPACKIEJ (KW) I TATRZAŃSKIEJ (T) OKREŚLONE NA PODSTAWIE OCZEKIWANEJ FREKWENCJI GENOTYPÓW.

Próbki pochodzące z Tatr oznaczono kolorem czerwonym, próbki pochodzące z polskich Karpat Wschodnich oznaczono kolorem zielonym. Kolorem szarym oznaczono obszar wykresu z prawdopodobieństwem przypisania do populacji wschodnio-karpackiej większym niż do populacji tatrzańskiej.

Zmienność genetyczna

Stwierdzono dosyć wysoką zmienność genetyczną subpopulacji niedźwiedzia z terenu Karpat Wschodnich. Średnia heterozygotyczność obserwowana wyniosła $0,725 \pm 0,127$ SD a średnia liczba alleli na locus: $6,250 \pm 1,667$ SD. W przypadku populacji tatrzańskiej wartości te były niższe i wyniosły odpowiednio: $0,670 \pm 0,187$ SD i $4,500 \pm 1,069$ SD. Jednak ze względu na małą liczbę osobników pochodzącą z terenu Tatr ($n=8$), wyliczona przez nas zmienność genetyczna dla tej subpopulacji prawdopodobnie jest zaniżona. W przypadku subpopulacji wschodnio-karpackiej nie stwierdzono statystycznie istotnego odchylenia od równowagi Hardy'ego-Weinberga w 6 z 8 badanych loci. W przypadku dwóch loci test nie mógł być przeprowadzony. Natomiast w przypadku subpopulacji tatrzańskiej test na odchylenie od równowagi Hardy'ego-Weinberga nie mógł być wykonany ze względu na małą próbę (Tab. 2).

TABELA 2 LICZBA ALLELI (A), HETEROZYGOTYCZNOŚĆ OBSERWOWANA (HO) I OCZEKIWANA (HE) ORAZ WYNIK TESTU NA ODCHYLENIE OD RÓWNOWAGI HARDY'EGO-WEINBERGA (H-WE) DLA NIEDŹWIEDZI BRUNATNYCH Z KARPAT WSCHODNICH I TATR

Locus	Karpaty Wschodnie, n=51				Tatry, n=8			
	Liczba alleli	Heterozygotyczność			Liczba alleli	Heterozygotyczność		
		Ho	He	H-WE		Ho	He	H-WE
G10J	5	0,510	0,524	ns	4	0,875	0,742	nd
Mu61	5	0,764	0,781	nd	4	0,500	0,642	nd
Mu09	6	0,620	0,605	ns	4	0,333	0,773	nd
G10M	6	0,673	0,721	ns	3	0,600	0,773	nd
G10C	5	0,863	0,743	ns	6	0,875	0,773	nd
Mu59	7	0,784	0,787	ns	6	0,714	0,824	nd
G10B	6	0,686	0,733	ns	4	0,714	0,659	nd
Mu11	10	0,882	0,842	nd	5	0,750	0,792	nd
Średnia	6,25	0,725	0,717		4,50	0,670	0,737	

n – liczba zidentyfikowanych osobników, ns – statystycznie nieistotne, poziom istotności $p=0,05$, nd – test nie został wykonany z powodu zbyt małej próby

Straka i in. (2011) porównał zmienność genetyczną 3 subpopulacji niedźwiedzia z terenu Słowacji i jednej z terenu Rumunii. Porównanie otrzymanych przez nas wyników z wynikami Straki i in. (2011) wskazuje, że subpopulacja wschodnio-karpacka cechuje się większą zmiennością niż subpopulacje słowackie, ale niższą od populacji rumuńskiej (Tab. 3). Należy jednak zauważyć, że słowacka subpopulacja z terenu wschodniej Słowacji stanowi część polskiej subpopulacji wschodnio-karpackiej, a polska subpopulacja tatrzańska jest częścią słowackiej subpopulacji północnej. Biorąc to pod uwagę należy stwierdzić, że wyróżnione dwie subpopulacje słowacko-polskie cechują się stosunkowo wysoką zmiennością genetyczną, a niska zmienność genetyczna wykazana przez Strakę i in. (2011) w przypadku subpopulacji wschodnio-słowackiej oraz przez nas w przypadku subpopulacji tatrzańskiej prawdopodobnie wynika z niewielkiej liczby zbadanych prób (patrz Tab. 3). Dosyć wysoka zmienność genetyczna sub-

populacji wschodnio-karpackiej może wiązać się z jej lokalizacją geograficzną, pomiędzy subpopulacjami zachodnio-karpackimi i rumuńską. Do tego obszaru mogą napływać osobniki ze wszystkich wymienionych grup. Nie bez znaczenia mogą być też przesiedlenia niedźwiedzi, jakie zostały przeprowadzone na terenie Słowacji.

TABELA 3 PORÓWNANIE ZMIENNOŚCI GENETYCZNEJ NIEDŹWIEDZI WYSTĘPUJĄCYCH W POLSCE (TATRY I KARPATY WSCHODNIE) ORAZ W INNYCH SUBPOPULACJACH KARPACKICH W OPARCIU O BADANIA MIROSATELITARNEGO DNA

Subpopulacja	N	L	A	Ho	He	Źródło danych
Karpaty Południowe (Rumunia)	109	13	8,46	0,76	0,80	Straka i inn. 2010
Karpaty Południowe (Rumunia)	16	9	7,80	0,72	0,81	Zachos i inn. 2008
Karpaty Zachodnie, północna Słowacja (Słowacja) ¹	71	13	6,08	0,69	0,71	Straka i inn. 2010
Karpaty Zachodnie, środkowa Słowacja (Słowacja)	96	13	6,00	0,69	0,70	Straka i inn. 2010
Karpaty Wschodnie, wschodnia Słowacja (Słowacja) ²	16	13	5,23	0,66	0,65	Straka i inn. 2010
Tatry, Karpaty Zachodnie (Polska) ¹	8	8	4,50	0,67	0,74	Niniejszy raport
Karpaty Wschodnie (Polska) ²	51	8	6,25	0,73	0,72	Niniejszy raport

N – wielkość próby, **L** – liczba badanych loci, **A** – średnia liczba alleli przypadająca na locus, **Ho** – heterozygotyczność obserwowana, **He** – heterozygotyczność oczekiwana.

¹ Polska subpopulacja tatrzańska jest w sensie geograficznym przedłużeniem słowackiej subpopulacji północnej.

² Słowacka subpopulacja wschodnia jest przedłużeniem Polskiej subpopulacji wschodnio-karpackiej.

Oprócz wspomnianej powyżej translokacji samicy z młodymi ze słowackich Tatr do Bukowskich Wierchów w 1990 roku, trzy inne translokacje miały miejsce w 1981 roku (Hrabovcin 2009 za Stofik i in. 2010). Wypuszczono wtedy jednego samca oraz dwie samice, przy czym jedna z nich prowadziła dwójkę młodych. Zwierzęta te były odłowione w środkowej Słowacji. Tak więc w sumie, w roku 1981 i 1990 osiem niedźwiedzi z Karpat Zachodnich zostało wypuszczonych zaledwie kilkanaście kilometrów na południe od granicy Polski w Bieszczadach Zachodnich.

Stwierdzona w Karpatach zmienność genetyczna poszczególnych subpopulacji niedźwiedzia jest podobna do zmienności genetycznej, jaka obserwowana jest w innych populacjach tego gatunku w Europie. Na przykład w Górach Dynarskich (Chorwacja) heterozygotyczność (Ho) wynosiła 0,74, a średnia liczba alleli na locus (A): 7,58 (Kocijan i in. 2011), na Bałkanach (Grecja) odpowiednio: Ho=0,76 i A=6,33 (Karamanlidis i in. 2011), a w Skandynawii: Ho=0,65-0-76 i A=5,40-6,20 (Waits i in. 2000). Natomiast niewielka zmienność genetyczna została udokumentowana w przypadku dwóch izolowanych, niewielkich populacji niedźwiedzia w Górach Kantabryjskich (Hiszpania): Ho=0,28 oraz 0,44, A=1,67 oraz 3,33, (Perez i in. 2009) i w Pirenejach: A=1,5 (Taberlet i in. 1997).

Zróżnicowanie genetyczne między subpopulacją tatrzańską i wschodnio-karpacką było umiarkowane ($F_{st} = 0,10$), ale istotnie różniło się od zera ($p < 0,001$). Wyliczony na jego podstawie poziom przepływu genów (Nm) odpowiada około 2 osobnikom wymienianym między subpopulacjami co pokolenie. Również test przynależności genetycznej osobników wskazał na zróżnicowanie genetyczne subpopulacji tatrzańskiej i wschodnio-karpackiej. Tylko trzy spośród 59 zidentyfikowanych osobników nie zostały przypisane do subpopulacji z której pochodziły. Jednym z osobników był wykryty w Karpatach Wschodnich prawdopodobny imigrant z Tatr. Natomiast drugim osobnikiem była samica z Karpat Wschodnich, która została przypisana, w sensie genetycznym, do subpopulacji tatrzańskiej. Trzeci osobnik to samiec z Tatr, który został przypisany do subpopulacji wschodnio-karpackiej (Ryc. 5). Wyniki te mogą wskazywać, że zdarzają się naturalne migracje osobników pomiędzy tymi dwoma obszarami. Jednak biorąc pod uwagę wspomniane wcześniej translokacje niedźwiedzi z Karpat Zachodnich (w tym z Tatr) do słowackich Karpat Wschodnich oraz niewielką liczbę prób pochodzącą z Tatr, wniosek ten należy traktować z dużą ostrożnością.

4 Podsumowanie i wnioski

- 1 Niniejszy raport stanowi pierwszą próbę oceny rozmieszczenia, liczebności, proporcji płci i zmienności genetycznej populacji niedźwiedzia brunatnego w oparciu o analizy nieinwazyjnie pozyskanego materiału genetycznego z terenu polskich Karpat. Te podstawowe parametry, bardzo istotne z punktu widzenia biologii konserwatorskiej, udało się ustalić dla populacji bytującej we wschodniej części polskich Karpat. W chwili obecnej uzyskane wyniki wskazują, że na tym terenie występują i/lub przynajmniej okresowo pojawiają się w sumie 83 niedźwiedzie. Biorąc pod uwagę uzyskane wyniki, w przyszłych badaniach tego typu wskazane byłoby zebranie w jednym sezonie (roku) ok. 180-200 prób odchodów, czyli około 1,5-2 razy więcej niż w niniejszych badaniach. Cel ten wydaje się możliwy do zrealizowania. W przyszłości należałoby inwentaryzacją objąć również tereny sąsiednie Ukrainy i Słowacji, gdyż populacja ma charakter transgraniczny.
- 2 Przedstawione w niniejszym raporcie wyniki wskazują na zwiększenie obszaru tzw. „ostoi bieszczadzkiej”, która obecnie zajmuje 3150 km² powierzchni i obejmuje Bieszczady Zachodnie, Góry Sanocko-Turczańskie, południową część Pogórza Przemyskiego, część Pogórza Bukowskiego oraz wschodnią część Beskidu Niskiego.
- 3 Obecnie w przypadku polskich Karpat Wschodnich samice bytują głównie w wyżej położonych rejonach, natomiast samce spotykane są często również na obrzeżach ostoi. Uzyskane wyniki wskazują na równą proporcję płci lub nieznaczną przewagę samic w subpopulacji wschodnio-karpackiej. Dlatego w najbliższych latach można się spodziewać dosyć intensywnego zwiększania się jej liczebności i obszaru występowania. Duży wpływ na rozwój tej subpopulacji ma i będzie miała skuteczna jej ochrona nie tylko na terenie Polski, ale również na sąsiadujących terenach Słowacji i Ukrainy. W związku ze spodzie-

wanym wzrostem liczebności oraz zasięgu występowania należy podejmować działania w celu minimalizacji szkód powodowanych przez niedźwiedzie oraz przeciwdziałać pojawianiu się tzw. osobników problemowych.

- 4 Subpopulacja niedźwiedzia z Karpat Wschodnich cechuje się dość dużą zmiennością genetyczną. Prawdopodobnie położenie geograficzne tego regionu wpływa na możliwość napływu osobników ze wschodniej i zachodniej części Karpat. Nie bez znaczenia mogą być też translokacje niedźwiedzi z Karpat Zachodnich, które zostały przeprowadzone w latach 1981 i 1990 na terenie Słowacji, tuż przy granicy Polski w Bieszczadach Zachodnich.

Literatura

- BELLAMAIN E., J.E. SWENSON, D. TALLMON, S. BRUNBERG AND P. TABERLET. 2005. Estimating population size of elusive animals with DNA from hunter-collected feces: four methods for brown bears. *Conservation Biology* 19 (1): 150-161
- GERVASI V., P. CIUCCI, J. BOULANGER J., M. POSILLICO, C. SULLI, S. FOCARDI, E. RANDI. AND L. BOITANI. 2008. A preliminary estimate of the Apennine brown bear population size based on hair snag sampling and multiple data source mark-recapture Huggins models. *Ursus* 19 (2): 105-121
- GŁOWACIŃSKI Z. (red.) 2002. Czerwona lista zwierząt ginących i zagrożonych w Polsce. Polska Akademia Nauk, Instytut Ochrony Przyrody, Kraków
- Główny Urząd Statystyczny. 2008. Mały rocznik statystyczny Polski 2008. Warszawa
- Główny Urząd Statystyczny. 2011. Mały rocznik statystyczny Polski 2011. Warszawa
- Główny Urząd Statystyczny. 2011. Ochrona Środowiska 2011. Warszawa [www.stat.gov.pl/cps/rde/xbcr/gus/PUBL_se_ochrona_srodowiska_2011.pdf]
- Główny Inspektorat Ochrony Środowiska (GIOŚ). 2008. Monitoring gatunków i siedlisk przyrodniczych ze szczególnym uwzględnieniem specjalnych obszarów ochrony siedlisk Natura 2000. 1354 Niedźwiedź *Ursus arctos*. Warszawa [www.gios.gov.pl/siedliska/pdf/wyniki_monitoringu_zwierzat_ursus_arctos.pdf]
- GULA R. AND W. FRĄCKOWIAK. 1996. Size and age structure of the brown bear *Ursus arctos* population in the Bieszczady Mountains, Poland. *Journal of Wildlife Research* 1 (1):65- 69
- JAKUBIEC Z. 2001. Niedźwiedź brunatny *Ursus arctos* L. w polskiej części Karpat. *Studia Naturae* 47. Instytut Ochrony Przyrody PAN, Kraków
- JAKUBIEC Z. 2010. Niedźwiedź brunatny *Ursus arctos*. W: Makomaska-Juchiewicz M. (red.). Monitoring gatunków zwierząt. Przewodnik metodyczny. Część I, GIOŚ, Warszawa: 319-345
- JAKUBIEC Z. AND T. BUCHALCZYK. 1987. The brown bear in Poland: its history and present number. *Acta Theriologica* 32 (17): 289-306
- JAMROZY G. 1989. On the occurrence of brown bear in the Polish Carpathian Mountains. *Acta Theriologica* 34: 652-655
- KALINOWSKI S.T., M.L. TAPER, T.C. MARSHALL. 2007. Revising how the computer program CERVUS accommodates genotyping error increases success in paternity assignment. *Molecular Ecology* 16: 1099-1106
- KARAMANLIDIS A.A., STRAKA M., DROSOPOULOU E., HERNANDO M.G., KOCIJAN I, PAULE L., SCOURAS Z. 2011. Genetic diversity, structure, and size of an endangered brown bear population

- threatened by highway construction in the Pindos Mountains, Greece. *European Journal of Wildlife Research*, published online on 07 December 2011: 1-12
- KOCIJAN I, GALOV A, CETKOVIC H, KUSAK J, GOMERCIC T, HUBER D. 2011. Genetic diversity of Dinaric brown bears (*Ursus arctos*) in Croatia with implications for bear conservation in Europe. *Mammalian Biology* 76: 615-621
- KONDRACKI J. 1988. *Geografia fizyczna Polski*. PWN, Warszawa
- MARSZAŁEK E. 2009. *Las pełen zwierza*. Wydawnictwo Ruthenus, Krosno
- McLELLAN, B.N., SERVHEEN, C. & HUBER, D. 2008. *Ursus arctos*. In: IUCN 2011. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2011.2. <www.iucnredlist.org>. Downloaded on 24 May 2012.
- MILLER C.R., P. JOYCE, L.P. WAITS. 2005. A new method for estimating the size of small populations from genetic mark-recapture data. *Molecular Ecology* 14: 1991-2005
- PAETKAU D, CALVERT W, STIRLING I, STROBECK C. 1995. Microsatellite analysis of population structure in Canadian polar bears. *Molecular Ecology* 4:347-354
- PAETKAU D, SLADE R, BURDEN M, ESTOUP A. 2004. Genetic assignment methods for direct, real-time estimation of migration rate: a simulation-based exploration of accuracy and power. *Molecular Ecology* 13:55-65
- PEREZ T., F. VÁZQUEZ, J. NAVES, A. FERNÁNDEZ, A. CORAO, J. ALBORNOZ, A. DOMÍNGUEZ. 2009. Non-invasive genetic study of the endangered Cantabrian brown bear (*Ursus arctos*). *Conservation Genetics* 10: 291-301
- PIRY S., ALAPETITE A., COUNUET J.-M., PAETKAU D., BAUDOIN L., ESTOUP A. 2004. GENECLASS2: a software for genetic assignment and first-generation migrant detection. *Journal of Heredity* 95:536-539
- ROUSSET, F., 2008. Genepop'007: a complete reimplementation of the Genepop software for Windows and Linux. *Mol. Ecol. Resources* 8: 103-106.
- SALVATORI V., H. OKARMA, S. FINDO, Y. DOVHANYCH, O. IONESCU & L. BOITANI. 2002. The hunting legislation in the Carpathians Mountains: implications for the conservation of large carnivores. *Wildlife Biology*, 8 (1): 3-10
- SALVATORI V. 2004. Mapping conservation areas for carnivores in the Carpathian Mountains. University of Southampton, Faculty of Engineering, Science and Mathematics, School of Geography. PhD thesis
- SELVA N., ZWIJACZ-KOZICA T., SERGIEL A., OLSZAŃSKA A., ZIĘBA F. 2011. Program ochrony Niedźwiedzia brunatnego *Ursus arctos* w Polsce- projekt. SGGW, Warszawa
- SILVERMAN B.W. 1986. *Density estimation for statistics and data analysis*. Chapman and Hall, London
- STOFIK J.M., BURAL, L. PAULE, M. STRAKA. 2010. Zhodnotenie historickeho rozsirenia medveda hnedeho (*Ursus arctos*) v Bukovskych Vrchoch a na prilhalych uzemiach. *Natura Carpatica* 2010: 65-74
- STRAKA M., L. PAULE, O. IONESCU, J. STOFIK., M. ADAMEC. 2011. Microsatellite diversity and structure of Carpathian brown bears (*Ursus arctos*): consequences of human caused fragmentation. *Conservation Genetics* 13: 153-164
- SWENSON J.E., GERSTL N., DAHLE B., ZEDROSSER A. 2000. Action Plan for the conservation of the Brown Bear (*Ursus arctos*) in Europe. Council of Europe Publishing. Nature and environment, No. 114
- WAITS L, TABERLET P, SWENSON JE, SANDERGREN F, FRANZEN R. 2000. Nuclear analysis of genetic diversity and gene flow in the Scandinavian brown bear (*Ursus arctos*). *Molecular Ecology* 9:421-431
- WITKOWSKI Z.J., KRÓL W., SOLARZ W. (eds.). 2003. *Carpathian List of Endangered Species*. WWF and Institute of Nature Conservation Polish Academy of Sciences, Vienna-Krakow
- TABERLET P., CAMARRA J.-J., GRIFFIN S., UHRES E., HANOTTE O., WAITS L. P., DUBOIS-PAGANON C., BURKE T., AND BOUVET J. 1997. Noninvasive genetic tracking of the endangered Pyrenean brown bear population. *Molecular Ecology* 6: 869-876
- ZACHOS FE, OTTO M, UNICI R, LORENZINI R, HARTL G.B. 2008. Evidence of a phylogeographic break in the Romanian brown bear (*Ursus arctos*) population from the Carpathians. *Mammalian Biology* 73:93-101

Podziękowania

Serdecznie dziękujemy inspektorom RDOŚ w Rzeszowie, leśnikom RDLP Krosno, pracownikom Tatrzańskiego i Magurskiego Parku Narodowego oraz pozostałym osobom za pomoc w zbieraniu materiałów do badań w terenie. Szczególne podziękowania kierujemy do Huberta Fedynia, Tomasza Jastrzębskiego, Filipa Zięby i Katarzyny Bojarskiej za pomoc w zbieraniu prób w terenie oraz do Macieja Matosiuka, Magdaleny Czajkowskiej i Marty Czernik za wszelkie prace związane z analizą laboratoryjną prób.

Wojciech Śmietana¹, Robert Rutkowski²,
Mirosław Ratkiewicz³, Magdalena Buś-Kicman²

1. Institute of Nature Conservation of the Polish Academy of Sciences
2. Museum and Institute of Zoology of the Polish Academy of Sciences
3. Institute of Biology of the University of Białystok

ASSESSMENT OF THE POPULATION SIZE AND GENETIC VARIABILITY OF BROWN BEARS IN THE POLISH PART OF THE CARPATHIANS

Abstract

The present study is the first attempt in Poland to estimate the brown bear population size on the basis of genetic identification of individuals. The report provides also new data concerning genetic variability as well as the distribution range of this species within the territory of Poland. The research material constituted predominantly feces and hairs collected with non-invasive methods. In total 275 samples were collected, 30 of which were collected in the years 2005-2008, 135 in 2009 and 110 in 2010. Repeatable and credible genotypes were obtained in 8 microsatellite loci: G10J, Mu61, Mu09, G10M, G10C, Mu59, G10B, Mu11. Sex identification was made by duplicating a fraction of SRY gene. Only the samples that had identical genotypes in examined loci were recognized as coming from the same individual. The results presented in the report indicate growth of the so-called 'Bieszczady bear refuge', which now reaches as far as the Przemyskie Foothills, the Bukowskie Foothills and eastern part of the Beskid Niski. The results indicate as well that the so-called 'Beskid Niski bear refuge' (except for its eastern part) is probably not a bear permanent range. In the analyzed material 59 individuals were identified in total, 51 of which were found in the eastern part of the Polish Carpathians. Eight individuals were identified in the Tatra Mountains. The probabilistic assessment of the population size was possible only in case of the East Carpathians region in 2009. Calculations performed with Capwire method, TIRM model (diversified probability of individual detection) showed that the area was inhabited by 83 individuals (48-111 individuals, 95% CI). Taking into consideration the achieved results, it would be recommended to collect in the future about 180-200 feces samples during one season, thus approximately 1.5-2 times more than in this research. The goal seems achievable. In the future bear inventory we suggest to include the neighboring territories of Ukraine and Slovakia as the population has a transboundary character. Among the identified individuals there were 33 females and 26 males. In the East Carpathians 30 females and 21 males were identified and in the Tatras 3 females and 5 males. At present in the East Carpathians females live mainly at higher elevated part of the refuge whereas males are also frequently recorded on its edge. The obtained results indicate a balanced sex ratio or a slight predominance of females in the East-Carpathian subpopulation. Therefore, in the next few years the subpopulation and its distribution may be expected to grow relatively intensive. A significant impact on the development of this subpopulation is and will be depend upon its effective conservation not only in the territory of Poland but also in the neighboring regions of Slovakia and Ukraine. Because of the expected increase in the population size and its range it is necessary to undertake actions aiming at the reduction of damage caused by bears as well as to prevent the appearance of the so-called problem bears.

A test detecting first generation migrants was carried out and it revealed in the population of the East Carpathian bears the presence of one direct migrant (male) from the Tatras. This individual may, however, come from the translocation that took place in Slovakia in the year 1990. Relatively high genetic variability of the East Carpathian bear subpopulation was found out. The average heterozygosity observed accounted for $0,725 \pm 0,127$ SD and the average number of alleles per locus: $6,250 \pm 1,667$ SD. In case of the Tatra subpopulation those values were lower: $0,670 \pm 0,187$ and $4,500 \pm 1,069$ respectively. However, due to a small sample size from the Tatras ($n=8$) the genetic variability detected for this subpopulation is probably underestimated. A considerably high genetic variability of the East Carpathian subpopulation may be connected with its geographic location, i.e. between the West Carpathian subpopulation and the Romanian one. Individuals from both mentioned groups may migrate into the East Carpathians. The degree of genetic differentiation between the Tatra and East Carpathian subpopulations was moderate, and estimated gene flow equals to about two individuals per generation. The genetic assignment test showed also that the Tatra and East Carpathian subpopulations differ from each other. Only 3 out of 59 examined individuals were not assigned genetically to the subpopulation they came from. One of those individuals was the mentioned above male immigrant from the Tatra Mountains discovered in the East Carpathians. The second individual was a female from the East Carpathians which was assigned from a genetic perspective to the Tatra subpopulation. The third individual was a male from the Tatras that was assigned to the East Carpathian subpopulation. The results may indicate that natural migrations of individuals between these two regions do occasionally occur. However, taking into account the translocation of bears from the Tatras to the East Carpathians that took place in 1980 and 1991 as well as a small sample size from the Tatras, the above conclusion should be treated with great caution.



OCHRONA

WILKA



Wojciech Śmietana

Instytut Ochrony Przyrody PAN

**SZKODY POWODOWANE
PRZEZ WILKI W GOSPODARCE
CZŁOWIEKA ORAZ EFEKTYWNOŚĆ
DZIAŁAŃ W CELU ICH
OGRANICZANIA W POLSCE
POŁUDNIOWO-WSCHODNIEJ**

1 Wstęp

Szkody powodowane przez duże drapieżniki są główną przyczyną konfliktu pomiędzy hodowcami zwierząt gospodarskich a dużymi drapieżnikami. Szkody mają zarówno wymiar ekonomiczny jak i społeczny. Wymiar ekonomiczny szkód próbuje się zneutralizować poprzez wypłacanie odszkodowań (Fourli 1999), natomiast wymiar społeczny (negatywny stosunek do drapieżników) często nadal pozostaje niezmienny. Pomimo wypłacania odszkodowań hodowcy domagają się redukcji liczebności drapieżników. Może to prowadzić do zmiany statusu prawnego drapieżników lub cichego przyzwolenia dla ich nielegalnego zabijania przez lokalną ludność. Sytuację taką w przypadku wilka mamy prawdopodobnie w Polsce. Na poziomie populacji tego gatunku może to prowadzić do zmniejszenia możliwości jego ekspansji terytorialnej a nawet do zmniejszania się jego liczebności.

Aktywne działanie w celu ograniczenia szkód poprzez stosowanie różnych zabezpieczeń wydaje się, że powinno nieco poprawiać ponury wizerunek drapieżników, o ile stosowanie zabezpieczeń będzie skutecznie ograniczać szkody i ekonomicznie będzie do zaakceptowania przez hodowców.

2 Metody

Szkody wśród zwierząt gospodarskich

Do analizy szkód powodowanych przez duże drapieżniki wykorzystałem dane udostępnione przez RDOŚ w Rzeszowie. W niektórych oględzinach szkód brałem również udział osobiście. Na terenie woj. podkarpackiego szkody wśród zwierząt gospodarskich spowodowane przez wilki, rysie i niedźwiedzie szacowane są przez inspektorów RDOŚ w Rzeszowie. Hodowcy są zobowiązani do zgłoszenia wystąpienia szkody bezzwłocznie po jej stwierdzeniu. Czas od momentu zgłoszenia szkody do oględzin przez pracowników RDOŚ waha się zwykle od kilku do kilkudziesięciu godzin. Tylko straty zweryfikowane przez pracowników RDOŚ jako wyrządzone przez wilki, rysie lub niedźwiedzie zostały wykorzystane w niniejszym opracowaniu. W celu identyfikacji obszarów o największej koncentracji hodowli ze szkodami wykorzystano model jądrowej estymacji gęstości prawdopodobieństwa (ang. *kernel density estimation*) (Silverman 1986). Nazwy regionów geograficznych stosowano zgodnie z podziałem fizyczno-geograficznym kraju Kondrackiego (2002).

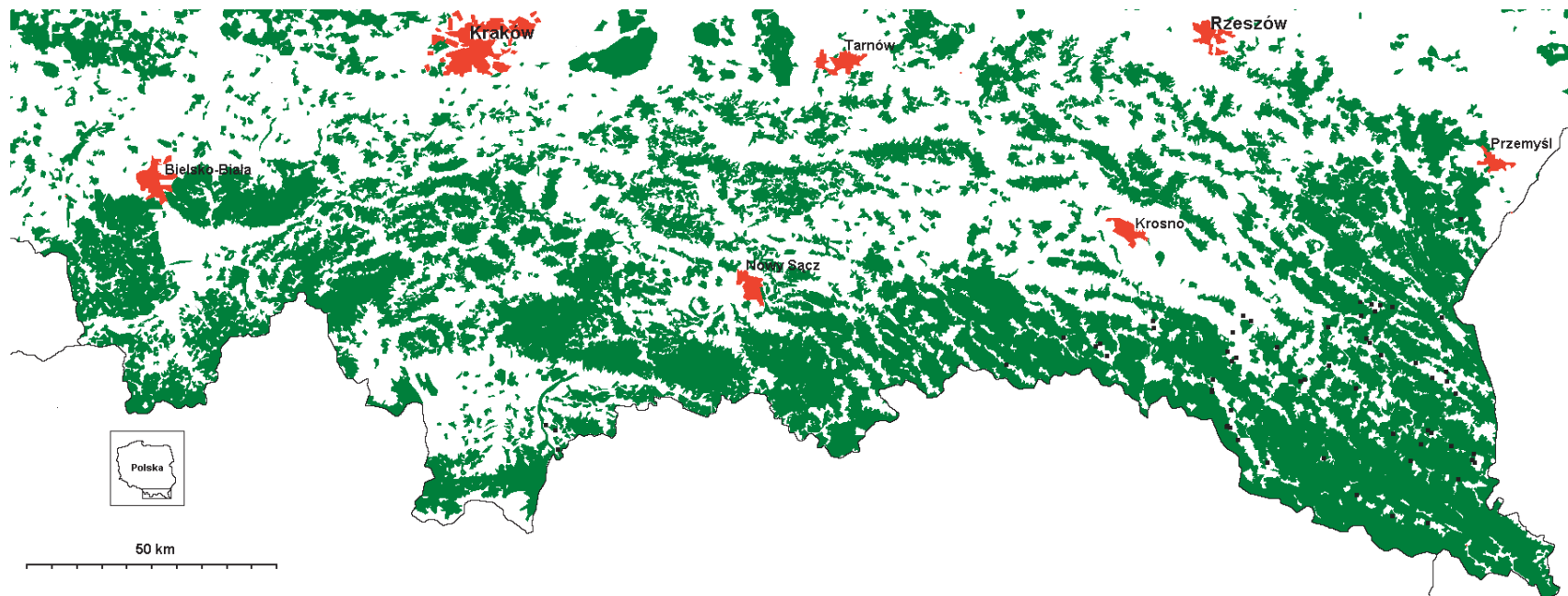
Opis przekazanych zabezpieczeń

W ramach projektu, w latach 2009-2011 przekazano 61 kompletów ogrodzeń elektrycznych i 10 szczeniąt owczarków podhalańskich 58 hodowcom zwierząt gospodarskich na terenie woj. podkarpackiego i trzem hodowcom z terenu woj. małopolskiego (Ryc. 1). Ogrodzenia elektryczne zostały przekazane w użytkowanie 42 hodowcom owiec, 7 hodowcom owiec i kóz, 5 hodowcom kóz, 6 hodowcom bydła oraz 3 hodowcom koni. Natomiast szczenięcia owczarków podhalańskich ośmiu hodowcom owiec, jednemu hodowcy owiec i kóz oraz jednemu hodowcy kóz.

Hodowcy, którzy otrzymali zabezpieczenia wypasali łącznie 5121 zwierząt gospodarskich, w tym: 4578 owiec, 333 kozy, 144 sztuki bydła i 66 koni. Wielkość stad wynosiła średnio 84 zwierzęta i wahała się od 6 do 695 sztuk. Średnia wielkość stad owiec i/lub kóz wynosiła 163 sztuki a bydła i koni 23 sztuki (Tab. 1).

Hodowcy, którzy otrzymali elementy ogrodzenia elektrycznego byli zobowiązani do jego zbudowania i rozpoczęcia wykorzystania w terminie do 2 tygodni od daty jego otrzymania. Komplet przekazywanego ogrodzenia elektrycznego składał się z elektryzatora (SECUR 200 produkcji LACME, Francja) generującego impulsy elektryczne o energii 2,5 J i napięciu 15 000 V, 10 W baterii słonecznej (LACME, Francja), 100 polipropylenowych słupków ogrodzeniowych o wysokości 130 cm, 2400 m białej taśmy elektrycznej o szerokości 2 cm, izolatorów narożnych, bramowych, łączników, kontrolera napięcia itp. produkcji POMELAC, Polska. Zgodnie z przekazaną instrukcją (Śmietana 2010) ogrodzenie elektryczne miało składać się z 5 taśm elektrycznych rozmieszczonych 20, 40, 60, 90 i 120 cm nad ziemią. Przekazane elementy ogrodzenia elektrycznego pozwalały na zbudowanie ogrodzenia obejmującego ok. 1 ha powierzchni pastwiska. W przypadku małych przydomowych hodowli ogrodzenie miało służyć do całodobowego zabezpieczenia wypasanych zwierząt, natomiast w przypadku dużych stad do przetrzymywania zwierząt w nocy. Po zgłoszeniu przez hodowcę ustawienia ogrodzenia prawidłowość jego wykonania i działania była sprawdzana przez autora tego opracowania.

Szczenięcia owczarków podhalańskich zostały zakupione od pięciu hodowców psów tej rasy, przy czym trzech hodowcy psów jednocześnie hodowali owce i/lub kozy a jeden hodowca bydło. Szczenięcia były przekazywane hodowcom w okresie od 3 lutego do 4 marca. Nabyte szczenięcia miały od 54 do 74 dni życia. W dniu zakupu szczenięcia były transportowane i umieszczane w budynkach inwentarskich razem z owcami i/lub kozami. Umowy zawarte z hodowcami zobowiązywały ich do wychowania szczeniąt zgodnie ze wskazówkami zawartymi w poradniku Śmietany (2006). Piętnastu hodowców owiec i/lub kóz, którzy otrzymali tylko ogrodzenia elektryczne w ramach realizowanego projektu posiadało już pasterskie psy stróżujące.



RYCINA 1 **LOKALIZACJA HODOWLI ZWIERZĄT GOSPODARSKICH W POLSKICH KARPATACH, KTÓRE OTRZYMAŁY ZABEZPIECZENIA W LATACH 2009-2010**

Ocena efektywności zabezpieczeń

Dla oceny efektywności wykorzystania zabezpieczeń porównano wielkość szkód powstałych w okresie po przekazaniu zabezpieczenia z analogicznym okresem poprzedzającym ten okres. Na przykład, jeśli okres wykorzystania zabezpieczenia w danym gospodarstwie trwał od 04.07.2009 do 31.12.2010 roku, to dla celów porównawczych brano pod uwagę jedynie szkody powstałe w tym gospodarstwie w okresie od 04.07.2007 – 31.12.2008 roku. Ponieważ zabezpieczenia wprowadzono w ciągu dwóch lat trwania projektu, okresy wykorzystania i okresy porównawcze były różne dla różnych gospodarstw. Ocenę efektywności przekazanych zabezpieczeń oparto o następujące parametry: 1) liczba gospodarstw ze stwierdzonymi szkodami, 2) liczba zabitych lub ranionych zwierząt oraz 3) liczba zgłoszonych ataków. Dla oceny skuteczności zabezpieczenia nie wykorzystano danych dotyczących kwot wypłaconych odszkodowań, gdyż te zależały od zmian wartości rynkowej zwierząt oraz kryteriów wielkości odszkodowań szacowanych przez RDOŚ Rzeszów. Dla celów statystycznych gospodarstwa zostały podzielone na trzy kategorie: 1) hodowle owiec i/lub kóz, którym przekazano do użytkowania ogrodzenie elektryczne, 2) hodowle owiec i kóz, którym przekazano ogrodzenie elektryczne i które wykorzystywały pasterskie psy stróżujące oraz 3) hodowle dużych zwierząt (bydło i konie), którym przekazano ogrodzenia elektryczne.

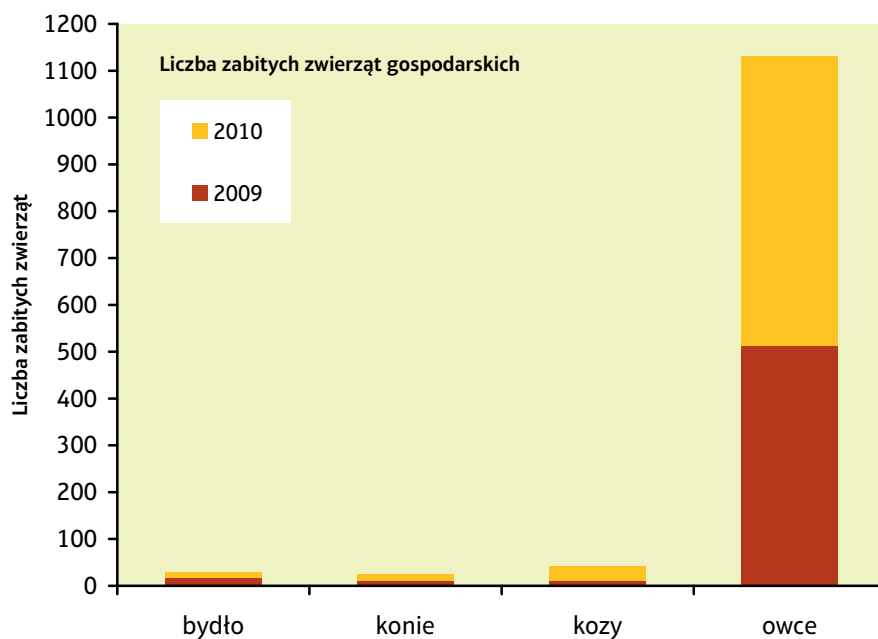
Wpływ wprowadzenia zabezpieczeń do gospodarstw na wielkość szkód powodowanych przez duże drapieżniki testowano: testem znaków, testem Wilcoxon dla par wiązanych, testem χ^2 i testem Fishera. Za poziom istotności we wszystkich użytych testach przyjęto $p=0,05$.

3 Wyniki

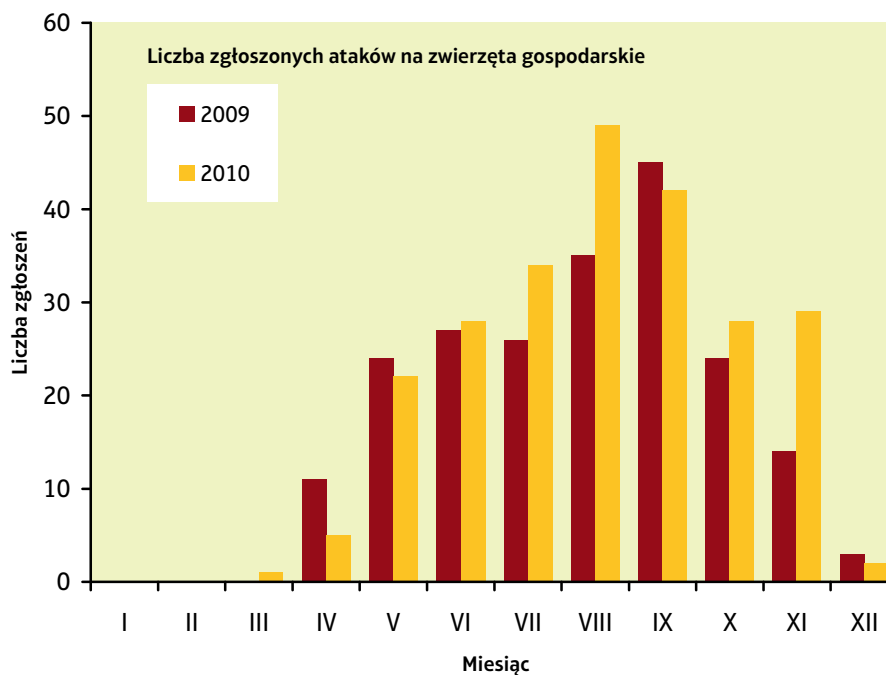
Szkody powodowane przez duże drapieżniki

W latach 2009-2010 hodowcy z terenu woj. podkarpackiego zgłosili 454 ataki dużych drapieżników na zwierzęta gospodarskie, z czego 212 zgłoszeń miało miejsce w 2009 a 242 w 2010 roku. W wyniku tych ataków zostało w sumie zabitych lub ranionych 1228 zwierząt gospodarskich, w tym 552 sztuki w 2009 r. i 676 sztuki w 2010 roku. Wysokość odszkodowań wyniosła 262 641,68 zł w 2009 r. i 286 391,14 zł w 2010 roku. Większość ataków dokonały wilki (98,9% zgłoszeń); 209 zgłoszonych ataków w 2009 r. i 240 w 2010 r. Ofiarą niedźwiedzi padły w tym czasie w 2 atakach 2 sztuki bydła, a ofiarą ryśi w 3 zgłoszonych atakach padły 4 owce i 1 koza.

Wśród zabitych i ranionych przez wilki zwierząt dominowały owce – 92,1% (508 sztuk w 2009 r. i 619 sztuk w 2010 r.). Kozy stanowiły jedynie 3,3% ofiar wilków (11 sztuk w 2009 r. i 30 sztuk w 2010 r.), bydło 2,3% (17 sztuk w 2009 r. i 11 sztuk w 2010 r.) a konie 2,0% (11 sztuk w 2009 r. i 14 sztuk w 2010 r.) (Ryc. 2).



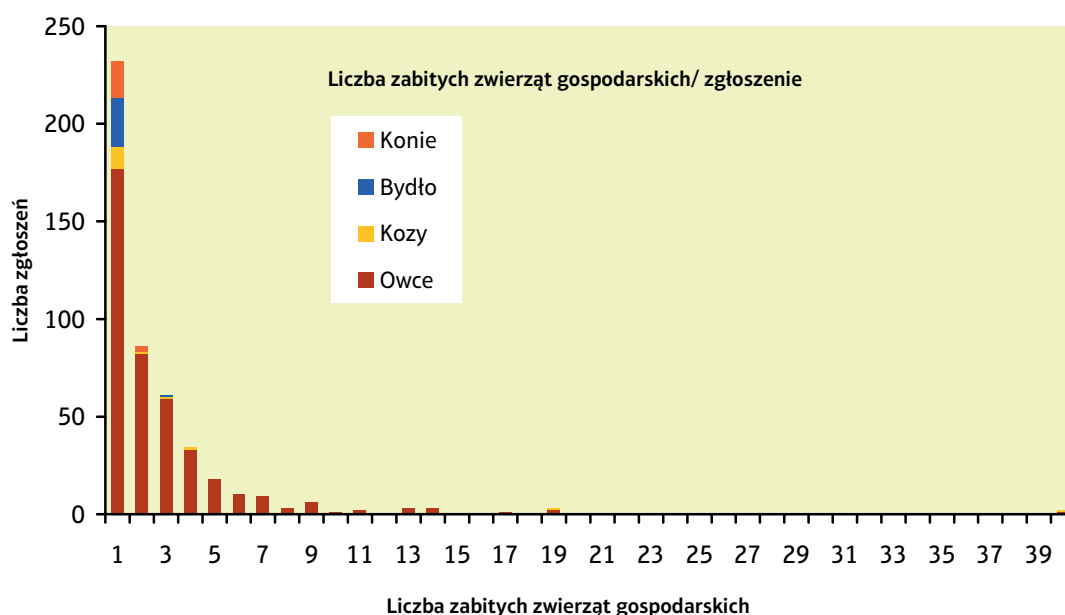
RYCINA 2 LICZBA ZABITYCH I RANIONYCH PRZEZ WILKI ZWIERZĄT GOSPODARSKICH POSZCZEGÓLNYCH GATUNKÓW NA TERENIE WOJ. PODKARPACKIEGO W LATACH 2009-2010. OPRACOWANO NA PODSTAWIE DANYCH RDOŚ W RZESZOWIE



RYCINA 3 LICZBA ZGŁOSZONYCH ATAKÓW WILKÓW NA ZWIERZĘTA GOSPODARSKIE W POSZCZEGÓLNYCH MIESIĄCACH W LATACH 2009-2010. OPRACOWANO NA PODSTAWIE DANYCH RDOŚ W RZESZOWIE

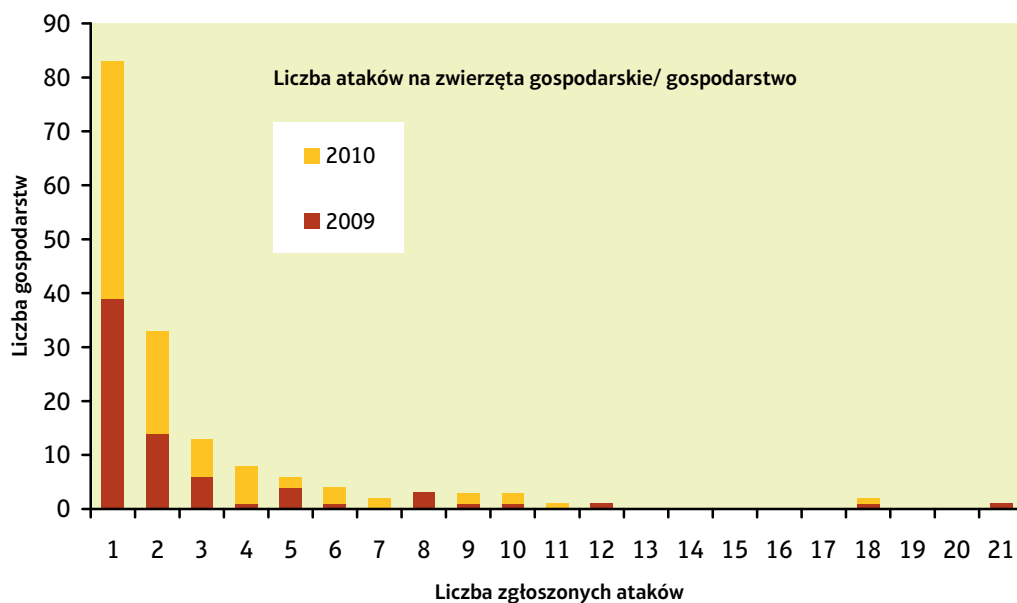
Szkody z powodu drapieżnictwa wilków miały miejsce w 73 gospodarstwach w roku 2009 i w 90 gospodarstwach w 2010 r. W 40 gospodarstwach (31,7%) szkody wystąpiły zarówno w 2009 jak i w 2010 roku. Szkody spowodowane przez wilki notowano od marca do grudnia a ich największe nasilenie wystąpiło w sierpniu i we wrześniu (Ryc. 3).

Większość ataków wilków skutkowało zabiciem lub ranieniem jednego zwierzęcia (46,1% ogółu zgłoszeń). Dostyc często zabijane były 2 lub 3 sztuki – 32,7% zgłoszeń. Ataki, w wyniku, których zastało zabitych lub ranionych więcej niż 7 sztuk, zdarzały się sporadycznie – 5,1% przypadków (Ryc. 4).



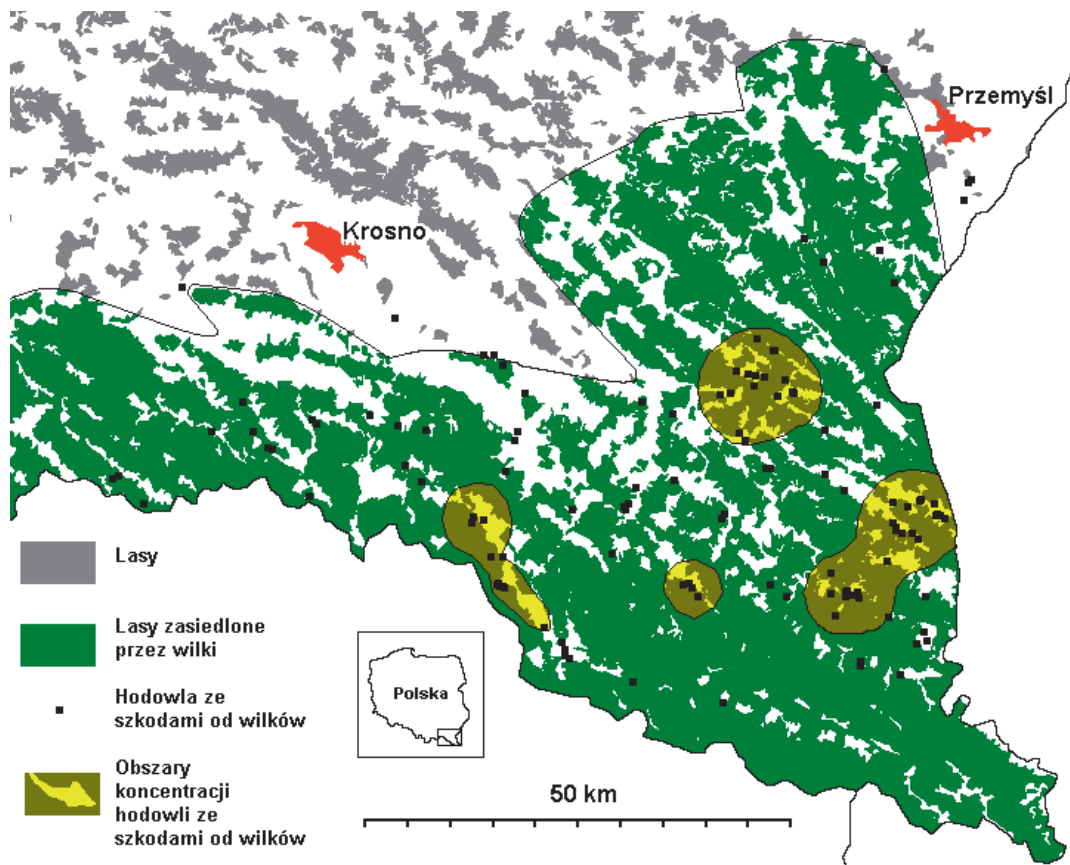
RYCINA 4 LICZBA ZABITYCH ZWIERZĄT GOSPODARSKICH PRZYPADAJĄCA NA ZGŁOSZENIE ATAKU NA TERENIE WOJ. PODKARPACKIEGO W LATACH 2009-2010. OPRACOWANO NA PODSTAWIE DANYCH RDOŚ W RZESZOWIE

W jednym ataku zdarzyło się, że wilki zabiły lub raniły aż 40 sztuk. Były to jagnięta wypasane bez nadzoru na pastwisku otoczonym dwumetrowej wysokości ogrodzeniem wykonanym z metalowej siatki. W tym przypadku wilki podkopały się pod siatkę. Atakując owce wilki zabijały średnio 2,9 sztuk (zakres 1-40), atakując kozy zabijały średnio 2,4 sztuki (zakres 1-19) a zabijając bydło i konie zabijały odpowiednio: 1,1 (zakres 1-3) i 1,1 (zakres 1-2) sztuk. W gospodarstwach, które poniosły straty z powodu drapieżnictwa wilków najczęściej dochodziło tylko do jednego lub dwóch ataków tych drapieżników w ciągu roku, odpowiednio: 50,9% i 20,2% gospodarstw. Jednak stosunkowo duża liczba hodowców (20,9%) zgłosiła szkody od wilków ponad trzykrotnie, a w jednym gospodarstwie szkody wystąpiły aż 21 razy w ciągu roku (Ryc. 5).



RYCINA 5 LICZBA ZGŁOSZONYCH ATAKÓW WILKÓW NA ZWIERZĘTA GOSPODARSKI PRZYPADAJĄCA NA GOSPODARSTWA Z TERENU WOJ. PODKARPACKIEGO W LATACH 2009-2010. OPRACOWANO NA PODSTAWIE DANYCH RDOŚ W RZESZOWIE

Szkody od wilków występowały głównie na terenie Gór Sanocko-Turczańskich, Beskidu Niskiego i Pogórza Bukowskiego. Natomiast tylko kilka gospodarstw z terenu Bieszczadów Zachodnich i Pogórza Przemyskiego poniosło szkody z powodu wilków. Zidentyfikowano cztery miejsca koncentracji hodowli ze szkodami od wilków. Największe obszary koncentracji szkód stwierdzono na terenie gminy Czarna i gminy Olszanica. Nieco mniejsze obszary stwierdzono na terenie gminy Komańcza i Baligród (Ryc. 6). Liczba zabijanych owiec przez wilki nie była skorelowana z liczbą owiec wypasanych w danej gminie ($N=16$, $r^2=0,018$, $p=0,284$). Również liczba zgłoszonych ataków na owce nie była skorelowana z liczbą owiec wypasanych w danej gminie ($N=15$, $r^2=0,793$, $p=0,161$).



RYCINA 6 LOKALIZACJA MIEJSC HODOWLI ZWIERZĄT GOSPODARSKICH, KTÓRE PONIOSŁY STRATY Z POWODU DRAPIEŹNICTWA WILKÓW W LATACH 2009-2010 NA TERENIE WOJ. PODKARPACIEGO. ROZMIESZCZENIE HODOWLI OPRACOWANO NA PODSTAWIE DANYCH RDOŚ W RZESZOWIE.

Efektywność przekazanych zabezpieczeń

Hodowcy po otrzymaniu zabezpieczeń zgłosili 66 ataków dużych drapieżników na zwierzęta gospodarskie. W wyniku tych ataków stracili 172 owce, 4 kozy, 1 sztukę bydła i 1 konia, razem 185 sztuk. Wszystkie szkody zostały spowodowane przez wilki poza 4 owcami i 1 kozą, które padły ofiarą rysia i koniem zabitym przez niedźwiedzia. Wypasy zwierząt gospodarskich trwały zwykle od maja do połowy listopada. Tylko sporadycznie zwierzęta były wypasane poza tym okresem. Dlatego dla wykonania obliczeń przyjęto, że w ciągu roku wypas prowadzony był przez 200 dni w roku (od 1 maja do 16 listopada). Przyjmując to założenie obliczono, że zabezpieczenia były (przynajmniej potencjalnie mogły być) wykorzystane łącznie we wszystkich hodowlach przez 14 166 dni, średnio w gospodarstwie przez 232 dni (zakres od 31 do 400 dni) (Tab. 1).

TABELA 1 ZESTAWIENIE INFORMACJI O HODOWLACH, KTÓRE OTRZYMAŁY ZABEZPIECZENIA PRZED ATAKAMI DUŻYCH DRAPIEŻNIKÓW W LATACH 2009-2010 W POLSKICH KARPATACH

Rodzaj użyzonego zabezpieczenia	Liczba hodowli	Liczba zwierząt gospodarskich							Liczba dni wypasu po otrzymaniu zabezpieczenia ²		
		Łącz- nie	Śred- nia	Zakres	w tym:				Łącz- nie	Śred- nia	Zakres
					owce	kozy	bydło	konie			
Owce i kozy											
Ogrodzenie elektryczne	28 ¹	994	35,5	6-210	930	64	-	-	7 599	271,4	76-359
Ogrodzenie elektryczne i pasterski pies stróżujący	24	3 917	163,2	10-695	3 648	269	-	-	4 867	202,8	79-400
Bydło i konie											
Ogrodzenie elektryczne	9	210	23,3	10-43	-	-	144	66	1 700	188,9	31-351
Razem											
	61	5 121	83,9	6-695	4 578	333	144	66	14 166	232,2	31-400

¹ w tym 7 hodowli nowo założonych

² dla wyliczeń przyjęto, że wypasy prowadzone są od 1 maja do 16 listopada, czyli 200 dni w roku

Spośród 61 gospodarstw, które otrzymały zabezpieczenia 7 hodowli było nowo założonych (6 hodowli owiec i 1 hodowla kóz). Ze względu na brak w tych przypadkach okresu porównawczego, ocena wpływu przekazanych zabezpieczeń na wielkość szkód była niemożliwa. Jednakże wśród tych 7 gospodarstw tylko w 1 odnotowano szkody: 7 owiec zabitych w 4 atakach. Spośród 54 pozostałych hodowli w 22 (40,7%) nie odnotowano szkód od dużych drapieżników ani w okresie po otrzymaniu zabezpieczenia ani w okresie porównawczym. W pozostałych 32 (59,3%) gospodarstwach odnotowano szkody po otrzymaniu zabezpieczenia i/lub w okresie porównawczym. W większości z tych gospodarstw odnotowało zmniejszenie się szkód po otrzymaniu zabezpieczenia. Dotyczy to zarówno hodowli owiec i/lub kóz wykorzystujących do zabezpieczenia ogrodzenia elektryczne, hodowli owiec i/lub kóz wykorzystujących ogrodzenia elektryczne i pasterskie psy stróżujące, jak i hodowli bydła i koni, które wykorzystywały ogrodzenia elektryczne (Tab. 2). Jednakże różnice te nie były istotne statystycznie. Najbliższe istotności statystycznej były różnice obejmujące wszystkie hodowle łącznie. Spośród wszystkich 32 hodowli w 22 (68,8%) odnotowano zmniejszenie się liczby zabitych zwierząt po otrzymaniu zabezpieczenia (Test znaków, $Z=1,944$, $p=0,052$), a w 19 (59,4%) gospodarstwach odnotowano zmniejszenie się liczby zgłoszonych ataków (Test znaków, $Z=1,924$, $p=0,054$).

TABELA 2

**PORÓWNIANIE WIELKOŚCI SZKÓD SPOWODOWANYCH PRZEZ DUŻE DRAPIEŻNIKI W HODOWLACH,
KTÓRE OTRZYMAŁY ZABEZPIECZENIA W POLSKICH KARPATACH W LATACH 2009-2010**

Rodzaj użytego zabezpieczenia	Informacja o hodowlach			Szkody w okresie wykorzystania zabezpieczenia			Szkody w okresie porównawczym			Różnica (okres wykorzystania zabezpieczenia minus okres porównawczy)		
	Liczba hodowli	Liczba zwierząt gospodarskich	Maksymalna liczba potencjalnych zgłoszeń ataków ¹	Liczba hodowli ze szkodami	Liczba zabitych zwierząt	Liczba zgłoszonych ataków	Liczba hodowli ze szkodami	Liczba zabitych zwierząt	Liczba zgłoszonych ataków	Liczba hodowli	Liczba zabitych zwierząt	Liczba zgłoszonych ataków
Owce i kozy												
Ogrodzenie elektryczne	21	756	756	10	50	16	11	62	38	-1 (9,1%)	-12 (-19,3%)	-22* (-57,9%)
Ogrodzenie elektryczne i pasterski pies stróżujący	24	3 917	3 226	8	126	44	14	166	50	-6 (-42,9%)	-40* (-24,1%)	-6 (-12,0%)
Bydło i konie												
Ogrodzone elektryczne	9	210	210	2	2	2	6	6	6	-4* (-66,7%)	-4 (-66,7%)	-4 (-66,7%)
Razem												
	54	4 883	4 192	20	178	62	31	234	94	-11* (-35,5%)	-56* (-23,9%)	-32* (-34,0%)

¹ przyjęto, że maksymalna liczba potencjalnych zgłoszeń ataków nie może być większa niż liczba dni wypasu oraz, że nie może być większa niż liczba wypasanych zwierząt (np. maksymalna liczba potencjalnych zgłoszeń ataków w stadzie liczącym 60 sztuk w ciągu 200 dni wypasu wynosi 60 zgłoszeń a w przypadku stada liczącego 456 sztuk wypasanych w ciągu 200 dni wynosi 200 zgłoszeń)

* różnice istotne statystycznie, $p < 0,05$

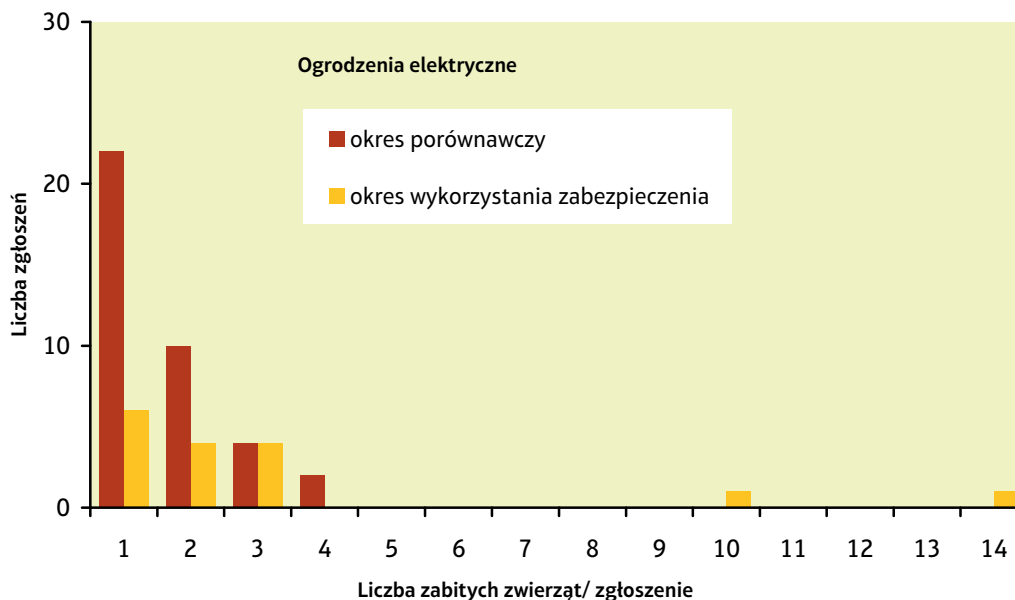
Wśród 54 gospodarstw, dla których możliwe było porównanie wielkości szkód w okresie po otrzymaniu zabezpieczenia z okresem porównawczym znajdowało się: 21 hodowli owiec i/lub kóz, którym przekazano ogrodzenia elektryczne, 24 hodowle owiec i/lub kóz, którym przekazano ogrodzenia elektryczne i które wykorzystywały pasterskie psy stróżujące oraz 9 hodowli bydła lub koni, które otrzymały ogrodzenia elektryczne. Analizując wszystkie te hodowle łącznie stwierdzono, że liczba hodowli ze szkodami zmniejszyła się o 35,5% (Test χ^2 , $\chi^2=4,50$, $p=0,034$), liczba zabitych zwierząt spadła o 23,9% (Test χ^2 , $\chi^2=7,95$, $p=0,005$) a liczba zgłoszonych ataków o 34,0% (Test χ^2 , $\chi^2=6,69$, $p=0,010$). W przypadku hodowli owiec i kóz, które wykorzystywały ogrodzenia elektryczne liczba ataków zmniejszyła się o 57,9% (Test χ^2 , $\chi^2=9,29$, $p=0,002$), liczba gospodarstw ze szkodami zmniejszyła się o 9,1% (Test χ^2 , nieistotne statystycznie) a liczba zabitych zwierząt o 19,3% (Test χ^2 , nieistotne statystycznie). W przypadku hodowli owiec i kóz wykorzystujących ogrodzenia elektryczne i pasterskie psy stróżujące zmniejszeniu o 24,1% uległa liczba zabitych zwierząt (Test χ^2 , $\chi^2= 5,69$, $p=0,017$), liczba hodowli ze szkodami spadła o 42,9% (Test χ^2 , nieistotne statystycznie) a liczba ataków zmniejszyła się o 12% (Test χ^2 , nieistotne statystycznie). W hodowlach dużych zwierząt (bydło i konie) liczba gospodarstw ze szkodami, liczba zabitych zwierząt i liczba zgłoszonych ataków zmniejszyły się o 66,7%, ale istotna statystycznie różnica została stwierdzona tylko w przypadku zmniejszenia się liczby hodowli, w których stwierdzono szkody (Test dokładny Fishera, $p=0,024$ (Tab. 3).

TABELA 3 PORÓWNIANIE LICZBY HODOWLI, W KTÓRYCH STWIERDZONO WZROST, SPADEK I BRAK ZMIAN W WIELKOŚCI SZKÓD SPOWODOWANYCH PRZEZ DUŻE DRAPIEŹNIKI PO OTRZYMANIU ZABEZPIECZEŃ W LATACH 2009-2010

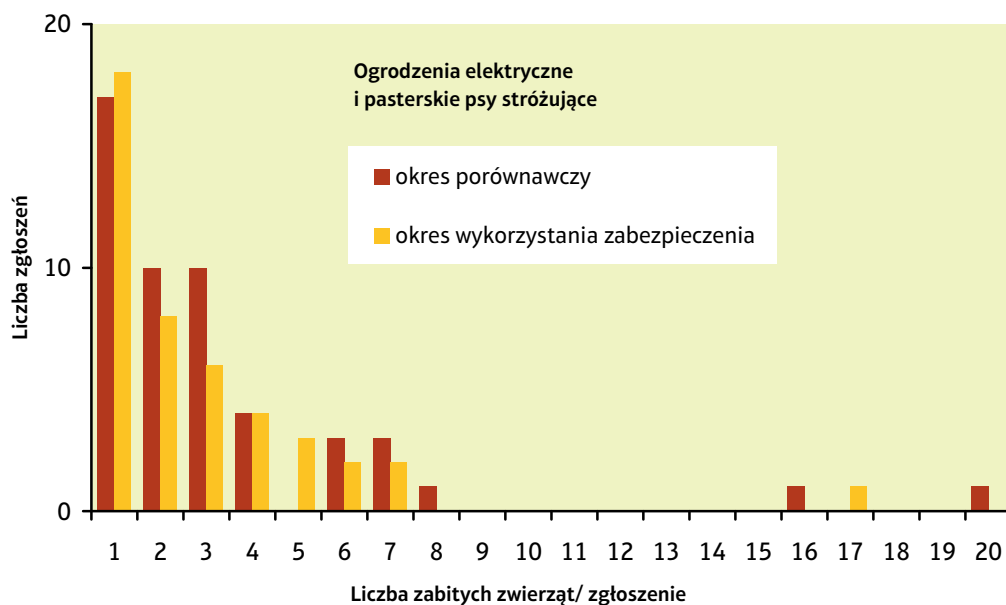
Rodzaj użyzonego zabezpieczenia	Liczba gospodarstw					
	Zabite zwierzęta			Zgłoszone ataki		
	Wzrost	Spadek	Bez zmian	Wzrost	Spadek	Bez zmian
Owce i kozy						
Ogrodzenie elektryczne	6 (42,8%)	8 (57,1%)	0 (0,0%)	4 (28,6%)	6 (42,8%)	4 (28,6%)
Ogrodz. elektryczne i pasterski pies stróżujący	3 (21,4%)	11 (78,6%)	0 (0,0%)	3 (21,4%)	10 (71,4%)	1 (7,1%)
Bydło i konie						
Ogrodzenie elektryczne	1 (25,0%)	3 (75,0%)	0 (0,0%)	1 (25,0%)	3 (75,0%)	0 (0,0%)
Razem						
	10 (31,2%)	22 (68,8%)	0 (0,0%)	8 (25,0%)	19 (59,4%)	5 (15,6%)

W przypadku stad owiec i/lub kóz, które wykorzystywały tylko ogrodzenia elektryczne, średnia liczba zwierząt zabitych w jednym ataku (zgłoszeniu) wzrosła z 1,6 (zakres: 1-4) do 3,1 (zakres: 1-14), a udział zgłoszeń z trzema lub większą liczbą zabitych zwierząt wzrósł z 19% do 38%; różnica bliska istotności statystycznej (Test χ^2 , $\chi^2=3,07$, $p=0,080$) (Ryc. 7). Natomiast

w przypadku łącznego wykorzystania ogrodzeń elektrycznych i pasterskich psów stróżujących liczba zabitych zwierząt w jednym ataku spadła, ale tylko nieznacznie; z 3,3 (zakres 1-20) do 2,9 (zakres 1-17), a udział zgłoszeń z trzema lub większą liczbą zabitych zwierząt w jednym ataku spadł z 46% do 41% (Test χ^2 , nieistotne statystycznie) (Ryc. 8).



RYCINA 7 PORÓWNANIE LICZBY ZABITYCH OWIEC I/LUB KÓZ PRZYPADAJĄCYCH NA JEDNO ZGŁOSZENIE W OKRESIE UŻYTKOWANIA OGRODZENIA ELEKTRYCZNEGO I W OKRESIE PORÓWNAWCZYM



RYCINA 8 PORÓWNANIE LICZBY ZABITYCH OWIEC I/LUB KÓZ PRZYPADAJĄCYCH NA JEDNO ZGŁOSZENIE W OKRESIE ŁĄCZNEGO UŻYTKOWANIA OGRODZENIA ELEKTRYCZNEGO I PASTERKICH PSÓW STRÓŻUJĄCYCH I W OKRESIE PORÓWNAWCZYM

4 Dyskusja

Szkody powodowane przez duże drapieżniki

Na terenie polski południowo-wschodniej, gdzie występują wszystkie krajowe gatunki dużych ssaków drapieżnych, obecnie tylko szkody powodowane przez wilki wśród zwierząt gospodarskich mają istotne znaczenie ekonomiczne. W oparciu o udostępnione dane Agencji Restrukturyzacji i Modernizacji Rolnictwa z 2007 r. oszacowałem, że na terenie zasiedlonym przez wilki w karpackiej części woj. podkarpackiego hodowano ok. 23,8 tys. sztuk bydła, 10,9 tys. owiec i 1,0 tys. kóz. Dla koni brak danych. Zatem z powodu drapieżnictwa wilków ginęło tu rocznie ok. 5% owiec, 2% kóz i zaledwie 0,06% bydła. Duża podatność owiec na ataki wilków jest powszechnie znana i była również dokumentowana na innych terenach (np. Blanco i in. 1990, Fritts i in. 1992). O dużej podatności owiec na ataki wilków świadczy nie tylko stosunkowo duży odsetek pogłównia, jaki jest zabijany przez te drapieżniki, ale również fakt, że podczas jednego ataku wilków ginie często kilka a czasami nawet kilkadziesiąt sztuk tych zwierząt gospodarskich. Dzieje się tak najprawdopodobniej w sytuacji, gdy owce pozostawione są bez opieki nocą. Zabijanie przez wilki dużej liczby owiec w jednym ataku można określić jako zachowanie naturalne, ale w nienaturalnych okolicznościach (Linnell i in. 1996). Podczas polowania na dzikie kopytne zdarzenia takie mają miejsce wyjątkowo rzadko, np. gdy kopytne zostaną unieruchomione w głębokim, gęstym śniegu (Mech i in. 1995).

Zgodnie z obowiązującą ustawą o ochronie przyrody szkody powodowane przez wilki, rysie i niedźwiedzie są rekompensowane przez Skarb Państwa (Dziennik Ustaw z 2009 r. Nr 151, poz. 1220). Obecnie w imieniu Skarbu Państwa ugoda z hodowcami, którzy ponieśli straty zawierana jest przez właściwego Regionalnego Dyrektora Ochrony Środowiska. W przypadku niezawarcia ugody hodowca może dochodzić swoich praw na drodze cywilnoprawnej. Wysokość proponowanego odszkodowania równa się wartości rynkowej danej sztuki i nie obejmuje utraconych korzyści.

Zgodnie z obowiązującymi przepisami za szkody powstałe od zmierzchu do świtu w stadach bez bezpośredniego nadzoru odszkodowanie się nie należy. Jednak w praktyce po kilkunastu lub kilkudziesięciu godzinach, jakie mijają od ataku do momentu oględzin szkody przez uprawnione osoby nie można precyzyjnie określić godziny ataku wilków (np. ustalić czy atak miał miejsce o godz. 3.00 czy o godz. 6.00). Godzina ataku oraz jej okoliczności ustalana jest więc na podstawie rozmowy z hodowcą. Analiza danych wskazuje, że liczba zabijanych owiec nie jest skorelowana z liczbą owiec hodowanych na terenie danej gminy a rozmieszczenie hodowli ze szkodami spowodowanymi przez wilki wskazuje, że są one skoncentrowane w kilku okolicach (sąsiednich wsiach, często tej samej gminy). Na tej podstawie można pokusić się o twierdzenie, że zasadniczym problemem szkód powodowanych przez wilki jest brak właściwych zabezpieczeń stad owiec, który wynika z niewłaściwej praktyki hodowlanej stosowanej w danej okolicy.

Wydaje się, że ze względu na podobne rozmiary ciała podatność kóz na ataki wilków powinna być podobna do podatności owiec. Wskazują na to też przypadki zabicia nawet kilkunastu kóz w jednym ataku. Jednak kozy w stosunku do ich pogłównia są zabijane znacznie rzadziej niż owce. Większość hodowców dużych stad kóz wypasa je pod stałym nadzorem pasterza a na noc zwierzęta te zamykane są w budynkach inwentarskich (dane niepubl. autora). W przypadku

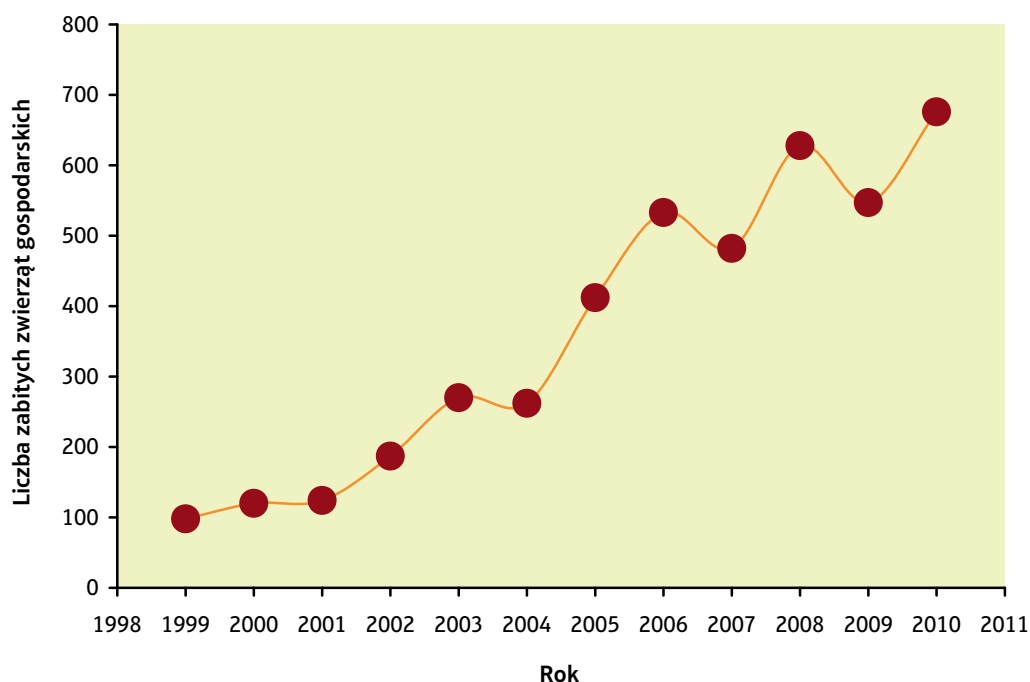
owiec tylko nieliczni hodowcy nadzorują pasące się owce a regułą jest przetrzymywanie ich w nocy poza budynkami gospodarskimi. Utrata kozy jest znacznie bardziej dotkliwa dla hodowcy niż utrata owcy. Kozy w tym regionie są hodowane dla mleka a owce z niewielkimi wyjątkami hodowane są dla mięsa. Utrata kozy, chociaż jest rekompensowana, skutkuje spadkiem dochodów ze sprzedaży mleka. Dlatego ochrona kóz przed atakami wilków z ekonomicznego punktu widzenia leży w interesie hodowcy. W przypadku owiec hodowanych na mięso motywacja hodowcy do zabezpieczenia stada w sytuacji, gdy szkody od wilków rekompensowane są w 100% wydaje się nie być tak silna. Wielu hodowców owiec z omawianego tu terenu to hodowcy owiec w pierwszym pokoleniu (dane własne autora). Hodowcy ci z jednej strony nie mają tradycji pasterskich a z drugiej strony, w wyniku rekompensowania szkód przez Skarb Państwa, nie są obecnie ekonomicznie motywowani do zapewnienia stadom stałej, właściwej ochrony. Jednakże zgodnie z ustawą o ochronie zwierząt: „kto utrzymuje zwierzęta gospodarskie jest zobowiązany do zapewnienia im opieki i właściwych warunków bytowania” a „warunki chowu i hodowli zwierząt nie mogą powodować urazów i uszkodzeń ciała lub innych cierpień” (Dziennik Ustaw z 1997 r. Nr 111, poz. 724). Dodatkowo rozporządzenie Ministra Rolnictwa i Rozwoju Wsi z dnia 28 czerwca 2010 r. (Dziennik Ustaw z 2010 r. Nr 116, poz. 778) nakłada na hodowców utrzymującym zwierzęta gospodarskie w systemie otwartym, czyli poza budynkami inwentarskimi obowiązek zapewnienia ochrony przed zwierzętami drapieżnymi. Tak więc brak należytego zabezpieczenia zwierząt gospodarskich przed atakami drapieżników można uznać za niespełnianie minimalnych warunków ich utrzymania.

Biorąc pod uwagę powyższe regulacje prawne możliwa byłaby zmiana zapisów ustawy o ochronie przyrody w ten sposób, że tylko w przypadku ataku wilków poza ich znanym obszarem występowania (hodowca nie może spodziewać się ataku) oraz wewnątrz budynków inwentarskich przysługiwałoby hodowcy odszkodowanie. Być może byłoby to jednak zbyt radykalne podejście, które mogłoby doprowadzić do niekontrolowanych, nielegalnych działań hodowców w celu likwidacji wilków, a z całą pewnością doprowadziłoby do protestów. Jednakże kontynuacja wypłacania odszkodowań równych wartości rynkowej zabitych zwierząt gospodarskich nie tylko nie przyczyni się do zmniejszenia się szkód wśród owiec, ale wręcz przeciwnie, może powodować, że szkody będą wzrastać, gdyż część hodowców może zrezygnować z dotychczasowych dobrych praktyk pasterskich. Zgodnie z obowiązującymi przepisami ustawy o ochronie przyrody (Dziennik Ustaw z 2009 r. Nr 151, poz. 1220) odszkodowanie za wyrządzone przez wilki szkody nie przysługuje, jeżeli poszkodowany nie wyraził zgody na budowę przez RDOŚ lub dyrektora parku narodowego urządzeń lub wykonanie zabiegów zapobiegających szkodom. Można z tego zapisu wyciągnąć wniosek, że RDOŚ i dyrektorzy parków narodowych mogą przekazywać w użytkowanie hodowcom zwierząt gospodarskich takie zabezpieczenia jak ogrodzenia elektryczne lub siatkowe. Problem leży jednak w tym, że zabezpieczenia te muszą być utrzymywane w pełnej sprawności, a to już leży w wyłącznej gestii hodowcy.

W mojej opinii zmiana zasad określania wysokości należnych odszkodowań w celu zwiększenia ekonomicznej motywacji hodowców do zabezpieczenia stad, aby była zaakceptowana przez hodowców musi wiązać się ze złagodzeniem reżimu ochronnego wilka. Odstrzał pewnej liczby wilków, ale nie eksterminacji całych watah, prowadzony byłby na obszarach dużej koncentracji szkód. Na przykład taki obszar dla lat 2009-2010 przedstawia Ryc. 6. Należałoby jedynie dopasować jego granice do granic np. obwodów łowieckich. Złagodzenie reżimu ochronnego ma szczególne znaczenie dla terenu woj. podkarpackiego, gdzie wg danych RDOŚ w Rzeszowie od roku 2002 do roku 2010 szkody spowodowane przez wilki wzrosły ponad trzykrotnie (Ryc. 9). Nasilenie się szkód tylko w niewielkim stopniu mogło być spowodowane zwiększeniem się pogłowia owiec, które w tych latach wg Urzędu Statystycznego w Rzeszowie (2010) wzrosło tylko o 27,2%. Moim zdaniem w celu zmniejszenia szkód powodowanych przez wilki wśród zwierząt gospodarskich, a zwłaszcza wśród owiec, konieczne jest opracowanie i wdroże-

nie planu ograniczania szkód powodowanych przez wilki gwarantującego zachowanie populacji wilka w stanie nie pogorszonej. Plan ten powinien zawierać:

- 1) procedury szacowania szkód,
- 2) zasady określania wysokości należnych odszkodowań,
- 3) procedurę wydawania zezwoleń na wykonanie odstrzału wilków w celu ograniczania szkód,
- 4) działania w celu polepszenia zabezpieczeń zwierząt gospodarskich oraz
- 5) metodykę ewaluacji prowadzonych działań, w tym metodykę oceny stanu zachowania populacji wilka.



RYCINA 9 LICZBA ZABITYCH I RANIONYCH ZWIERZĄT GOSPODARSKICH PRZEZ WILKI NA TERENIE WOJ. PODKARPACKIEGO W LATACH 1999-2010. OPRACOWANO NA PODSTAWIE DANYCH RDOŚ W RZESZOWIE

Efektywność przekazywania zabezpieczeń

Pasterskie psy stróżujące oraz ogrodzenia elektryczne są często zalecanymi sposobami ograniczania szkód powodowanych przez duże drapieżniki (np.: Anonim 1992, Anonim 2002, Rousselot M-C, Pitt J. 1999, Nowak i Mysłajek 2006, Stone i inn. 2008). Tymczasem badania skuteczności tych metod w ograniczaniu szkód wśród zwierząt hodowlanych dotyczyły głównie ataków kojotów na owce w Ameryce Północnej (np. Andelt 1992, Andelt and Hopper 2000, Coppinger i inn. 1988, Green i inn. 1984). Pomimo tego, że pasterskie psy stróżujące wywodzą się z Azji i Europy i są tu od wieków stosowaną metodą ochrony zwierząt gospodarskich przed atakami wilków i niedźwiedzi to ich skuteczność tylko w niewielkim stopniu była analizowana metodami statystycznymi. Na przykład Rigg (2005), na podstawie badań ankietowych przeprowadzonych na Słowacji, nie stwierdził różnicy pomiędzy liczbą zabijanych przez duże

drapieżniki owiec w hodowlach stosujących do ogrodzenia pastwisk pastuchy elektryczne w porównaniu z hodowlami bez tych ogrodzeń. Podobnie nie stwierdził różnicy pomiędzy wielkością szkód powodowanych przez duże drapieżniki w hodowlach owiec, w których były obecne luźno biegające psy w porównaniu z hodowlami gdzie psy znajdowały się na uwięzi. Natomiast stwierdził, że w hodowlach, w których wprowadzono specjalnie wychowywane szczenięta, szkody od wilków i niedźwiedzi były znacznie mniejsze niż w pozostałych hodowlach.

Niniejsza praca nie pozwala na określenie w sposób bezpośredni skuteczności przekazanych hodowcom zabezpieczeń, gdyż ich wykorzystanie nie było ściśle kontrolowane. Wśród hodowli, które otrzymały zabezpieczenia mogły znajdować się zarówno hodowle, w których zabezpieczenia były wykorzystywane zgodnie z zaleceniami, hodowle, w których zabezpieczenia były wykorzystywane w sposób niewłaściwy lub w których przekazane zabezpieczenia po pewnym czasie ich wykorzystania nie były dalej stosowane. Wizyty w niektórych hodowlach, przeprowadzone rozmowy telefoniczne z hodowcami oraz rozmowy z inspektorami RDOŚ, którzy weryfikowali w terenie zgłoszenia o powstaniu szkód potwierdzają te przypuszczenia. W niektórych gospodarstwach ogrodzenia elektryczne były wykorzystywane tylko okresowo, często stosowano tylko 3 linie przewodów zamiast 5, nierzadko ogrodzenia były niestarannie utrzymywane (roślinność dotykała przewodów), a psy przebywały poza stadem, które miały chronić. Wyniki jednak jednoznacznie wskazują, że po przekazaniu hodowcom zabezpieczeń zmniejszeniu uległa zarówno liczba gospodarstw dotkniętych szkodami (o 35,5%), liczba zabitych zwierząt (o 23,9%), jak i liczba zgłoszonych ataków (o 34,0%). W przypadku hodowli owiec i kóz, którym przekazano do użytkowania ogrodzenia elektryczne istotnemu zmniejszeniu uległa zwłaszcza liczba zgłaszanych ataków (o 57,9%). Wskazuje to, że zastosowane ogrodzenia istotnie powstrzymały drapieżniki przed zbliżeniem się do zwierząt gospodarskich. Jednakże liczba zabitych zwierząt zmniejszyła się tylko o 19,3% a spadek ten nie był istotny statystycznie. Wynika to z faktu, że w przypadku przedostania się drapieżników przez ogrodzenie dochodziło do zabicia większej liczby zwierząt niż w okresie przed zastosowaniem tego zabezpieczenia. Ogrodzenie działało w tym przypadku jak pułapka, z której przetrzymywane zwierzęta hodowlane nie mogły się wydostać (bariera psychologiczna). Wizyty w hodowlach bezpośrednio po ataku wilków, podczas którego doszło do zabicia dużej liczby owiec wykazały, że ogrodzenia były w tych przypadkach prawidłowo zbudowane i utrzymane. Niektórzy hodowcy po skutecznym użytkowaniu ogrodzeń elektrycznych przez okres kilku miesięcy, zmieniali swe dotychczasowe praktyki i narażali zwierzęta na większe ryzyko ataku. Na przykład dwaj hodowcy, którzy zamykali stada w budynkach inwentarskich przed otrzymaniem ogrodzenia elektrycznego, po jego otrzymaniu zaprzestali tej praktyki, co ostatecznie doprowadziło do ataków wilków wewnątrz ogrodzenia elektrycznego w nocy.

W przypadku hodowli owiec i kóz, w których wykorzystywano ogrodzenia elektryczne i pasterskie psy stróżujące istotnemu zmniejszeniu uległa liczba zabitych zwierząt (o 24,1%). Natomiast liczba zgłoszonych ataków spadła tylko o 12,0% i nie był to spadek istotny statystycznie. W większości tych hodowli jednocześnie ogrodzenia elektryczne i psy były wykorzystywane do zabezpieczenia stad w nocy. Natomiast w dzień stada znajdowały się poza ogrodzeniem elektrycznym. Wg hodowców do ataków wilków dochodziło głównie w ciągu dnia. Należy również zwrócić uwagę, że przekazane w ramach tego projektu psy nie osiągnęły jeszcze swojej dojrzałości psychicznej i nie zdobyły doświadczenia, dlatego można się spodziewać, że ich skuteczność w przyszłych latach może się nieco zwiększyć.

5 Wnioski

- 1 Na terenie Polski południowo-wschodniej, gdzie występują wszystkie krajowe gatunki dużych ssaków drapieżnych, tylko szkody powodowane przez wilki wśród owiec mają istotne lokalnie znaczenie ekonomiczne. Obecnie z powodu drapieżnictwa wilków ginie tu rocznie ok. 5% hodowanych owiec.
- 2 Zasadniczym problemem szkód powodowanych przez wilki jest brak właściwych zabezpieczeń stad owiec, który wynika z niewłaściwej praktyki hodowlanej. Kontynuacja wypłacania odszkodowań równych wartości rynkowej zabitych zwierząt nie tylko nie przyczyni się do zmniejszenia się szkód wśród owiec hodowanych dla mięsa, ale wręcz przeciwnie, może powodować, że szkody będą wzrastać, gdyż część hodowców może zrezygnować z dotychczasowych dobrych praktyk pasterskich.
- 3 W mojej opinii konieczna jest zmiana określania wysokości wypłacanych odszkodowań w celu zwiększenia ekonomicznej motywacji hodowców do zabezpieczenia stad. Musi się to wiązać ze złagodzeniem reżimu ochronnego wilków. W przeciwnym przypadku należy się spodziewać silnego sprzeciwu ze strony hodowców. Konieczne jest opracowanie i wdrożenie planu ograniczania szkód powodowanych przez wilki, gwarantującego zachowanie populacji wilka w stanie nie pogorszonym. Plan ten powinien zawierać: procedury szacowania szkód, zasady określania wysokości należnych odszkodowań, procedurę wydawania zezwoleń na wykonanie odstrzału wilków w celu ograniczania szkód, działania w celu polepszenia zabezpieczeń zwierząt gospodarskich oraz metodykę ewaluacji prowadzonych działań, w tym metodykę oceny stanu zachowania populacji wilka.
- 4 W przypadku hodowli owiec i/lub kóz same ogrodzenia elektryczne nie są skutecznym sposobem zabezpieczenia stad przed atakami wilków i innych dużych drapieżników. Co prawda odnotowano istotne zmniejszenie się liczby ataków, ale nie zmniejszyła się ogólna liczba zabitych zwierząt, gdyż częściej dochodziło do ataków, podczas których ginęła duża liczba zwierząt. Natomiast łączne wykorzystanie ogrodzeń elektrycznych i pasterskich psów stróżujących może istotnie zmniejszyć wielkość szkód powodowanych przez wilki. Dlatego w ewentualnych przyszłych działaniach ogrodzenia elektryczne powinny być przekazywane jedynie tym hodowcom, którzy są zainteresowani zastosowaniem obu metod jednocześnie.

Literatura

- ANONIM 1992. A producers Guide to Preventing Predation of Livestock. USDA, APHIS, Agriculture Information Bulletin No. 650.
- ANONIM 2002. Att forebygga roviltskador. Med olika typer av stangsel. Viltskade Center, Grimso Forskningsstation, Riddarhyttan.
- ANDELT W.F. 1992. Effectiveness of livestock guarding dogs for reducing predation on domestic sheep. *Wildlife Society Bulletin* 20:55-62.
- ANDELT W.F. 1999. Relative effectiveness of guarding-dog breeds to deter predation on domestic sheep in Colorado. *Wildlife Society Bulletin* 27:706-714.
- ANDELT W.F., AND HOPPER S.N. 2000. Livestock guard dogs reduce predation on domestic sheep in Colorado. *Journal of Range Management* 53:259-267.
- BLANCO J.C., CUESTA L., REIG S. (red.) 1990. El lobo (*Canis lupus*) en Espana. Situacion, problematica y apuntes sobre su ecologia. Colccion Tecnica. Ministerio Agricultura Pesca y Alimentation. ICONA.
- COPPINGER R., COPPINGER L., LANGELOH G., GETTLER L., LORENZ J. 1988. A dacade of use of livestock guarding dogs. [W: Proceedings of the Thirteenth Vertebrate Pest Conference (1988)]. University of Nebraska, Lincoln]: 209-214.
- Dziennik Ustaw z 1997 r. Nr 111, poz. 7224. Ustawa z dnia 21 sierpnia 1997 r. o ochronie zwierząt.
- Dziennik Ustaw z 2009 r. Nr 151, poz. 1220. Ustawa z dnia 16 kwietnia 2004 r. o ochronie przyrody, z późniejszymi zmianami.
- Dziennik Ustaw z 2009 r. Nr 151, poz. 1220. Rozporządzenie Ministra Rolnictwa i Rozwoju Wsi z dnia 28 czerwca 2010 r. w sprawie minimalnych warunków utrzymywania gatunków zwierząt gospodarskich innych niż te, dla których normy ochrony zostały określone w przepisach Unii Europejskiej.
- FOURLI M. 1999. Compensation for damage caused by bears and wolves in the European Union. Office for Official Publications of the European Communities, Luxemburg.
- FRITTS S.H., PAUL W.J., MECH L.D., SCOTT D.P. 1992. Trends and management of wolf-livestock conflicts in Minnesota. U.S. Fish and Wildlife Service, Resource Publication 181.
- GREEN J. S., WOODRUFF R.A., TUELLER T.T. 1984. Livestock guarding dogs for predator control: Costs, benefits, and practicality. *Wildlife Society Bulletin* 12:44-50.
- KONDRACKI J. 2002. Geografia regionalna Polski. PWN, Warszawa.
- LINNELL J.D.C., SMITH M.E., ODDEN J., SWENSON J.E., KACZENSKY P. 1996. Carnivore and sheep farming in Norway. 4. Strategies for the reduction of carnivore livestock-conflict: a review. NINA Oppdragsmelding 443.
- MECH L.D., MEIER T.J., BURCH J.W., ADAMS L.G. 1995. Patterns of prey selection by wolves in Denali National Park, Alaska. [W: Carbyn L.N., Fritts S.H., D.R. Seip. (red.) Ecology and Conservation of Wolves in a Changing World. Canadian Circumpolar Institute, University of Alberta, Edmonton, Alberta]: 231-243.
- NOWAK S., MYŚLAJEK R. 2006. Poradnik ochrony zwierząt hodowlanych przed wilkami. Stowarzyszenie dla Natury WILK, Twardorzeczka.
- RIGG R. 2005. Livestock Depredation and Livestock Guarding Dogs in Slovakia. *Canivore Damage Prevention News* 8: 17-27.
- ROUSSELOT M-C., PITT J. 1999. Les chiens de protection des troueaux. Guide pratique. Institute de L'Elevage, Paris.

- SILVERMAN B.W. 1986. Density estimation for statistics and data analysis. Chapman and Hall, London.
- STONE S.A., FASCIONE N., MILLER C., PISSOT J., SCHRADER G. TIMBERLAKE J. 2008. Livestock and Wolves. A Guide to Nonlethal Tools and Methods to Reduce Conflicts. Defenders of Wildlife, Washington.
- ŚMIETANA W. 2006. Pasterski pies stróżujący. Wychowanie i szkolenie owczarka podhalańskiego. WWF Polska, Warszawa.
- ŚMIETANA W. 2010. Zabezpieczenie zwierząt gospodarskich przed atakami wilków przy użyciu ogrodzeń elektrycznych. Instytut Ochrony Przyrody PAN, Kraków.
- Urząd Statystyczny w Rzeszowie. 2010. Powszechny Spis Rolny 2010 – Raport z wyników województwa podkarpackiego. Rzeszów.

Podziękowania

Dziękuję Regionalnej Dyrekcji Ochrony Środowiska w Rzeszowie za udostępnienie danych dotyczących szkód spowodowanych przez wilki, rysie i niedźwiedzie wśród zwierząt gospodarskich na terenie województwa podkarpackiego. Szczególne podziękowania składam panom H. Fedyniowi i T. Jastrzębskiemu, inspektorom RDLP w Rzeszowie za bieżące informowanie mnie o wystąpieniu szkód w hodowlach, które otrzymały zabezpieczenia w ramach realizowanego projektu.

DAMAGE CAUSED BY WOLVES AMONG LIVESTOCK AND THE EFFECTIVENESS OF ACTIONS AIMING TO ITS REDUCTION IN SOUTH-EAST POLAND

Abstract

The report presents the characteristics of damage among livestock caused by wolves (*Canis lupus*) within the territory of Podkarpackie Province as well as assesses the effectiveness of actions taken in order of its reduction. Data used in order to analyze the damage caused by large carnivores was provided by Regional Directorate for Environmental Protection (RDOŚ) in Rzeszów. In 2009-2010 livestock breeders from Podkarpackie Province reported 454 depredation cases caused by large carnivores among livestock, 212 of which took place in 2009 and 242 in 2010. As a result of those attacks a total of 1228 livestock heads were killed or injured. Most attacks (98.9%) were made by wolves. Among the livestock killed and injured by wolves sheep prevailed (92.1%). Goats constituted 3.3% of wolf attacks, cattle 2.3% and horses 2.0%. While attacking sheep the wolves killed on average 2.9 individuals (range 1-40), attacking goats – an average of 2.4 individuals (range 1-19), cattle – an average of 1.1 individuals (range 1-3) and attacking horses they killed an average of 1.1 individuals (range 1-2). On the farms which were affected by wolf attacks those incidents happened most frequently once or twice per year, 50.9% and 20.2% of farms respectively. However, quite a large number of farms (20.9%) reported wolf damage more than three times during the year, and one farm suffered from 21 attacks during the year. Damage caused by wolves took place mainly in the area of the Sanocko-Turczańskie Mountains, the Beskid Niski and the Bukowskie Foothills. In contrast, only a few farms from the area of the West Bieszczady and the Przemyskie Foothills were affected by the damage caused by wolves. Wolf depredation on livestock was concentrated in four areas within the Podkarpackie Province. These areas were located within communities: Czarna, Olszanica, Komańcza and Baligród. Neither the number of wolf attacks on sheep, nor the number of sheep killed by wolves, was correlated with the number of sheep grazing within the given community. In my opinion continued payment of compensation equal to market value of animals killed not contribute to the reduction of damage caused by wolves among sheep. On the contrary, it may lead to the increase of depredation cases because part of the breeders may abandon their good livestock protection practice.

Among 61 farms that received protection measures (61 sets of electric fences and 10 Tatra Shepherd puppies), 7 farms were newly established (6 sheep farms and 1 goat farm). Because of the lack of a comparative period in this case, it was impossible to evaluate the influence of given protection measures on the scale of depredation. Among the 54 remaining farms (in case of which it was possible to compare the size of damage) there were as follows: 21 sheep and/or goat farms which were given electric fences, 24 farms that received electric fences and used livestock guarding dogs, and 9 cattle or horse farms that received electric fences. Analyzing all these farms combined it was stated that the number of farms with depredation decreased by 35.5%, the number of killed livestock fell by 23.9% and the number of reported attacks decreased by 34.0%. In case of sheep and goat farms that used only electric fencing the number of wolf attacks dropped significantly (by 57.9%), but the average number of killed animals per one

attack (report) rose from 1.6 (range: 1-4) to 3.1 (range: 1-14), and the number of reports with three or more animals killed per attack increased from 19% to 38%. In case of sheep and goat farms using combined electric fences and livestock guarding dogs total number of killed animals decreased significantly (by 24.1%). In case of farms breeding cattle or horses construction of electric fencing reduced number of farms with reported damage by 66.7%. In case of farms using electric fences together with livestock guarding dogs the number of killed animals per attack and the number of reports with three or more animals killed in one attack fell only slightly. In case of sheep and/or goat farms electric fences used exclusively are not an effective method of protecting herds from wolf attacks. Admittedly, a considerable decrease in the number of attacks was observed, but the overall number of killed animals did not fall because the attacks during which a large number of animals got killed became more frequent. On the other hand, the use of electric fencing combined with livestock guarding dogs decreased the size of damage caused by wolves significantly. Therefore, in future actions electric fences should complement the introduction of livestock guarding dogs to sheep and goat farms.

Jakub Borkowski

Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie

OCENA LICZEBNOŚCI JELENIOWATYCH W POLSCE: ANALIZA STANU OBECNEGO ORAZ PROPOZYCJE ZMIAN

Nowoczesne zarządzanie populacjami zwierzyny wymaga m.in. monitorowania (w sposób bezwzględny lub względny) liczebności populacji. Jest to szczególnie istotne w przypadku jeleniowatych, których wpływ na funkcjonowanie całego ekosystemu jest kluczowy. Przy wysokim zagęszczeniu populacji są one w stanie zmieniać strukturę roślinności (w tym lasów), pośrednio wpływając na całą zoocenozę. Jednocześnie ich obecność jest nieodzownym warunkiem ochrony dużych drapieżników.

Regularna ocena liczebności jeleniowatych umożliwia weryfikację skuteczności podjętych wcześniej działań w ramach zarządzania populacją. Jest ona zatem warunkiem tzw. „zarządzania adaptatywnego” (ang. adaptive management). Zgodnie z ustawą *Prawo łowieckie*, ocena liczebności zwierzyny jest warunkiem koniecznym do prowadzenia gospodarki łowieckiej. Coroczna ocena jest podstawą planowania wysokości odstrzału zwierzyny. W większości obwodów łowieckich Polski ocena liczebności prowadzona jest za pomocą tzw. metody całorocznych obserwacji. Sposób ten w rzeczywistości jest całkowicie subiektywny i nie dostarcza żadnych wiarygodnych informacji o liczebności populacji zwierzyny. W efekcie często „ustala” się liczebność wychodząc od liczby osobników, jaką myśliwi zamierzają pozyskać.

Z badań koordynowanych w ostatnich latach przez Instytut Badawczy Leśnictwa wynika, że zagęszczenia jeleni w wielu miejscach Polski przekraczają 5 os./100 ha, a nierzadko nawet 10 os./100 ha. Są to wartości dwu-czterokrotnie wyższe niż wykazywane w oficjalnych statystykach. Tak więc wydaje się, że pozyskanie łowieckie mogłoby być wyższe niż realizowane obecnie. Sytuacja ta pozornie wydaje się sprzyjać ochronie dużych drapieżników. Jednak duże zagęszczenia jeleniowatych wiążą się z dużymi szkodami w lasach i rosnącą presją leśników na zwiększanie pozyskania jeleniowatych. Bez wiarygodnego szacowania liczebności populacji bardzo trudno określić poziom pozyskania, który jednocześnie zapewnia trwałość lasu i pokarm dla wilka i rysia.

Alternatywnym rozwiązaniem dla oceny liczebności zwierzyny (często trudnej logistycznie i kosztownej) może być wskaźnikowe określanie trendów zmian w liczebności zwierząt zachodzących z roku na rok. W tym celu można wykorzystać np. liczenie odchodów jeleniowatych na transektach. Przy tym sposobie podejścia nie próbujemy określić ile zwierząt jest w środowisku, a sposób reakcji populacji na przyjęty rozmiar pozyskania łowieckiego (jeżeli wskaźnik wykazuje nadmierny spadek liczebności populacji, ograniczamy pozyskanie i odwrotnie: przy wzroście zwiększamy odstrzał).

Jeleniowate jako gatunki kluczowe w ekosystemie leśnym

Za gatunki kluczowe (ang. keystone species) uważane są takie, które posiadają duży wpływ na funkcjonowanie ekosystemu i wpływ ten jest nieproporcjonalny do względnej biomasy wspomnianych gatunków w ekosystemie (Power i in 1996). W przypadku jeleniowatych można co prawda dyskutować czy ich wpływ na ekosystem jest nieproporcjonalnie wyższy niż względna biomasa tej grupy zwierząt, natomiast często jest on wielokierunkowy i trwały. Wykazano między innymi, że w wyniku żerowania jeleniowate są w stanie wpływać na fizyczną strukturę ekosystemu, np. poprzez wstrzymywanie naturalnej sukcesji roślinnej (Ritchie i in. 1998). Selektywna presja jeleniowatych na poszczególne gatunki drzew wpływa z kolei na skład gatunkowy lasów (np. Cote i in. 2004, Gill 1992). Presja jeleniowatych jest często również determinantem zarówno składu gatunkowego jak i stopnia pokrycia przez roślinność runa (np. Stromayer i Warren 1997). Dzięki badaniom ostatnich lat wiadomo, że jeleniowate mogą także pośrednio (poprzez zmiany w roślinności) wpływać na funkcjonowanie ekosystemu.

Wykazano, że taki pośredni wpływ mogą one wywierać np. na zespoły ptaków (Fuller 2001, de Calesta 1994) i drobnych gryzoni (Rooney 2001, Ostfeld i in. 1996). Jeleniowate stanowią bardzo istotny, często dominujący, składnik diety dużych drapieżników strefy umiarkowanej i w związku z tym są elementem niezbędnym dla ochrony tej ważnej grupy zwierząt.

Oprócz tego istnieje duże zainteresowanie społeczne jeleniowatymi. Zrozumiały wydaje się fakt, że zwierzęta te stanowią przedmiot zainteresowania myśliwych. Przypuszczać jednak można, że w przyszłości pojawi się oczekiwanie miłośników przyrody odnośnie możliwości obserwacji tych fascynujących zwierząt w ich naturalnym środowisku. Jeleniowate nie mają dobrej prasy wśród wielu leśników i rolników, będąc sprawcami, często dotkliwych, uszkodzeń w uprawach leśnych i rolnych. Rola tych zwierząt w ekosystemie i nierzadko sprzeczne interesy społeczne z nimi związane, wymuszają powinny szczególnie dokładne i profesjonalne podejście do zarządzania ich populacjami. Elementem koniecznym dla takiego sposobu podejścia wydaje się m.in. informacja o liczebności zarządzanej populacji.

Cele prowadzenia oceny liczebności zwierzyny

Jednym z zasadniczych celów oceny liczebności jest określenie statusu populacji. Informacja ta determinuje cel zarządzania i tym samym podejmowane działania. Inaczej będzie się zarządzać gatunkiem rzadkim, takim o pożądanym zagęszczeniu oraz w populacji przegęszczonej, funkcjonującej powyżej pojemności środowiska. Innym, równie ważnym celem jest poznanie trendu zmian zachodzących w populacji w czasie. Tak więc, inwentaryzacja zwierzyny powinna być rutynowym działaniem prowadzonym co roku.

Dzięki regularnej ocenie liczebności jesteśmy też w stanie ocenić skuteczność podjętych wcześniej działań. W ostatnim okresie standardem w podejściu do zasobów naturalnych staje się zarządzanie adaptatywne (ang. adaptive management) (Lee 1999). De facto jest to połączenie badań naukowych i praktyki zarządzania, którego podstawą jest regularny monitoring zasobów. Dzięki temu istnieje możliwość dostosowywania zarządzania do istniejących warunków, tak aby było ono skuteczne. Analiza podjętych działań i uzyskanych wyników pozwala identyfikować i eliminować błędy. Opisany schemat jest klarowny i przekonujący oraz wydaje się idealnie wprost pasować do zarządzania populacjami zwierzyny. Czas zadać pytanie jak to wygląda w naszym kraju.

Przepisy prawne dotyczące oceny liczebności zwierzyny w Polsce

Najważniejszą, ustalającą zasady zarządzania zasobami zwierzyny na ogromnej większości powierzchni Polski, ustawą jest *Prawo łowieckie*. Na początek uwaga ogólna, niezwiązana bezpośrednio z oceną liczebności zwierzyny. Art. 1 wspomnianej ustawy stwierdza, że „Łowiectwo, jako element ochrony środowiska przyrodniczego” w rozumieniu ustawy oznacza ochronę zwierząt łownych (zwierzyny) i gospodarowanie ich zasobami w zgodzie z zasadami ekologii oraz zasadami racjonalnej gospodarki rolnej, leśnej i rybackiej. Na podkreślenie w tym miejscu zasługują dwa punkty, ważne dla układania właściwych relacji łowiectwa z ochroną przyrody, w tym dużych drapieżników. Otóż, łowiectwo w Polsce jest (czy raczej ma być!) elementem

ochrony środowiska przyrodniczego. Powinno to sprzyjać uwzględnianiu interesów ochrony przyrody w prowadzeniu gospodarki łowieckiej. Ponadto, ustawodawca zobowiązuje się do gospodarowania zasobami zwierzyny zgodnie z zasadami ekologii. Duże drapieżniki są w sposób ścisły ekologicznie powiązane ze zwierzyną, zwłaszcza z jeleniowatymi.

Artykuł 3, p. 3 ustawy *Prawo łowieckie* stwierdza, że celem łowiectwa jest m.in. „uzyskanie (...) właściwej liczebności populacji poszczególnych gatunków zwierzyny przy zachowaniu równowagi środowiska przyrodniczego”. Podkreślić należy tu zatem fakt, że właściwa liczebność populacji jest jednym z zasadniczych, ustawowych celów łowiectwa w naszym kraju. Artykuł 8, p. 3 wspomnianej ustawy stwierdza, że „gospodarka łowiecka prowadzona jest (...) w oparciu o roczne i wieloletnie plany hodowlane”. Plany te są punktem kluczowym w praktyce łowieckiej i w tym miejscu należy przeanalizować sposób ich tworzenia, aby odpowiedzieć na pytanie jak oceniana powinna być liczebność zwierzyny, aby stanowić podstawę planowania łowieckiego. Opisuje to „Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 13 listopada 2007 r. w sprawie rocznych planów łowieckich i wieloletnich planów hodowlanych”. W myśl pkt. 4 ww. rozporządzenia roczny plan łowiecki powinien zawierać m.in. (osobno dla każdego gatunku zwierząt łownych): szacowaną liczebność występujących zwierząt łownych, według stanu na dzień 10 marca danego roku, w którym jest sporządzany plan roczny; planowaną liczebność zwierzyny grubej w dniu poprzedzającym dzień rozpoczęcia okresu polowań na tę zwierzynę oraz zwierząt łownych zaplanowanych do pozyskania w roku gospodarczym (w przypadku zwierzyny płowej z podziałem na płęć i samców zwierzyny płowej z podziałem na klasy wieku). Z tego wniossek, że sposób konstruowania rocznych planów łowieckich (w przypadku informacji stanowiących bezpośrednią podstawę tworzenia planu pozyskania zwierzyny) opisany jest dość ogólnikowo. Jeżeli chodzi o przedmiot tego opracowania, brak jest zapisu, choćby najogólniejszego, w jaki sposób powinna być szacowana liczebność zwierzyny.

Ocena liczebności jeleniowatych prowadzona przez zarządców obwodów łowieckich w Polsce

Zanim przejdziemy do opisu praktyki inwentaryzacji zwierzyny w Polsce należy wspomnieć, że ocena liczebności zwierząt, zwłaszcza w środowisku leśnym, nie jest zadaniem łatwym i stanowi problem nie tylko u nas. W naszym kraju, po części na skutek problemu z dobrymi metodami oceny liczebności, po części bo taki stan „mętnej wody” odpowiada myśliwym, w większości obwodów łowieckich ocena liczebności jest czystą fikcją. Inwentaryzacja zwierzyny prowadzona jest bowiem tzw. metodą całorocznych obserwacji. Polega ona na założeniu, że częsta obecność myśliwych w terenie, na podstawie spotkań ze zwierzyną, dostarcza informacji na temat liczebności populacji w obwodzie. Założenie to jest równie mocno zakorzenione wśród myśliwych, w tym nierzadko także polujących leśników, co naiwne i fałszywe. Spotkania ze zwierzyną w środowisku leśnym, przy widoczności ograniczonej zazwyczaj do kilkudziesięciu lub nawet kilku metrów, są zwykle dziełem przypadku. Obserwacje dotyczą zazwyczaj niewielkiej tylko części populacji, przy czym z uwagi na brak możliwości indywidualnego rozpoznawania zwierzyny, bardzo trudne jest stwierdzenie czy widziane np. danego dnia jelenie, to te same czy inne, które obserwowane były tydzień temu. W związku z tym, jeśli miejsca tych obserwacji są od siebie oddalone w przestrzeni, przyjmuje się, że widziano inne osobniki. Z kolei, jeżeli miejsca te były blisko siebie, to o uznaniu obu spotkań za obserwacje tych samych lub innych zwierząt może zdecydować wielkość ugrupowań. Problem w tym jednak,

że ugrupowania jeleniowatych nie są układami stabilnymi, a ich skład zmienia się bardzo często w ciągu jednego dnia. Elementem stałym jest grupa złożona z łani, tegorocznego potomstwa i ewentualnie potomstwa z poprzedniego roku (o ile nie jest to byczek, bo ten jest zmuszany przez matkę do opuszczenia jej arealu osobniczego przed urodzeniem potomstwa w danym roku).

Co ciekawe, obserwacje te najczęściej nie są gromadzone w żaden systematyczny sposób i następnie poddane jakiejś magicznej analizie. Ich zadaniem jest „dać pogląd”. W efekcie mówimy o najwyższej próbie subiektywizmie przy ocenie liczebności. Za błąd i nadużycie uznać można określanie całorocznych obserwacji jako metody oceny liczebności. Z metodą akurat nie mają one absolutnie nic wspólnego. Dobitnie i przekonująco wykazał to Nasiadka (1998) analizując dokładność wspomnianej „metody”. Okazało się że, pozyskanie zwierzyny było na tyle wysokie w stosunku do liczebności oszacowanej za pomocą bezpośrednich obserwacji, że już po 3-4 latach populacja powinna była przestać istnieć. Tajemnicą poliszynela jest, że niezrządkiem „ocena liczebności” odbywa się następująco: na spotkaniu zarządu koła łowieckiego decyduje się ile zwierzyny powinno się pozyskać w nadchodzącym sezonie i wychodząc od tej liczby „ustala się” ile zwierzyny „jest” w łowisku. Na domiar złego, plan pozyskania na następny sezon konstruuje się na przedwiośniu. Do liczebności zwierzyny przed sezonem polowań (w przypadku jeleni sezon zaczyna się pod koniec lata) dochodzi się poprzez zastosowanie sztywnego wskaźnika przyrostu populacji. Wiadomo jednak, że zarówno przyrost naturalny jak i śmiertelność młodych różnią się nie tylko zależnie od lokalnych warunków, ale także z roku na rok (pod wpływem np. warunków pogodowych). W efekcie mamy do czynienia z sytuacją, w której planowaną wielkość pozyskania opieramy o niewiarygodną liczebność i przyrost realizowany określany według sztywnego wskaźnika, niezależnie od tego jaki jest on w rzeczywistości.

Byłoby to może nawet zabawne, gdyby nie fakt, że mówimy o systemie zbioru danych, będących podstawą podejmowania decyzji w ramach zarządzania zwierzyną w stosunkowo dużym kraju Unii Europejskiej. Zwierzyna ta w stanie wolnym należy do państwa i odgrywa wielowymiarową ekologiczną, społeczną i gospodarczą rolę! Oczywiście są w Polsce obwody, w których prowadzi się faktyczną ocenę liczebności zwierzyny, póki co jest ich jednak niewiele.

Rzeczywista liczebność i zagęszczenia jeleniowatych w Polsce

W tej sytuacji powstaje pytanie ile faktycznie mamy zwierzyny w naszym kraju. Niestety, bardzo trudno się do niego odnieść. Można jedynie śmiało stwierdzić, że więcej niż się oficjalnie wykazuje. Pytanie o ile więcej, na razie pozostaje bez odpowiedzi. W 1997 roku powstały *Ramowe Zasady Gospodarowania Zwierząt Łownych*, które określają orientacyjne wskaźniki zagęszczenia jeleni na 15-35 szt./1 tys. ha lasu i saren na 15-60 szt./1 tys. ha lasu. W przeciągu ostatnich kilkunastu lat Instytut Badawczy Leśnictwa koordynował ocenę liczebności jeleni i saren w kilku obiektach leśnych kraju metodą pędzeń próbnych. Wyniki tej oceny przedstawiono w Tabeli 1. Najniższe zagęszczenie jeleni stwierdzono w Nadleśnictwie Rudy w 1995 roku i wyniosło ono 5,1 osobnika/100 ha (51 osobników/1000 ha), a najwyższym zagęszczeniem jeleni charakteryzowało się Nadleśnictwo Kędzierzyn – ponad 18 osobników/100 ha (180 osobników/1000 ha). Wspomnieć należy, że Nadleśnictwo Kędzierzyn zwróciło się do IBL z prośbą o wykonanie oceny liczebności ze względu na bardzo wysoki poziom uszkodzeń upraw i młodników, przy jednoczesnych niewspółmiernie niskich stanach liczebnych zwierzyny wykazywanych przez miejscowe koła łowieckie. Tak więc, zagęszczenia jeleni oszacowane na pod-

stawie pędzeń próbnych wyraźnie przewyższają wspomniane orientacyjne wartości wskaźnikowe. Średnie zagęszczenie jeleni w ok. 200 ośrodkach hodowli zwierzyny Lasów Państwowych (obwodach wyłączonych, administrowanych przez nadleśnictwa), w 1997 roku wyniosło 2,4 os./100 ha i zaledwie w 5% tych obwodów było ono wyższe niż 5 os./100 ha (Borkowski, dane niepubl.).

W przypadku saren najniższe zagęszczenie (poza Puszcą Białowieską, do której powrócimy w dalszej części opracowania) stwierdzono w Nadleśnictwie Pszczyna – 3,3 os./100 ha (33 os./1000 ha) w 1996 r., a najwyższe w Nadleśnictwie Rudy – 13,6 os./100 ha (136 os./100 ha) (Tab. 1). Średnie zagęszczenie saren w OHZ w 1997 roku wyniosło 5,5 os./100 ha i w 37% obwodów wykazano zagęszczenie wyższe niż 5 os./100 ha. Tak więc szacowane liczebności saren wydają się być nieco bliższe stanom faktycznym niż w przypadku jeleni. Podkreślić należy, że OHZ stanowią tylko niewielki procent leśnych obwodów łowieckich w Polsce, a znakomita ich część jest dzierżawiona przez Polski Związek Łowiecki. Wydaje się, że niedoszacowanie stanów zwierzyny w obwodach łowieckich PZŁ może być większe niż w OHZ LP.

TABELA 1 WYNIKI OCENY LICZEBNOŚCI JELENI I SAREN METODĄ PĘDZEŃ PRÓBNYCH KOORDYNOWANYCH PRZEZ IBL

Nadleśnictwo	Rok	N jeleni/100 ha	N saren/100 ha
Iława	1994	10,0	6,9
	1995	13,5	8,3
	1996	8,6	5,0
Pszczyna	1994	10,2	3,5
	1995	5,3	11,3
	1996	8,0	3,3
Rudy	1994	10,3	8,3
	1995	5,1	8,3
	1996	6,1	13,6
	2009	11,2	11,4
Strzałowo	1996	12,7	7,4
Puszcza Białowieska 2009	6,0	1,8	
Puszcza Białowieska 2010	7,6	1,0	
Kędzierzyn	2009	18,4	9,7
	2010	18,2	10,0

Klasycznego przykładu problemów z oceną liczebności w środowisku leśnym dostarcza przykład z Danii opisany przez Andersena (1953). Z kompleksu leśnego o pow. 340 ha postanowiono pozyskać wszystkie sarny. Liczebność populacji była szacowana na 70 osobników. Pozyskano ponad 200, przy czym niewielkiej części nie udało się odstrzelić. Wspomnieć należy, że ogromna większość metod raczej niedoszacowuje faktycznego stanu populacji, niż niesie ryzyko zawyżenia liczebności.

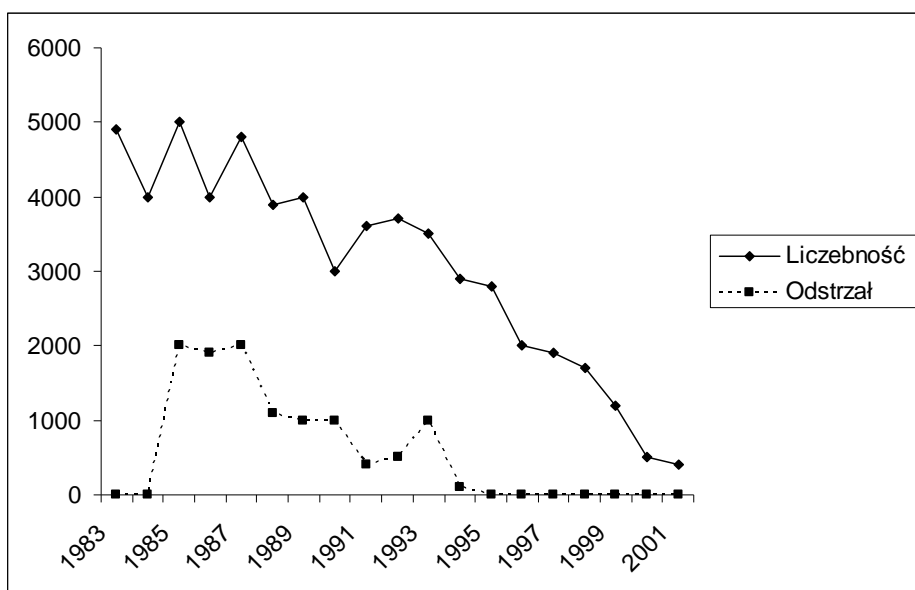
Konsekwencje aktualnego funkcjonowania systemu planowania łowieckiego dla ochrony dużych ssaków drapieżnych

Jak wspomniano, liczebność jeleniowatych jest w Polsce najprawdopodobniej niedoszacowana. W efekcie, pozyskanie łowieckie jest niższe niż mogłoby być. Teoretycznie stan ten można uznać za sprzyjający ochronie dużych ssaków drapieżnych, bowiem wielkość odstrzału pozostawia pewną, być może nawet znaczącą, nadwyżkę, która może być wykorzystywana przez drapieżniki. Tak jest jednak tylko pozornie. Duże zagęszczenia jeleniowatych w środowisku leśnym wiążą się ze znaczącym poziomem uszkodzeń w młodych klasach wieku drzewostanu. Rodzi to konieczność stosowania w znacznej skali kosztownych zabiegów ochronnych (nie zawsze sprzyjających środowisku, vide zagrożenia ogrodzeń z siatki dla ochrony głuszca) i presję leśników na zwiększenie pozyskania zwierzyny. Wystarczy wspomnieć radykalne zwiększenie odstrzału jeleniowatych na początku lat 90-tych. Brak znajomości, choćby w dużym przybliżeniu, liczebności populacji jeleniowatych, w razie zwiększonego odstrzału może doprowadzić do sytuacji niebezpiecznej dla dużych ssaków drapieżnych. Nawiasem mówiąc, opieranie planu ochrony drapieżników o niepewne dane dotyczące liczebności ofiar z nadzieją, że zniżanie stanu liczebności zwierzyny będzie trwało nadal, nie wydaje się w XXI w. racjonalne. Wyklucza ponadto stosowanie wspomnianego wcześniej zarządzania adaptatywnego (nie tylko w przypadku jeleniowatych, ale w konsekwencji również drapieżników).

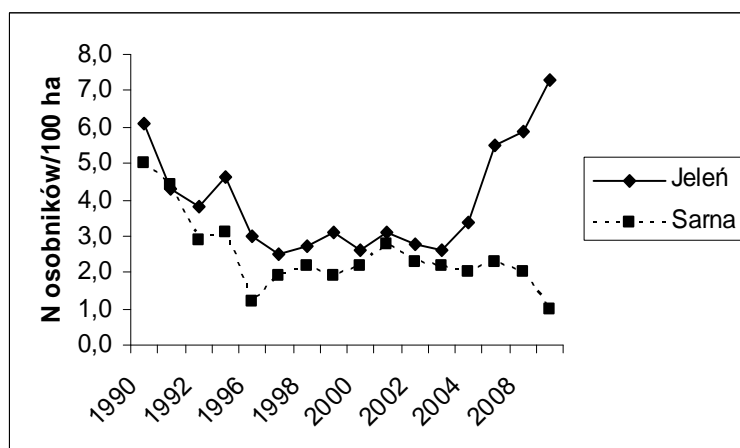
Przykładu konsekwencji braku wiarygodnego monitoringu liczebności dla populacji zwierzyny dostarcza sytuacja łośa w Polsce. W latach 90-tych XX w. miało miejsce intensywne pozyskanie łośa, wyższe niż przyrost populacji. W konsekwencji łośa przestały być spotykane w wielu miejscach kraju, a ich liczebność w północno-wschodniej Polsce, tradycyjnie uważanej za optymalny region występowania tego gatunku, radykalnie spadła. Efektem tego było wprowadzenie w 2001 r. moratorium na odstrzał łośa (przy jednoczesnym pozostawieniu go na liście zwierząt łownych). Wstrzymanie pozyskania łowieckiego zaowocowało ponownym wzrostem liczebności największego gatunku z naszych jeleniowatych. Niestety nie w każdym przypadku wstrzymanie odstrzału jest warunkiem wystarczającym dla odbudowy stanu liczebnej populacji kopytnych. Istnieje kilka przykładów na to wskazujących. Pierwszym z nich jest populacja gazeli górskiej na wzgórzach Golan w Izraelu (Kaplan 2002). W latach 80. XX w. był to obszar o jednym z najwyższych zagęszczeń tego gatunku w Izraelu (35 os./100 ha). Na skutek dużej liczebności gazy zaczęły wyrządzać szkody w uprawach rolniczych i w 1986 roku, kiedy liczbę osobników w populacji szacowano na 4-5 tys., rozpoczęto ich odstrzał (Ryc. 1). W latach 1986-88 rocznie odstrzelowano ok. 2 tys. gazeli, po czym w okresie 1989-93 pozyskanie wynosiło od kilkuset do ok. 1000 osobników. W roku 1995, kiedy liczebność populacji wynosiła ok. 3 tys. osobników, wstrzymano pozyskanie. Mimo to, w kolejnych latach populacja wykazywała dalszy spadek i w latach 2000-01 jej liczebność wynosiła ok. 400-500 osobników. Obecnie liczebność gazeli na Wzgórzach Golan szacowana jest na ok. 200 osobników (David Saltz, inf. ustna). Za zmniejszanie się tej populacji po wstrzymaniu odstrzału odpowiada prawdopodobnie m.in. wysokie zagęszczenie szakali będących drapieżnikami młodych gazeli (w krótkim czasie po urodzeniu).

Kolejnego przykładu dostarczają jeleniowate Puszczy Białowieskiej, które stanowią jeden z nielicznych w Polsce wyjątków monitorowania populacji przez dłuższy czas. Na początku lat 90-tych XX w. zagęszczenie saren i jeleni w Puszczy Białowieskiej wynosiło odpowiednio ok. 5 os./100 ha i ok. 6 os./100 ha. W latach 1991-96 prowadzono intensywny odstrzał obu gatunków. W kolejnych latach pozyskanie jeleni radykalnie ograniczono, podczas gdy odstrzał saren został całkowicie wstrzymany. W okresie 1997-2004 zagęszczenie jeleni oscylowało wo-

kół 3 os./100 ha, aby w latach 2006-2009 wykazać wyraźny trend wzrostowy. Po odstrzale redukcyjnym zagęszczenie saren spadło do ok. 2 os./100 ha i nie wykazywało żadnego wzrostu. Przeciwnie, jesienią 2009 odnotowano nawet spadek zagęszczenia populacji tego gatunku do 1 os./100 ha. Powyższe przykłady dowodzą, że występujący na skutek odstrzału spadek populacji kopytnych poniżej pewnego poziomu wcale nie musi oznaczać automatycznej odbudowy liczebności populacji po wstrzymaniu pozyskania. Obecność drapieżników w takich sytuacjach na pewno wspomnianej odbudowy nie ułatwia. Tak więc monitorowanie populacji ofiar, szczególnie gdy są one jednocześnie użytkowane łowiecko, wydaje się być dla ochrony dużych ssaków drapieżnych nieodzowne.



RYCINA 1 WIELKOŚĆ POPULACJI I ODSTRZAŁU GAZELI GÓRSKICH NA WZGÓRZACH GOLAN, IZRAEL



RYCINA 2 ZMIANY ZAGĘSZCZENIA JELENIOWATYCH W PUSZCZY BIAŁOWIEŻEJ

Inne sposoby podejścia do zarządzania jeleniowatymi na przykładzie USA

Stany Zjednoczone są miejscem stosowania wielu nowatorskich rozwiązań w zarządzaniu zasobami naturalnymi, warto więc przyrzeć się tamtejszemu podejściu do sterowania populacjami jeleniowatych. Otóż wyróżnić tam można trzy konkurencyjne sposoby podejścia (Rooney 2001) określane jako: naturalnej regulacji, tradycyjnego zarządzania zwierzyną (ang. wildlife management) i zarządzania ekosystemem.

Pierwszy z nich zakłada, że przyroda poradzi sobie sama. To podejście posiada zwolenników m.in. wśród organizacji obrońców praw zwierząt i jest anty-interwencjonistyczne w swej koncepcji. Niewątpliwie nie gwarantuje to ochrony bioróżnorodności zasobów naturalnych. Zwłaszcza w przypadku jeleniowatych funkcjonujących bez presji dużych drapieżników prowadzi często do niekontrolowanego wzrostu liczebności i silnego nacisku na środowisko.

Celem drugiego sposobu podejścia jest utrzymywanie populacji jeleniowatych w wysokich zagęszczeniach. Szczególną popularnością cieszy się on wśród myśliwych. Wspomniane wysokie zagęszczenia jeleniowatych mogą prowadzić do silnego wpływu na środowisko. Ponadto liczebność jeleniowatych często wymyka się spod kontroli, potęgując presję na środowisko i eliminując liczne gatunki roślin.

Trzeci ze wspomnianych sposobów podejścia zakłada zintegrowanie teorii ekologicznych z elementami socjo-politycznymi w celu ochrony ekosystemów. Wysoka różnorodność biologiczna jest celem nadrzędnym takiego zarządzania. Podejście to jest co prawda promowane przez rządowe i federalne agencje zajmujące się zarządzaniem środowiskiem, jednak jego zastosowanie w praktyce dotyczy głównie prywatnych rezerwatów przyrody. Koncepcja ta wymaga ustalenia liczebności jeleniowatych odpowiednich dla utrzymania bioróżnorodności. Następnie populacje jeleniowatych oraz gatunków wskaźnikowych są systematycznie monitorowane. Gatunki wskaźnikowe są wybierane na podstawie ich podatności na presję jeleniowatych. Wydaje się, że znaczenie koncepcji całościowego zarządzania ekosystemem będzie w przyszłości rosło nie tylko w Stanach Zjednoczonych, ale w wielu innych krajach świata.

Analiza sytuacji w USA zdaje się podkreślać złożoność zagadnienia zarządzania populacjami jeleniowatych. Podobnie jak w wielu innych miejscach ścierają się tam konkurencyjne poglądy w tej sprawie, reprezentowane przez różne środowiska. Z punktu widzenia tworzenia wizji ochrony dużych drapieżników w Polsce może to być uznane za sytuację niekomfortową, w związku z brakiem gotowych do zastosowania rozwiązań. Z drugiej jednak strony można dostrzec pozytywny aspekt tej sytuacji, a mianowicie swobodę w wypracowywaniu własnych koncepcji w tym zakresie. Wydaje się, że punktem wyjścia powinno być tu zintegrowane podejście do zarządzania zasobami naturalnymi, w miarę możliwości uwzględniające różne interesy, zarówno ochrony przyrody jak i trwale zrównoważonej eksploatacji zasobów. Monitoring zasobów, zwłaszcza gatunków kluczowych dla funkcjonowania ekosystemów, jest do tego nieodzowny.

Propozycje zmian dotychczasowego sposobu oceny liczebności jeleniowatych w Polsce

Obecne podejście do inwentaryzacji zwierzyny wymaga gruntownych zmian zarówno z punktu widzenia samego łowiectwa, jak i szeregu obszarów zarządzania zasobami naturalnymi związanych z łowiectwem (leśnictwo, rolnictwo, ochrona przyrody). Możliwości w tym zakresie są dwukierunkowe: po pierwsze udoskonalanie dostępnych metod oceny liczebności

jeleniowatych w środowisku leśnym; po drugie odstępianie od klasycznej oceny liczebności i oparcie zarządzania o wskaźniki zagęszczenia.

Spośród metod stosowanych w naszym kraju do oceny liczebności kopytnych, pędzenia próbne są jedną z niewielu, być może jedyną, wartą polecenia. Zakładają one przeprowadzenie odpowiedniej liczby (reprezentatywnych dla danego obszaru) miotów. Sumaryczna powierzchnia miotów powinna stanowić ok. 10% powierzchni całego obszaru, dla którego ocenę się prowadzi. W pędzeniach biorą udział naganiacze i obserwatorzy. Ci pierwsi przechodząc przez miot wypłaszają zwierzynę, która jest liczona przez obserwatorów stojących wzdłuż granic miotu (drogi leśne, linie oddziałowe). Za minus tej metody uznaje się konieczność uczestniczenia znacznej grupy osób. Jednak de facto może to również stanowić zaletę, bowiem umożliwia udział różnych środowisk zainteresowanych zarządzaniem zwierzyną: myśliwych, leśników, rolników, organizacji pozarządowych, przedstawicieli lokalnych samorządów. Udział różnych osób sprawia, że uzyskane wyniki są bardziej wiarygodne (brak możliwości manipulacji), a jednocześnie zapewnia integrację poszczególnych środowisk ułatwiając porozumienie. Mimo znacznej popularności tej metody, brak jest prac na temat jej dokładności. Ostatnio drogą symulacji komputerowych testowano wpływ wybranych czynników (zagęszczenie zwierzyny, sposób jej rozmieszczenia w przestrzeni, procent pędzonej powierzchni, liczbę i wielkość miotów) na dokładność wyników uzyskanych za pomocą pędzeń próbnych (Borkowski i in. w przygotowaniu). Okazało się, że nadrzędnym elementem decydującym o dokładności tej metody jest zagęszczenie zwierzyny. Wartość graniczną stanowi zagęszczenie ok. 5 os./100 ha. Przy wyższych zagęszczeniach oszacowana liczebność w zdecydowanej większości (ok. 80% dla jelenia i pow. 90% dla sarny) nie odbiega od rzeczywistej o więcej niż $\pm 20\%$. Pewien wzrost dokładności następował też wraz ze wzrostem pędzonej powierzchni, ale miało to miejsce dopiero gdy pędzenia obejmowały ok. 30% całości terenu. Pozostałe testowane czynniki nie miały większego wpływu na dokładność metody. Tak więc wydaje się, że pędzenia próbne można rekomendować do stosowania w naszych warunkach z zastrzeżeniem jednak, że ich dokładność będzie spadać przy zagęszczeniach poniżej 5 os./100 ha. Jak wspomniano, z Tabeli 1 wynika, że wbrew oficjalnym danym, zagęszczenia jeleni i saren powyżej 5 os./100 ha nie należą w naszych lasach do rzadkości.

Rozwój zaawansowanych technologii stwarza nowe możliwości ich wykorzystania w badaniach nad zwierzyną. Jedną z takich technologii jest termowizja. Kamery termowizyjne są narzędziem testowanym do badań nad liczebnością zwierzyny od stosunkowo krótkiego czasu. Dotychczas w literaturze światowej odnaleźć można jedynie kilka prac na ten temat, a ich wyniki jednoznacznie wskazują na przydatność kamer termowizyjnych w ocenie liczebności zwierząt. Smart i in. (2004) wskazuje, że połączenie termowizji ze zbiorem danych na transektach daje najlepszą możliwość rejestrowania trendów zmian liczebności zwierzyny oraz powtarzalność wyników spośród kilku testowanych metod. Podobne rezultaty uzyskano we Włoszech (Focardi i in. 2006) oraz w USA (Tape i Kissel 2006).

Nie było dotychczas jednak żadnych prac prowadzonych w warunkach lasów środkowo-europejskich, aczkolwiek symulacje wskazują, że również w takich siedliskach potencjalnie metoda ta może być w pełni przydatna i stanowi obiecujące pole do badań. Wydaje się zatem, że warto byłoby przetestować wykorzystanie termowizji w warunkach polskich.

Problemy z oceną liczebności zwierzyny w środowisku leśnym od jakiegoś czasu skłaniają badaczy do rozważania wykorzystania w zarządzaniu wskaźników liczebności zwierząt (np. Morellet i in. 2007). Często są to wskaźniki bazujące na teorii zagęszczeniozależności zakładającej, że wraz ze zmianami zagęszczenia zwierząt zmienia się wielkość ich ciała. Zatem monitorując wskaźnik wielkości ciała/kondycji osobników można wnioskować o trendzie w liczebności populacji. Problem polega na tym, że zazwyczaj takie wskaźniki liczebności pozwalają na rejestrowanie jedynie znaczących zmian i to z pewnym opóźnieniem. Na zmiany w liczebności bowiem najpierw musi zareagować środowisko (baza pokarmowa), które to dopiero później

wpłyne na wielkość ciała zwierzyny. Z punktu widzenia praktyki zarządzania zwierzyną jest to mało przydatne. Potrzebny jest zatem wskaźnik, który odzwierciedlałby w miarę dokładnie zmiany zachodzące z roku na rok.

Borkowski (2002) zaproponował, że takim wskaźnikiem w przypadku jeleniowatych mogłoby być zagęszczenie odchodów. W rzeczywistości Smart i in. (2004) wykazali, że liczenie odchodów może być ze znaczną dokładnością wykorzystane nawet do bezwzględnej oceny liczebności. W tym jednak celu potrzebne są informacje o częstotliwości defekacji dla gatunku oraz tempie dekompozycji odchodów w okresie zimowym. Oba te parametry mogą być źródłem znaczących błędów. Tak czy inaczej wydaje się, że oparcie się o liczenie odchodów jako wskaźnik zagęszczenia (przy którym wspomniane parametry nie są potrzebne) jest dobrym kierunkiem. Odchody mogą być liczone wzdłuż transektów o szerokości 2 m i długości 1-2 km/1000 ha, zależnie od stopnia zróżnicowania środowiska. Przy takim sposobie podejścia nie interesowałaby nas bezwzględna liczebność zwierzyny a informacja o jej zmianach. Opieralibyśmy się zatem w pewnym sensie o metodę prób i błędów. Na przedwiośniu zbieralibyśmy informacje o zagęszczeniu odchodów. Mielibyśmy również dane na temat odstrzału w poprzednim sezonie/sezonach oraz o zagęszczeniu odchodów z poprzednich lat. Do podjęcia w pełni uprawnionej decyzji co do planowanego rozmiaru pozyskania w następnym sezonie brakowałoby nam informacji o przyroście populacji w danym roku. Te zbierane byłyby metodą bezpośrednich obserwacji zwierzyny przed sezonem polowań. W konsekwencji plan pozyskania powstawałby bezpośrednio przed sezonem polowań, po zakończeniu zbioru danych dotyczących przyrostu populacji.

TABELA 2 HIPOTETYCZNY PRZYKŁAD ZASTOSOWANIA METODY WSKAŹNIKOWEJ DO PLANOWANIA POZYSKANIA ZWIERZYNY

Rok	Zagęszczenie odchodów	Przyrost zrealizowany	Planowane pozyskanie
I	100/km	30%	80
II	120/km	30%	100
III	100/km	45%	90
IV	80/km	25%	50
V		itd.	

Jak by to funkcjonowało w praktyce? Wyobraźmy sobie nadleśnictwo/koło łowieckie/rejon hodowlany, w którym zarządzamy zwierzyną. W I roku średnie zagęszczenie odchodów jeleni wyniosło 100/km, a przyrost zrealizowany 30%. (Tab. 2). Podejmujemy decyzję o pozyskaniu 80 osobników. W II roku zagęszczenie odchodów wzrosło, a przyrost był podobny jak rok wcześniej, co oznacza, że możemy podnieść odstrzał do 100 jeleni. Trzeci rok przyniósł nam spadek zagęszczenia odchodów, ale okazało się, że zanotowaliśmy dość duży przyrost zrealizowany. Podejmujemy więc decyzję o odstrzale 90 osobników. Kolejna zima okazała się ciężka, powodując dość znaczną śmiertelność. W efekcie zagęszczenie odchodów jeleni w IV roku spadło do 80/km, a jednocześnie w wyniku niesprzyjających warunków latem stwierdziliśmy stosunkowo niski przyrost populacji. Planowany odstrzał zmniejszamy zatem do 50 osobników. Według podobnego schematu postępujemy w następnych latach. Zapropono-

nowane rozwiązanie jak najbardziej nadaje się zarówno do miejsc, w których występują duże drapieżniki jak i do tych, w których wilków i rysi brak.

Zastosowanie powyższego modelu oznaczałoby odejście od sztywnych norm i zasad w łowiectwie (dotyczących np. przyjmowania stałego przyrostu populacji). Plany pozyskania mogłyby powstawać i być zatwierdzane bezpośrednio przed sezonem polowań, co z punktu widzenia biurokracji stanowiłoby pewne wyzwanie, ale korzyści byłyby chyba znaczące. Wyliminowana zostałaby fikcja przy ocenie liczebności „metodą” całorocznych obserwacji. Zarządzanie zwierzyną odbywałoby się w oparciu o wiarygodne i łatwe do uzyskania parametry. Zastosowanie metody wskaźnikowej wymagałoby minimalnego nakładu sił i środków a monitoring parametrów (zwłaszcza w przypadku odchodów) mógłby odbywać się przy udziale różnych zainteresowanych stron (myśliwi, leśnicy, organizacje pozarządowe) lub byłby możliwy do weryfikacji przez zainteresowane strony. Możliwa byłaby stała kontrola trendów (także wieloletnich) zmian liczebności zarządzanych populacji. Tak więc co prawda nie wiedzielibyśmy ile dokładnie mamy zwierzyny, ale posiadalibyśmy wiarygodne informacje w jakim kierunku zmierza populacja, którą gospodarujemy i jakie efekty przynoszą podejmowane przez nas działania.

Literatura

ANDERSEN J. (1953) Analysis of a Danish roe deer population (*Capreolus capreolus*) based on the extermination of the total stock. *Dan. Rev. Game Biol.* 2: 127-155.

BORKOWSKI J. (2002) Czy możliwe jest gospodarowanie łowieckie bez inwentaryzacji zwierzyny? *Łowiec Polski* 5: 11-13.

CÔTÉ S.D., ROONEY T.P. TREMBLAY J-P., DUSSAULT C. I WALLER D.M. (2004) Ecological impacts of deer overabundance. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 35: 113-147.

deCALESTA D.S. (1994) Effect of white-tailed deer on songbirds within managed forests in Pennsylvania. *J. Wildl. Manag.* 58: 711-718.

FOCARDI S., FRANCIETTI B., MONACO A. I PEDROTTI L. (2006) Estimating red deer populations abundance in the Alps. 6th International Deer Biology Congress, 7-11. 08. 2006. Praga.

FULLER R.J. 2001. Responses of woodland birds to increasing numbers of deer: a review of evidence and mechanisms. *Forestry* 74: 289-298.

GILL R.M.A. (1992) A review of damage by mammals in north temperate forests: 3. Impact on trees and forests. *Forestry* 65: 364-388.

KAPLAN D. (2002) Long-term mountain gazelle (*Gazella gazella gazella*) population fluctuations in Northern Israel. *Z. Jagdwiss.* 48: 167-171.

LEE K.N. 1999. Appraising adaptive management. *Conservation Ecology* 3(2): 3. [online] URL: <http://www.consecol.org/vol3/iss2/art3/>

NASIADKA P. (1998) The accuracy of year-long direct observations by hunters for estimating red deer (*Cervus elaphus* L.) number. *Proc. 4th Inter. Deer Biol. Congr, Kaposvar*: 25-28.

OSTFELD R.S., JONES C.G. I WOLFF J.O. (1996) Of mice and mast: ecological connections in eastern deciduous forest. *BioScience* 46: 323-330.

POWER M.P, TILMAN D., ESTES J.A., MENGE B.A., BOND W.J., MILLS L.S., DAILY G., CASTILLA J.C., LUBCHENCO J. I PAINE R.T. (1996) Challenges in the quest for keystones. *Bioscience* 46: 609-620.

RITCHIE M.E., TILMAN D. I KNOPS J.M.H. (1998) Herbivore effects on plant and nitrogen dynamics in oak savanna. *Ecology* 79: 165-177.

ROONEY T.P. (2001) Deer impacts on forest ecosystems: a North American perspective. *Forestry* 74: 201-208.

SMART J.C.R.,. WARD A.I. I WHITE P.C.L. (2004). Monitoring woodland deer populations in the UK: an imprecise science. *Mammal Review* 34: 99-114.

STROMAYER K.A.K. I WARREN R. J. (1997) Are overabundant deer herds in the eastern United States creating alternative stable states in forest plant communities? *Wildl. Soc. Bull.* 25: 227-234.

TAPPE P.A. I KISSELL R.E. Jr. (2006) White-tailed deer density estimating using thermal infrared imaging. 6th International Deer Biology Congress, 7-11. 08. 2006. Praga.

Jakub Borkowski

University of Warmia and Mazury in Olsztyn

EVALUATION OF THE POPULATION SIZE OF THE CERVIDAE FAMILY IN POLAND: CURRENT SITUATION ANALYSIS AND PROPOSAL FOR CHANGES

Abstract

Modern animal population management requires inter alia monitoring the population size (using absolute or relative methods). It is especially important in case of the cervidae, whose influence on functioning of the entire ecosystem is crucial. When the population size is large they can change the vegetation structure (including forests) and thus affect indirectly the whole zoocenosis. At the same time their presence is a prerequisite for the conservation of large predators.

Systematic evaluation of the deer population size enables verification of the effectiveness of undertaken activities within population management. Hence, it is a requirement of the so called “adaptive management”. In accordance with the *Act on Hunting Law* evaluation of the game population size is a mandatory condition of hunting economy management. Yearly assessment constitutes the basis for planning the number of culled animals. In the majority of Polish hunting districts the population size evaluation is conducted by the so called year-round observation method. Actually, the method in question is absolutely subjective and does not provide any solid information on the game population size. As a result, the population size is frequently “determined” starting from the number of animals the hunters are planning to harvest.

The research coordinated in the recent years by the Forest Research Institute reveals that deer concentration in many places in Poland exceeds 5 individuals/100 ha and quite often it is even 10 individuals/100 ha. These values are two-four times higher than those shown in official statistics. Therefore, it appears that the hunting harvest could be larger than it is at present. At first glance the situation seems to support conservation of large predators. However, high concentration of deer is connected with heavy damage in the woods and the increasing pressure for the cervidae harvest coming from the foresters. Without reliable assessment of the population size it is very difficult to determine the harvest size that ensures at the same time forest sustainability as well as food for the wolf and lynx.

An alternative solution to evaluation of the animal population size (often logistically difficult and costly) might be indicative evaluation of changes in the animal population size that take place year by year. To that end we may count feces of deer on transects. With this approach we do not attempt to define how many animals there are in the environment but the reaction of the population to the accepted harvest size (if the indicator shows an excessive decrease in the population number we limit the harvest and the other way round: we increase the harvest if the population size grows).

OCHRONA

RYSIA



Andrzej Krzywiński¹, Armin Kobus¹, Jakimiuk Stefan²

1. Park Dzikich Zwierząt Kadziłowo

2. Fundacja WWF Polska

REINTRODUKCJA RYSIA DO PUSZCZY PISKIEJ METODĄ „BORN TO BE FREE”

1 Wstęp

Rys eurazjatycki (*Lynx lynx*) jest największym przedstawicielem rodziny kotowanych w Europie. Obecny zasięg występowania tego gatunku rozciąga się od Europy Środkowej i Skandynawii na północnym-zachodzie, aż po azjatyckie wybrzeża Pacyfiku na wschodzie. W części południowej zasięgu występuje w Turcji, Iraku, Iranie, w Azji Środkowej, po Mandżurię (Nowell, Jackson 1996). Kiedyś gatunek ten występował w całej niemal Europie, teraz w zachodniej części kontynentu jest już prawie nieobecny (Okarma, 2000). Po całkowitym wytepieniu został ponownie reintrodukowany w góry Szwajcarii, dawnej Jugosławii, Austrii i Niemiec (Breitenmoser et al., 2000). Polska leży na zachodnim skraju zwartego zasięgu występowania tego gatunku. Szacuje się, że w Polsce żyje obecnie około 200 rysi (Wolsan and Okarma, 2001). Na terenie naszego kraju występują dwa różniące się ekotypy, a być może nawet podgatunki rysia (Jędrzejewski et al., 2002). Osobniki z populacji karpackiej są nieco większe od osobników z populacji nizinnej. Posiadają na futrze wyraźne, duże, ciemnobrunatne cętki, natomiast u rysy nizinnych cętki są mniej zaznaczone, zwłaszcza na grzbiecie (Stollmann, 1963). Większość rysy w naszym kraju występuje w Karpatach, od Beskidu Żywieckiego po Pogórze Przemyskie i Bieszczady. Znacznie bardziej zagrożona jest mniej liczna (ok. 60 osobników) populacja nizinna, która zamieszkuje tereny Polski północno-wschodniej, głównie Puszcze Białowieską, Knyszyńską i Augustowską oraz niektóre kompleksy leśne Mazur (Wolsan and Okarma, 2001). Sporadycznie stwierdzano obecność rysy w środkowej i zachodniej części Polski. Były to jednak osobniki pojedyncze, migrujące najprawdopodobniej z Kampinoskiego Parku Narodowego (Bieniek and Wolsan, 1992; Fuchs, 1993), gdzie od roku 1992 prowadzony był program reintrodukcji rysy (Boer et al., 1994).

W ciągu ostatnich 20 lat zasięg występowania rysia w Polsce północno-wschodniej znacząco się zmniejszył. W przeszłości na obszarze kilku kompleksów leśnych Mazur występowała lokalna populacja tego gatunku. Jednakże w latach 80-tych XX w. rysie przestały być odnotowywane w Lasach Napiwodzo-Ramuckich. W tym czasie tereny Puszczy Piskiej zamieszkiwała jeszcze populacja rysy licząca kilkanaście osobników (Jędrzejewski et al., 2002), ale i ta, częściowo izolowana populacja, przestała istnieć pod koniec lat 80-tych XX w.

5 stycznia 1989 roku, podczas polowania zbiorowego w Karwicy, odstrzelono prawdopodobnie ostatnią grupę rodzinną (matkę i dwójkę młodych). Populację rysy w Puszczy Piskiej spotkał podobny los jak rysie zamieszkujące wcześniej Puszcze Napiwodzko-Ramucką (Sobotko, 2007). Głównymi przyczynami wyginięcia tego gatunku w ww. kompleksach leśnych było nadmierne łowieckie pozyskanie oraz kłusownictwo (Jędrzejewski et al., 2002). Pod koniec lat 90-tych XX wieku w lasach mazurskich obserwowane były już tylko pojedyncze, prawdopodobnie migrujące osobniki (Jędrzejewski et al., 2002).

W roku 1995 ryś został w naszym kraju objęty ochroną gatunkową. Gatunek ten umieszczony jest również w *Polskiej Czerwonej Księdze Zwierząt* jako gatunek niższego ryzyka, ale bliski zagrożenia (Głowaciński et al., 2001). Wraz z objęciem rysia ochroną gatunkową, główne zagrożenie dla zachowania gatunku (nadmierny odstrzał) zostało usunięte. Stąd też celowe okazało się przywrócenie lokalnej populacji tego gatunku. W tej sytuacji podjęto działania zmierzające do reintrodukcji rysy w wybranych kompleksach leśnych Mazur. W momencie podjęcia decyzji o reintrodukcji rysy (koniec lat 90-tych XX w.), w polskich ogrodach zoologicznych znajdowały się rysie jedynie o pochodzeniu karpackim lub karpacko-skandynawskim.

Dlatego zgodnie z zaleceniami IUCN podjęto decyzję sprowadzenia odpowiednich rysy nizinnych, które zlokalizowano w ogrodzie zoologicznym w Mińsku na Białorusi. Po pozytywnym zaopiniowaniu przez Państwową Radę Ochrony Przyrody, Ministerstwo Środowiska w 1998 r. wydało zgodę (CITES) na sprowadzenie z ogrodu zoologicznego w Mińsku rysy, po trzech niepokrewnionych osobnikach – samcu i dwóch samicach. Początkowo reintrodukcja planowana była metodą klasyczną, tj. poprzez wypuszczanie do natury dorosłych osobników. Gdy jednak w Parku Dzikich Zwierząt w Kadzidłowie została opracowana nowa, oryginalna metoda reintrodukcji „born to be free” (urodzony, aby być wolnym) dla gatunków wyjątkowo trudnych do reintrodukcji, jakimi są np. kuraki leśne, postanowiono ją zastosować również do reintrodukcji rysia.

We wstępnej fazie program reintrodukcji realizowany był we współpracy z Mazurskim Parkiem Krajobrazowym oraz Nadleśnictwami: Maskulińskie i Pisz (RDLP Białystok), a następnie Spychowo (RDLP Olsztyn). Od 2007 r. wiodącym partnerem w tym procesie jest również Fundacja WWF Polska. W latach 2009-2012 program reintrodukcji rysia dofinansowywany był także ze środków *Norweskiego Mechanizmu Finansowego i Mechanizmu Finansowego EOG* w ramach projektu WWF Polska pt. „Ochrona gatunkowa rysia, wilka i niedźwiedzia w Polsce”.

1 Teren badań, materiały i metody

Puszcza Piska położona jest w północno-wschodniej części Polski, na obszarze Równiny Mazurskiej, i obejmuje obszar ponad 100 tys. ha, administrowany przez Nadleśnictwa: Pisz, Maskulińskie, Spychowo, Strzałowo i Mrągowo (Kondracki, 1998). Jej szata roślinna jest bardzo zróżnicowana. Tereny sandrowe porasta bór sosnowy świeży (*Vaccinio myrtilli-Pinetum*), w którym gatunkiem dominującym jest sosna (*Pinus sylvestris*), oraz bór suchy (*Vaccinium vitis-idaea*). W północno-zachodniej części Puszczy Piskiej, na glinach zwałowych obfitujących w węglan wapnia wykształcił się grąd (*Tilio-Carpinetum*) – wielogatunkowy las liściasty z dębem szypułkowym, lipą drobnolistną, grabem zwyczajnym oraz klonem zwyczajnym. W miejscach wilgotnych i bezodpływowych występują płaty borów bagiennych (*Vaccinium uliginosi-Pinetum*). Żyzne siedliska przy strumieniach zajęte są przez rzadki już w naszym kraju łąg jesionowy. Oprócz zbiorowisk leśnych charakterystyczne dla Puszczy Piskiej są również zbiorowiska roślinności torfowiskowej i wodnej (Myczkowski, 1974; Sokołowski i Kot, 1996).

Obszar Puszczy Piskiej zamieszkuje typowy dla lasów nizinnych zespół dużych kopytnych. Stanowi go łoś (*Alces alces*), jeleń szlachetny (*Cervus elaphus*), sarna (*Capreolus capreolus*) oraz dzik (*Sus scrofa*). Rząd drapieżnych reprezentuje tutaj obecnie wilk (*Canis lupus*), ryś (*Lynx lynx*), lis (*Vulpes vulpes*) i jenot (*Nyctereutes procyonoides*). Występuje tu także, wydra, bóbr i kuna leśna (Sokołowski i Kot, 1996).

Program przywracania rysia do Puszczy Piskiej zainicjowany został przez Park Dzikich Zwierząt w Kadzidłowie w roku 1998, a następnie realizowany przy współpracy z Mazurskim Parkiem Krajobrazowym oraz Nadleśnictwami: Maskulińskim, Pisz (od 2007 r.), Spychowo (od

2009 r.). Od roku 2007 w projekt reintrodukcji włączyła się Fundacja WWF Polska. W latach 2009-2012 program reintrodukcji rysia dofinansowywany był także ze środków *Norweskiego Mechanizmu Finansowego i Mechanizmu Finansowego EOG*, w ramach projektu WWF Polska pt. „Ochrona gatunkowa rysia, wilka i niedźwiedzia w Polsce”.

Wobec braku gwarancji, iż pozyskanie do reintrodukcji kilku osobników z polskiej populacji nizinnej nie wpłynie negatywnie na jej funkcjonowanie, a rysie hodowane w ogrodach zoologicznych naszego kraju były pochodzenia karpackiego bądź karpacko-skandynawskiego, podjęto decyzję o sprowadzeniu osobników z populacji nizinnej z ogrodu zoologicznego w Mińsku na Białorusi. W roku 1999 na podstawie zezwolenia Ministerstwa Środowiska, po wcześniejszej pozytywnej opinii Państwowej Rady Ochrony Przyrody, Park Dzikich Zwierząt w Kadzidłowie zakupił trzy młode rysie po niespokrewnionych osobnikach (jednego samca i dwie samice), przy czym jedna samica pochodziła z natury – z terenu graniczącego z Polską, a do zoo trafiła jako sierota. Zwierzęta te stanowiły stado podstawowe dla programu reintrodukcji tego gatunku w Puszczy Piskiej (Hejke 2004). W 2009 r. sprowadzono młodego, niespełna rocznego samca z ogrodu zoologicznego w Rydze, a w 2011 r. kilkutygodniowy ryś – sierota trafił do Kadzidłowa z Puszczy Knyszyńskiej. Jednak osobniki te nie weszły jeszcze do rozrodu. Zgodnie z zaleceniami IUCN materiał do reintrodukcji jest tym lepszy im mniej generacji przebywa w niewoli (Okarma i wsp. 2001, Hakansson 2007). Pierwotnie planowano przywracanie rysia do Puszczy Piskiej tradycyjną metodą, poprzez wypuszczanie do natury dorosłych osobników. Ostatecznie opracowano w Parku Dzikich Zwierząt w Kadzidłowie nową metodę, która została zastosowana do gatunków wyjątkowo trudnych do reintrodukcji, jakimi są kuraki leśne oraz rysie (Krzywiński et al., 2009). Wcześniej, w celu poznania bliższych szczegółów behawioru matka-młody, na podstawie obserwacji rysia w Kadzidłowie została przygotowana i napisana została praca magisterska (Krzywińska 2004). Metoda „born to be free” po raz pierwszy została zastosowana w roku 2004 przy reintrodukcji wyjątkowo trudnych, jakimi są kura-ki leśne (*Tetraonidae*), a następnie 2005 r. u rysia.

Główne założenia metody BORN TO BE FREE, przyjęte na potrzeby reintrodukcji rysia, są następujące :

- młode rysie rodzą się w umieszczonych w lesie woliarach, w których przebywają również obydwój rodzice lub samica (matka młodych);
- młode zwierzęta mają możliwość wychodzenia na zewnątrz woliery przez niewielki otwór, jednak zbyt mały, aby wydostać się przez niego mogły osobniki dorosłe;
- ponieważ woliara zlokalizowana jest w środowisku naturalnym, młode od urodzenia korzystają z wolności poznając środowisko, w którym później będą żyły;
- przez pierwszych kilka miesięcy życia młode rysie mają stały i bezpośredni kontakt z matką, która przebywa w woliarze – mogą wchodzić do woliery i wychodzić z niej bez ograniczeń;
- wejście do woliery z matką z reguły jest zamykane po około 4-5 miesiącach (wrzesień – październik), a więc w okresie, gdy młode rysie przestają już korzystać z mleka matki (ssać);
- dorastające rysie przebywają w bliskiej okolicy woliery, gdzie są dokarmiane, utrzymując nadal bliski kontakt z matką, aż do momentu dyspersji, czyli pełnego usamodzielnienia;
- kontakt z człowiekiem jest ograniczony do minimum, dlatego rysie rodzące się w woliarze nabywają cech zwierząt dzikich i unikają człowieka;

W latach 2005-2011 wybudowano łącznie 5 woliar, z czego do tej pory były wykorzystywane do reintrodukcji 4 woliery zlokalizowane na terenie Puszczy Piskiej – Nadleśnictwo Maskulińskie: Leśnictwo Ukta (ostoja nad rzeką Krutynią) i Leśnictwo Dębowo (ostoja w pobliżu tzw. Łąk Goeringa); Nadleśnictwo Pisz: Leśnictwo Zielone (ostoja nad jeziorem Pogobie) oraz Nadleśnictwo Spychowo (Leśnictwo Szklarnia).

Na lokalizacje woliery wybrano miejsca (w dawnych ostojach gatunku), które ze względu na wiekową i gatunkową strukturę drzewostanów zapewniają rysiom dobre warunki osłonowe, a bliskie sąsiedztwo śródleśnych łąk gwarantuje wyższe zagęszczenie saren. Woliery były umiejscowione z reguły na skraju starszego drzewostanu, stykając się bezpośrednio z gospodnimi uprawami (Fot. 1).



FOT. 1 FRAGMENT DRZEWOSTANU PRZY WOLIERZE REINTRODUKCYJNEJ (fot. A. Krzywiński)

Gęste uprawy stwarzają możliwość ukrywania się młodych rysie ludzi. Obecność saren w ogrodzonych uprawach leśnych stwarza rysiom dobre warunki do podejmowania pierwszych samodzielnych prób polowania. Woliery rysie o wymiarach około 16×8 m zbudowane są z drewna. Dwie lub trzy ściany woliery na znacznej powierzchni wypełnione są siatką, co umożliwia dobry dostęp światła do wnętrza obiektu. Przestrzeń wewnątrz woliery podzielona jest ścianą na 2 pomieszczenia, co umożliwia chwilowe wyłączenie z użytkowania przez rysie jednej z części woliery i bezpieczne jej udostępnianie osobom opiekującym się rysiami (sprzątanie, karmienie, etc.). Teren wokół woliery, o pow. 15-20 arów, ogrodzony jest siatką. Zabezpiecza to przed bezpośrednią penetracją tego terenu przez ludzi czy wałęsających się psów. Rysie karmione są w odstępach od jednego do kilku dni, w zależności od pory roku oraz zapotrzebowania pokarmowego zwierząt. Dostarczany pokarm stanowią przede wszystkim zwierzęta będące ofiarami rysie w przyrodzie, tj. sarna, jelen, dzik (Fot. 2), rzadziej wykorzystywane są tusze zwierząt domowych, takich jak królik, nutria, drób.



FOT. 2 **SIEDMIOMIESIĘCZNY RYŚ SPOŻYWAJĄCY SARNE**
PO ZACIĄgniĘCIU JEJ DO MŁODNIKA (fot. A. Krzywiński)

Informacje nt. behawioru rysia, np. zwyczaje pokarmowe młodych rysia, szczegóły interakcji matka-młode oraz relacje pomiędzy rodzeństwem, uzyskiwano dzięki obserwacjom z kilku ambon ustawionych w różnych odległościach od woliery (maksymalnie 1 km). Podczas monitoringu zebrano obszerną dokumentację fotograficzną oraz filmową, np. nagrano różne rodzaje odgłosów wydawanych przez matkę i młode. Dodatkowo, w celu ustalenia dobowych tras przemieszczania się i zimowego areału bytowania młodych rysia oraz ich zwyczajów pokarmowych, prowadzono tropienia po ponowie.

Od roku 2007 wszystkie wypuszczane na wolność rysie zaopatrywane są w czipy z indywidualnym numerem każdego osobnika. W latach 2010-11 wypuszczone rysie były wyposażone w obroże telemetryczne.

2 Wyniki

Wstępne wyniki z pierwszych dwóch lat reintrodukcji rysia były przedstawione na Międzynarodowym Kongresie Biologów Zwierzyny Łownej w Uppsali w 2007 roku. Nowatorska metoda reintrodukcji rysia, nazwana przez autora „BORN TO BE FREE” (urodzony, aby być wolnym), spotkała się z dużym zainteresowaniem. Należy jednak zaznaczyć, iż w podobny sposób profesor Karpiński w latach 30-tych XX w. próbował przywrócić niedźwiedzie do Puszczy Białowieskiej (A. Sobotko – inf. ustna). Wybuch II Wojny Światowej nie pozwolił na dokończenie eksperymentu i wyciągnięcie wniosków. Kolejne wyniki reintrodukcji rysia były prezentowane w roku 2008 na konferencji w Koleczkowie (Krzywiński & Kobus, 2009).

Do roku 2012, w trakcie realizacji programu reintrodukcji rysia do natury wypuszczono 12 osobników (5 samców i 7 samic), w tym 4 rysie były wypuszczone w latach 2009-2011 ramach projektu WWF Polska (pt. „Ochrona gatunkowa rysia, wilka i niedźwiedzia w Polsce”) współfinansowanego ze środków *Norweskiego Mechanizmu Finansowego i Mechanizmu Finansowego EOG*. Z wyjątkiem jednej dorosłej samicy (urodzonej w Kadzidłowie) i wypuszczonej na wolność już jako dojrzały osobnik (metoda zbliżona do tradycyjnej), w pierwszym roku trwania programu (2004) wszystkie pozostałe osobniki odchowane zostały metodą „born to be free”. Poniżej, w tabeli 1 przedstawiono liczbę osobników, płeć oraz miejsce wypuszczenia na wolność rysia w poszczególnych latach trwania programu:

TABELA 1 REINTRODUKCJE RYSIA DO PUSZCZY PISKIEJ W POSZCZEGÓLNYCH LATACH

Data i Miejsce	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011
	Nadl. Maskulińskie	Nadl. Maskulińskie Woliera Ukta	Nadl. Maskulińskie Woliera Dębowo	Nadl. Pisz Woliera nad Pogobiem	Nadl. Pisz Woliera nad Pogobiem	Nadl. Maskulińskie Nadl. Spychowo	Nadl. Maskulińskie	Nadl. Maskulińskie
Ilość	2	2	1	2	1	2	1	1
wiek	adv. Doroste	juv. Młode	juv. Młody	juv. Młode	juv. Młody	1.adv. Dorosły 2.juv. Młody	juv. Młody	juv. Młody
płeć	samice ♀♀	samice ♀♀	samiec ♂	samiec ♂ samica ♀	samiec ♂	samce ♂♂	samiec ♂	samica ♀
Metoda	1. Born to be free 2. Zbliżona do tradycyjnej	Born to be free	Born to be free	Born to be free	Born to be free	1. Zbliżona do born to be free 2. Born to be free	Born to be free	Born to be free

Obserwacje z pierwszych lat introdukcji dokonane przez służby terenowe Lasów Państwowych wskazywały na to, iż do Puszczy Piskiej docierają pojedyncze rysie (były to przypuszczalnie młode samce w okresie dyspersji), pochodzące najprawdopodobniej z Puszczy Augustowskiej bądź Białowieskiej (Jędrzejewski et al., 2002). Dlatego też w roku 2004, wcześniej

niż wynikało to z harmonogramu prac, wypuszczono dwie dorosłe samice w celu skojarzenia ich z dzikim samcem. Obie rysice dobrze zaadaptowały się w terenie, chociaż samica wychowywana metodą zbliżoną do tradycyjnej w pierwszym okresie po wypuszczeniu miała trudności w przystosowaniu się do warunków naturalnych (podchodzenie do osad, częste przekraczanie dróg itp.). W roku 2005 od tych samic otrzymano pierwszy przychówek, a w kolejnym sezonie obserwowano samicę z dwoma kociętami. Stwierdzono (na podstawie identyfikacji tropów na piasku w pobliżu woliery), iż dzikie samce, które w roku 2004 jako jednoroczne migrujące osobniki dotarły do Puszczy Piskiej, zajęły terytoria w pobliżu woliery, w których znajdowały się samice ze stada podstawowego. Ponieważ w zachodniej części Puszczy Piskiej stosunkowo często notowane były podczas polowań zbiorowych przypadkowe spotkania z rysiami, w roku 2007 podjęto decyzję o wybudowaniu kolejnej woliery reintrodukcyjnej do wschodniej części Puszczy (zezwolenie Ministerstwa Środowiska z dnia 12.07.2007 r.). Woliery zlokalizowana została na terenie Nadleśnictwa Pisz nad jeziorem Pogobie. Tereny te stanowiły niegdyś ostoje rysie, tam też obserwowany był jeden z ostatnich miotów (J. Wabnic, inf. ustna). Kolejne dwie woliery wybudowano w Nadleśnictwie Spychowo (w 2009 r. i 2011 r.) oraz 1 woliery w Nadleśnictwie Jedwabno (2010 r.).

Młode rysie, które miały możliwość wchodzenia do woliery z matką, do września lub października przebywały zwykle w pobliżu woliery. Po zamknięciu otworu do woliery, kilkumiesięczne osobniki nadal trzymały się terenu wokół woliery uznając go za swoje terytorium (Fot. 3). Zimą penetrowały już obszar w promieniu ok. 1 kilometra wokół zagrody, tak więc ich areal bytowania wynosił w przybliżeniu 300 ha. W okresie późnej jesieni i zimy rysie pokonywały dziennie ok. 2-5 km. Obserwacje dwóch młodych rysie prowadzone w okresie zimy 2007/08 na terenie Nadleśnictwa Pisz wskazywały na to, iż rysie poruszały się w promieniu 0,5 do 1,5 km od woliery, co odpowiadało powierzchni 100-600 hektarów.



FOT. 3 TRZYMIESIĘCZNY RYŚ WIĘKSZOŚĆ CZASU SPĘDZA NA ZEWNĄTRZ WOLIERY (fot. A. Krzywiński)

W ciągu dnia młode rysie wyraźnie unikały przechodzenia przez teren otwarty. Przemieszczały się głównie wykorzystując dobre warunki osłonowe (gęste zarośla) lub w nocy. Zmuszone do wyjścia na otwartą przestrzeń do wykładanej dla nich karmy (ilość karmy limitowano tak, aby odczuwały potrzebę zaspokojenia głodu i aktywnego jej poszukiwania), pojawiały się przy pokarmie dopiero po upływie 0,5-1 godziny nasłuchiwania oraz uważnej obserwacji terenu. Gdy do pokarmu podchodziły 2 rysie, zwykle na otwartą przestrzeń wychodził tylko jeden ryś, natomiast drugi osobnik, który znajdował się w zaroślach obserwował, czy nie ma żadnych niebezpieczeństw. Rysie nigdy nie konsumowały wyłożonej karmy na otwartym przestrzeni, lecz starały się ją przeciągnąć pod osłonę młodnika, zachowując przy tym dużą ostrożność.

Na podstawie obserwacji i tropień stwierdzono, że młode rysie podejmowały pierwsze próby samodzielnych polowań już jesienią. Ich ofiarami najczęściej były drobne gryzonie, ptaki i wiewiórki. Na ostrzegawczy głos sójki czy kosa reagowały ucieczką. Pierwsze samodzielne, zakończone sukcesem polowanie na kozłą sarny (identyfikacja na podstawie tropień) odnotowano na terenie grodzonej uprawy już w końcu listopada. Inne przypadki polowania na terenie grodzonych upraw pochodzą już z nieco późniejszych okresów. I tak np. analiza tropów dwóch młodocianych osobników na śniegu w styczniu wskazywała na to, iż korzystając z ograniczonej możliwości poruszania się sarny wewnątrz uprawy, efektywnie ze sobą współpracowały i wielokrotnie ponawiały ataki na ofiarę.

Pomimo tego, iż młode rysie podejmowały próby samodzielnych polowań, w okresie zimowym i wczesnowiosennym były stale dokarmiane. W kwietniu już coraz rzadziej interesowały się wykładaną karmą, a w maju zjawiały się w miejscach dokarmiania już tylko co kilka dni. Najpóźniejsze stwierdzenia korzystania z wyłożonego dla rysy pożywienia odnotowano w początkach czerwca, po ośmiodniowej przerwie. Świadczy to o tym, że młode w okresie później wiosny już całkowicie samodzielnie potrafią zdobywać pokarm.

Dzięki zastosowaniu specjalnie skonstruowanych przenośnych ambon prowadzono obserwacje kocią w woliarach, bądź też w ich bezpośrednim otoczeniu. W szczególności obserwowano interakcje pomiędzy młodymi osobnikami (rodzeństwem), interakcje matka – młode oraz reakcje rysy na inne gatunki zwierząt. Obserwacje te wykazały, że matka przywołuje kocięta nie tylko w pierwszych miesiącach życia, ale również jesienią, kiedy wejście do woliery jest już na stałe zamknięte, a nawet pod koniec zimy. Młode rysie bardzo rzadko odzywały się, natomiast ich głos jest bardzo donośny i słyszalny z dużej odległości. Stwierdzono, iż matka oprócz głosu przywołującego młode wydaje również odgłos ostrzegawczy.

W 2008 r. zaobserwowano bardzo interesujące interakcje pomiędzy starszym, samodzielnym już samcem (przebywającym już od ponad roku na wolności) a młodym kilkumiesięcznym rysiem (samcem). Dość nieoczekiwanie obydwie samce (starszy i młodszy) zaczęły się pojawiać w sierpniu 2008 w pobliżu woliery. Systematyczne obserwacje udokumentowane bogatym materiałem fotograficznym i filmowym (Fot. 4) ujawniły, iż relacje pomiędzy rodzeństwem są bardzo przyjazne, a nawet że rysie współpracują ze sobą. Starszy ryś zwykle ubezpieczał młodego, gdy ten żerował przy wykładanej karmie, po czym następowała zmiana i młodszy „pełnił rolę” w czasie żerowania starszego brata. Zaobserwowano także współpracę obu rysy przy przeciąganiu wykładanej karmy w celu jej ukrycia.



FOT. 4 TRZYMIESIĘCZNY RYŚ ZE STARSZYM O ROK RODZEŃSTWEM (PIASTUNEM) (fot. A. Krzywiński)

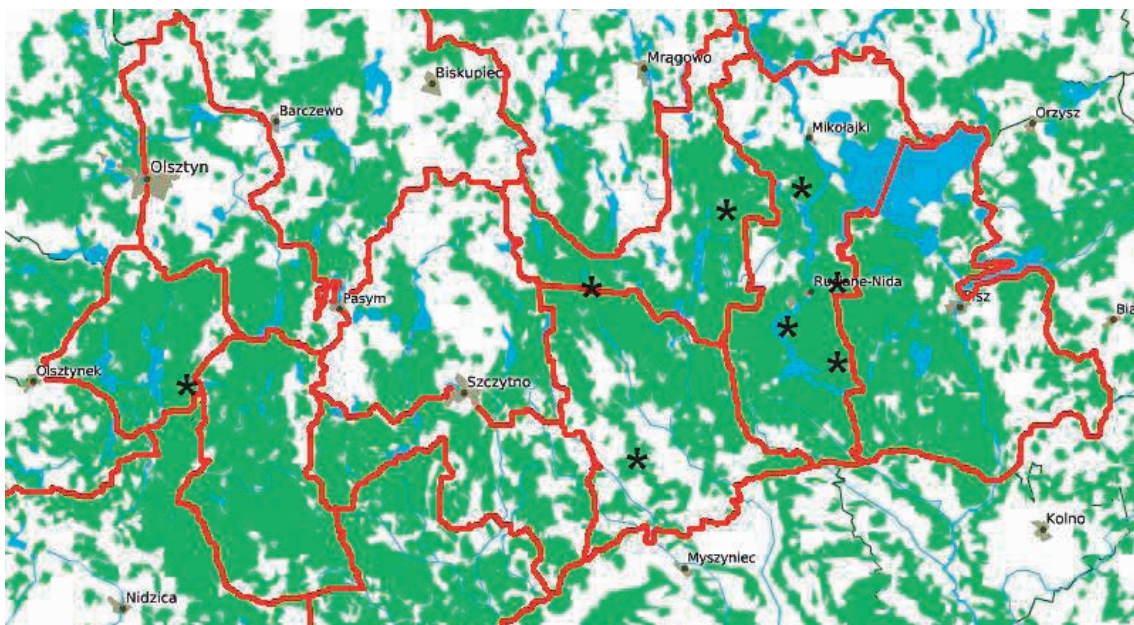
W czasie prowadzenia programu reintrodukcji zauważono, iż obecność rysia może mieć wpływ na modyfikacje behwioru średniej wielkości drapieżników, takich jak lis czy kuna.

Zarówno w pobliżu wolier, a nawet w dalszej odległości od nich nie stwierdzono tropów tych drapieżników. W okresie dokarmiania młodych rysia drapieżniki te nigdy nie podchodziły do wykładanej karmy, nawet gdy były to całe tusze sarny lub jelenia, które konsumowane były przez rysie przez dłuższy czas. W 2011 r. odnaleziono zabitego jenota. Sposób ukrycia ofiary, tj. przykrycie trawą i ściółką, wskazywał na to, iż sprawcą jego śmierci był ryś (Fot. 5). Na podstawie przedstawionych obserwacji można wyciągnąć wniosek, iż drapieżniki takie jak lis, jenot czy kuna unikają kontaktu ze znacznie większym drapieżnikiem jakim jest ryś, ponieważ stanowi on dla nich realne zagrożenie.

W lutym 2011 r. na terenie nadleśnictw wchodzących w skład kompleksu leśnego Puszczy Piskiej oraz Lasów Napiwodzko-Ramuckich przeprowadzono inwentaryzację wilków i rysia. Przedsięwzięcie to było współfinansowanego ze środków Mechanizmu Finansowego EOG i Norweskiego Mechanizmu Finansowego w ramach projektu WWF Polska pt. „Ochrona gatunkowa rysia, wilka i niedźwiedzia w Polsce”. Inwentaryzacja, z zastosowaniem metody jednoczesnych tropień na transektach, prowadzona była przez służby terenowe Lasów Państwowych oraz członków miejscowych kół łowieckich. Obszar objęty tropieniami to 271 770 ha, na terenie 12 nadleśnictw (RDPL Olsztyn i RDLP Białystok). Rolę koordynatora tropień pełniło Nadleśnictwo Spychowo. Analiza wyników przeprowadzonych inwentaryzacji wykazała występowanie na tym obszarze 51 wilków i 8 osobników rysia.



FOT. 5 CIAŁO JENOTA ZAMASKOWANE W CHARAKTERYSTYCZNY SPOSÓB PRZEZ RYSIA (fot. A. Adamski)



RYCINA 1 ROZMIESZCZENIE POSZCZEGÓLNYCH RYSI W PUSZCZY PISKIEJ I LASACH NAPIWODZKO-RAMUCKICH
* – pojedynczy osobnik; czerwona linia – granica nadleśnictw, inwentaryzacja lutego 2011 r.
(Gełdon 2011)

W latach 2010–2011 prowadzony był monitoring 3 rysy przy pomocy obroży telemetrycznych typu GPS/GSM. Czas pracy (przesyłania danych) przez poszczególne obroże wahał się od 3 do 7 miesięcy. Choć zebrane dane nie są reprezentatywne, ze względu na małą próbę i krótki okres funkcjonowania obroży, to pokazują, że rysie mogą przemieszczać w krótkim czasie na dość duże odległości np. z Puszczy Piskiej do Lasów Napiwodzko-Ramuckich. W czasie trwania projektu na terenie Puszczy Piskiej zbierane były przy pomocy pułapek włosowych włosy rysy na potrzeby badań genetycznych. Zebrana próba jest jednak niewielka. Dlatego szczegółowe analizy genetyczne zostaną przeprowadzone po zebraniu większej liczby próbek pochodzących od rysy.

3 Dyskusja

Doświadczenia zdobyte podczas realizacji programu reintrodukcji rysia w Puszczy Piskiej wskazują na to, iż metoda „born to be free” może dawać dobre rezultaty dla ponownego wprowadzania tego gatunku do środowiska naturalnego. Wydaje się, że metoda ta mogłaby być stosowana zwłaszcza w sytuacji, gdy nie jest możliwa reintrodukcja z zastosowaniem translokacji. Jak pokazują wieloletnie doświadczenia z Puszczy Kampinoskiej, gdzie wykorzystywano do introdukcji już prawie dorosłe zwierzęta (jednoroczne), urodzone i wychowane w ogrodach zoologicznych, napotymano szereg problemów z adaptacją rysy do warunków naturalnych. W porównaniu z tą metodą zwierzęta wprowadzane do przyrody z zastosowaniem procedury „born to be free” niemal od urodzenia w pełni korzystają z wolności, nieograniczonego ruchu oraz przebywania w naturalnym środowisku, co zwiększa szanse prawidłowego wejścia w struktury naturalnej populacji.

Dotychczas z zastosowaniem tej metody wypuszczono do przyrody 11 młodych rysy i do ukończenia jednego roku życia nie zanotowano wśród nich śmiertelności. Młode rysie wprowadzone do środowiska w sposób naturalny wykazywały wszystkie elementy behawioru dzikich zwierząt (Hakansson, 2007), a więc (1) zachowania związane z unikaniem drapieżników (w tym wypadku głównie człowieka), tzw. *antipredator behaviour*, (2) zachowania poznawcze, tzw. *exploratory behaviour*, oraz (3) zachowania socjalne, czyli *social behaviour*.

Na początku roku 2008 na zaproszenie WWF Polska odwiedził Puszcę Piską specjalista od reintrodukcji kotowatych, dr Urs Breitenmoser z IUCN, w celu zapoznania się ze szczegółami tej metody. Breitenmoser po lustracji terenowej oraz dyskusji pozytywnie odniósł się do podjętej. W rekomendacjach dla dalszych działań szczególną uwagę zwraca na potrzebę (1) kontynuacji projektu, (2) rozszerzenia puli genowej odtwarzanej populacji, (3) rozszerzenia zakresu monitoringu, zwłaszcza o monitoring telemetryczny i genetyczny (Breitenmoser, 2008). W dyskusji bezpośredniej ekspert podkreślał, że kluczowy jest nie tylko pierwszy rok życia rysia, ale też okres, kiedy stają się one w pełni dorosłe, tj. do 2-3 roku życia. Dlatego wskazał na konieczność zastosowania w stosunku do starszych niż rok osobników (a więc zajmujących terytoria) telemetrii, co pozwoli na śledzenie ich migracji, preferencji środowiskowych oraz ewentualnych przyczyn śmiertelności.

Omawiając reintrodukcję rysia do Puszczy Piskiej należy wspomnieć o relacjach ryś – inne gatunki. Początkowo istniały obawy, czy przywrócenie z powrotem rysia nie pogorszy sytuacji ochrony resztki populacji cietrzewi znajdujących się na terenie Puszczy Piskiej. Obecna sytuacja cietrzewia w Polsce jest krytyczna. Jego obecna liczebność stanowi zaledwie 5% populacji tego gatunku z lat 70-tych. Ostatnie, niezwykle ciekawe doniesienia naukowe z Finlandii (Ludwig G. et al. 2008, Ludwig G. 2007) sugerują, iż duże drapieżniki, a zwłaszcza ryś, mogą wpływać pozytywnie na populację kuraków leśnych. Według autorów tej publikacji przywrócenie rysia wpłynęło na zmniejszenie zagęszczenia średnich drapieżników, takich jak np. lis, co ma korzystny wpływ na potencjalne odnowienie populacji kuraków leśnych.

W oparciu o ww. spostrzeżenia naukowców fińskich, w roku 2009 przeprowadzono próby zabezpieczenia kuraków leśnych (cietrzewia i głuszca), odchowywanych w ramach grantu naukowego metodą półnaturalną „born to be free”, przy pomocy środków zapachowych (feromonów) dużych drapieżników (wilk, ryś). Przeprowadzone doświadczenia potwierdziły wyniki uzyskane w Finlandii. Stwierdzono, że lisy wyraźnie zmniejszyły częstotliwość wchodzenia na powierzchnie doświadczalne, ograniczając penetrację danego terenu co najmniej do dużych opadów deszczowych. Ten nowy sposób zabezpieczenia kuraków był przedstawiony na Międzynarodowej Konferencji na temat ochrony cietrzewia w Białowieży (Krzywiński et al. 2009).

W sezonie zimowym 2009/2010 zostały przeprowadzone eksperymenty z podawaniem rysiowi strzelonych świeżych lisów. Obserwacje zarówno w wolierach, jak i u rysia żyjącego na wolności, odchowanego metodą „born to be free”, potwierdziły fakty zachowania agresywnego w stosunku do martwych lisów (fot. 6). Jednak nie stwierdzono konsumpcji lisów przez rysie. Odnotowano za to fakt zagryzienia jenota przez rysia. Znalezione ciało martwego jenota było w charakterystyczny dla rysia sposób zamaskowane tj. przykryte trawą ściółką.



FOT. 6 RYŚ REAGUJE AGRESJĄ NAWET NA NIEŻYWEGO LISA (fot. A. Krzywiński)

Zebrane w trakcie dotychczasowego monitoringu dane potwierdzają fakt występowania rysia w regionie reintrodukcji. Jakkolwiek tropienia wykonane jednorazowo są niewystarczające dla dobrego zobrazowania stanu tego gatunku w Puszczy Piskiej i Lasach Napiwodzko-Ramuckich, to jednak stwierdzenie tropów 8 osobników pokazuje, że populacja rysia na terenie ww. kompleksów leśnych powoli odbudowuje się. Wyniki tropień nie wykazały występowania grup rodzinnych rysia (samic z młodymi). Należy jednak stwierdzić, iż obecność tropów rysia trudniej zauważyć niż wilków, które tworzą watahy składające się z wielu osobników. Rysie natomiast wykazują większą tendencję do „zalegania” niż wilki, np. pozostawania przy upolowanej ofierze przez kilka dni. Stąd też błąd w ocenie liczebności z zastosowaniem tej metody w odniesieniu do tego gatunku polega z reguły na niedoszacowaniu. Można więc oczekiwać, że rzeczywista liczba rysia występujących na obszarze połączonych dwóch kompleksów leśnych jest większa. Wykazać to mogą kolejne zimowe tropienia oraz analiza wszystkich elementów bardziej szczegółowego monitoringu.

Literatura

- BIENIEK, M. and M. WOLSAN. 1992. The history of distribution and numerical changes of the *Lynx lynx* in Poland. Pages 335-340 in: B. Bobek, K. Perzanowski and W. Regelin (eds). Global Trends in Wildlife Management. Proc. 18th IUGB Congress. Świat Press, Kraków-Warszawa.
- BOER, M., J. MIEŁOWSKI, and P. TYRAŁA. 1995. Reintroduction of the European lynx (*Lynx lynx*) to the Kampinoski National Park, Poland – a field experiment with zooborn individuals. Part II – release phase: procedures and activities of lynxes during the first year. Zool. Garden 65: 333-342.
- BREITENMOSER U. 2008. Evaluation of the Eurasian Lynx Reintroduction Programme in Piska Forest, Poland. Report WWF Poland.
- BREITENMOSER-WURSTEN, Ch., U. BREITENMOSER, S. CHRISTIE, P. CRAWSHAW, P. JACKSON, R. JACKSON, T. McCARTHY, L. MARKER, M.G. MILLS, D. MIQUELLE, K. NOWELL and J. SANDERSON. 2000. The threat of extinction of the Iberian lynx. Statement by the core group of the IUCN/SSC Cat Specialists Group on the status of the Iberian lynx (*Lynx pardinus*).
- FUSCH, R. 1993. W trosce o rysia. Łowiec Polski 2: 18.
- GEŁDON, A. 2011. Sprawozdanie z inwentaryzacji wilków i rysia w Puszczy Piskiej i Lasach Napiwodzko-Ramuckich. WWF Polska. Spychowo-Warszawa.
- GŁOWACIŃSKI Z. (ed.). 2001. Polska Czerwona Księga Zwierząt – Kręgowce. PWRiL. Warszawa.
- HAKANSSON, J. 2007. Behavioral aspects of conservation breeding Red junglefowl (*Gallus gallus*) as a case study. Diss. No 1137. Linköping University, Sweden.
- HEJKE K. 2004. Rysie wracają na Mazury. Jak reintrodukować dzikie koty? National Geographic Polska NR 7(58).
- JĘDRZEJEWSKI W., S. NOWAK, K. SCHMIDT and B. JĘDRZEJEWSKA. 2002. Wilk i ryś w Polsce. Wyniki inwentaryzacji w 2001 roku. Kosmos 51: 491-499.
- KONDRACKI J. 1998. Geografia regionalna Polski. Warszawa.
- KRZYWIŃSKA J. 2004. Wstępne obserwacje dotyczące wzrostu ontogenezy i zachowania rysiat (*Lynx lynx* Linnaeus) utrzymywanych w Parku Dzikich Zwierząt w Kadzidłowie. Praca magisterska. SGGW. Warszawa.

- KRZYWIŃSKI A. & KELLER M. 2005: New metod of breeding Black grouse for reintroduction programme. 3rd Intern Black Grouse Conf., Ruthin Denbighshire North Wales 20-25 March 2005: 100-103.
- KRZYWIŃSKI A. & KOBUS A. 2009: Dalsze obserwacje nad nową metodą reintrodukcji rysia do Puszczy Piskiej. Gdańsk.
- KRZYWIŃSKI A., KELLER M. and KRZYWIŃSKA K. 2009: New methods for preservation of genetic diversity of black grouse, *Tetrao tetrix*: preliminary results. 4th Int. Black Grouse Conference, Vienna, Folia Zoologica 58(2): 150-158.
- KRZYWIŃSKI A., KELLER M., MERTA D. & KOBUS A. 2009: The ways of protection black grouse against the predators in the new metod of restitution „born to be free”. The 5th International Conference Black Grouse Endangered Species, Białowieża, PTO: 16.
- KRZYWIŃSKI A., KOBUS A. & MARCZAKIEWICZ P. 2009: The possibilities of rusing the tame black grouse males for monitoring of the endangered populations of his species. The 5th International Conference Black Grouse Endangered Species, Białowieża, PTO: 30.
- KRZYWIŃSKI A., KOBUS A., GERARD P. & JAKIMIUK S. 2007. Preliminary observations on the new method of reintroduction of lynx into the Piska Primeval Forest. XXVIII Congress IUGB, Uppsala Sweden: 143.
- LUDWIG G. 2007. Mechanism of population declines in Boral Forest Grouse. Academic dissertation, University of JYVÄSKYLÄ.
- LUDWIG G.X., R. ALATALO, P. HELLE, I. KOJOLA and H. SIITARI 2008. Large Carnivore reinvasion in the future of Finnish Forest Grouse ,Abstract, XIth International Grouse Symposium 11-16th September 2008 , Whitehorse, Yukon Territory, Canada.
- MYCZKOWSKI, S. 1974. Zarys fitosocjologii leśnej Polski. Akademia Rolnicza. Kraków.
- NAIDENKO S.V. 1997: Socialnoe povedenie rysia (*Lynx lynx* Linnaeus, 1758) v osobennosti ego formirovaniya v ontogeneze. Avtoreferat dissertacii na soiskanie uchenoy stepeni kandidata biologicheskikh nauk. RAN Moskwa.
- NAIDENKO S.V. 1998. Vzaimootnosheniya osobyey vnutri cemeynykh grupp i vozmozhnoe prichiny raspada vyvodkov u rysiey (*Lynx lynx*, Carnivora, Felidae). Zool. Zhurn. 77(11): 1317-1320.
- NAIDENKO S.V. 2001. Aggression in lynx adult-cub relations: can it be a reason for the dissolution of litters? Ethology Ecology & Evolution 13: 283-295.
- NOWELL K., JACKSON P. 1996. Wild cats. Status survey and conservation action plan. IUCN, Gland.
- OKARMA, H. 2000. Ryś. Oficyna Edytorska „Wydawnictwo Świat”. Warszawa.
- OKARMA, H., W. JĘDRZEJEWSKI, K. SCHMIDT, and S. ŚNIEŻKO. 2001. Program ochrony rysia w Polsce. Raport dla Ministerstwa Środowiska. ZBS PAN, Białowieża.
- SCHMIDT K. 1998. Maternal behaviour and juvenile dispersal in the Eurasian lynx. Acta Theriol. 43(4): 391-408.
- SCHMIDT K. 2004. Największe europejskie koty. W: Jędrzejewska B., Wójcik J.M. (red.). Eseje o ssakach Puszczy Białowieskiej Zakład Badania Ssaków PAN. Białowieża.
- SCHMIDT K., JĘDRZEJEWSKI W., OKARMA H. 1997. Spatial organization and social relations in the Eurasian lynx population in Białowieża Primeval Forest, Poland. Acta Theriol. 42: 289-312.
- SOBOTKO, A. 2007. Rysie w Lasach Napiwodzko-Ramuckich. Brać Łowiecka 10: 50.
- SOKOŁOWSKI, A. and J. KOT. 1996. Przyroda województwa Suwalskiego. Suwałki.
- STOLLMANN, A. 1963. Prispavok k poznaniu rysa ostrovida, *Lynx lynx* (L.) v Ceskoslovenskych Karpatach. Folia Zoologica 12(4): 301-316.

Andrzej Krzywiński¹, Armin Kobus¹, Jakimiuk Stefan²

1. Park Dzikich Zwierząt Kadzidłowo, 12-220 Ruciane Nida, Kadzidłowo 2

2. Fundacja WWF Polska, Warszawa. 02-520, ul. Wiśniowa 38

REINTRODUCTION OF THE LYNX INTO PISKA FOREST USING THE “BORN TO BE FREE” METHOD

Abstract

Partially isolated lynx population in the Piska Forest (north-eastern part of Poland) became extinct in the 80-ties (probably the last family group – mother and 2 cubs were shot on 5 Jan. 1989). Excessive shooting and poaching were the main reason of lynx extinction. Similarly to the Piska Forest, lynx population became extinct also in Napiwodzko-Ramucka Forest. Because of the fact that only Carpathian lynxes, sometimes Carpathian-Scandinavian lynxes were kept in Polish zoos, in compliance with IUCN recommendations they decided to bring proper lowland lynxes from the zoological garden in Belarussian Minsk. Before receiving CITES permission from the Ministry of Environment regarding bringing lynxes from Minsk, the matter had been evaluated and accepted in 1998 by the leading advisory government organ, the National Board of Nature Protection. Animals that arrived in Poland were descendants of 3 unrelated individuals, 2 females and 1 male.

In the Wild Animals Park in Kadzidłowo a new, original method of reintroduction, called “BORN TO BE FREE”, was elaborated. It was addressed to species exceptionally difficult to reintroduce, such as forest grouses (Tetraonidae) and lynxes. The main assumption of this method is based on “breeding” young lynxes in a natural biotope with a possibility of contacts with their parents kept in closure (woliera). In the middle of the forest, in the most suitable habitat for lynxes, four closures were built, in which adult animals were placed. Cubs were born in a quietness of a forest and the closure was constructed in such a way that cubs could leave through little exits, however too small for adults. Observations conducted from near look-outs showed that at the age of 2-3 months young lynxes ran away seeing a human not towards their mother but to the forest (greenwood) surrounding the closure. Winter tracing showed that young lynxes covered a distance of 2-5 km a day and during winter they occupied the territory of 400-500 ha. Until spring they were regularly fed outside the closure. Observations showed that in the middle of winter they attempted to hunt for roe-deers that inhabited fenced forest cultivations, immanent part of the elaborated method.

Within the scope of WWF project under the title “Lynx, wolf and bear species protection in Poland”, co-financed by the EEA Financial Mechanism and the Norwegian Financial Mechanism, the Wild Animals Park in Kadzidłowo continued reintroduction of lynxes into Piska Forest using the “born to be free” method. Through the duration of the project, between 2009 and 2011, 4 lynxes were released into nature within the reintroduction region (all of them were implanted with a microchip).

The total number of all lynxes released into nature (from 2004-2011) amounts to 12 individuals. Information gathered from foresters and hunters shows that lynxes are seen in the territory of Puszcza Piska Forest and occasionally Napiwodzko-Ramuckie Forests. In 2010 monitoring with the use of telemetry collars was launched, which will definitely provide a great deal of valuable information on the lynxes released into nature. In February 2011, in the territory of Pusza Piska and Napiwodzko-Ramuckie Forests, winter lynx tracking took place, showing the presence of at least 8 lynx individuals in this area. However, the real number of lynxes there may be higher. Therefore, lynx monitoring should be even more intensive in the years to come.

Krzysztof Schmidt

Instytut Biologii Ssaków PAN

OCENA JAKOŚCI LASÓW ZACHODNIEJ POLSKI POD WZGLĘDEM WYMAGAŃ ŚRODOWISKOWYCH RYSIA

Obszar występowania rysia w Polsce zajmuje zaledwie około 11% dostępnych terenów leśnych. Niska liczebność rysia i duża fragmentacja środowiska wpływają niekorzystnie na trwałość gatunku. Niniejsze opracowanie miało na celu ustalenie czy lasy w zachodniej Polsce mogłyby stanowić siedlisko bytowania tych zwierząt. W tym celu, w czterech dużych kompleksach leśnych zachodniej Polski przeprowadzono analizę środowiska pod kątem cech istotnych z punktu widzenia biologii rysia. Analizowane obszary leśne zdominowane są przez młode drzewostany iglaste. Charakteryzują się one relatywnie wysokim, ale bardzo zmiennym stopniem pokrycia podszytem. Praktycznie nie notowano na dnie lasu obecności martwych drzew. W efekcie, z powodu uproszczonej struktury wiekowej i gatunkowej oraz braku elementów osłonowych lasy te odznaczają się bardzo wysokim stopniem widoczności (około 70%). Stwierdzono natomiast tendencję w gospodarce leśnej do wprowadzania podszytu, który pełni rolę osłonową i dostarcza żeru pędowego dla gatunków roślinożernych. Ukierunkowanie gospodarki leśnej na wzrost różnorodności struktury drzewostanów mogłoby przyspieszyć naturalizację lasów i zwiększyć szansę efektywnego rozszerzenia zasięgu występowania rysia.

1 Wstęp

Obecny zasięg występowania rysia w Polsce jest ograniczony do kilku kompleksów leśnych północno-wschodniej Polski i rejonu Karpat. Łączny obszar zasiedlony przez ten gatunek (nie licząc populacji reintrodukowanych w Puszczy Kampinoskiej i Piskiej) zajmuje zaledwie około 11% dostępnych terenów leśnych (Schmidt i in. 2006a). Jego liczebność jest niska – szacuje się, że cała populacja tego gatunku w naszym kraju wynosi około 200 osobników (Jędrzejewski i in. 2002). Choć nie obserwuje się spadku liczebności tych drapieżników, to ogólnie ocenia się, że stan ich populacji jest słaby z uwagi na brak jej liczebnego wzrostu, pomimo objęcia ich całkowitą ochroną w roku 1995. Jednocześnie, populacja tych kotów w naszym kraju jest podzielona na nieduże fragmenty, między którymi przepływ osobników jest bardzo ograniczony lub niemożliwy. Taka sytuacja jest niekorzystna dla trwałości gatunku. Uważa się, że szansę stabilnego istnienia populacji tych kotów w Polsce dawałoby połączenie istniejących fragmentów w ekologiczną całość, sprzyjanie wzrostowi ich liczebności i rozszerzenie zasięgu występowania (Schmidt i in. 2006b).

Biologia rysia jest ściśle związana ze środowiskiem leśnym (Matjushkin 1978). Zwierzęta te rzadko opuszczają tereny leśne, a rozległe, otwarte obszary użytkowane przez człowieka stanowią istotną barierę w ich przemieszczaniu się (Schmidt 1998). Rysie zamieszkują zarówno lasy liściaste, jak i iglaste oraz mieszane, ale istotną rolę w biologii tych kotów odgrywa struktura lasu. Badania przeprowadzone w Puszczy Białowieskiej wykazały, że podczas polowania rysie wybierają w środowisku leśnym miejsca charakteryzujące się specyficznymi cechami, takimi jak obecność naturalnych elementów osłonowych (wykroty, pnie drzew, gałęzie, zarosła) oraz śródleśnych polan (Podgórski i in. 2008). Wiąże się to między innymi ze zwyczajami pokarmowymi tych drapieżników. Rysie polują samotnie na duże ssaki kopytne – sarny i jelenie, do których podkradają się na bliską odległość, wykorzystując rozmaite elementy dna lasu,

jako osłonę. Różnorodność struktury poziomej lasu (występowanie śródleśnych polan, mozaikowość środowisk) sprzyja z kolei ssakom kopytnym, dostarczając im miejsc żerowania. Rys wymaga również swoistych miejsc do odpoczynku, które cechują się niskim stopniem widoczności związanym z ich usytuowaniem w gęstych młodnikach, zaroślach lub wiatrowałach.

O możliwościach występowania rysia, a także jego ekspansji na inne obszary leśne dotąd niezasiedlone w Polsce, może zatem decydować nie tylko dostępność pokarmu (występowanie ssaków kopytnych oraz zagęszczenie ich populacji) i obszarów leśnych, ale również wewnętrzna struktura lasu. Lasy charakteryzujące się uproszczoną strukturą drzewostanów – ubogą strukturą gatunkową i pionową (brakiem podszytu i podrostów) oraz brakiem dodatkowych elementów osłonowych (np. przewróconych drzew) – nie spełniają wymogów tego drapieżnika związanych z pozyskiwaniem pożywienia i bezpieczeństwem odpoczynku. Z tego powodu niski udział drzewostanów o urozmaiconej strukturze w danym kompleksie leśnym może wpływać na obniżenie pojemności środowiska dla tych zwierząt, a w skrajnych przypadkach może uniemożliwić ich trwałe osiedlenie się.

Niniejsze opracowanie przedstawia próbę skwantyfikowania jakości środowiska leśnego w wybranych obszarach Polski zachodniej pod kątem wymagań środowiskowych rysia. Celem opracowania jest ustalenie, w jakim stopniu lasy znajdujące się obecnie poza zasięgiem występowania rysia odpowiadają cechom środowiska preferowanym przez ten gatunek oraz próba odpowiedzi na pytanie, czy mogą one stanowić potencjalne siedlisko bytowania tych zwierząt. Przedmiotem tego opracowania są tereny leśne w zachodniej Polsce charakteryzujące się dużą lesistością, położone na obszarze województw: wielkopolskiego i zachodniopomorskiego, lubuskiego i dolnośląskiego.

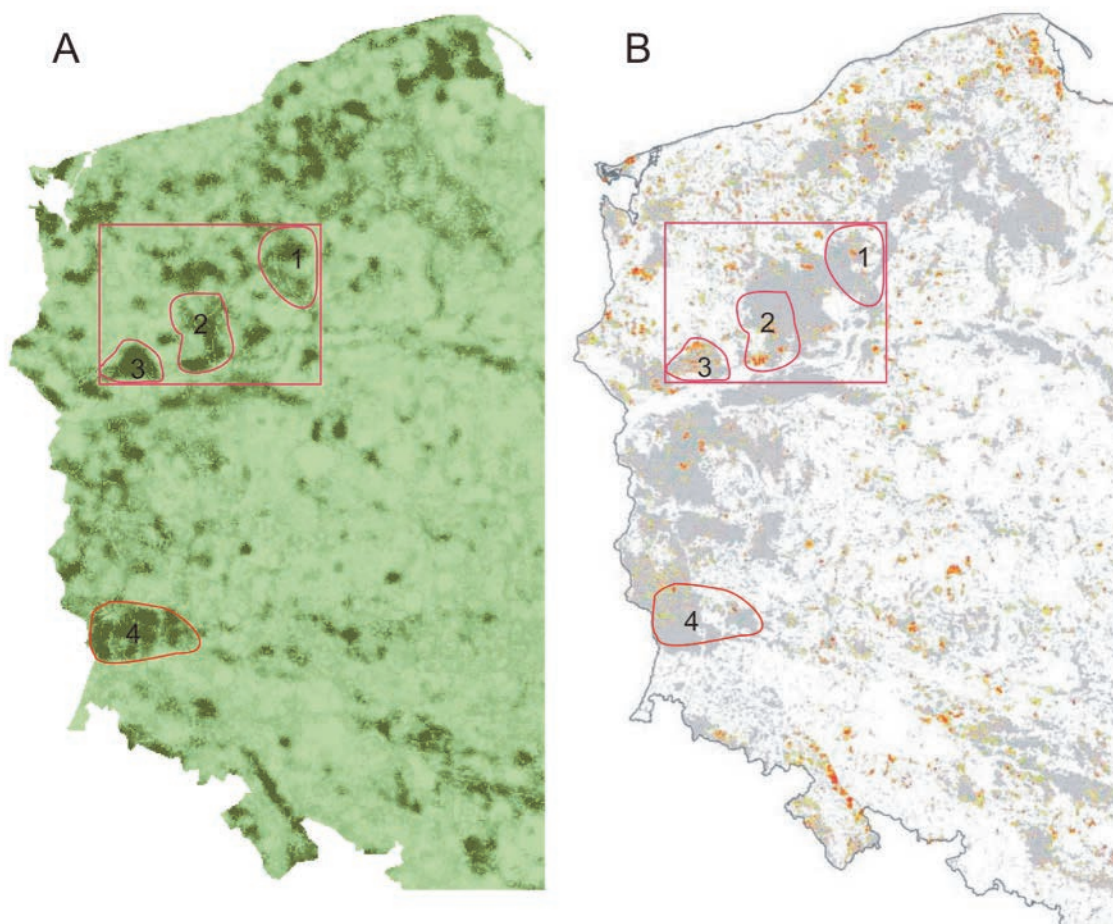
2 Metody

Analizę struktury lasu przeprowadzono na podstawie opracowanej wcześniej procedury użytkowanej w badaniach nad wybiórczością środowiskową rysia w Puszczy Białowieskiej (Podgórski i in. 2008). Do badań wybrano obszar wyróżniający się zwartością i rozległością pokrywy leśnej, znajdujący się na terenie RDLP Piła, Szczecin, Wrocław i Zielona Góra. Ponadto, do wytypowania rejonu poddanego inspekcji terenowej posłużono się przeprowadzoną wcześniej symulacją komputerową w GIS, uwzględniającą ogólne zróżnicowanie krajobrazu (udział lasów liściastych, iglastych i mieszanych, terenów podmokłych, zagęszczenie osiedli i infrastruktury) (Huck i in. 2010), a także rozmieszczenie przyrodniczo cennych środowisk leśnych (zróżnicowanie gatunkowe i wiekowe drzew, duży udział starszych klas wiekowych drzewostanu, ograniczona ingerencja człowieka, piętrowa struktura lasu) (K. Stachura-Skierczyńska, OTOP, dane niepublikowane) (Ryc. 1).

W obrębie wytypowanego obszaru wyróżniono cztery rejonu charakteryzujące się najwyższą lesistością, ale różniące się między sobą rozmieszczeniem i udziałem najbardziej wartościowych przyrodniczo środowisk.

Na wytypowanym obszarze ustalono arbitralnie sieć 210 punktów, a następnie dokonano w nich oceny struktury środowiska w listopadzie 2009 i maju 2010 roku. Wyznaczone na

mapie punkty lokalizowano w terenie przy pomocy odbiornika nawigacyjnego GPS. W każdym punkcie znajdującym się w odległości ok. 20-30 m od leśnych dróg opisywano następujące parametry środowiska w promieniu 50 m: 1) typ drzewostanu (grąd, ols, łęg, bór sosnowy lub świerkowy, bór mieszany, inne); 2) klasa wiekowa drzewostanu; 3) stopień zwarcia drzewostanu (średnia odległość między drzewami, ustalana przy pomocy dalmierza); 4) stopień pokrycia podszytem (w skali od 0 – brak podszytu do 3 – intensywne pokrycie); 5) obecność szczególnych elementów dna lasu mogących stanowić osłonę dla drapieżników (wykroty, leżące pnie drzew, leżące gałęzie, kępy zarośli, ukształtowanie terenu); 6) stopień widoczności – mierzono przy pomocy 10-polowej prostokątnej tablicy (1×0,5 m). Parametry te ustalono w oparciu o specyficzne wymagania środowiskowe rysia związane z polowaniem i odpoczynkiem. Interpretację uzyskanych parametrów środowiska oparto o porównanie z wynikami podobnych analiz przeprowadzonych w Puszczy Białowieskiej w sezonie zimowym.



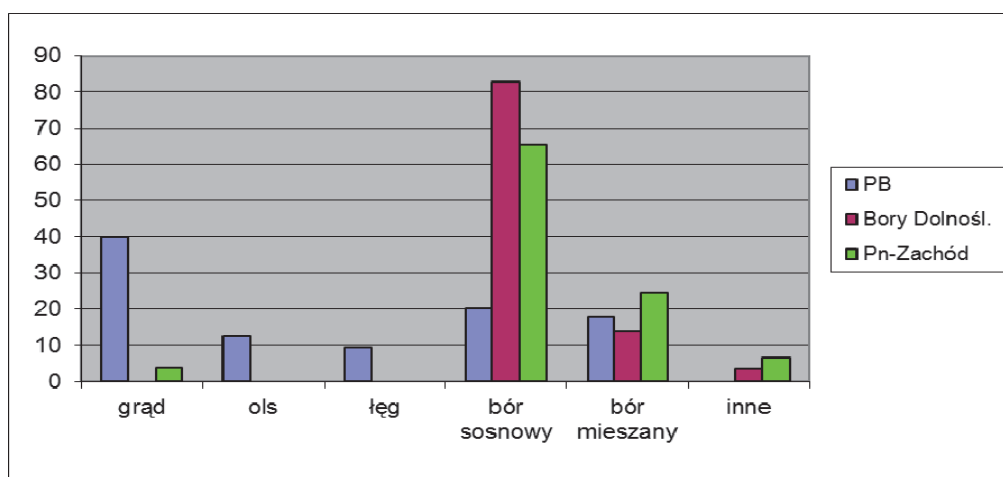
RYCINA 1 WYNIKI DWÓCH SYMULACJI KOMPUTEROWYCH GIS, NA PODSTAWIE KTÓRYCH WYBRANO REJONY DO INSPEKCJI TERENOWYCH

A) analiza uwzględniająca ogólne zróżnicowanie krajobrazu (Huck i in. 2010), B) rozmieszczenie przyrodniczo cennych środowisk leśnych (K. Stachura -Skierczyńska, OTOP dane niepublikowane). Intensywność cieniowania na mapie A oraz tonacji kolorów żółtego i czerwonego na mapie B odpowiada rosnącym walorom przyrodniczym środowisk. Cyfry 1, 2, 3 i 4 oznaczają rejony różniące się między sobą rozmieszczeniem i udziałem najbardziej wartościowych przyrodniczo środowisk.

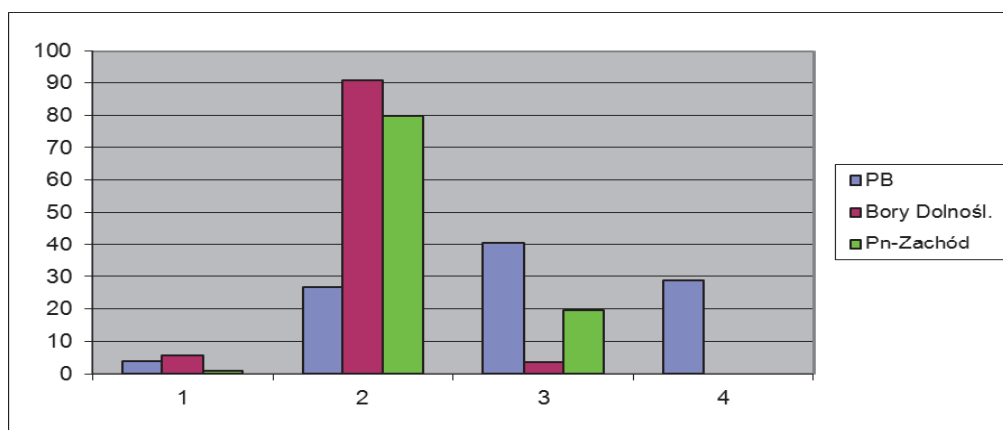
3 Wyniki

Typy i wiek lasów

Obszary leśne zachodniej Polski zdominowane są przez lasy iglaste. Bory sosnowe i mieszane stanowią ponad 90% wszystkich lasów (Ryc. 2). Największym udziałem monokultur sosnowych charakteryzują się Bory Dolnośląskie.



RYCINA 2 PORÓWNANIE UDZIAŁU TYPÓW LASÓW W LASACH PÓŁNOCNO-ZACHODNIEJ POLSKI, BORÓW DOLNOŚLĄSKICH (POLSKA POŁUDNIOWO-ZACHODNIA) I W PUSZCZY BIAŁOWIESKIEJ (PB)



RYCINA 3 PORÓWNANIE STRUKTURY WIEKOWEJ LASÓW W LASACH PÓŁNOCNO-ZACHODNIEJ POLSKI, BORÓW DOLNOŚLĄSKICH (POLSKA POŁUDNIOWO-ZACHODNIA) ORAZ W PUSZCZY BIAŁOWIESKIEJ (PB)

Wyróżnione klasy wieku: 1 – poniżej 20 lat; 2 – 20-50 lat, 3 – 50-100 lat oraz 4 – powyżej 100 lat.

Większość lasów zachodniej Polski (ponad 80%) została zaklasyfikowana jako drzewostany młode, w klasie wiekowej poniżej 50 lat. Na badanym obszarze nie stwierdzono drzewostanów starszych niż 100 lat (Ryc. 3). Jednak lokalnie, np. w Drawieńskim Parku Narodowym, a także w nadleśnictwach Barlinek i Smolarz notowano większy niż przeciętnie udział starszych drzewostanów (klasa 50-100 lat) (od 33 do 71%).

Zwraca również uwagę stosunkowo niewielki udział młodników (<20 lat), co ma związek z ujednoliconą na dużych obszarach strukturą wiekową lasów gospodarczych. Dla porównania, lasy Puszczy Białowieskiej charakteryzowały się większą różnorodnością klas wiekowych drzewostanów, a przede wszystkim dużym udziałem starszych klas wiekowych (Ryc. 3).

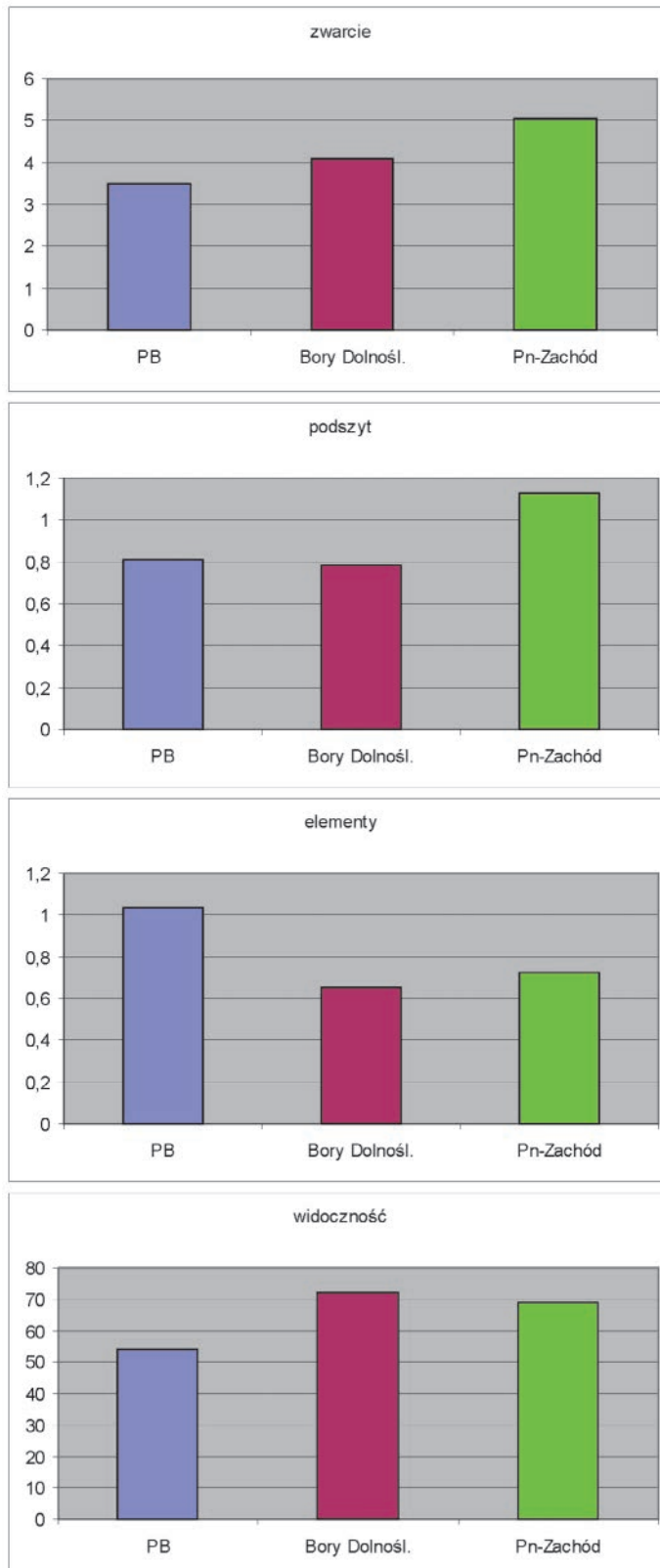
Struktura dna lasu

Stopień zwarcia drzewostanu

Lasy zachodniej Polski charakteryzują się relatywnie niskim zwarciem drzewostanu, czyli mniejszym zagęszczeniem drzew w porównaniu z Puszczą Białowieską (Ryc. 4). Średnia odległość między drzewami w lasach zachodniej Polski wynosiła 5,0 m, podczas gdy w Puszczy Białowieskiej 3,5 m. Zarówno wysokość tego wskaźnika, jak i jego niska zmienność na wszystkich badanych obszarach zachodniej Polski są niewątpliwie związane z przewagą lasów jednej klasy wiekowej. Lasy Puszczy Białowieskiej, choć średnio starsze (o mniejszym zagęszczeniu starszych drzew) posiadają niższe piętra składające się z młodszych drzew, co wpływa na wzrost ich ogólnego zagęszczenia.

Stopień pokrycia podszytem

Średni stopień pokrycia dna lasu podszytem jest relatywnie wysoki w lasach zachodniej Polski. Kształtuje się on na podobnym poziomie (Bory Dolnośląskie: 0,78) lub jest nawet wyższy (północno-zachodnia Polska: 1,13) niż w Puszczy Białowieskiej (0,81) (Ryc. 4). Rozmieszczenie podszytu jest jednak bardzo zmienne. W niektórych nadleśnictwach wskaźnik ten wynosił powyżej 2 (np. Barlinek, Kłodawa), a w innych nie przekraczał 0,5 (Węgliniec, Pieńsk). Wysokie lokalne wskaźniki intensywności podszytu są efektem sztucznego masowego podsadzania gatunków liściastych i dużej rozbieżności wiekowej między najstarszym i najmłodszym piętrzem lasu. Dolne, jednowiekowe piętro w lasach zachodnich charakteryzuje się dużym zagęszczeniem krzewów (Ryc. 5). Natomiast podszyt w bardziej naturalnych lasach Puszczy Białowieskiej jest rzadszy, m.in. z uwagi na większe zróżnicowanie pięter lasu.



RYCINA 4 PORÓWNIANIE CZTERECH PARAMETRÓW STRUKTURY DNA LASU

stopień zwarcia drzewostanu – odległość między drzewami w metrach = „zwarcie”; stopień pokrycia podszytem – „podszyt”; liczba elementów mogących stanowić osłonę = „elementy”; stopień (%) widoczności = „widoczność”) w lasach zachodniej Polski w Puszczy Białowieskiej (PB).



RYCINA 5 **PRZYKŁAD WPROWADZANIA PODSZYTU W LASACH SOSNOWYCH**
NADLEŚNICTWO TUCZNO, RDLP PIŁA – PODSADZONY PODSZYT BUKOWY



RYCINA 6 **NAGROMADZENIE MARTWEGO DREWNA W NADLEŚNICTWIE CZARNOBÓR, RDLP SZCZECINEK.**
ZWRACA UWAGĘ BRAK WPŁYWU LEŻĄCYCH GAŁĘZI NA OGÓLNĄ WIDOCZNOŚĆ

Elementy osłonowe

Do elementów osłonowych (przydatnych z punktu widzenia drapieżnika polującego z zasadzki) zaliczono: wykroty, leżące pnie drzew, leżące gałęzie, kępy zarośli (lub młodników). Zasadniczo, poza dwoma wyjątkami (Drawieński Park Narodowy i nadleśnictwo Czarnobór), na terenie kontrolowanych nadleśnictw nie notowano na dnie lasu obecności martwych drzew (wykrotów i pni). Nawet w tych miejscach, gdzie zostały one stwierdzone, ich ilość była symboliczna. Średnia liczba elementów osłonowych we wszystkich analizowanych lasach wynosiła ok. 0,7, podczas gdy w Puszczy Białowieskiej wartość ta przekraczała 1. Najmniej elementów osłonowych odnotowano w Borach Dolnośląskich. W większości nadleśnictw jedynym takim elementem były kępy zarośli, a rzadziej leżące gałęzie pozostawione po wycince drzew. Obecność innych elementów, takich jak leżące gałęzie, nie wpływała istotnie na obniżenie ogólnej widoczności.

Stopień widoczności

Lasy zachodniej Polski charakteryzują się ogólnie bardzo wysokim stopniem widoczności (około 70%) (Ryc. 4). Dla porównania, wartość ta w Puszczy Białowieskiej wynosi ok. 54%. Różnica ta wynika między innymi z uproszczonej struktury wiekowej i gatunkowej oraz średnio niższej liczby elementów osłonowych w typowych lasach gospodarczych. Szczególnie wysoką widocznością odznaczają się Bory Dolnośląskie, ponieważ oprócz małej liczby elementów osłonowych odznaczają się one stosunkowo rzadkim drzewostanem (niskim zwarcie drzew) i przeciętnie słabym rozwojem podszytu. Jednak lokalnie, w niektórych nadleśnictwach zachodniej Polski, notowano obszary o bardzo niskiej widoczności (np. Kłodawa, Strzelce Krajeńskie i Barlinek), nawet niższej niż w Puszczy Białowieskiej, na co wpływało jednoczesne występowanie dobrze rozwiniętego podszytu, elementów osłonowych, a także urozmaiconej rzeźby terenu. Istnienie tylko jednego z tych czynników może być niewystarczające w celu istotnego obniżenia widoczności, czego przykładem jest nadleśnictwo Ruszów, gdzie pokrycie podszytem jest wysokie, ale niska liczba elementów osłonowych przyczynia się prawdopodobnie do ogólnej wysokiej widoczności (70%) na tym terenie.

W żadnym z badanych obszarów nie stwierdzono występowania niewielkich, śródleśnych polan. Takie struktury (pochodzenia naturalnego lub będące efektem stosowania rębni gniazdowej pozostawianej do odnowienia naturalnego) były preferowane przez rysie w Puszczy Białowieskiej z powodu ich atrakcyjności dla ssaków kopytnych.

4 Ocena parametrów jakościowych lasów zachodniej Polski pod względem wymagań środowiskowych rysia

Polska zachodnia obfituje w tereny leśne, które z uwagi na ich rozległość mogą odgrywać istotną rolę w ochronie dużych ssaków drapieżnych. Jednak charakterystyka struktury wewnętrznej lasów na dużych obszarach nie odpowiada cechom środowiska leśnego niezbędnym dla zapewnienia podstawowych funkcji biologicznych rysia (wielkoobszarowe monokultury sosnowe, pozbawione podszytu i innych elementów osłonowych – Ryc. 7). Lasy te charakteryzują się przeważnie uproszczonym i jednolitym składem gatunkowym i wiekowym oraz jednopiętrową strukturą pionową drzewostanów. Z drugiej strony, istnieje wyraźna tendencja w gospodarce leśnej do wprowadzania warstwy podszytu (w sztuczny bądź naturalny sposób), który wzbogaca nie tylko wizualną strukturę pionową lasu i jest istotnym elementem osłonowym dla zwierząt, ale również dostarcza ważnego żeru pędowego dla gatunków roślinożernych (Ryc. 8). W niektórych przypadkach analizowane parametry struktury środowiska lasów zachodniej Polski przewyższały nawet odpowiednie wartości notowane w Puszczy Białowieskiej, uważanej za idealne środowisko bytowania tych kotów. Wprowadzanie podszytu lub inicjowanie naturalnego, podokapowego odnowienia lasu wpływa niewątpliwie na podniesienie wartości biologicznej lasów.

Na podstawie wyników przedstawionych w niniejszym raporcie nie można wnioskować bezpośrednio o możliwościach zapewnienia warunków istnienia populacji rysia w lasach zachodniej Polski. Takie przewidywania będzie można poczynić przeprowadzając analizę ilościową poprzez symulacje komputerowe z użyciem programów GIS, uwzględniające wyniki niniejszego raportu oraz dane o wielkości i usytuowaniu przestrzennym lasów, ich wewnętrznej strukturze (np. stopień pokrycia podszytem), a także parametry biologii rysia (wielkość areału osobniczego, możliwości pokonywania otwartych terenów, preferencje środowiskowe, zasięg wędrówek). Biorąc jednak pod uwagę wymagania biologiczne rysia analiza struktury środowisk leśnych zachodniej Polski sugeruje następujące wnioski:

1. Większość lasów zachodniej Polski zdominowana jest przez wielkoobszarowe monokultury sosnowe o ujednoliconej strukturze wieku.
2. Na obszarze tym występują cenne przyrodniczo (o wysokich walorach pod względem różnorodności biologicznej) fragmenty lasów, lecz zajmują one stosunkowo niewielkie powierzchnie i są rozmieszczone w dużym rozproszeniu (np. Puszcza Barlinecka, Drawieński Park Narodowy).
3. Niektóre elementy gospodarki leśnej wywierają pozytywny wpływ na wzrost zróżnicowania biologicznego lasów (wprowadzanie podszytu, zostawianie gałęzi), co zwiększa możliwość stworzenia w przyszłości warunków spełniających niektóre wymogi rysia.

Lasy Polski zachodniej stanowią potencjalne środowisko, które w przyszłości może zostać zasiedlone przez rysie, lecz wydaje się, że obecna sytuacja nie spełnia jeszcze w wystarczającym stopniu wymogów, które zapewniłyby szybką kolonizację i samodzielne funkcjonowanie populacji tych dużych kotów. Istnieją dwa zasadnicze czynniki, które mogą utrudniać proces kolonizacji tych obszarów przez rysie: 1) duże oddalenie od rejonów Polski, gdzie występuje stała populacja rysia oraz 2) zbyt duże uproszczenie struktury większości drzewostanów i ich jednorodność na dużych przestrzeniach.

Pierwszy czynnik może utrudniać spontaniczne utworzenie się populacji tych zwierząt w wyniku naturalnych migracji z terenów zasiedlonych na wschodzie kraju. Chociaż rysie mogą migrować na bardzo duże odległości i pojedyncze osobniki były już obserwowane w zachodniej Polsce, to częstość tych migracji jest bardzo niska, a ich kierunki są nieregularne. Dlatego, nawet w przypadku reintrodukcji tych kotów w określonym rejonie, zasilanie nowo utworzonej populacji przez osobniki migrujące może być utrudnione.

Drugi czynnik może decydować o niskiej pojemności środowiska dla populacji rysia. Zagęszczenie populacji tych drapieżników na terenie zdominowanym przez krajobraz monokulturowy będzie prawdopodobnie dużo niższe niż na porównywalnym obszarze o zróżnicowanym środowisku. Jest to związane z faktem, iż uproszczona struktura środowiska może obniżać sukces łowiecki drapieżników wyspecjalizowanych w polowaniu z bliskiej odległości, co może się przekładać na niską przeżywalność i niski sukces rozrodczy populacji.



RYCINA 7 **TYPOWY KRAJOBRAZ BORÓW DOLNOŚLĄSKICH. BÓR SOSNOWY W NADLEŚNICTWIE PRZEMKÓW**

Biorąc jednak pod uwagę istniejącą obecnie w gospodarce leśnej tendencję do zwiększania różnorodności struktury drzewostanów należy sądzić, że warunki środowiskowe w zachodniej Polsce będą nadal ulegać stopniowej poprawie. Odpowiednie ukierunkowanie gospodarki leśnej, ze szczególnym uwzględnieniem specyficznych wymagań środowiskowych rysia, mogłoby przyspieszyć naturalizację lasów i zwiększyć szansę efektywnego odtworzenia populacji tych kotów (Ryc. 8).



RYCINA 8 **PRZYKŁAD BORU SOSNOWEGO ZE WZBOGACONĄ STRUKTURĄ PRZESTRZENNĄ DRZEWOSTANU -
PODROSTY ŚWIERKA W RÓŻNYM WIEKU, PODROSTY GATUNKÓW LIŚCIASTYCH, LEŻĄCE GAŁĘZIE,
WYSOKIE RUNO. NADLEŚNICTWO CHOCIANÓW**

Literatura

HUCK M., JĘDRZEJEWSKI W., BOROWIK T., MIŁOSZ-CIELMA M., SCHMIDT K., JĘDRZEJEWSKA B., NOWAK S. AND MYŚLAJEK R.W. 2010. Habitat suitability, corridors and dispersal barriers for large carnivores in Poland. *Acta Theriologica* 55: 177–192.

JĘDRZEJEWSKI W., NOWAK S., SCHMIDT K. I JĘDRZEJEWSKA B. 2002. Wilk i ryś w Polsce – wyniki inwentaryzacji w 2001 roku. – *Kosmos* 51: 491–499.

MATJUSCHKIN E.N. 1978. *Der Luchs*. Die Neue Brehm-Bücherei, Wittenberg Lutherstadt: 1-160.

PODGÓRSKI T., SCHMIDT K., KOWALCZYK R. AND GULCZYŃSKA A. 2008. Microhabitat selection by Eurasian lynx and its implications for species conservation. *Acta Theriologica* 53: 97–110.

SCHMIDT K. 1998. Maternal behaviour and juvenile dispersal in the Eurasian lynx. *Acta Theriologica*, 43: 391-408.

SCHMIDT K., KOWALCZYK R. I PODGÓRSKI T. 2006b. Czynna ochrona rysia w Polsce. Opracowanie dla Ministerstwa Środowiska. Zakład Badania Ssaków PAN, Białowieża.

SCHMIDT K., PODGÓRSKI T. I KOWALCZYK R. 2006a. Ryś a gospodarka leśna. *Las Polski* 22: 15-17.

Krzysztof Schmidt

Mammal Research Institute of the Polish Academy of Sciences

QUALITY ASSESSMENT OF THE FORESTS IN WESTERN POLAND IN RELATION TO ENVIRONMENTAL REQUIREMENTS OF THE LYNX

Abstract

In Poland the occurrence area of the lynx constitutes approx. 11% of existing woodlands only. Low population size and intense fragmentation of the environment have a negative impact on the species sustainability. The purpose of this study was to determine whether the forests in Western Poland could constitute the habitat for those animals. To this end in four big forest units in Western Poland an environmental analysis was made with respect to the essential features in terms of the lynx biology. Analyzed woodlands are dominated by young coniferous tree stand. They are characterized by relatively high but very changeable rate of undergrowth coverage. There have been practically no dead trees on the forest floor. Therefore, because of a simplified age and species structure as well as absence of shield elements the forests are characterized by a very high degree of visibility (approx. 70%). There has been noticed though a tendency in the forest economy to introduce undergrowth, which acts as a protective shield and provides plant-eating species with shoots. Orientation of the forest economy at the growth of tree stand diversity structure might accelerate the forest naturalization and increase the chance of effective enlargement of the lynx occurrence area.



OCHRONA

KORYTARZY EKOLOGICZNYCH



Anita Bernatek

Uniwersytet Jagielloński, Instytut Geografii i Gospodarki Przestrzennej

OCENA WDRAŻANIA KONCEPCJI KORYTARZY EKOLOGICZNYCH DO PLANÓW ZAGOSPODAROWANIA PRZESTRZENNEGO WOJEWÓDZTW¹

¹ Artykuł stanowi skrót z opracowania: A. Bernatek, 2011, Ocena wdrażania koncepcji korytarzy ekologicznych do planów zagospodarowania przestrzennego województw, Fundacja WWF Polska, Kraków.

Ochrona bioróżnorodności jest skuteczna tylko wówczas, gdy zachowana jest ciągłość ekologiczna. Korytarze ekologiczne, zapewniające łączność między obszarami cennymi przyrodniczo, powinny być traktowane jako element uzupełniający system obszarów chronionych. W obliczu postępującej urbanizacji, wzrastającej gęstości sieci infrastruktury powierzchniowej i liniowej ważne staje się, by już na etapie planowania przestrzennego osiągnąć kompromis między zagospodarowaniem a środowiskiem przyrodniczym. W niniejszym opracowaniu przedstawiono wyniki analizy planów zagospodarowania przestrzennego wszystkich 16 województw (PZPW) oraz wywiadów przeprowadzonych z przedstawicielami wybranych biur planowania przestrzennego. Dzięki tej analizie możliwa była ocena wdrażania koncepcji korytarzy ekologicznych w planowaniu przestrzennym na szczeblu wojewódzkim i zdiagnozowanie problemów związanych z nieuregulowaną sytuacją prawną ochrony korytarzy w polskim ustawodawstwie.

1 Koncepcja korytarzy ekologicznych

Korytarz ekologiczny definiuje się jako szlak migracji roślin lub zwierząt², ale również jako krajobrazową strukturę liniową odrębną od otoczenia³. Korytarz jest ważnym narzędziem ochrony przyrody i powinien być traktowany jako element uzupełniający system obszarów chronionych.

Dotychczas w Polsce powstały dwa projekty sieci ekologicznej. Pierwszą kompleksową sieć opracowano wykorzystując kryteria środowiskowe (krajobrazowe), w połowie lat 90. XX w. Jest to tzw. sieć ECONET-POLSKA⁴. Wdrożono ją w wielu PZPW, stała się także przyrodniczą podstawą „Koncepcji polityki przestrzennego zagospodarowania kraju Polska 2000 Plus”⁵. Opracowanie to jest jednak zbyt zgeneralizowane i w niedostatecznym stopniu uwzględnia bariery ograniczające migrację organizmów w korytarzach ekologicznych⁶.

Drugi projekt powstał w 2005 r. na zlecenie Ministerstwa Środowiska w Zakładzie Badań Ssaków PAN w Białowieży (obecnie Instytut Biologii Ssaków PAN), we współpracy ze Stowarzyszeniem dla Natury „Wilk” oraz Muzeum i Instytutem Zoologii PAN. Opracowana

² G.R. Hess, R.A. Fischer, 2001, Communicating clearly about conservation corridors, *Landscape and Urban Planning*, 55, s. 196-197.

³ R.T.T. Forman, *Corridors in a landscape: their ecological structure and function*, *Ekologia CSRR* 1983, 2 (4), passim.

⁴ A. Liro (red.), *Koncepcja krajowej sieci ekologicznej ECONET-POLSKA*, Fundacja IUCN Polska, Warszawa 1995, passim.

⁵ A. Liro (red.), *Strategia wdrażania krajowej sieci ekologicznej ECONET-POLSKA*, Fundacja IUCN Poland, Warszawa 1998, s. 13.

⁶ M. Kistowski, M. Pchałek, *NATURA 2000 w planowaniu przestrzennym – rola korytarzy ekologicznych*, Warszawa 2009, s. 34.

sieć (ryc. 1.) łączy obszary NAUTRA 2000 w Polsce i uwzględnia koncepcję ECONET-POLSKA. Jako korytarze wyznaczono przede wszystkim obszary o wyższym stopniu naturalności (głównie lesiste) oraz cechujące się brakiem lub małą gęstością zabudowy. Podczas konstruowania sieci wykorzystano również wyniki badań gatunków wskaźnikowych (głównie wilka, częściowo rysia, łosia i jelenia)⁷. Wydaje się, że obecnie jest to najbardziej aktualna i poprawna metodologicznie koncepcja korytarzy ekologicznych.



RYCINA 1 **SIEĆ KORYTARZY EKOLOGICZNYCH Z PODZIAŁEM NA KORYTARZE GŁÓWNE (MIĘDZYNARODOWE) I KRAJOWE**
(Jędrzejewski i in. 2005, za: Jędrzejewski 2009)

⁷ W. Jędrzejewski, *Sieć korytarzy ekologicznych łączących obszary chronione w Polsce*, [w:] *Ochrona łączności ekologicznej w Polsce*, Jędrzejewski W., Ławreszuk D. (red.), Zakład Badania Ssaków PAN, Białowieża, s. 72-73.

2 Znaczenie korytarzy ekologicznych

Ostatnie badania dowodzą, że największym zagrożeniem dla trwałości populacji wielu gatunków jest fragmentacja środowiska. Przyczynia się ona do obniżenia całkowitej liczebności populacji, spadku zmienności genetycznej i obniżenia możliwości przystosowawczych danej populacji⁸. W konsekwencji prowadzi to do spadku bioróżnorodności. Jednocześnie wykazano, że wiele gatunków może funkcjonować jako metapopulacje (złożone z małych subpopulacji), jeśli tylko pozostają ze sobą w kontakcie poprzez wymianę osobników i przepływ genów. Wobec tego warunkiem dla przetrwania metapopulacji jest zachowanie łączności ekologicznej poprzez korytarze ekologiczne. Dzięki temu wiele gatunków ma możliwość zasiedlania nawet małych płatów środowiska wśród terenów użytkowanych gospodarczo⁹.

Wzrost antropopresji, zwłaszcza postępująca urbanizacja oraz rozwój infrastruktury komunikacyjnej i technicznej powodują coraz większą fragmentację środowiska. Prowadzi to zarówno do izolacji obszarów cennych przyrodniczo, jak i pogarsza drożność korytarzy ekologicznych łączących te obszary. Niekorzystnymi zjawiskami są zbytnie zwężenie korytarzy, przecięcie barierami antropogenicznymi (m.in. drogami, trasami kolejowymi, terenami zurbanizowanymi) oraz uproszczenie ich wewnętrznej struktury krajobrazowej¹⁰. Innym problemem jest brak społecznego zrozumienia roli korytarzy w środowisku przyrodniczym, a zatem i potrzeby ich ochrony¹¹.

Ochrona korytarzy będzie skuteczna tylko dzięki świadomości ekologicznej społeczeństwa, co powinno się przełożyć na planowanie przestrzenne¹². Możliwość funkcjonowania populacji jako metapopulacji stwarza szansę na osiągnięcie kompromisu pomiędzy wymogami ochrony bioróżnorodności a zagospodarowaniem przestrzennym.

Znaczenie łączności ekologicznej w zachowaniu bioróżnorodności, podobnie jak rola planowania przestrzennego w ochronie przyrody, nie ulega wątpliwości. Aby ochrona ciągłości ekologicznej była skuteczna, musi zostać zaplanowana i wdrożona na wszystkich szczeblach planowania przestrzennego. Konieczne wydaje się usankcjonowanie statusu prawnego korytarzy ekologicznych. Postuluje się również wdrożenie koncepcji korytarzy do *Koncepcji Przestrzennego Zagospodarowania Kraju*. Na poziomie regionalnym (wojewódzkim) należy uszczegółowić przebieg korytarzy i wprowadzić je do planów zagospodarowania przestrzennego województw. Natomiast na szczeblu lokalnym (gminnym) w miejscowych planach zagospodarowania przestrzennego, które stanowią akt prawa miejscowego, niezbędne jest wprowadzenie zapisów konkretnych działań ochronnych i poprawiających drożność korytarzy.

⁸ W. Jędrzejewski, B. Jędrzejewska, *Wpływ fragmentacji środowiska na populacje zwierząt i ochrona łączności ekologicznej*, [w:] *Ochrona łączności ekologicznej w Polsce*, Jędrzejewski W., Ławreszuk D. (red.), Zakład Badania Ssaków PAN, Białowieża 2009, s. 14-15.

⁹ W. Jędrzejewski, B. Jędrzejewska, op. cit., s. 15-16.

¹⁰ A. Liro (red.), *Strategia ...*, s. 31.

¹¹ W. Jankowski, *Naukowe podstawy i przyszłość korytarzy ekologicznych w Polsce*, *Przegląd Przyrodniczy* 2001, 12 (3-4), passim.

¹² A. Gerlée, *Korytarz ekologiczny – percepcja społeczna pojęcia*, *Klasyfikacja krajobrazu. Teoria i praktyka. Problemy Ekologii Krajobrazu* 2008, t. 20, s. 373.

3 Wdrażanie koncepcji korytarzy ekologicznych na szczeblu wojewódzkim

W celu oceny wdrażania koncepcji korytarzy ekologicznych w planowaniu przestrzennym na szczeblu wojewódzkim poddano analizie 16 planów zagospodarowania przestrzennego województw (tab. 1).

TABELA 1 ZESTAWIENIE PODSTAWOWYCH INFORMACJI O PLANACH ZAGOSPODAROWANIA PRZESTRZENNEGO WOJEWÓDZTW

Lp.	Województwo	Data uchwalenia	Uwagi*
1.	dolnośląskie	30 sierpnia 2002	w połowie 2011 uchwalenie nowego
2.	kujawsko-pomorskie	26 czerwca 2003	z końcem 2011 uchwalenie nowego
3.	lubelskie	29 lipca 2002	aktualny (w 4. kwartale 2011 uchwalenie nowego)
4.	lubuskie	2 października 2002	w połowie 2011 uchwalenie nowego
5.	łódzkie	21 września 2010	bez planowania zmian w najbliższym czasie
6.	małopolskie	22 grudnia 2003	bez planowania zmian w najbliższym czasie
7.	mazowieckie	7 czerwca 2004	bez planowania zmian w najbliższym czasie
8.	opolskie	28 września 2010	bez planowania zmian w najbliższym czasie
9.	podkarpackie	30 sierpnia 2002	w planach aktualizacja, ale bez konkretnych terminów
10.	podlaskie	27 czerwca 2003	w planach aktualizacja, ale bez konkretnych terminów
11.	pomorskie	26 października 2009	bez planowania zmian w najbliższym czasie
12.	śląskie	21 czerwca 2004**	w planach aktualizacja, ale bez konkretnych terminów
13.	świętokrzyskie	26 kwietnia 2002	w planach aktualizacja, ale bez konkretnych terminów
14.	warmińsko-mazurskie	12 lutego 2002	w planach aktualizacja, ale nie wcześniej jak w 2012
15.	wielkopolskie	26 kwietnia 2010	bez planowania zmian w najbliższym czasie
16.	zachodniopomorskie	19 października 2010	bez planowania zmian w najbliższym czasie

* Informacje uzyskane podczas rozmów telefonicznych z pracownikami Urzędów Marszałkowskich i Biur Planowania Przestrzennego w grudniu 2010.

** Plan zagospodarowania przestrzennego województwa śląskiego został zmieniony uchwałą z dnia 22 września 2010 r. w zakresie uzupełnienia o rozwoju międzynarodowego portu lotniczego „Katowice” w Pyrzowicach.

Przeprowadzono także wywiady z przedstawicielami biur planowania przestrzennego lub departamentów odpowiedzialnych za opracowywanie PZPW trzech różnych województw –

małopolskiego, podlaskiego i mazowieckiego. Wybrano województwo małopolskie – ze względu na jego położenie w obrębie korytarza karpackiego, województwo podlaskie – ze względu na duże zagęszczenie sieci korytarzy, oraz województwo mazowieckie, gdzie znajduje się dużo najbardziej zagrożonych odcinków korytarzy ekologicznych. Ponadto wszystkie wybrane województwa posiadają plany, które wymagają aktualizacji i prace w tym kierunku są dopiero na wstępnym etapie.

Koncepcja korytarzy ekologicznych została uwzględniona we wszystkich PZPW. Najczęściej jednak nawiązywano do niej jedynie na etapie opisu uwarunkowań rozwoju poszczególnych województw. W niemal wszystkich planach odwołano się do koncepcji sieci ECONET-POLSKA. Jedynie w planie województwa kujawsko-pomorskiego nie nawiązano do tego projektu i nie wyszczególniono żadnych obszarów stanowiących korytarze. W planie województwa podlaskiego zapisano natomiast, że wdrażanie krajowej sieci ECONET (a zatem i w ogóle koncepcji korytarzy ekologicznych) nie będzie kontynuowane. Uargumentowano to powołaniem obszarów NATURA 2000. Jedynie w planie województwa łódzkiego, oprócz odniesienia do sieci ECONET, nawiązano także do projektu korytarzy ekologicznych opracowanego przez Zakład Badania Ssaków PAN w 2005 r. na zlecenie Ministerstwa Środowiska.

We wszystkich planach uwzględniono, wynikającą z dyrektyw unijnych, ochronę obszarów NATURA 2000. Jednym z podstawowych przedmiotów ochrony w obrębie tych obszarów jest właściwy stan ochrony siedliska przyrodniczego, który można osiągnąć, gdy istnieje i będzie istnieć w przyszłości struktura i funkcje konieczne dla długotrwałego zachowania tego siedliska. Z dyrektyw nie wynika, że stan ten mają zapewnić tylko obszary NATURA 2000. Odpowiednia struktura i funkcje (m.in. ekologiczne) powinny być utrzymane również w obszarach nieobjętych tą ochroną, szczególnie w obrębie korytarzy ekologicznych łączących obszary sieci NATURA 2000¹³. Przepisy unijne dotyczące obszarów Natura 2000 wskazują na potrzebę ochrony ciągłości ekologicznej. Sposób interpretacji tego czym jest "właściwy stan ochrony siedliska przyrodniczego" będzie kluczowy dla zachowania ciągłości ekologicznej.

W większości PZPW koncepcja korytarzy ekologicznych została uwzględniona także na dalszych etapach planowania przestrzennego. Ochrona ciągłości ekologicznej została zapisana w celach, zasadach i kierunkach zagospodarowania przestrzennego. Mimo to, często ograniczano się jedynie do ogólnych stwierdzeń o konieczności kształtowania spójnej sieci ekologicznej czy minimalizowania negatywnego oddziaływania inwestycji na środowisko przyrodnicze. W niektórych planach zaproponowano szereg konkretnych działań służących ochronie korytarzy ekologicznych (tab. 2).

Koncepcja korytarzy ekologicznych na ostatnim etapie planowania przestrzennego (ocenie zmian w zagospodarowaniu przestrzennym) bezpośrednio została uwzględniona jedynie w planach województwa zachodniopomorskiego i pomorskiego. Zapisano tam konieczność wprowadzenia monitoringu korytarzy, by m.in. na bieżąco kontrolować stan ich zagospodarowania. Przy czym w planie województwa zachodniopomorskiego nie podano konkretnych sposobów prowadzenia monitoringu, a w planie województwa pomorskiego zaproponowano wskaźnik powierzchni wyznaczonych korytarzy ekologicznych o randze regionalnej i ponadregionalnej.

Po przeprowadzeniu wywiadów z planistami wybranych województw można zarysować dwa kierunki możliwości ochrony korytarzy. Z jednej strony wskazuje się na potrzebę wprowadzenia odrębnej formy ochrony jako jedynego instrumentu pozwalającego na skuteczną ochronę ciągłości ekologicznej. Podkreśla się, że zapisy dotyczące ochrony korytarzy umieszczone w PZPW nie mają mocy prawnej. Zauważono także, że żaden z poziomów planowania przestrzennego w państwie nie jest odpowiedzialny za ochronę korytarzy. Jednocześnie wskazano, że skuteczna ochrona powiązań przyrodniczych zależy od spójności sieci ekologicznej

¹³ M. Kistowski, M. Pchałek, op. cit., s. 25.

w całym kraju. Dlatego koordynacja ochrony korytarzy powinna następować na szczeblu państwowym.

TABELA 2 PRZYKŁADY KONKRETYCH DZIAŁAŃ SŁUŻĄCYCH OCHRONIE KORYTARZY EKOLOGICZNYCH ZAPROPONOWANYCH W PZPW

Lp.	Działania służące ochronie korytarzy ekologicznych
1.	wybór najmniej konfliktowych lokalizacji inwestycji infrastrukturalnych
2.	ograniczenie lokalizowania elementów infrastrukturalnych zagrażających funkcjonowaniu korytarzy ekologicznych (np. farm wiatrowych, elektrowni wodnych, infrastruktury transportowej)
3.	budowa urządzeń technicznych umożliwiających przekraczanie barier przez zwierzęta (przepusty pod drogami, „zielone mosty”)
4.	zwiększenie lesistości w obrębie korytarzy ekologicznych
5.	zachowanie mozaikowatej struktury własności i upraw, sieci miedz, zadrzewień śródpolnych, oczek wodnych i innych nieprodukcyjnych elementów przestrzeni rolniczej, stanowiących ostoję dla dzikich gatunków
6.	budowa przepławek w celu zapobiegania zaburzeniom ciągłości ekologicznej rzek
7.	ochrona brzegów rzek i zbiorników wodnych przed zabudową i niszczeniem szaty roślinnej
8.	zakaz tworzenia nasypów ziemnych usytuowanych poprzecznie do osi korytarza
9.	zapobieganie rozpraszaniu zabudowy oraz niedopuszczanie do zlewania się jednostek osadniczych
10.	zapobieganie intensywnemu zagospodarowywaniu dolin rzecznych, zwartych kompleksów leśnych i innych obszarów cennych przyrodniczo
11.	zakaz wyznaczania nowych terenów budowlanych w obrębie korytarzy.

Opracowanie własne na podstawie ww. dokumentów.

Jako inny sposób ochrony korytarzy zaproponowano możliwość wykorzystania już istniejących form prawnych. Zaproponowano obszary chronionego krajobrazu, których jednym z celów jest ochrona powiązań przyrodniczych. W przypadku zaś obszarów już pofragmentowanych wskazano, że w planie powinno się umieszczać propozycje innych rozwiązań, ustalonych ze specjalistami z zakresu ochrony środowiska.

Odmiennym spojrzeniem jest stwierdzenie, że istniejący system obszarów chronionych w Polsce, w tym obszary NATURA 2000, zapewniają skuteczną ochronę ciągłości ekologicznej. W obliczu naświetlonych wyżej problemów wydaje się to nieuzasadnione.

Jeszcze jednym istotnym spostrzeżeniem ze strony osób bezpośrednio zaangażowanych w planowanie przestrzenne jest wskazanie na konflikty występujące na poziomie gminnym. Istnienie konfliktów przestrzennych między ochroną korytarzy a zagospodarowaniem terenu jest oczywiste. W przypadku korytarzy, jeśli nie ma prawnego obowiązku ich ochrony, nie można się dziwić, że w miejscowych planach często nie ma zapisów uwzględniających ich ochronę.

4 Wnioski

Podstawowym problemem ochrony sieci ekologicznej w Polsce jest nieuregulowany status prawny korytarzy ekologicznych. Istniejące w polskim ustawodawstwie formy ochrony przyrody (m.in. park narodowy, park krajobrazowy, obszar chronionego krajobrazu, rezerwat) zapewniają ochronę wybranym obszarom cennym przyrodniczo. Jednak warunkiem zachowania bioróżnorodności jest nie tylko ochrona tych obszarów, ale także zapewnienie ciągłości ekologicznej między nimi. W obliczu postępującej antropopresji, prowadzącej do znacznej fragmentacji środowiska, wzrasta zagrożenie dla powiązań przyrodniczych, stąd tak ważne jest wdrożenie koncepcji korytarzy ekologicznych w planowaniu przestrzennym.

W aktualnie obowiązujących *PZPW* koncepcja korytarzy jest uwzględniana, choć w poszczególnych regionach stopień jej wdrożenia jest różny. Ponadto na szczeblu wojewódzkim, w *PZPW* możliwe jest tylko umieszczanie zapisów intencyjnych, określających ogólne założenia ochrony ciągłości ekologicznej. Zapisy te mogą, ale nie muszą być respektowane i wdrażane w miejscowych planach zagospodarowania przestrzennego. Ponadto nie ma obowiązku uwzględniania ich w planowaniu na poziomie gminnym. Brak ochrony prawnej dla korytarzy uniemożliwia wprowadzenie sankcji prawnych za niestosowanie się do zakazów, nakazów czy zaleceń w gospodarowaniu przestrzenią w obrębie korytarzy.

Ponadto w środowisku naukowym i planistycznym wciąż brakuje powszechnie akceptowalnej koncepcji korytarzy ekologicznych. Sieć ECONET z lat 90. XX w. do dziś wykorzystywana jest jako podstawa przyrodnicza wielu dokumentów planistycznych (w tym *PZPW*). Jednak jest już nieaktualna i zbyt zgeneralizowana. Natomiast projekt korytarzy wykonany w Zakładzie Badania Ssaków PAN w 2005 r. na zlecenie Ministerstwa Środowiska wydaje się obecnie najbardziej kompleksowy i poprawny metodologicznie, mimo iż wciąż wymaga pewnych uzupełnień. Najbardziej pilną sprawą jest ustanowienie ogólnopolskiej koncepcji korytarzy ekologicznych i nadanie jej statusu prawnego. Dopiero takie działania zobowiążą planistów do wdrażania jednolitej sieci korytarzy ekologicznych na wszystkich szczeblach planowania przestrzennego w państwie.

Literatura

FORMAN R.T.T., 1983, Corridors in a landscape: their ecological structure and function, *Ekologia CSRR*, 2 (4), 375-387.

GERLÉE A., 2008, Korytarz ekologiczny – percepcja społeczna pojęcia, *Klasyfikacja krajobrazu. Teoria i praktyka. Problemy Ekologii Krajobrazu*, t. 20, 373-377.

HESS G.R., FISCHER R.A., 2001, Communicating clearly about conservation corridors, *Landscape and Urban Planning*, 55, 195-208.

JANKOWSKI W., 2001, Naukowe podstawy i przyszłość korytarzy ekologicznych w Polsce, *Przegląd Przyrodniczy*, 12 (3-4), 41-53.

JĘDRZEJEWSKI W., 2009, Sieć korytarzy ekologicznych łączących obszary chronione w Polsce, [w:] Ochrona łączności ekologicznej w Polsce, Jędrzejewski W., Ławreszuk D. (red.), Zakład Badania Ssaków PAN, Białowieża, 71-82.

JĘDRZEJEWSKI W., JĘDRZEJEWSKA B., 2009, Wpływ fragmentacji środowiska na populacje zwierząt i ochrona łączności ekologicznej, [w:] Ochrona łączności ekologicznej w Polsce, Jędrzejewski W., Ławreszuk D. (red.), Zakład Badania Ssaków PAN, Białowieża, 13-18.

KISTOWSKI M., PCHAŁEK M., 2009, NATURA 2000 w planowaniu przestrzennym – rola korytarzy ekologicznych, Ministerstwo Środowiska, Warszawa, 1-116.

LIRO A. (red.), 1995, Koncepcja krajowej sieci ekologicznej ECONET-POLSKA, Fundacja IUCN Polska, Warszawa, 1-205.

LIRO A. (red.), 1998, Strategia wdrażania krajowej sieci ekologicznej ECONET-POLSKA, Fundacja IUCN Poland, Warszawa, 1-272.

Anita Bernatek

Jagiellonian University, Institute of Geography and Spatial Management

ASSESSMENT OF THE IMPLEMENTATION OF THE CONCEPT OF ECOLOGICAL CORRIDORS INTO THE VOIVODESHIP SPATIAL DEVELOPMENT PLAN

Abstract

The protection of biodiversity is effective only when ecological continuity is preserved. Ecological corridors ensuring the connection between valuable natural areas should be treated as an element complementing the system of conservation areas. In the face of advancing urbanization and increasing density of the land and line infrastructure network it is more and more important to reach a compromise between land development and natural environment already at the stage of spatial planning. This case study presents the results of the analysis of spatial development plans of all 16 voivodeships (*PZPW*) and interviews with the representatives of selected spatial planning offices. Owing to this analysis it was possible to assess the implementation of the concept of ecological corridors in spatial planning at a voivodeship level as well as diagnose problems related to the unsettled legal status of the conservation of corridors in Polish legislation.

Adam Juchnik, Paulina Kupczyk
Piotr Matyjasiak, Marcin Pchałek

EFEKTYWNOŚĆ OCHRONY KORYTARZY EKOLOGICZNYCH. KONCEPCJA ZMIAN LEGISLACYJNYCH (SYNTEZA)

1 Wprowadzenie

Cel opracowania

Ochrona łączności ekologicznej stała się w ostatnich latach tematem licznych konferencji naukowych, prac koncepcyjnych oraz analitycznych – zwłaszcza w zakresie planowania przestrzennego. Niniejsze opracowanie ma na celu podsumowanie dotychczasowych badań naukowych oraz dorobku praktyki celem wypracowania zoptymalizowanych instrumentów prawnej ochrony i delimitacji korytarzy ekologicznych, traktowanych jako obszary korzystne dla migracji organizmów.

Systematyka opracowania

Analizy prowadzone w niniejszym opracowaniu rozpoczęto od ogólnej charakterystyki prawnych form/instrumentów ochrony korytarzy ekologicznych. Przedstawiony został również przegląd prawodawstwa wybranych państw UE oraz zakres instrumentów prawnych możliwych do wykorzystania w celu ochrony korytarzy ekologicznych. Następnie oceniono uwarunkowania efektywności prawnej ochrony korytarzy ekologicznych na gruncie regulacji prawa międzynarodowego, unijnego i polskiego. Analiza ta stanowiła punkt wyjścia do przedstawienia kierunków niezbędnych zmian w prawie polskim i wskazała na docelowy zakres regulacji postulowanej do wdrożenia, w tym na jej uwarunkowania prawne i naukowe oraz skutki jej wdrożenia.

Biorąc pod uwagę tak zidentyfikowane uwarunkowania, zaproponowane zostały zmiany w prawodawstwie polskim. Propozycje dotyczą następujących aktów prawnych:

- ustawa z dnia 16 kwietnia 2004 r. o ochronie przyrody¹⁴;
- ustawa z dnia 3 października 2008 r. o udostępnianiu informacji o środowisku i jego ochronie, udziale społeczeństwa w ochronie środowiska oraz o ocenach oddziaływania na środowisko¹⁵;
- ustawa z dnia 27 marca 2003 r. o planowaniu i zagospodarowaniu przestrzennym¹⁶;
- ustawa z dnia 27 kwietnia 2001 r. Prawo ochrony środowiska¹⁷;
- ustawa z dnia 28 września 1991 r. o lasach¹⁸;
- ustawa z dnia 13 października 1995 r. Prawo łowieckie¹⁹.

¹⁴ Tekst jedn. Dz. U. z 2009 r. Nr 151, poz. 1220 z późn. zm.; dalej jako *u.o.p.*

¹⁵ Dz. U. Nr 199, poz. 1227 z późn. zm.; dalej jako *u.o.o.ś.*

¹⁶ Dz. U. Nr 80, poz. 717 z późn. zm.; dalej jako *u.p.z.p.*

¹⁷ Tekst jedn. Dz. U. z 2008 r. Nr 25, poz. 150 z późn. zm.; dalej jako *p.o.ś.*

¹⁸ Tekst jedn. Dz. U. z 2011 r. Nr 12, poz. 59 z późn. zm.; dalej jako *u.l.*

¹⁹ Tekst jedn. Dz. U. z 2005 r. Nr 127, poz. 1066 z późn. zm.; dalej jako *pr. łow.*

Wprowadzenie do problematyki definicji korytarzy ekologicznych

Rozwój cywilizacyjny wiąże się z zajmowaniem nowych terenów niezbędnych do rozbudowy sieci osadniczej, wzrostem gęstości sieci infrastruktury powierzchniowej i liniowej oraz presją innych form oddziaływania człowieka na środowisko. W efekcie dzikie zwierzęta i rośliny żyją na coraz bardziej kurczących się i odizolowanych od siebie obszarach siedlisk, a ich populacje stają się coraz mniej liczne i coraz bardziej zagrożone wymarciem. Konsekwencją zaniku siedlisk i gatunków jest zakłócenie funkcjonowania ekosystemów i obniżenie się różnorodności biotycznej.

Odpowiedzią na proces fragmentacji siedlisk jest koncepcja ochrony korytarzy ekologicznych. Podstawowym zadaniem korytarzy jest zapewnienie ciągłości tras umożliwiających przemieszczanie się organizmów pomiędzy płatami siedlisk, co zapobiega lokalnemu wymieraniu gatunków i ubożeniu zespołów.

Korytarze muszą stanowić integralną część sieci ekologicznych. Sieci te zasadniczo składają się z następujących elementów:

- obszary istotne dla populacji, określane jako płaty lub węzły, którymi są duże, zawsze zasiedlone obszary zapewniające optymalne warunki bytowania. Formami ochrony tych obszarów są rezerваты, parki narodowe i obszary N2000;
- strefy buforowe chroniące wyżej scharakteryzowane obszary;
- korytarze umożliwiające dyspersję i migracje między nimi.

Istnieją dwa podejścia do zagadnienia korytarzy ekologicznych:

- ekologiczne (populacyjne), w którym korytarze definiuje się poprzez ich funkcję, jaką jest zapewnienie ciągłości (spójności) populacji;
- krajobrazowe (fizjograficzne, geograficzne), w którym korytarze sprowadza się do struktur fizycznych zapewniających łączność (spójność krajobrazu). Struktury te można łatwo wydzielić w środowisku i opisać, a także przypisać im (często *a priori*) określone funkcje biotyczne i abiotyczne.

W podejściu ekologicznym ciągłość jest jednoznaczna z możliwością przemieszczania się osobników, a pojęcie korytarzy jest ograniczone do zjawisk populacyjnych – migracji i dyspersji. Korytarze ekologiczne należy chronić dlatego, że dzięki możliwości przemieszczania się organizmy mogą przetrwać okresy niesprzyjających warunków środowiska, wydać potomstwo, jak również możliwa jest wymiana genów między populacjami gatunku, poszerzenie arealu jego występowania oraz rekolonizacja obszarów na których gatunek wymarł. Zjawiska te decydują o żywotności populacji gatunków, a zarazem mają wpływ na funkcjonowanie zespołów gatunków (podtrzymanie systemu oddziaływań międzygatunkowych decydujących o strukturze i bogactwie gatunkowym zespołów) i ekosystemów (podtrzymanie sieci troficznych). Co istotne, ciągłość funkcjonalna może istnieć w oderwaniu od struktur fizycznych zapewniających łączność – korytarz bezstrukturalny określa się jako szlak.

Korytarz ekologiczny w ujęciu funkcjonalnym można zatem zdefiniować jako drogę, wzdłuż której odbywa się migracja i dyspersja organizmów. Korytarz ten musi obejmować elementy środowiska przyrodniczego niezbędne do jego prawidłowego funkcjonowania, które należy wtedy traktować jako jego integralny element. Pojęcie korytarza ekologicznego odnosi się tutaj do konkretnego gatunku lub zgrupowania gatunków o podobnej biologii. Nie jest możliwe wyznaczanie korytarzy bez znajomości biologii gatunku lub gatunków, na którą składają się wymagania przestrzenne, siedliskowe, pokarmowe, zwyczaje wędrówkowe, zdolności przystosowania się do zmieniających się warunków, itp.

Blizszy praktyce jest model płatów i korytarzy (ang. *patch-corridor-matrix model*), reprezentujący podejście krajobrazowe. Jest on rozwinięciem modelu biogeografii wysp, w którym

uwzględniono cechy tła, obecność barier fizycznych i korytarzy stanowiących rzeczywiste struktury przestrzenne występujące w środowisku. Model ten stosowany jest w badaniach żywotności metapopulacji w skali krajobrazu lub regionu. W klasycznym ujęciu modelu korytarz ekologiczny definiowany jest jako „relatywnie wąski pas terenu, który różni się od otaczających go po obu stronach obszarów”²⁰. Korytarz jest węższy od płątów, które łączy i różni się od nich przeważnie strukturą gatunkową i przestrzenną szaty roślinnej. Może on być izolowany lub połączony z określoną powierzchnią albo powierzchniami, traktowanymi jako specyficzne płyty wyróżnione świadomie i celowo na tle o odmiennych warunkach ekologicznych. Według szerszej definicji, korytarzem jest „liniowy element struktury biotycznej lub abiotycznej w heterogennej przestrzeni, przez który odbywa się przepływ materii przez fizjocenozę (rozprzestrzenianie się materii nieożywionej, zwierząt, nasion, roślin, itp.)”²¹. Wraz z transportem materii nieożywionej i ożywionej odbywa się również przepływ energii, który jest istotny np. dla funkcjonowania ekosystemów rzecznych lub związanych z rzekami i estuariów.

Zgodnie z wyżej przedstawioną koncepcją, za korytarze należy uznać obiekty, które:

- w przeciwieństwie do płątów są elementami pasmowymi lub liniowymi w krajobrazie;
- są jednolite pod względem siedliskowym;
- kontrastują z otoczeniem;
- stanowią element sieci, tj. łączą się z płątem lub innym korytarzem.

W podejściu krajobrazowym korytarzom przypisuje się znacznie szerszy zakres funkcji ekologicznych (stąd istnieje znacznie więcej powodów, dla których należy korytarze chronić) niż w podejściu ekologicznym. Same definicje korytarza ekologicznego stosowane w tym podejściu często abstrahują od funkcji, jaką jest zapewnienie ciągłości populacji, a więc możliwości migracji i dyspersji (ich głównym zadaniem jest zapewnienie spójności krajobrazu). Tymczasem rzeczywiste trasy przemieszczania się organizmów nie muszą pokrywać się z liniowymi obiektami w krajobrazie; część takich obiektów może wcale nie służyć migracji i dyspersji. Ponadto definicje te nie obejmują obiektów takich jak doliny rzek, naturalne cieki wodne, pasma leśne i pasma górskie, które charakteryzują się mozaikowością siedlisk i nie są obiektami liniowymi, a jednak należą do najważniejszych rzeczywistych szlaków migracji i dyspersji.

Najnowsze podejście do korytarzy ekologicznych łączy aspekt strukturalny i funkcjonalny. W najprostszym ujęciu korytarz to „każdy obiekt przestrzenny, zazwyczaj liniowy, który umożliwia organizmom przemieszczanie się pomiędzy płątami ich siedlisk”²². Według szerszej definicji, „korytarzami są różne struktury krajobrazu, inne niż obszary istotne, różniące się rozmiarem (od szerokich do wąskich) oraz kształtem (od krętych do prostych), umożliwiające dyspersję i migrację organizmów”²³. Definicje te utożsamiają korytarze ekologiczne ze strukturami krajobrazowymi i nie obejmują szlaków (tj. dróg przemieszczania się nieobjętych wyodrębnione struktury, np. korytarze dalekodystansowych wędrówek ptaków). Rola korytarzy polega tutaj na redukcji rzeczywistego stopnia izolacji pomiędzy populacjami i siedliskami poprzez umożliwienie migracji i dyspersji. Korytarze strukturalne stanowią sposób na osiągnięcie łączności (spójności) krajobrazu (ang. *landscape connectivity*) określającej, w jakim stopniu gatunek lub populacja może przemieszczać się wśród elementów krajobrazu (np. w mozaice typów siedlisk).

²⁰ Richling A., Solon J.; *Ekologia krajobrazu*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa 2002, s. 55.

²¹ Liro. A., Szacki J.; *Korytarz ekologiczny: przegląd problematyki*, Człowiek i Środowisko 17(4), 1993, s. 300.

²² Hilty, J.A., Lidicker, W.Z., Merenlender, A.M.; *Corridor ecology. The science and practice of linking landscapes for biodiversity conservation*, Island Press, Washington 2006, s. 50.

²³ Jongman, R.; *Polityka, planowanie i nauka a sieci ekologiczne* [w]: Jędrzejewski W., Ławreszuk, D.; *Ochrona łączności ekologicznej w Polsce*, Białowieża 2009, s. 23.

Ze względu na ciągłość przestrzenną korytarze ekologiczne dzieli się na dwie kategorie²⁴: korytarze o charakterze ciągłym oraz korytarze o charakterze nieciągłym, nazywane też siedliskami pomostowymi (ang. *stepping-stone habitats*).

Pierwsza kategoria obejmuje korytarze pasmowe i obszarowe (np. doliny rzek różnej wielkości, pasma leśne i zalesione pasma górskie) oraz klasyczne korytarze liniowe (np. rowy i wąskie pasy krzewów lub zadrzewień w krajobrazie rolniczym). Korytarze te użytkowane są przez gatunki mało mobilne, wiele gatunków mchów, diaspory wielu gatunków roślin, gatunki mobilne nietolerujące ekotonów (czyli stref granicznych między dwoma różnymi siedliskami), oraz gatunki mobilne nieprzystosowane do życia w mozaice siedlisk (np. gatunki nieprzystosowane do życia w mozaice polno-leśnej).

W przypadku gatunków wyspecjalizowanych pod względem selekcji siedlisk efektywność korytarza jest tym większa, im bardziej przypomina on płyty, które łączy. Korytarze liniowe i pasmowe wyróżnia się wówczas na podstawie występowania lub braku obecności siedlisk homologicznych z płytami, które łączą (struktura przestrzenna płyt i korytarzy musi być ciągła). Analogiczna sytuacja dotyczy ryb, minogów i niektórych gatunków ważek, dla których nawet wąska bariera może okazać się nie do przebycia. Natomiast w przypadku gatunków o szerokim zakresie selekcji siedlisk, korytarz często nie musi przypominać płyt; w przypadku wielu gatunków motyli (np. niektórych modraszków i czerwończyków) wystarczy, aby korytarz zawierał gatunki roślin stanowiące bazę pokarmową dla migrujących osobników. Podczas wyznaczania korytarzy należy też brać pod uwagę fakt, iż obiekt, który dla jednego gatunku stanie się korytarzem ekologicznym, dla innych gatunków może stanowić barierę: przykładowo, pasmo lasu może być korytarzem dla leśnych gatunków motyli, zaś barierą dla motyli zamieszkujących otwarte łąki. Należy również pamiętać, że korytarze mogą służyć za drogi dyspersji nie tylko rodzimych, ale również obcych lub inwazyjnych gatunków roślin i zwierząt.

Duże znaczenie dla funkcjonowania korytarza ma jego szerokość. Zwykle przyjmuje się, że im szerszy jest korytarz, tym lepiej pełni swoją funkcję. Jest to słuszne w odniesieniu do ściśle leśnych gatunków zwierząt, takich jak duże ssaki drapieżne. Jednak w przypadku mniejszych gatunków ssaków, takich jak gryzonie, zbyt szerokie korytarze nie będą sprzyjać efektywnej migracji. Wyniki dotychczasowych badań empirycznych skłaniają tutaj do przypuszczenia, że w określonych warunkach ekologicznych dla każdego gatunku zwierząt istnieje szerokość korytarza, która jest optymalna ze względu na efektywność dyspersji i migracji.

Z kolei siedliska pomostowe, zwane też łańcuchami siedlisk lub przystankami pośrednimi (ang. *stepping stones*), to małe płyty siedliska stanowiące wyspy środowiskowe, które ze względu na niewielkie rozmiary nie są w stanie zapewnić warunków do bytowania lokalnej populacji danego gatunku lub zespołu gatunków, jednak ze względu na położenie pomiędzy dużymi płytami mogą być użytkowane przez migrujące osobniki. Przykładem siedlisk pomostowych są rozproszone w krajobrazie zadrzewienia śródpolne, zgrupowania krzewów, śródpolne zbiorniki wodne, starorzecza, wilgotne zagłębienia terenu, niewielkie mokradła, płyty zbiorowisk trawiastych lub nieużytków. Korzystają z nich gatunki mobilne, które tolerują ekotony lub są zaadaptowane do mozaiki siedlisk, dzięki czemu dobrze znoszą fragmentację siedlisk. Z siedlisk pomostowych mogą również korzystać gatunki mało mobilne. Ciągłość funkcjonalna jest w tym przypadku odwrotnie proporcjonalna do odległości między poszczególnymi płytami siedlisk pomostowych. Nawet niewielkie płyty siedliska położone blisko siebie mogą znacznie usprawnić migrację osobników wielu gatunków pomiędzy dużymi płytami siedlisk. Obecność dobrej jakości siedlisk pomostowych, czyli takich o odpowiedniej wielkości oraz zapewniających obfitą bazę pokarmową, jest szczególnie ważna dla ptaków wędrownych, zwłaszcza wodno-błotnych. Przykładem takich siedlisk są namuliska i okresowe rozlewiska rzek, zalewowe łąki nadrzeczne, jeziora, stawy, jak również zbiorniki zaporowe i odstożniki ścieków. W przy-

²⁴ Hilty, J.A. et al.; *Corridor ecology...*

padku gatunków zasiedlających łachy i starorzecza, takich jak różanka i strzebla błotna, warunkiem koniecznym efektywnej migracji i dyspersji są okresowe wezbrania rzeki (obwałowania przeciwpowodziowe przyczyniają się do powstawania barier). Z kolei w przypadku roślin, których nasiona są rozprzestrzeniane przez zwierzęta (czynna i bierna zoochoria), efektywna migracja jest możliwa tylko wtedy, gdy jednocześnie funkcjonują korytarze ekologiczne zwierząt-przenosicieli diaspor.

Ostatnim zagadnieniem jest hierarchiczne podejście do korytarzy ekologicznych. W podejściu tym korytarzom przypisuje się odmienne funkcje i wyznacza się je inaczej w zależności od skali przestrzennej²⁵. Generalnie wyróżnia się dwie kategorie przestrzenne korytarzy: wewnątrz-krajobrazowe (skala lokalna) i międzyregionalne (skala regionalna, krajowa lub ponadkrajowa). Korytarze wewnątrz-krajobrazowe wyznacza się na podstawie obserwacji rzeczywistego przemieszczania się osobników w terenie lub na podstawie analizy modelu płatów i korytarzy. Definiuje się je w kategoriach funkcjonalnych jako „względnie wąski pas terenu łączący dwa różne płaty oraz umożliwiający przemieszczanie się osobników między płatami, co ogranicza lokalne wymieranie i zwiększa możliwości rekolonizacji”²⁶. Definicja ta obejmuje tylko korytarze o charakterze ciągłym (liniowe lub nielinowe), aczkolwiek na poziomie lokalnym funkcję korytarzową mogą z powodzeniem pełnić również siedliska pomostowe (np. dla płazów i motyli). Korytarze wyróżnia się na podstawie cech strukturalnych właściwych dla docelowych gatunków lub grup gatunków, do czego konieczna jest bardzo dobra znajomość biologii tych gatunków. Z kolei korytarze międzyregionalne wyróżnia się często *a priori*, biorąc pod uwagę znaczny udział, dobry stan zachowania oraz ciągłość naturalnych i półnaturalnych form przyrodniczych (np. zwartych kompleksów leśnych lub mało przekształconych dolin rzecznych; narzędziem przydatnym podczas delimitacji korytarzy w tej skali przestrzennej jest teledetekcja oraz lotnicze lub satelitarne obrazowanie stanu środowiska). Kluczowe znaczenie ma brak ciągłych i nieprzekraczalnych barier oraz obecność i odpowiednia gęstość rozmieszczenia siedlisk pomostowych. Funkcja tych korytarzy polega przede wszystkim na umożliwianiu powiększenia zasięgu gatunków oraz na ułatwianiu długodystansowych migracji i przemieszczeń dyspersyjnych. Takie ujęcie korytarza znalazło odzwierciedlenie w definicji zawartej w polskiej *u.o.p.* Zarówno w jednym jak i w drugim przypadku pierwszym krokiem w delimitacji korytarzy jest zdefiniowanie docelowych gatunków lub grup gatunków – korytarz zawsze funkcjonuje w kontekście wymogów określonego gatunku lub grupy gatunków; odmienne ekologiczne grupy zwierząt potrzebują odmiennych korytarzy. Podstawowe znaczenie ma ochrona korytarzy na najniższym szczeblu hierarchii – przerwanie ciągłości na poziomie lokalnym będzie skutkowało zakłóceniem funkcjonowania korytarza wyższego szczebla.

²⁵ Solon J.; *Korytarze ekologiczne – podobieństwa i różnice w skali wewnątrz-krajobrazowej i ponadregionalnej* [w]: Jędrzejewski, W., Ławreszuk, D.; *Ochrona...*, s. 137.

²⁶ Solon J.; *Korytarze ekologiczne...*, s. 139.

2 Ogólna charakterystyka prawnych form/instrumentów ochrony korytarzy ekologicznych

Prawna ochrona korytarzy ekologicznych jako elementów środowiska naturalnego kształtowana jest przez system norm należących w szczególności do gałęzi prawa administracyjnego. Normy składające się na dany system nie mają jednak jednolitego charakteru prawnego, a ponadto są rozproszone po różnych aktach prawnych funkcjonujących na gruncie prawa międzynarodowego, unijnego oraz polskiego.

Normy stanowiące podstawę ochrony łączności ekologicznej w Polsce można podzielić na:

- 1) przepisy kreujące formy ochrony środowiska – określają przede wszystkim przesłanki tworzenia form obszarowych/objektowych, zmiany ich granic lub likwidacji, jak również określają charakter aktów prawnych, na podstawie których dane formy mają być tworzone. Z ustanowieniem wskazanych form ochrony wiążą się daleko idące konsekwencje w zakresie warunków i zasad dopuszczalności realizacji i eksploatacji przedsięwzięć mogących znacząco oddziaływać na przedmiot ochrony;
- 2) przepisy reglamentujące korzystanie z elementów środowiska oraz zarządzanie nimi – najistotniejszym środkiem prawnym ochrony elementów środowiska w procesie inwestycyjnym są normy określające warunki realizacji planów/przedsięwzięć (dalej PP). Normy te mają charakter zakazów (wraz z odstępstwami od nich) lub nakazów, w tym przesłanek, które muszą zostać spełnione celem uzyskania zezwolenia na realizację PP. Adresatami takich norm mogą być zarówno organy prawodawcze (tak będzie np. w przypadku niektórych norm prawnomiędzynarodowych), organy przyjmujące plany, jak i podmioty podejmujące się realizacji przedsięwzięć mogących znacząco oddziaływać na środowisko. Z kolei normy dotyczące zarządzania elementami środowiska charakteryzują się przede wszystkim tym, że ich zasadniczym adresatem są jednostki administracji publicznej. Normy te ustanawiają m. in. środki planowania ochrony na danym obszarze, w tym zasady i formy nadzoru nad realizacją celów ochrony;
- 3) przepisy o planowaniu przestrzennym – określają zasady kształtowania polityki przestrzennej przez jednostki samorządu terytorialnego i organy administracji rządowej, a także zakres i sposoby postępowania w sprawach przeznaczania terenów na określone cele oraz ustalania zasad ich zagospodarowania i zabudowy;
- 4) przepisy o ocenach oddziaływania na środowisko – wprowadzają obowiązek przeprowadzenia strategicznej oceny oddziaływania na środowisko (SOOŚ) planów i programów oraz oceny oddziaływania na środowisko (OOŚ) indywidualnych przedsięwzięć. Celem postępowania SOOŚ/OOŚ jest odpowiednie wyprofilowanie planu lub przedsięwzięcia, następujące w drodze analizy wariantowej oraz przy wykorzystaniu środków łagodzących i kompensujących oddziaływanie. W ramach postępowań SOOŚ/OOŚ znajdować

będą zastosowanie zasady ochrony środowiska i przepisy reglamentujące korzystanie z elementów środowiska oraz zarządzanie nimi przy współdziałaniu organów specjalistycznych (działających np. w formie uzgodnień);

- 5) przepisy instytucjonalne – do wskazanej grupy przepisów zaliczyć należy normy powołujące do życia organy ochrony przyrody lub środowiska. W zakres przepisów instytucjonalnych wchodzi również normy odnoszące się do sposobu powoływania, funkcjonowania i zadań określonych organów;
- 6) przepisy finansowe – w tej grupie przepisów wyróżnić można normy określające ogólne obowiązki w zakresie finansowania działań na rzecz ochrony przyrody, normy określające źródła finansowania działań instytucji ochrony przyrody oraz normy określających źródła finansowania działań z zakresu ochrony przyrody;
- 7) przepisy o charakterze technicznym – do wskazanej grupy przepisów zaliczyć należy normy określające standardy ochrony środowiska w postaci np. norm jakości środowiska czy parametrów określonych obiektów służących ochronie danych komponentów;
- 8) przepisy z zakresu odpowiedzialności odszkodowawczej za ograniczenie możliwości korzystania z nieruchomości – rdzeń regulacji w omawianym zakresie stanowią przepisy *p.o.ś.* w Rozdziale 1 Działu IX tej ustawy, zatytułowanym: „Ograniczanie sposobu korzystania z nieruchomości w związku z ochroną środowiska”;
- 9) przepisy z zakresu odpowiedzialności za szkody w środowisku – kluczowym narzędziem zapobiegania szkodom w środowisku jest *u.z.s.ś.* W bardziej ograniczonym zakresie odpowiedzialność za szkody w środowisku może być również kształtowana przepisami *p.o.ś.* i ustawy z dnia 6 czerwca 1997 r. – *Kodeks karny*²⁷;
- 10) zasady ochrony środowiska – spójne na poziomie międzynarodowym, unijnym i krajowym. Należy tutaj wskazać zasady: zrównoważonego rozwoju, kompleksowej ochrony (art. 5 *p.o.ś.*), prewencji i przezorności (art. 6 *p.o.ś.*), zanieczyszczający płaci (art. 7 *p.o.ś.*). Jednocześnie podkreśla się, że w praktyce poszczególne kategorie przepisów wchodzi z sobą w interakcje.

3 Ocena uwarunkowań efektywności prawnej ochrony korytarzy ekologicznych

W celu zachowania porządku i klarowności dokonywanych ocen zastosowany został podział na trzy zasadnicze kategorie:

- akty prawa międzynarodowego;
- akty prawa europejskiego;
- akty prawa polskiego.

²⁷ Dz. U. Nr 88, poz. 553 z późn. zm., dalej jako *k.k.*

Prawo międzynarodowe

Do najważniejszych aktów prawnych prawa międzynarodowego związanych z problematyką ochrony łączności ekologicznej zaliczyć należy:

- 1) *Konwencję o obszarach wodno-błotnych mających znaczenie międzynarodowe, zwłaszcza jako środowisko życiowe ptactwa wodnego*, sporządzoną w Ramsarze dnia 2 lutego 1971 r.²⁸ – z uwagi na zakres i sposób regulacji *Konwencja Ramsarska* jest aktem prawnym o istotnie ograniczonej efektywności. Za w pełni skuteczne można uznać w zasadzie wyłącznie normy obligujące państwa-strony do wyznaczenia obszarów wodno-błotnych do umieszczenia w Spisie, objęcia tych obszarów ochroną oraz podejmowania odpowiednich środków zapobiegawczych lub zaradczych w przypadku pogorszenia się stanu tych obszarów. Normy zobowiązujące do ochrony pozostałych obszarów podmokłych są normami o niskiej efektywności, których skuteczność jest ściśle uzależniona od sposobu ich implementacji do prawa krajowego;
- 2) *Konwencję o ochronie wędrownych gatunków dzikich zwierząt*, sporządzoną w Bonn dnia 23 czerwca 1979 r.²⁹ – *Konwencja Bońska* stała się podstawą do przyjęcia porozumień w sprawie ochrony gatunków wędrownych. Polska jest stroną dwóch porozumień przyjętych na podstawie *Konwencji*, a mianowicie *Porozumienia o ochronie nietoperzy w Europie*, podpisanego w Londynie dnia 4 grudnia 1991 r.³⁰ oraz *Porozumienia o Ochronie Małych Waleń Bałtyku i Morza Północnego* sporządzonego w Nowym Jorku dnia 31 marca 1992 r.³¹. Zarówno normy *Konwencji*, jak i porozumień przyjętych na jej podstawie nie należą do norm cechujących się wysoką efektywnością;
- 3) *Konwencję o ochronie gatunków dzikiej flory i fauny europejskiej oraz ich siedlisk*, sporządzoną w Bernie dnia 19 września 1979 r.³² – spośród omówionych aktów prawa międzynarodowego *Konwencja Berneńska* jest aktem o największej efektywności, pomimo że normy w niej zawarte są co do zasady (poza normami odnoszącymi się do ochrony gatunkowej) ogólne i nie nadają się do bezpośredniego stosowania;
- 4) *Konwencję o różnorodności biologicznej*, sporządzoną w Rio de Janeiro dnia 5 czerwca 1992 r.³³ – normy *CBD* są normami ramowymi i nie nadają się do bezpośredniego stosowania. Z uwagi na szeroki zakres materii regulowany w *CBD*, wprowadzenie drobiazgowych regulacji było jednak niemożliwe;
- 5) *Europejską Konwencję Krajobrazową*, sporządzoną we Florencji dnia 20 października 2000 r.³⁴ – ogólnikowe zapisy *EKK* oraz brak wprowadzenia mechanizmów sprawozdawczych i wspierających wdrażanie konwencji przekładają się na niską efektywność *Konwencji* jako środka ochrony krajobrazu. Ze względu na ramowy charakter, normy *EKK* dla swojej skuteczności wymagają ich zaimplementowania do prawa krajowego, w związku z czym brak implementacji przekłada się na całkowitą nieefektywność tego aktu prawnego. Przykładem takiej sytuacji jest prawo polskie;

²⁸ Dz. U. z 1978 r. Nr 7, poz. 24 z późn. zm.; dalej jako *Konwencja Ramsarska*.

²⁹ Dz. U. z 2003 r. Nr 2, poz. 17; dalej jako *Konwencja Bońska*.

³⁰ Dz. U. z 1999 r. Nr 96, poz. 1112; dalej jako *Porozumienie EUROBATS*.

³¹ Dz. U. z 1999 r. Nr 96, poz. 1108 z późn. zm.; dalej jako *Porozumienie ASCOBANS*.

³² Dz. U. z 1996 r. Nr 58, poz. 263 z późn. zm.; dalej jako *Konwencja Berneńska*.

³³ Dz. U. z 2002 r. Nr 184, poz. 1532; ang. *Convention on Biological Diversity*, dalej jako *CBD*.

³⁴ Dz. U. z 2006 r. Nr 14, poz. 98; dalej jako *EKK*.

- 6) *Ramową konwencję o ochronie i zrównoważonym rozwoju Karpat*, sporządzoną w Kijowie dnia 22 maja 2003 r.³⁵ – *Konwencja Karpacka* jest konwencją ramową. Bardziej szczegółowe postanowienia mają znaleźć się w protokołach tematycznych do *Konwencji*. Pierwszym z nich jest *Protokół o ochronie i zrównoważonym użytkowaniu różnorodności biologicznej i krajobrazowej do Ramowej Konwencji o ochronie i zrównoważonym rozwoju Karpat*, sporządzonej w Kijowie dnia 22 maja 2003 r., sporządzony w Bukareszcie dnia 19 czerwca 2008 r.³⁶. *Konwencja Karpacka* wraz z *Protokołem Bukaresztańskim* zawierają normy o różnym stopniu efektywności. W zakresie w jakim dotyczą one obowiązku stworzenia sieci korytarzy ekologicznych na terenie Karpat normy te są wysoce efektywne, natomiast w zakresie statusu tej sieci oraz wynikających z niego obowiązków ochronnych efektywność norm znacznie spada. Praktyczna ocena skuteczności tych instrumentów prawnomiędzynarodowych obecnie jest niemożliwa – zarówno *Konwencja Karpacka*, jak i *Protokół Bukaresztański* są instrumentami młodymi, a sposób ich realizacji dopiero się kształtuje;
- 7) *Konwencję o ochronie środowiska morskiego obszaru Morza Bałtyckiego* sporządzoną w Helsinkach dnia 9 kwietnia 1992 r.³⁷ – ochrony różnorodności biologicznej dotyczy art. 15 *Konwencji Helsińskiej*. Jest on przepisem ramowym, nakładającym na państwa dosyć ogólne obowiązki. Jego efektywność obniża również odesłanie do „dalszych dokumentów zawierających odpowiednie wytyczne i kryteria”. W tym stanie rzeczy system ochrony przyrody i różnorodności biologicznej Morza Bałtyckiego zaczyna być kształtowany przez dokumenty niewiążące, które zaliczyć można do miękkiego prawa międzynarodowego.

Prawo unijne

Do najważniejszych aktów prawa unijnego dotyczących problematyki ochrony łączności ekologicznej należą:

- 1) *Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2009/147/WE z dnia 30 listopada 2009 r. w sprawie ochrony dzikiego ptactwa*³⁸ oraz *Dyrektywa Rady 92/43/EEG z dnia 21 maja 1992 r. w sprawie ochrony siedlisk przyrodniczych oraz dzikiej fauny i flory*³⁹ – przepisy *Dyrektyw Ptasiej i Siedliskowej* zawierają wysoce efektywne normy, wywołujące skutek nawet w przypadku braku transpozycji lub właściwej implementacji do porządku krajowego państw członkowskich. Efektywność ta znajdowała wielokrotnie swoje potwierdzenie w wyrokach Trybunału Sprawiedliwości Unii Europejskiej. Jeżeli chodzi natomiast o ochronę łączności ekologicznej, to obecnie efektywność przepisów powołujących sieć N2000 jest ograniczona tylko do niektórych elementów sieci ekologicznej, a mianowicie do biocentrów, *stepping stones* oraz części korytarzy ekologicznych spełniających określone kryteria przyrodnicze. Pozostałe części korytarzy ekologicznych, chociaż wpływają na zapewnienie spójności sieci, korzystają ze słabszej ochrony, niejako przy okazji ochrony obszarów N2000;

³⁵ Dz. U. z 2007 r. Nr 96 poz. 634; dalej jako *Konwencja Karpacka*.

³⁶ Dz. U. z 2010 r. Nr 90 poz. 591; dalej jako *Protokół Bukaresztański*.

³⁷ Dz. U. z 2000 r. Nr 28 poz. 346; dalej jako *Konwencja Helsińska*.

³⁸ Dz. Urz. UE L 20 z 26.1.2010, s. 7; dalej jako *Dyrektywa Ptasia*.

³⁹ Dz. Urz. UE L 206 z 22.7.1992, s. 7 z późn. zm.; dalej jako *Dyrektywa Siedliskowa*.

- 2) *Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2000/60/WE z dnia 23 października 2000 r. ustanawiająca ramy wspólnotowego działania w dziedzinie polityki wodnej*⁴⁰ – z RDW wynika obowiązek utrzymania lub przywrócenia takiej łączności ekologicznej rzek, która pozwoli na osiągnięcie dobrego stanu wód. Obowiązek ten nie jest ograniczony wyłącznie do gatunków chronionych, ale obejmuje wszystkie organizmy wodne. Z tego punktu widzenia w odniesieniu do rzek pełniących funkcję korytarzy ekologicznych RDW ma szerszy zakres zastosowania niż *Dyrektywa Siedliskowa*. Jednak przepisy RDW nie są na tyle jasne i konkretne, aby mogły być bezpośrednio stosowane. Wymagają one zatem właściwej transpozycji do prawa krajowego, co w znacznym stopniu uzależnia efektywność przepisów RDW od państw członkowskich. Czynnikiem, które mogą wpływać w sposób negatywny na skuteczność przepisów RDW jest też jej piętrona konstrukcja i specjalistyczny charakter. Utrudniają one bowiem stosowanie przepisów w praktyce;
- 3) *Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2001/42/WE z dnia 27 czerwca 2001 r. w sprawie oceny wpływu niektórych planów i programów na środowisko*⁴¹ – pomimo, że *Dyrektywa SOOŚ* nie nakłada *expressis verbis* obowiązku zbadania skutków planu lub programu dla łączności ekologicznej na danym obszarze, to jednak zbadanie tej kwestii warunkuje prawidłowe przeprowadzenie SOOŚ. Tym niemniej należałoby postulować wprowadzenie do treści *Dyrektywy* wyraźnego obowiązku uwzględniania w prognozie kwestii korytarzy ekologicznych, dopiero bowiem takie ujęcie zapewni zharmonizowanie systemu ocen oddziaływania na środowisko w państwach członkowskich. Ponadto, pomimo iż charakter SOOŚ predysponuje ją do roli podstawowego środka ochrony i utrzymania korytarzy ekologicznych to brak jest skutecznych narzędzi gwarantujących należyłą jakość SOOŚ, co wpływa na istotne obniżenie rangi tego instrumentu;
- 4) *Dyrektywa Rady 85/337/EWG z dnia 27 czerwca 1985 r. w sprawie oceny skutków wywieranych przez niektóre przedsięwzięcia publiczne i prywatne na środowisko naturalne*⁴² – pomimo swojego długoletniego funkcjonowania, *Dyrektywa OOS* nie jest jeszcze dojrzałym i w pełni efektywnym instrumentem pozwalającym na zapewnienie w całej UE jednolitego standardu oceny środowiskowych skutków realizacji przedsięwzięć oraz na zarządzanie oddziaływaniami tych przedsięwzięć. Do najistotniejszych braków wpływających na obniżenie skuteczności regulacji należy zaliczyć brak mechanizmów kontroli jakości OOS, wyłączenie udziału społeczeństwa na etapie *screeningu* oraz brak obowiązku monitoringu skutków środowiskowych przedsięwzięcia po jego zrealizowaniu;
- 5) *Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2008/56/WE z dnia 17 czerwca 2008 r. ustanawiająca ramy działań Wspólnoty w dziedzinie polityki środowiska morskiego (dyrektywa ramowa w sprawie strategii morskiej)*⁴³ – RDM jest jeszcze dyrektywą bardzo młodą, której implementacja dopiero się rozpoczyna. Należy jednak zwrócić uwagę, że jest to dyrektywa *stricte* ramowa, obligująca państwa członkowskie do prowadzenia odpowiedniej polityki. Pojęcia i definicje użyte w RDM są niedookreślone, pozostawiając państwom członkowskim dużo swobody w ich interpretacji. Trzeba się spodziewać, że ich doprecyzowanie w dłuższym okresie czasu należało będzie do ETS – taka praktyka nie jest jednak pożądana, jako naruszająca zasadę pewności prawa;

⁴⁰ Dz. Urz. UE L 327 z 22.12.2000, s. 1 z późn. zm., dalej jako RDW.

⁴¹ Dz. Urz. UE L 197 z 21.7.2001, s. 30; dalej jako *Dyrektywa SOOŚ*.

⁴² Dz. Urz. UE L 175 z 5.7.1985, s. 40 z późn. zm.; dalej jako *Dyrektywa OOS*.

⁴³ Dz. Urz. UE L 164 z 25.6.2008, s. 19, dalej jako RDM.

- 6) *Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2004/35/WE z dnia 21 kwietnia 2004 r. w sprawie odpowiedzialności za środowisko w odniesieniu do zapobiegania i zaradzania szkodom wyrządzonym środowisku naturalnemu*⁴⁴ – ustalenie zakresu stosowania *Dyrektywy Szkodowej* oraz określenie przesłanek dla realizacji ustalonych w niej obowiązków zapobiegawczych i naprawczych jest dosyć skomplikowane z uwagi na piętrową konstrukcję definicji „szkody wyrządzonej środowisku naturalnemu”. Może to powodować problemy w jej stosowaniu. Z drugiej jednak strony, zarówno definicje jak i przesłanki ocenne zostały w *Dyrektywie* określone na tyle wyczerpująco, że jej transpozycja nie jest warunkiem koniecznym do stwierdzenia wystąpienia szkody lub bezpośredniego nią zagrożenia. Ponadto art. 12 i 13 *Dyrektywy Szkodowej* daje jednostkom uprawnienie do żądania od właściwych władz państw członkowskich podjęcia działań na mocy *Dyrektywy Szkodowej*. Przepisy te są na tyle precyzyjne, jasne i konkretne, aby możliwe było przyznanie im skutku bezpośredniego na płaszczyźnie wertykalnej. W tej sytuacji omawiane przepisy *Dyrektywy* należało będzie uznać za efektywne.

Prawo polskie

Oceniając efektywność przepisów prawa polskiego w odniesieniu do poszczególnych grup norm należało będzie wskazać, że odnośnie:

- 1) przepisów kreujących formy ochrony środowiska:
 - brak legalnych definicji pojęć „sieć ekologiczna” i „łączność ekologiczna” wprowadza element uznaniowości, który w określonych sytuacjach może osłabiać efektywność ochrony łączności ekologicznej;
 - definicja korytarzy ekologicznych zawarta w art. 5 pkt 2 *u.o.p.* jest na tyle ogólnikowa, że nie sposób przyporządkować jej w pełni do żadnej z koncepcji naukowych tłumaczących istotę korytarzy ekologicznych. Ponadto nie pozwala ona kwalifikować jako korytarzy ekologicznych szeregu obszarów, które według koncepcji naukowych powinny podlegać szczególnej ochronie ze względu na szczególne znaczenie dla zachowania łączności sieci przyrodniczych lub przywracania jej tam, gdzie łączność ekologiczna została zakłócona lub zerwana;
 - spośród obszarowych form ochrony przyrody funkcje związane z ochroną korytarzy ekologicznych ustawa przypisuje wprost tylko obszarom chronionego krajobrazu (dalej jako OChK). Analiza przepisów określających charakter prawny OChK wskazuje tymczasem, że tak zdefiniowanej funkcji instrument ten nie jest w stanie realizować w sposób dostatecznie efektywny;
- 2) przepisów dotyczących zarządzania elementami środowiska:
 - w przypadku OChK, jedynej obszarowej formy ochrony przyrody służącej bezpośrednio ochronie korytarzy ekologicznych, polskie ustawodawstwo nie przewiduje w ogóle stosowania instrumentów planistycznych;
 - normy wynikające z art. 20 ust. 1 i ust. 2 *u.o.p.*, nakładające obowiązek sporządzenia planu ochrony (PO) dla parków narodowych, rezerwatów i parków krajobrazowych, sformułowane zostały przez ustawodawcę w sposób, który nie pozwala z nich wyprowa-

⁴⁴ Dz. Urz. UE L 143 z 30.4.2004, s. 56, dalej jako *Dyrektywa Szkodowa*.

- dzic wprost i bezpośrednio obowiązków dotyczących rozpoznania przez organy administracji zobligowane do sporządzenia *PO* roli, jaką w ochronie danych parków narodowych, rezerwatów przyrody i parków krajobrazowych odgrywają korytarze ekologiczne, ani roli jaką te formy ochrony przyrody odgrywają jako płyty w sieciach ekologicznych;
- do czasu przyjęcia *PO* organ sprawujący nadzór zarządza parkiem narodowym, rezerwatem przyrody lub parkiem krajobrazowym na podstawie tzw. zadań ochronnych (*ZO*). Art. 22 ust. 3 *u.o.p.* określa zakres treściowy *ZO* bardzo ogólnie, uzależniając zawarcie w nim odniesień do korytarzy ekologicznych od uznania organu sporządzającego *ZO*;
 - fakt, iż obowiązek ujęcia zagadnień związanych z utrzymaniem korytarzy ekologicznych łączących obszary N2000 ustawodawca uznał za fakultatywny obniża efektywność analizowanej regulacji;
 - dla każdego obszaru N2000 sporządza się plan zadań ochronnych (*PZO*). Wniosek, iż problematyka ochrony łączności ekologicznej powinna być poruszona w *PZO* wyciągnąć można jedynie na podstawie wykładni celowościowej, co powoduje obniżenie efektywności tego instrumentu;
- 3) przepisów reglamentujących korzystanie z elementów środowiska:
- obowiązek uwzględnienia podczas *SOOŚ* kwestii dotyczących ochrony łączności ekologicznej wynika z wykładni celowościowej przepisów ustawy;
 - jeżeli chodzi o *OOS* indywidualnych przedsięwzięć, to przepis określający zakres przedmiotowy raportu *OOS* nie wymienia wprost i bezpośrednio kwestii związanych z ochroną łączności przyrodniczej, co obniża efektywność przywołanej regulacji rozpatrywanej pod kątem zapewnienia ochrony korytarzy ekologicznych;
 - warunkiem osiągnięcia pełnej efektywności *SOOŚ*, jak i *OOS* jest raczej odpowiednie ukształtowanie sfery stosowania prawa, co może następować stopniowo, jako skutek utrwalania się linii orzeczniczej organów administracji i sądów administracyjnych;
 - regulacja art. 33 ust. 1 w związku art. 34 *u.o.p.* stanowi najbardziej efektywny instrument prawny służący ochronie łączności przyrodniczej tych korytarzy ekologicznych, które znajdują się w sieci N2000 albo zapewniają łączność obszarów N2000 z innymi obszarami N2000 lub innymi obszarami chronionymi;
- 4) przepisów o planowaniu przestrzennym:
- aktualną praktykę planowania przestrzennego na poziomie krajowym należy ocenić negatywnie;
 - obowiązek uwzględnienia w koncepcji przestrzennego zagospodarowania kraju (*k.p.z.k.*) kwestii związanych z ochroną środowiska oraz ochroną łączności ekologicznej wywieść można jedynie w drodze wykładni;
 - z przepisów nie wynika bezpośrednio, aby w planie zagospodarowania przestrzennego województwa (*p.z.p.w.*) należało obligatoryjnie wskazać korytarze ekologiczne znajdujące się poza obszarowymi formami ochrony przyrody;
 - brak normy, z której *expressis verbis* wynikałyby obowiązki organu planistycznego dotyczące uwzględniania w miejscowym planie zagospodarowania przestrzennego (*m.p.z.p.*) kwestii związanych z ochroną łączności przyrodniczej istotnie osłabia efektywność regulacji;
 - spory potencjał *m.p.z.p.* w zakresie ochrony łączności przyrodniczej w praktyce wykorzystywany jest niewielkim stopniu;
 - opracowania ekofizjograficzne uznać trzeba za instrumenty prawne o fundamentalnym znaczeniu dla transponowania kwestii związanych z ochroną łączności przyrodniczej w obszar planowania przestrzennego;
 - efektywność przepisu obniżają w znacznym stopniu regulacje specustaw, które wyłączają zastosowanie przepisów o planowaniu przestrzennym w stosunku do inwestycji drogo-

wych, autostrad, linii kolejowych, przedsięwzięć Euro 2012, inwestycji w zakresie lotnisk użytku publicznego, inwestycji w zakresie terminalu regazyfikacyjnego skroplonego gazu ziemnego w Świnoujściu, regionalnych sieci szerokopasmowych (telekomunikacyjnych) oraz inwestycji w zakresie budowy przeciwpowodziowych.

- 5) przepisów instytucjonalnych i kompetencyjnych:
 - efektywność systemu instytucjonalnego, w ramach którego realizowane są zadania związane z ochroną łączności przyrodniczej nie jest najwyższa z uwagi na brak norm spajających i wzmacniających współdziałanie, integrujących system i wykluczających luki kompetencyjne bądź dublowanie się kompetencji;
 - brak jest przepisów, które integrowałyby kompetencje RDOŚ w zakresie ochrony łączności przyrodniczej. Nie ma regulacji, które temu organowi powierzałyby kompetencje w zakresie ochrony korytarzy ekologicznych położonych poza obszarowymi formami ochrony przyrody;
 - powierzenie kompetencji związanych z ustanawianiem i funkcjonowaniem OChK samorządom województw jest nieefektywne;
- 6) przepisów finansowych:
 - zasada: „ile zadań i kompetencji – tyle pieniędzy” nie jest w Polsce efektywnie realizowana, bardziej z uwagi na brak środków niż ich niewłaściwe, tj. wymuszane systemowo dedykowanie lub wydatkowanie;
 - przepisy okołobudżetowe nie gwarantują stałej wysokości środków i nie przewidują automatycznego wzrostu w przypadku zwiększenia zadań;
 - nie opracowuje się długoterminowych planów finansowania ochrony łączności przyrodniczej, co uniemożliwia planowanie w tym zakresie w dłuższej perspektywie;
 - nie ma przepisów, które gwarantowałyby finansowanie ochrony korytarzy ekologicznych położonych poza obszarowymi formami ochrony przyrody;
 - brak jest norm gwarantujących jednostkom samorządu terytorialnego adekwatność dochodów do wydatków na ochronę przyrody, w tym na ochronę łączności przyrodniczej;
- 7) przepisów o charakterze technicznym:
 - rozporządzenia określające parametry techniczne obiektów komunikacyjnych (dróg publicznych i drogowych obiektów inżynierskich⁴⁵, linii kolejowych⁴⁶), lotnisk⁴⁷, linii przesyłowych (linii elektrycznych, telekomunikacyjnych⁴⁸), linii cieplnych, gazowych⁴⁹, ropociągów⁵⁰, budowli hydrotechnicznych⁵¹, farm wiatrowych, obiektów górniczych, obiek-

⁴⁵ Rozporządzenia Ministra Transportu i Gospodarki Morskiej: z dnia 2 marca 1999 r. w sprawie warunków technicznych, jakim powinny odpowiadać drogi publiczne i ich usytuowanie (Dz. U. Nr 43, poz. 430 z późn. zm.) oraz z dnia 30 maja 2000 r. w sprawie warunków technicznych, jakim powinny odpowiadać drogowe obiekty inżynierskie i ich usytuowanie (Dz. U. Nr 63, poz. 735 z późn. zm.).

⁴⁶ Rozporządzenie Ministra Transportu i Gospodarki Morskiej z dnia 10 września 1998 r. w sprawie warunków technicznych, jakim powinny odpowiadać budowle kolejowe i ich usytuowanie (Dz. U. Nr 151, poz. 987).

⁴⁷ Rozporządzenie Ministra Transportu i Gospodarki Morskiej z dnia 31 sierpnia 1998 r. w sprawie przepisów techniczno-budowlanych dla lotnisk cywilnych (Dz. U. Nr 130, poz. 859, z późn. zm.) oraz Rozporządzenie Ministra Infrastruktury z dnia 25 czerwca 2003 r. w sprawie warunków, jakie powinny spełniać obiekty budowlane oraz naturalne w otoczeniu lotniska (Dz. U. Nr 130, poz. 1192, z późn. zm.).

⁴⁸ Rozporządzenie Ministra Infrastruktury z dnia 26 października 2005 r. w sprawie warunków technicznych, jakim powinny odpowiadać telekomunikacyjne obiekty budowlane i ich usytuowanie (Dz. U. Nr 219, poz. 1864, z późn. zm.).

⁴⁹ Rozporządzenie Ministra Gospodarki z dnia 30 lipca 2001 r. w sprawie warunków technicznych, jakim powinny odpowiadać sieci gazowe (Dz. U. Nr 97, poz. 1055).

⁵⁰ Rozporządzenie Ministra Gospodarki z dnia 21 listopada 2005 r. w sprawie warunków technicznych, jakim powinny odpowiadać bazy i stacje paliw płynnych, rurociągi przesyłowe dalekosiężne służące do transportu ropy naftowej i produktów naftowych i ich usytuowanie (Dz. U. Nr 243, poz. 2063, z późn. zm.).

- tów rolniczych⁵² albo całkowicie pomijają kwestie ochrony korytarzy ekologicznych, albo wprowadzają w tym zakresie normy o takim stopniu ogólności, iż ich efektywność w praktyce ochrony łączności przyrodniczej nie może być wysoka,
- regulacje, które w sposób bardziej bezpośredni ukierunkowane są na realizację celów związanych z ochroną korytarzy ekologicznych mają charakter incydentalny i nie stanowią zwartego systemu zapewniającego oczekiwaną efektywność ochrony łączności przyrodniczej;
- 8) przepisów z zakresu odpowiedzialności odszkodowawczej za ograniczenie prawa korzystania z nieruchomości:
- nie ma norm, które upoważniałyby organy administracji publicznej do nakazywania wykonania określonych działań lub czynności, albo ich zaniechania, w celu utrzymania łączności przyrodniczej, jej przywrócenia albo – w ramach kompensacji – ustanowienia w innym miejscu;
 - istniejące przepisy dotyczące odszkodowania za ograniczenie prawa korzystania z nieruchomości w związku z utworzeniem form ochrony przyrody nie zapewniają właścicielom wystarczającego stopnia ochrony prawnej;
 - brak jest przepisów gwarantujących możliwość pozyskania nieruchomości na cele kompensacji przyrodniczej;
- 9) przepisy z zakresu odpowiedzialności za szkody w środowisku:
- z punktu widzenia korytarzy ekologicznych definicja szkody w chronionych siedliskach przyrodniczych jest nieefektywna. Wyłącza ona spod reżimu ustawy szkodowej większość korytarzy ekologicznych położonych poza obszarowymi formami ochrony, zwłaszcza jeżeli stanowią one szlaki migracyjne gatunków innych niż chronione;
 - efektywność ustawy, także w kontekście jej skuteczności w roli instrumentu służącego ochronie łączności przyrodniczej, jest osłabiona przed wąskie zakresienie podmiotowego zakresu jej obowiązywania;
 - efektywność całości regulacji dotyczącej odpowiedzialności za szkodę w środowisku teoretycznie zwiększają takie czynniki jak szerokie zakresienie kręgu podmiotów uprawnionych do zgłaszania szkody w środowisku oraz system sankcji karnych przewidzianych za niedopełnienie obowiązków wynikających z ustawy. Problemem może być tutaj jednak konieczność dowiedzenia związku przyczynowego;
- 10) zasad ochrony środowiska:
- ocena ich efektywności w warstwie normatywnej nie odbiega od wysokiej oceny uregulowań wspólnotowych;
 - na obniżenie efektywności tych zasad wpływa słaba korelacja ogólnych zasad ochrony środowiska z treścią norm szczególnych, czyli przepisów prawa materialnego o większym stopniu konkretyzacji, obowiązujących w zakresie ochrony łączności przyrodniczej, i jeszcze gorsze przełożenie na obszar praktyki administracyjnej i orzecznictwa sądów administracyjnych.

⁵¹ Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 20 kwietnia 2007 r. w sprawie warunków technicznych, jakim powinny odpowiadać budowle hydrotechniczne i ich usytuowanie (Dz. U. Nr 86, poz. 579).

⁵² Rozporządzenie Ministra Rolnictwa i Gospodarki Żywnościowej z dnia 7 października 1997 r. w sprawie warunków technicznych, jakim powinny odpowiadać budowle rolnicze i ich usytuowanie (Dz. U. Nr 132, poz. 877, z późn. zm.).

4 Założenia zmian w prawodawstwie polskim w zakresie ochrony korytarzy ekologicznych

Definicja korytarzy ekologicznych

Zakres proponowanych zmian w obowiązujących aktach prawnych

Zmiana powinna objąć definicję korytarza ekologicznego z art. 5 pkt 2 *u.o.p.* Proponujemy zdefiniowanie korytarza ekologicznego jako szlaku, który umożliwia skuteczne przemieszczanie się (migrację i dyspersję) roślin, zwierząt, grzybów, protistów i diaspor pomiędzy płatami ich siedlisk, i który obejmuje niezbędne do jego prawidłowego funkcjonowania liniowe, nieliniowe, pasmowe lub obszarowe, ciągłe lub nieciągłe, naturalne, półnaturalne lub antropogeniczne, biotyczne lub abiotyczne elementy strukturalne środowiska przyrodniczego, w tym przestrzeń powietrzną.

Uzasadnienie

Nowa definicja jest próbą połączenia podejścia do zagadnienia ochrony korytarzy ekologicznych i ogólnie łączności ekologicznej od strony funkcjonalnej i strukturalnej, z naciskiem na tą pierwszą. Celem zasadniczym było ujęcie w definicji korytarza ekologicznego jak największej grupy organizmów, które w swoich cyklach życiowych podejmują daleko- lub krótkodystansowe wędrówki lub przemieszczenia dyspersyjne (w tym posiadają formy migrujące, np. diaspor – elementy służące do rozmnażania się, tj. nasiona roślin), a podczas wędrówek są narażone na oddziaływanie barier. Dlatego do standardowej trójki królestw – roślin, zwierząt i grzybów – dołączyliśmy protisty. Tym samym zaproponowana definicja obejmuje wszystkie cztery królestwa z domeny *Eucarya*. Natomiast domeny prokariotyczne oraz wirusy pominęliśmy, ponieważ organizmy do nich należące nie wydają się narażone na ograniczające działanie barier ekologicznych.

Jeśli chodzi o struktury środowiska przyrodniczego, w definicji starano się uwzględnić wszystkie ich klasyczne rodzaje (obiekty liniowe, pasmowe i obszarowe), jak również siedliska pomostowe (nieciągłe elementy środowiska przyrodniczego). Podkreśliliśmy, że struktury przyrodnicze powinny stawać się integralnym elementem korytarza ekologicznego wtedy, gdy są niezbędne do jego prawidłowego funkcjonowania. Natomiast jeśli nie są niezbędne, korytarz może ich nie obejmować – dotyczy to bezstrukturalnych szlaków wędrówek ptaków, które nie muszą obejmować struktur naziemnych. W szczególności zostało podkreślone istotne znaczenie jako korytarzy ekologicznych obiektów pochodzenia antropogenicznego, co jest rzadko brane pod uwagę podczas formułowania definicji korytarzy ekologicznych. Jak się wydaje, społeczeństwo i decydenci nie posiadają wystarczającej wiedzy co do tego, że liczne obiekty antro-

pogeniczne (tj. płaty ugorów i pasy nieuporządkowanej roślinności o charakterze ruderalnym) mogą z powodzeniem stać się wartościowym elementem sieci ekologicznych, zwiększającym lokalną różnorodność biotyczną. Przesłanką do tego są również przypadki likwidacji korytarzy ekologicznych uwzględnionych w miejscowych planach zagospodarowania przestrzennego na podstawie argumentacji, że dany obszar nie pełni funkcji korytarzowej z powodu braku w jego obrębie roślinności o charakterze naturalnym lub półnaturalnym⁵³.

Ochrona korytarzy ekologicznych w ramach instrumentów ochrony obszarowej i gatunkowej

Instrumenty ochrony obszarowej

ZAKRES PROPONOWANYCH ZMIAN W OBOWIĄZUJĄCYCH AKTACH PRAWNYCH

Stworzenie spójnego systemu ochrony łączności ekologicznej wymaga dokonania zmian na różnych poziomach normatywnych. Kluczem do efektywnej ochrony jest ściśle powiązanie planowania przestrzennego na różnych poziomach z *u.o.p.* oraz przepisami regulującymi procedury ocen oddziaływania na środowisko. Dlatego też procedury wyznaczania korytarzy ekologicznych normować powinna *u.p.z.p.* wraz z aktami wykonawczymi, natomiast procedury oceny oddziaływania na korytarze – *u.o.o.ś.* Natomiast jeżeli chodzi o regulacje dotyczące instrumentów ochrony obszarowej oraz ogólne zapisy dotyczące ochrony korytarzy ekologicznych, powinny pozostać one w *u.o.p.* oraz aktach wykonawczych do tej ustawy, jakkolwiek wymagają one zmiany pozwalającej na zapewnienie funkcjonalności całego systemu.

Korytarze ekologiczne powinny być wyznaczane obligatoryjnie w studium uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego gminy (*s.u.k.z.p.g.*) oraz w *m.p.z.p.* Dokumenty te ustalały będą podstawowe założenia czynnej ochrony obszarów korytarzy ekologicznych. W celu zapewnienia elastycznej ochrony biernej korytarzy proponuje się wprowadzenie regulacji na wzór istniejącego już systemu ochrony obszarów N2000. Regulacja ta powinna zostać umieszczona w odrębnym rozdziale ustawy, zatytułowanym „Korytarze ekologiczne”, razem z normami określającymi zasady wykonywania kompensacji przyrodniczej oraz finansowania ochrony korytarzy ekologicznych.

W *u.o.p.* należy zmienić zasady wyznaczania obszarów chronionego krajobrazu uregulowane w art. 23 *u.o.p.* Tą formą ochrony przyrody powinny zostać objęte wyłącznie tereny chronione ze względu na wyróżniający się krajobraz o zróżnicowanych ekosystemach, wartościowe ze względu na możliwość zaspokajania potrzeb związanych z turystyką i wypoczynkiem

Do przepisów art. 20, art. 22 oraz art. 28 i art. 29 *u.o.p.*, określających zasady i procedury sporządzania planów ochrony i zadań ochronnych dla parków narodowych, rezerwatów, planów ochrony dla parków krajobrazowych oraz projektu planów zadań ochronnych i planów ochrony dla obszarów N2000, wskazane jest wprowadzenie regulacji obligujących do uwzględnienia w tych planach kwestii związanych z ochroną łączności ekologicznej. Pociągnęłoby to za sobą konieczność odpowiedniej zmiany w aktach wykonawczych do ustawy, czyli w rozporządzeniu w sprawie sporządzania projektu planu ochrony dla parku narodowego, rezerwatu przyrody i parku krajobrazowego oraz w rozporządzeniu w sprawie projektu planu zadań ochronnych dla obszaru N2000.

⁵³ Np. Giedych, R., Cieszewska, A.; *Możliwości i ograniczenia zastosowania koncepcji płatów i korytarzy w planowaniu miejscowym* [w:] Cieszewska, A. (red.), *Płaty i korytarze...*, s. 119-126.

UZASADNIENIE

W aktualnych regulacjach *u.o.p.* korytarze ekologiczne nie stanowią odrębnych form ochrony przyrody. Z kolei OChK nie są w stanie w sposób dostatecznie efektywny realizować zakładanej funkcji ochronnej względem łączności ekologicznej. Dlatego proponujemy ograniczenie obejmowania ochroną w formie OChK do obszarów chronionych z uwagi na wyróżniający się krajobraz o zróżnicowanych ekosystemach, wartościowy m.in. ze względu na możliwość zaspokajania potrzeb związanych z turystyką i wypoczynkiem. Pozwoli to na jasne określenie celów ochrony krajobrazu dla OChK, co stanowić może podstawę do dalszych prac legislacyjnych związanych z wdrażaniem *Europejskiej Konwencji Krajobrazowej*. Kwestia wyznaczania korytarzy ekologicznych oraz ustalania zasad czynnej ochrony tych obszarów powinny stać się przedmiotem regulacji *u.p.z.p.*

Przedmiotem regulacji *u.o.p.* powinna stać się natomiast ochrona bierna korytarzy ekologicznych. Powinna być ona realizowana w sposób pozwalający na zrównoważenie potrzeby ochrony łączności ekologicznej z koniecznością infrastrukturalnego, gospodarczego i społecznego rozwoju danego terenu.

Instrumenty ochrony gatunkowej

ZAKRES PROPONOWANYCH ZMIAN W ISTNIEJĄCYCH AKTACH PRAWNYCH

Proponujemy wprowadzenie do *u.o.p.* norm określających podstawowe zasady działania systemu monitoringu przypadkowego chwytania i zabijania zwierząt w związku z funkcjonowaniem infrastruktury energetycznej i transportowej. Zagadnienia szczegółowe zostaną przekazane do uregulowania w odpowiednich rozporządzeniach. Metody prowadzenia wiarygodnego monitoringu śmiertelności zwierząt związanej z różnymi rodzajami infrastruktury (drogi, linie kolejowe, napowietrzne linie przesyłowe, farmy wiatrowe, itd.) są skomplikowane i będą wymagały przygotowania specjalnych wytycznych dostosowanych do specyfiki oddziaływania poszczególnych typów barier infrastrukturalnych.

Do *u.o.p.* wprowadzony zostanie obowiązek gromadzenia i udostępniania danych dotyczących przypadkowego chwytania i zabijania zwierząt w związku z funkcjonowaniem infrastruktury transportowej (drogowej i kolejowej) oraz infrastruktury energetycznej (napowietrzne linie energetyczne, elektrownie wodne, elektrownie wiatrowe). W celu poprawy ochrony migrujących gatunków zwierząt w ich korytarzach ekologicznych zaproponowane zostały również pewne zmiany w art. 26 *pr. łow.*

UZASADNIENIE

Aktualnie nie istnieje żaden system, który pozwalałby na całościowe rozpoznanie śmiertelności zwierząt lub też sytuacji ich przypadkowego schwytania w związku z funkcjonowaniem dróg, linii kolejowych, napowietrznych linii energetycznych, elektrowni wodnych czy elektrowni wiatrowych. Po zakończeniu monitoringu określonego w decyzji o środowiskowych uwarunkowaniach, decyzji wydanej po przeprowadzeniu ponownej oceny oddziaływania na środowisko lub oceny oddziaływania na obszary N2000, nie ma instrumentów prawnych pozwalających na zbadanie jak rozwijają się parametry związane z wpływem wymienionej infrastruktury na środowisko (pomimo, że mogą nastąpić istotne zmiany w funkcjonowaniu tej infrastruktury⁵⁴).

Ponieważ zarówno infrastruktura drogowa, kolejowa, jak i energetyczna ma zarządców zajmujących się jej utrzymaniem i dokonujących w związku z tym jej terenowego przeglądu, możliwe jest, przy minimalnych nakładach finansowych ze strony tych zarządców, połączenie

⁵⁴ Przykładowo, istotną zmianą w funkcjonowaniu infrastruktury będzie zwiększenie natężenia ruchu na drodze.

prac terenowych z realizacją obowiązków w zakresie zbierania w ustandaryzowanej formie informacji na temat przypadkowego chwytania lub zabijania zwierząt. W oparciu o te informacje powinien powstać monitoring przypadkowego chwytania lub zabijania zwierząt, stanowiący część Państwowego Monitoringu Środowiska. Pozwoli to na zidentyfikowanie „punktów krytycznych” w skali kraju oraz na właściwą ocenę zagrożeń dla łączności ekologicznej związanych z funkcjonowaniem infrastruktury transportowej i energetycznej. Umożliwi to również RDOŚ niezwłoczne nałożenie na zarządców infrastruktury obowiązku podjęcia odpowiednich działań zaradczych.

W oparciu o informacje otrzymane w ramach monitoringu przypadkowego chwytania i zabijania zwierząt RDOŚ aktualizował będzie również prowadzony na mocy obowiązku wynikającego z art. 12 ust. 4 *Dyrektywy Siedliskowej* rejestr przypadkowego chwytania lub zabijania zwierząt objętych ścisłą ochroną gatunkową.

Co do uzasadnienia zmiany w *pr. łow.*, to ma ona na celu zapewnienie niezakłóconej migracji zwierząt i wykluczenie sytuacji, gdy polowania wykonywane są w korytarzach ekologicznych oraz w pobliżu konstrukcji zapewniających utrzymanie łączności ekologicznej w ramach korytarzy (przejścia dla zwierząt i in.).

Ochrona korytarzy ekologicznych w procesie planistycznym i w procesie inwestycyjnym

Ochrona korytarzy ekologicznych w procesie planistycznym

ZAKRES PROPONOWANYCH ZMIAN W ISTNIEJĄCYCH AKTACH PRAWNYCH

W *p.o.ś.* konieczna jest zmiana przepisów dotyczących ochrony środowiska w zagospodarowaniu przestrzennym oraz przy realizacji inwestycji (art. 71-73 *p.o.ś.*) poprzez wprowadzenie wyraźnego obowiązku uwzględniania kwestii dotyczących ochrony i przywracania łączności ekologicznej w *k.p.z.k.*, strategiach rozwoju województw, *p.z.p.w.*, planach zagospodarowania przestrzennego obszarów metropolitalnych, *s.u.k.z.p.g.* oraz *m.p.z.p.* Zmiany wymagają również regulacje *p.o.ś.* dotyczące sporządzania opracowań ekofizjograficznych (art. 72 *p.o.ś.*). W związku z tym, w rozporządzeniu w sprawie opracowań ekofizjograficznych rozszerzony zostać powinien zakres materiałów wejściowych do sporządzenia opracowania ekofizjograficznego.

W *u.p.z.p.* powinny zostać wprowadzone obowiązki dotyczące określania w aktach planistycznych różnych szczebli podstawowych elementów sieci korytarzy ekologicznych, w tym biocentrów, płatów siedlisk oraz siedlisk pomostowych (*stepping stones*), jak również określania zasad gospodarowania na tych obszarach. Zaproponowane też zostaną ogólne zmiany proceduralne dotyczące trybu uchwalania aktów z zakresu gospodarki przestrzennej.

W *u.o.p.* powinien zostać wprowadzony obowiązek uwzględniania w *p.z.p.w.*, *p.z.p.o.m.*, *s.u.k.z.p.g.* oraz *m.p.z.p.* ustaleń projektów planów ochrony/planów zadań ochronnych. Z kolei w ustawie o samorządzie województwa oraz ustawie o samorządzie gminnym powinny zostać wprowadzone przyznające organizacjom ekologicznym legitymację czynną do zaskarżania uchwał organów samorządu terytorialnego.

Konieczne byłoby też wprowadzenie w *u.o.o.ś. expressis verbis* obowiązku przeanalizowania w prognozie oddziaływania na środowisko zagadnień związanych z ochroną łączności ekologicznej.

W *u.l.* proponujemy wprowadzenie regulacji integrującej postanowienia *s.u.k.z.p.g./m.p.z.p.* dotyczące korytarzy ekologicznych z ustaleniami planów urządzenia lasu i uproszczo-

nych planów urządzenia lasu. Zaproponowano też zmiany w przepisach o lasach ochronnych oraz w rozporządzeniu w sprawie szczegółowych warunków i trybu sporządzania planu urządzenia lasu, uproszczonego planu urządzenia lasu oraz inwentaryzacji stanu lasu w zakresie zagadnień obowiązkowych do uwzględnienia przy sporządzaniu planu urządzenia lasu lub uproszczonego planu urządzenia lasu.

UZASADNIENIE

Łączność ekologiczna jest istotnym czynnikiem wpływającym na utrzymanie i poprawę różnorodności biologicznej. Dlatego nieprzemysłana gospodarka i planowanie przestrzenne prowadzące m.in. do fragmentacji siedlisk stanowią szczególne źródło zagrożenia dla różnorodności biologicznej UE. W związku z tym należy przypomnieć, że na państwach członkowskich spoczywa szczególnie obowiązek pogodzenia, poprzez doskonalenie planowania, gospodarki gruntami i potrzeb związanych z planowaniem przestrzennym z ochroną różnorodności biologicznej i utrzymaniem usług ekosystemowych⁵⁵, co wymaga wprowadzenia przepisów, które jednoznacznie nakazywałyby ujmowanie w dokumentach z zakresu gospodarki przestrzennej kwestii związanych z ochroną korytarzy ekologicznych. W celu zmiany obecnego stanu rzeczy zaproponowane zostały zmiany w przepisach *p.o.ś.* oraz *u.p.z.p.*, z których wynikał będzie obowiązek wprowadzenia do dokumentów z zakresu planowania przestrzennego wszystkich szczebli oraz do strategii rozwoju województw postanowień określających w tych dokumentach rozwiązania mające na celu poprawę, utrzymanie i wzmacnianie łączności ekologicznej. Regulacja ta stanowiła będzie wytyczną dla planowania rozwoju przestrzennego kraju, regionów i gmin.

Zakładane nowelizacje nie zmieniają dotychczas obowiązującego systemu opartego na trzech filarach (opracowania ekofizjograficzne, plany zagospodarowania przestrzennego, strategiczne oceny oddziaływania na środowisko), a jedynie wzmacniają skuteczność poszczególnych elementów tego systemu oraz powiązania między nimi.

Ochrona korytarzy ekologicznych w procesie inwestycyjnym

ZAKRES PROPONOWANYCH ZMIAN W AKTACH PRAWNYCH

W *u.o.o.ś.* proponowane zmiany dotyczyły będą ustaleń decyzji o środowiskowych uwarunkowaniach oraz procedury ponownej oceny oddziaływania na środowisko. Proponujemy przepisy mające zapewnić należytą jakość dokumentacji przedkładanej na potrzeby *screeningu*, oceny oddziaływania na środowisko oraz oceny oddziaływania na obszary N2000. W pr. bud. postulujemy zmianę poprzez wprowadzenie instytucji inspektora nadzoru przyrodniczego.

Z kolei w *u.o.p.* zmianie ulec powinny przepisy regulujące procedurę wydawania decyzji ustalającej warunki prowadzenia robót polegających na regulacji wód oraz budowie wałów przeciwpowodziowych, a także robót melioracyjnych, odwodnień budowlanych oraz innych robót ziemnych zmieniających stosunki wodne na terenach o szczególnych wartościach przyrodniczych, zaś w specustawach należy wprowadzić zmiany w zakresie dotyczącym wyłączenia przepisów o planowaniu i zagospodarowaniu przestrzennym.

UZASADNIENIE

Przepisy *u.o.o.ś.* ustalają między decyzją o uwarunkowaniach środowiskowych i kolejnymi decyzjami wydawanymi w cyklu inwestycyjnym zależność treściową i funkcjonalną na tyle silną, iż można ją utożsamiać z nakazem pełnej i bezwarunkowej inkorporacji w kolejnych decyzjach inwestycyjnych warunków środowiskowych określonych w decyzji o uwarunkowaniach

⁵⁵ Komunikat Komisji z dnia 22.05.2006: *Zatrzymanie procesu utraty różnorodności biologicznej do roku 2010 i w przyszłości. Utrzymanie usług ekosystemowych na rzecz dobrobytu człowieka*, KOM(2006) 216.

środowiskowych. Jednak, zakładając niepewność metodyk badawczych oraz luki w wiedzy co do związków przyczynowo-skutkowych pomiędzy zjawiskami zachodzącymi w środowisku naturalnym, dokładne i szczegółowe przewidzenie na etapie decyzji o środowiskowych uwarunkowaniach wszystkich skutków, które przyniesie projekt i ich skompensowanie lub złagodzenie za pomocą środków minimalizujących okazuje się często niemożliwe. Z tego powodu konieczne jest uznanie, że mogą zaistnieć odchylenia od wstępnych prognoz i należy przewidzieć metody ich naprawienia.

Wprowadzenie zmian w zakresie ponownej OOS oraz w zakresie konieczności przeprowadzania OOS w przypadku wprowadzania skuteczniejszych środków minimalizujących i łagodzących oraz efektywniejszych programów monitoringu będzie zatem celowe nie tylko z punktu widzenia przyspieszenia i racjonalizacji procesu inwestycyjnego, ale także z uwagi na konieczność zapewnienia zgodności z prawem UE. W zakresie dotyczącym zmiany środków minimalizujących i łagodzących na środki skuteczniejsze przyczyni się ona do zmniejszenia skutków wynikających z realizacji inwestycji. Z kolei zmiany w zakresie monitoringu pozwolą na lepsze rozpoznanie procesów zachodzących w środowisku naturalnym w związku z realizacją inwestycji i – w razie potrzeby – pozwolą na podjęcie efektywnych działań zapobiegawczych lub zaradczych.

Wzmocnienie efektywności ochrony biernej korytarzy ekologicznych w procesie inwestycyjnym wymaga także należytego uwzględnienia oddziaływań przedsięwzięcia na korytarze zarówno przy stwierdzaniu obowiązku przeprowadzenia OOS dla przedsięwzięć mogących potencjalnie znacząco oddziaływać na środowisko, jak i w samym raporcie oddziaływania na środowisko. W związku z tym, do katalogu uwarunkowań uwzględnianych przez właściwy organ przy rozstrzygnięciu o konieczności przeprowadzenia OOS należy wprowadzić *expressis verbis* przesłankę wpływu na korytarze ekologiczne. Analogiczną przesłankę trzeba wprowadzić również do przepisu określającego zawartość raportu oddziaływania na środowisko.

W przypadku, gdy przedsięwzięcie zostało poddane OOS, warunki określone w decyzji o środowiskowych uwarunkowaniach muszą być transponowane do decyzji ustalającej warunki prowadzenia robót, która w znacznej mierze staje się decyzją dublującą decyzję o środowiskowych uwarunkowaniach. Konieczność uzyskania takiej decyzji stanowi w takiej sytuacji zbędne biurokratyczne obciążenie, generujące koszty tak po stronie inwestora, jak i administracji państwowej, która musi zaangażować się w procedurę wydawania nikomu niepotrzebnej decyzji administracyjnej.

Prawidłowe funkcjonowanie wyżej opisanego systemu wymaga jednak zapewnienia należytej jakości OOS. Aktualny system kontroli, oparty na działalności Komisji Krajowej ds. Ocen Oddziaływania na Środowisko i komisji regionalnych nie może zostać uznany za wystarczającą gwarancję jakości OOS. Raporty generalnie nie spełniają wymogów przewidzianych w art. 66 *u.o.o.ś.* oraz ignorują przepisy szczególne, regulujące zagadnienia ochrony środowiska w procesie inwestycyjnym. W związku z tym należy przede wszystkim zwiększyć rolę Komisji Krajowej i komisji regionalnych, przy jednoczesnym zapewnieniu niezależności oraz należytego przygotowania merytorycznego ich członków, a także ustawowym uregulowaniu obowiązku zasięgania opinii komisji ds. OOS. Następnie należy zainicjować ponowne wprowadzenie systemu akredytacji wykonawców OOS w formie gwarantującej odpowiednie kwalifikacje oraz uwzględniającej mechanizmy weryfikacji bezstronności ocen.

Odtwarzanie korytarzy ekologicznych

Zakres proponowanych zmian w istniejących aktach prawnych

W *u.o.p.* wprowadzona powinna zostać regulacja umożliwiająca wykonywanie przez podmioty prywatne działań w zakresie odtwarzania korytarzy ekologicznych poprzez wprowadzenie normy przyznającej RDOŚ kompetencję do zawarcia z właścicielem lub posiadaczem obszaru na którym nie mają zastosowania programy wsparcia z tytułu obniżenia dochodowości, a działalność gospodarcza, rolna, leśna, łowiecka lub rybacka wymaga dostosowania do wymogów ochrony korytarzy ekologicznych, uprawnienia do zawarcia umowy zawierającej wykaz niezbędnych działań, sposoby i terminy ich wykonania oraz warunki i terminy rozliczenia należności za wykonane czynności, a także wartość rekompensaty za utracone dochody wynikające z wprowadzonych ograniczeń.

UZASADNIENIE

Instrumenty planistyczne muszą być wspomagane przez instrumenty decyzyjne oraz instrumenty o charakterze ekonomicznym. W obowiązujących przepisach brak jest norm dających właściwemu organowi instrumenty do podejmowania, poza obszarami objętymi ochroną, działań mających na celu odtworzenie łączności ekologicznej. W szczególności, instrument dotyczący możliwości zawarcia z właścicielem lub posiadaczem nieruchomości umowy zobowiązującej do podejmowania określonych działań na rzecz ochrony przyrody ograniczony jest do działalności dostosowanej „do wymogów ochrony obszaru Natura 2000”. Tymczasem to właśnie działania podejmowane przez podmioty indywidualne w ramach ich działalności gospodarczej, rolnej, leśnej, łowieckiej czy rybackiej przyczyniają się do zachowania różnorodności siedlisk, przywracania naturalnego stanu ekosystemów podmokłych i poprawy funkcjonowania systemów melioracyjnych, zwiększania powierzchni leśnej, itp.

Odpowiedzialność odszkodowawcza za uniemożliwienie lub ograniczenie możliwości korzystania z nieruchomości

Zakres proponowanych zmian w istniejących aktach prawnych

Zmiany w *p.o.ś.* dotyczyć powinny przepisów regulujących problematykę ograniczania sposobu korzystania z nieruchomości w związku z ochroną zasobów środowiska oraz związanych z nią roszczeń. W *u.o.p.* proponowana nowelizacja dotyczyła będzie zawierania umów dotyczących utrzymania obszarów N2000 oraz decyzji administracyjnych dotyczących odtwarzania korytarzy ekologicznych. Z kolei do *k.c.* należy wprowadzić instytucję służebności kompensacji.

UZASADNIENIE

Termin przewidziany w art. 129 ust. 4 *p.o.ś.* na wystąpienie z roszczeniem o odszkodowanie wymusza na zainteresowanych stronach podjęcie działań na rzecz ustalenia zakresu ograniczeń w jak najszybszym możliwym terminie. Jest on niedostosowany do kwestii uwarunkowań możliwości identyfikacji ograniczeń w możliwości korzystania z nieruchomości, a także do mechanizmów prawnych związanych z ustanowieniem sieci N2000. Do projektowanego obszaru N2000 stosuje się już bowiem zakazy z art. 33 ust. 1 *u.o.p.*, tymczasem w myśl

art. 129 ust. 4 *p.o.s.* możliwość wystąpienia z roszczeniem powstaje dopiero po wydaniu rozporządzenia krajowego. Jeżeli minister właściwy do spraw środowiska nie wyda stosownego rozporządzenia lub rozporządzeń w najszybszym możliwym terminie, możliwość dochodzenia praw jednostki będzie ograniczona w drugą stronę, tj. odwleczona.

Jeżeli chodzi o umowy dotyczące dostosowania określonych kategorii prowadzonej działalności, to przepis ten nie dotyczy sytuacji, w których mamy do czynienia z uniemożliwieniem korzystania z nieruchomości, a także takich gdzie np. żadna działalność prowadzona nie jest, a szkoda polega na utracie uprawnień realizacyjnych (uniemożliwienie przekształcenia terenu na cele zamierzenia inwestycyjnego). Stanowi on jednak pewną formę zrekompensowania jednostce ograniczeń w prowadzeniu dotychczasowej działalności i ewentualnej utracie dochodów z tym związanych. Problemem jest sytuacja braku zabudżetowanych środków na tego typu umowy kompensacyjne, a co za tym idzie brak zawierania takich umów.

Kwestią bezpośrednio związaną z problematyką odszkodowania za ograniczenie korzystania z nieruchomości jest przeznaczenie nieruchomości na cele kompensacji przyrodniczej – przeprowadzenie działań kompensacyjnych na cudzej nieruchomości oznacza bowiem daleko idące ograniczenia w wykonywaniu prawa własności (lub innych praw rzeczowych, obligacyjnych lub o innym charakterze). Rozwiązaniem problemów związanych z wykonywaniem kompensacji przyrodniczej na cudzej nieruchomości byłoby ustanowienie służebności kompensacji. Podobnie jak służebność przesyłu, byłaby ona oderwana od związku pomiędzy nieruchomością władnącą a nieruchomością obciążoną, przy czym ograniczenie praw właściciela nieruchomości obciążonej związane byłoby z walorami przyrodniczymi, które powstaną na tej nieruchomości po wykonaniu kompensacji. Ustanowienie służebności kompensacji o treści analogicznej do służebności przesyłu daje najmocniejsze gwarancje zachowania i realizacji obowiązków kompensacyjnych. Akcesoryjność (trwałe związanie obciążeń z nieruchomością, obowiązujące wobec każdorazowego jej właściciela) wyklucza możliwość upadku warunków dla kompensacji przyrodniczej w przypadku zmiany właściciela nieruchomości.

Odpowiedzialność za szkody w środowisku

Zakres proponowanych zmian w istniejących aktach prawnych

Zmiany w *u.z.s.s.* będą dotyczyły przepisów definiujących pojęcie szkody w środowisku oraz zakresu zastosowania ustawy.

UZASADNIENIE

Zgodnie z art. 4 pkt 2 lit. c *u.z.s.s.*, przepisów ustawy nie stosuje się jeżeli bezpośrednie zagrożenie szkodą w środowisku lub szkoda w środowisku zostały spowodowane przez „działalność, (...) której celem jest ochrona przed kłęską żywiolową”. W świetle definicji kłęski żywiolowej, sformułowanej w ustawie z dnia 18 kwietnia 2002 r. o stanie kłęski żywiolowej⁵⁶, za działalność której celem jest ochrona przed kłęską żywiolową można uznać wszelkie modernizacje urządzeń przeciwpowodziowych, infrastruktury energetycznej, czy nawet opryski przeciwko szkodnikom. Konieczne jest zatem zawężenie zakresu wyłączenia poprzez ograniczenie go wyłącznie do tych działań, które mają na celu ochronę przed bezpośrednio zagrażającą kłęską żywiolową. Należy również usunąć „krajową klauzulę derogacyjną” zwalniającą z odpowiedzialności podmioty, które spowodowały szkodę w związku z prowadzeniem gospodarki leśnej

⁵⁶ Dz. U. Nr 62, poz. 558 z późn. zm.

prowadzonej zgodnie z zasadami trwale zrównoważonej gospodarki leśnej. Zapewni to pełną zgodność ustawy z *Dyrektywą Szkodową*.

Obowiązująca regulacja ustawy szkodowej wyłącza możliwość zastosowania ustawy szkodowej do korytarzy ekologicznych nieobjętych formą ochrony przyrody lub niestanowiących siedlisk przyrodniczych określonych w przepisach wydanych w oparciu o *u.o.p.* W związku z tym zaproponowano rozszerzenie definicji szkody zawartej w art. 6 pkt 11 lit. a *u.z.s.ś.* o szkody w korytarzach ekologicznych. Jednocześnie, ponieważ klauzula derogacyjna przewidująca uchylenie odpowiedzialności za tego rodzaju szkody w przypadku, kiedy są one skutkiem zidentyfikowanego negatywnego wpływu, wynikającego z działania podmiotu korzystającego ze środowiska zgodnie z art. 34 *u.o.p.* lub zgodnie z decyzją o środowiskowych uwarunkowaniach ma być swoistą premią za rzetelną OOS, zasadne jest jej rozszerzenie również na wpływ uprzednio zidentyfikowany w ponownej OOS.

Obecnie odpowiedzialności za szkody w siedliskach i gatunkach chronionych nie podlegają osoby fizyczne, pomimo że mogą one powodować istotne szkody w tym zakresie (np. poprzez niszczenie siedlisk przyrodniczych w czasie grzybobrania lub jazdy quadami albo motocyklami crossowymi). Brak narzędzia obligującego do naprawy wyrządzonych szkód obniża efektywność regulacji, zwłaszcza że za szkodę w świetle *u.z.s.ś.* może być uznana wyłącznie negatywna mierzalna zmiana o podwyższonym stopniu istotności. Wyłączenie osób fizycznych od odpowiedzialności za takie szkody jest niecelowe i generuje po stronie Skarbu Państwa dodatkowe koszty związane z usuwaniem szkód. Dlatego zaproponowano w tym zakresie stosowne zmiany.

Ramy instytucjonalne i finansowanie

Zakres proponowanych zmian w istniejących aktach prawnych

Proponujemy utworzenie, w drodze odrębnej ustawy, Agencji ds. Zachowania Różnorodności Biologicznej w celu realizacji zadań państwa związanych z tworzeniem warunków realizacji zasady zrównoważonego rozwoju. W *u.o.p.* określone zostaną zasady finansowania kompensacji przyrodniczej. Wreszcie, w *u.o.o.ś.* powołany zostanie organ zajmujący się akredytacją wykonawców ocen oddziaływania na środowisko oraz wprowadzone zostaną ustalenia dotyczące pokrycia kosztów działania systemu kontroli jakości ocen oddziaływania na środowisko.

UZASADNIENIE

W proces zarządzania siecią korytarzy ekologicznych zaangażowanych będzie wiele instytucji: GDOŚ, RDOŚ, organy jednostek samorządu terytorialnego, zarządcy mienia Skarbu Państwa (np. PGL Lasy Państwowe czy Agencja Nieruchomości Rolnych). Powiązanie tych jednostek powinno być możliwie najbardziej elastyczne, aby zapewnić prawidłową realizację założeń sieci, tj. wzmocnić łączność ekologiczną i tym samym przyczynić się do wzrostu bioróżnorodności zarówno na poziomie krajowym, jak i UE. W przyszłości możliwa jest reorganizacja struktur zarządzania oraz doprecyzowanie zadań i obowiązków poszczególnych podmiotów, jednak kwestie takie powinny być rozstrzygane w niewiążących zewnętrznie aktach administracji publicznej lub wypracowywane w ramach dobrych praktyk.

Jeżeli chodzi o finansowanie ochrony i odtwarzania łączności ekologicznej, aktualnie istnieją instrumenty możliwe do wykorzystania w tym celu. Do podstawowych źródeł finansowania zaliczyć można środki budżetu państwa, środki którymi dysponują jednostki sektora finansów publicznych o szczególnej formie organizacyjno-prawnej, np. NFOŚiGW oraz woje-

wódzkie fundusze ochrony środowiska, środki z funduszy unijnych, dotacje z innych instytucji finansowych (np. mechanizm norweski). Struktura ta jest złożona i niezbyt przejrzysta, co powoduje trudności w ustaleniu, jakimi rzeczywistymi środkami dysponuje ta dziedzina, na co są one wydawane i jakie przynoszą efekty. Dlatego też proponujemy utworzenie agencji wykonawczej, której zadaniem będzie realizacja polityki państwa dotyczącej zachowania różnorodności biologicznej. Działania Agencji ds. Zachowania Różnorodności Biologicznej nie będą ograniczały się jednak wyłącznie do wypłaty odszkodowań za obniżenie się wartości nieruchomości w związku z wyznaczeniem na danym obszarze korytarza ekologicznego lub ustanowieniem innej formy ochrony przyrody. Agencja powinna zostać wyposażona w zasób nieruchomości przeznaczonych na wykonywanie kompensacji przyrodniczej. Nieruchomości te będą mogły być przedmiotem obrotu prawnego, w tym stosunków obligacyjnych lub praworzeczowych nawiązywanych przez Agencję z inwestorem pragnącym wykonać na danym terenie kompensację przyrodniczą. Należy wskazać na trafność takiego rozwiązania, zwłaszcza z punktu widzenia zapewnienia trwałości wykonanej kompensacji.

Co do rozwiązań instytucjonalnych w zakresie utworzenia Komisji Akredytacyjnej Wykonawców Ocen Oddziaływania na Środowisko, to mają one na celu wdrożenie skutecznego i bezstronnego mechanizmu kontroli jakości OOŚ w formie gwarantującej odpowiednie kwalifikacje wykonawców ocen oraz uwzględniającej mechanizmy weryfikacji bezstronności ocen (np. odbieranie przez komisję akredytującą uprawnień biegłemu w przypadku rażącego naruszenia zasad obiektywności i dobrej praktyki). Opisanie ramy finansowania systemu akredytacji zapewnić mają natomiast środki finansowe pozwalające na skuteczne funkcjonowanie systemu akredytacyjnego.

WYKAZ SKRÓTÓW

BSPAs	(ang. <i>Baltic Sea Protection Areas</i>), Bałtyckie Obszary Chronione
CBD	(ang. <i>Convention on Biological Diversity</i>) Konwencja o różnorodności biologicznej, sporządzona w Rio de Janeiro dnia 5 czerwca 1992 r. (Dz. U. z 2002 r. Nr 184, poz. 1532)
decyzja wżit	decyzja o warunkach zabudowy i zagospodarowania terenu
DŚU	decyzja o środowiskowych uwarunkowaniach zgody na realizację przedsięwzięcia
Dyrektywa OOŚ	Dyrektywa Rady 85/337/EWG z dnia 27 czerwca 1985 r. w sprawie oceny skutków wywieranych przez niektóre przedsięwzięcia publiczne i prywatne na środowisko naturalne (Dz. Urz. UE L 175 z 5.7.1985, s. 40 z późn. zm.)
Dyrektywa Ptasia	Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2009/147/WE z dnia 30 listopada 2009 r. w sprawie ochrony dzikiego ptactwa (Dz. Urz. UE L 20 z 26.1.2010, s. 7)
Dyrektywa Siedliskowa	Dyrektywa Rady 92/43/EWG z dnia 21 maja 1992 r. w sprawie ochrony siedlisk przyrodniczych oraz dzikiej fauny i flory (Dz. Urz. UE L 206 z 22.7.1992, s. 7)
Dyrektywa SOOŚ	Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2001/42/WE z dnia 27 czerwca 2001 r. w sprawie oceny wpływu niektórych planów i programów na środowisko (Dz. Urz. UE L 197 z 21.7.2001, s. 30)
Dyrektywa Szkodowa	Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2004/35/WE z dnia 21 kwietnia 2004 r. w sprawie odpowiedzialności za środowisko w odniesieniu do zapobiegania i zaradzania szkodom wyrządzonym środowisku naturalnemu (Dz. Urz. UE L 143 z 30.4.2004, s. 56)
EKK	Europejska Konwencja Krajobrazowa, sporządzona we Florencji dnia 20 października 2000 r. (Dz. U. z 2006 r. Nr 14, poz. 98)
ETS	Europejski Trybunał Sprawiedliwości

GDOŚ	Generalny Dyrektor Ochrony Środowiska
HELCOM	Komisja Ochrony Środowiska Morskiego Bałtyku
k.p.z.k.	koncepcja przestrzennego zagospodarowania kraju
Konwencja Berneńska	Konwencja o ochronie gatunków dzikiej flory i fauny europejskiej oraz ich siedlisk, sporządzona w Bernie dnia 19 września 1979 r. (Dz. U. z 1996 r. Nr 58, poz. 263 z późn. zm.)
Konwencja Bońska	Konwencja o ochronie wędrownych gatunków dzikich zwierząt, sporządzona w Bonn dnia 23 czerwca 1979 r. (Dz. U. z 2003 r. Nr 2, poz. 17)
Konwencja Helsińska	Konwencja sporządzona w Helsinkach dnia 9 kwietnia 1992 r. o ochronie środowiska morskiego obszaru Morza Bałtyckiego (Dz. U. z 2000 r. Nr 28 poz. 346)
Konwencja Karpacka	Ramowa konwencja o ochronie i zrównoważonym rozwoju Karpat, sporządzona w Kijowie dnia 22 maja 2003 r. (Dz. U. z 2007 r. Nr 96 poz. 634)
Konwencja Ramsarska	Konwencja o obszarach wodno-błotnych mających znaczenie międzynarodowe, zwłaszcza jako środowisko życiowe ptactwa wodnego, sporządzoną w Ramsarze dnia 2 lutego 1971 r. (Dz. U. z 1978 r. Nr 7, poz. 24 z późn. zm.)
m.p.z.p.	miejscowy plan zagospodarowania przestrzennego
N2000	Natura 2000
NFOŚiGW	Narodowy Fundusz Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej
OChK	obszar chronionego krajobrazu
OOŚ	ocena oddziaływania na środowisko
OSOP	Obszary Specjalnej Ochrony Ptaków
p.o.ś.	Ustawa z dnia 27 kwietnia 2001 r. Prawo ochrony środowiska (Tekst jedn. Dz. U. z 2008 r. Nr 25, poz. 150 z późn. zm.)
p.z.p.o.m.	plan zagospodarowania przestrzennego obszaru metropolitalnego
p.z.p.w.	plan zagospodarowania przestrzennego województwa
PO	plan ochrony
PO N2000	plan ochrony obszaru N2000
Porozumienie ASCOBANS	Porozumienie o Ochronie Małych Waleni Bałtyku i Morza Północnego sporządzonego w Nowym Jorku dnia 31 marca 1992 r. (Dz. U. z 1999 r. Nr 96, poz. 1108 z późn. zm.)
Porozumienie EUROBATS	Porozumienie o ochronie nietoperzy w Europie, podpisanego w Londynie dnia 4 grudnia 1991 r. (Dz. U. z 1999 r. Nr 96, poz. 1112)
PP	plany i przedsięwzięcia
pr. bud.	Ustawa z dnia 7 lipca 1994 r. Prawo budowlane (tekst jednolity Dz. U. z 2010 r. Nr 243, poz. 1623 z późn. zm.)
pr. wod.	Ustawa z dnia 18 lipca 2001 r. – Prawo wodne (Tekst. jedn. Dz. U. z 2005 r. Nr 239, poz. 2019 z późn. zm.)
PROP	Państwowa Rada Ochrony Przyrody
Protokół Bukaresztański	Protokół o ochronie i zrównoważonym użytkowaniu różnorodności biologicznej i krajobrazowej do Ramowej Konwencji o ochronie i zrównoważonym rozwoju Karpat, sporządzonej w Kijowie dnia 22 maja 2003 r., sporządzony w Bukareszcie dnia 19 czerwca 2008 r. (Dz. U. z 2010 r. Nr 90 poz. 591)
PZO	plan zadań ochronnych dla obszaru N2000
raport OOŚ	raport o oddziaływaniu na środowisko przedsięwzięć
RDM	Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2008/56/WE z dnia 17 czerwca 2008 r. ustanawiająca ramy działań Wspólnoty w dziedzinie polityki środowiska morskiego (dyrektywa ramowa w sprawie strategii morskiej) (Dz. Urz. UE L 164 z 25.6.2008, s. 19)
RDOŚ	Regionalny Dyrektor Ochrony Środowiska

RDW	Dyrektywa 2000/60/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 23 października 2000 r. ustanawiająca ramy wspólnotowego działania w dziedzinie polityki wodnej (Dz. Urz. UE L 327 z 22.12.2000, s. 1 z późn. zm.)
u.o.o.ś.	ustawa z dnia 3 października 2008 r. o udostępnianiu informacji o środowisku i jego ochronie, udziale społeczeństwa w ochronie środowiska oraz o ocenach oddziaływania na środowisko (Dz. U. Nr 199, poz. 1227 z późn. zm.)
s.u.k.z.p.g.	studium uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego gminy
SOOS	Specjalne Obszary Ochrony Siedlisk
SOOŚ	strategiczna ocena oddziaływania na środowisko
Spis	Spis Obszarów Wodno-Błotnych o Międzynarodowym Znaczeniu
TZW	tereny o znaczeniu wspólnotowym
u.l.	ustawa z dnia 28 września 1991 r. o lasach (Tekst. jedn. Dz. U. z 2011 r. Nr 12, poz. 59 z późn. zm.)
u.o.p.	ustawa z dnia 16 kwietnia 2004 r. o ochronie przyrody (tekst jedn. Dz. U. z 2009 r. Nr 151, poz. 1220 z późn. zm.)
u.p.z.p.	ustawa z dnia 27 marca 2003 r. o planowaniu i zagospodarowaniu przestrzennym (Dz. U. Nr 80, poz. 717 z późn. zm.)
u.z.s.ś.	ustawa z dnia 13 kwietnia 2007 r. o zapobieganiu szkodom w środowisku i ich naprawie (Dz. U. Nr 75, poz. 493 z późn. zm.)
ZO	zadania ochronne
specust. drogowa	ustawa z dnia 10 kwietnia 2003 r. o szczególnych zasadach przygotowania i realizacji inwestycji w zakresie dróg publicznych (Tekst jedn. Dz. U. z 2008 r. Nr 193, poz. 1194 z późn. zm.)
specust. EURO 2012	ustawa z dnia 7 września 2007 r. o przygotowaniu finałowego turnieju Mistrzostw Europy w Piłce Nożnej UEFA EURO 2012 (Dz. U. Nr 173, poz. 1219 z późn. zm.)
specust. lotniskowa	ustawa z dnia 12 lutego 2009 r. o szczególnych zasadach przygotowania i realizacji inwestycji w zakresie lotnisk użytku publicznego (Dz. U. Nr 42, poz. 340, z późn. zm.)
ust.o gazoporcie	ustawa z dnia 24 kwietnia 2009 r. o inwestycjach w zakresie terminalu regazyfikacyjnego skroplonego gazu ziemnego w Świnoujściu (Dz. U. Nr 84, poz. 700)
specust. powodziowa	ustawa z dnia 8 lipca 2010 r. o szczególnych zasadach przygotowania do realizacji inwestycji w zakresie budowli przeciwpowodziowych (Dz. U. Nr 143 poz. 963)
u.t.k.	ustawa z dnia 28 marca 2003 r. o transporcie kolejowym (tekst jedn. Dz. U. z 2007 r. Nr 16, poz. 94 z późn.)
RZGW	Regionalny Zarząd Gospodarki Wodnej
u.s.k.ż.	ustawa z dnia 18 kwietnia 2002 r. o stanie kłęski żywiłowej (Dz. U. Nr 62, poz. 558, z późn. zm.)
ustawa o szkodach	ustawa z dnia 13 kwietnia 2007 r. o zapobieganiu szkodom w środowisku i ich naprawie (Dz. U. Nr 75, poz. 493, z późn. zm.)
r.k.w.s.ś.	rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 30 kwietnia 2008 r. w sprawie kryteriów wystąpienia szkody w środowisku (Dz. U. Nr 82, poz. 501)

Stefan Jakimiuk¹, Marcin Górny²

1. WWF Polska

2. Instytut Biologii Ssaków PAN w Białowieży

PROPOZYCJA DZIAŁAŃ DLA POPRAWY ŁĄCZNOŚCI EKOLOGICZNEJ W SKALI LOKALNEJ NA PRZYKŁADZIE WYBRANEGO ODCINKA KORYTARZA PÓŁNOCNEGO

1 Wstęp

Skuteczna ochrona wielu gatunków zwierząt wymaga nie tylko ochrony gatunkowej czy obszarowej. Niezbędne jest również zachowanie łączności ekologicznej pomiędzy płatami siedlisk. Jest to szczególnie ważne w przypadku gatunków o znacznych wymaganiach przestrzennych, takich jak np. duże drapieżniki. Zbyt małe i dodatkowo izolowane lokalne populacje zagrożone są wyginięciem ze względu na ich niewielką zmienność genetyczną i silny wpływ czynników losowych. Dla zachowania stabilnych populacji wilków, rysi i niedźwiedzi konieczne są zatem rozległe, odpowiednie siedliska o powierzchni wielu tysięcy km². Zapewnienie tak dużych, niepofragmentowanych obszarów jest już w znacznej części Europy praktycznie niemożliwe. Wyręby lasów, rozszerzanie się użytkowania rolniczego gruntów, rozbudowa miast i wsi, a także ekspansja infrastruktury komunikacyjnej przyczyniły się do dużej fragmentacji środowiska. W konsekwencji doprowadziło to do podziału zamieszkujących je populacji zwierząt. Stąd też jednym z najważniejszych wyzwań stojącym obecnie przed ochroną przyrody jest zachowanie lub odtwarzanie ciągłości ekologicznej zarówno w skali lokalnej, jak i dla całych kontynentów.

W Europie najbardziej rozległe obszary przyrodniczo cenne zachowały się w części północnej i wschodniej oraz na obszarach górskich w części południowo-wschodniej (przede wszystkim w Karpatach). Stanowią one najważniejsze ostoje wielu gatunków zwierząt. Jakkolwiek środkowa, a szczególnie zachodnia część Europy od wieków jest pod bardzo silną presją człowieka, są tam nadal dość rozległe obszary leśne pozwalające na bytowanie dużych drapieżników. Obecny zasięg występowania wilka, rysia i niedźwiedzia (a także wielu innych gatunków leśnych) charakteryzuje się ciągłością ich populacji głównie na wschód od Polski oraz w Karpatach, a także nielicznym, wyspowym występowaniem na zachód od granic naszego kraju. Głównym powodem tej sytuacji jest brak ciągłości szlaków migracyjnych. Jest to najważniejsza przyczyna zahamowania rekolonizacji zachodniej części kontynentu przez duże ssaki drapieżne. Dlatego też na Polsce spoczywa szczególna odpowiedzialność za umożliwienie rozprzestrzeniania się tych zwierząt nie tylko na obszarze kraju, ale również w skali kontynentu.

W ramach projektu „Ochrona gatunkowa rysia, wilka i niedźwiedzia w Polsce” powstało opracowanie pt. *Plan udrażniania północnego i karpackiego korytarza ekologicznego w czterech wybranych miejscach* (Jakimiuk i in. 2011). W niniejszym tekście została zaprezentowana analiza jednego z tych miejsc oraz sformułowane na tej podstawie wnioski i rekomendacje. Autorzy niniejszego tekstu mają nadzieję, że tak skrócona wersja „planu udrażniania korytarzy” przyczyni się do lepszego zrozumienia istoty problemów z jakimi zetknie się każdy, kto będzie chciał się podjąć tego trudnego wyzwania.

2 Uzasadnienie podjęcia tematu

Koncepcje korytarzy ekologicznych

Koncepcje korytarzy ekologicznych powstały jako odpowiedź na fragmentację środowiska przyrodniczego w Europie, a utrzymanie i poprawa łączności ekologicznej stały się jednym z największych wyzwań współczesnej ochrony przyrody. Polskie prawodawstwo ochrony przyrody definiuje korytarz ekologiczny (migracyjny) jako obszar „umożliwiający migrację roślin, zwierząt lub grzybów” (*Ustawa o ochronie przyrody z dnia 16 kwietnia 2004, Dz. U. 2004 Nr 92, poz. 880*). W praktyce, jako korytarze ekologiczne określane są obszary o względnie dobrze zachowanym środowisku, łączące większe dobrze zachowane obszary siedliskowe zwierząt. Parametry korytarzy wynikają przede wszystkim z wymagań przestrzennych poszczególnych gatunków. Największe potrzeby w tym względzie mają gatunki dużych ssaków, takie jak np. ryś, wilk, niedźwiedź, łos czy żubr.

Do chwili obecnej powstały 3 propozycje koncepcji sieci ekologicznych:

- program ECONET-POLSKA (Liro, 1995, 1998);
- koncepcja korytarzy ekologicznych łączących obszary Natura 2000 (Kiczyńska & Weigle, 2003);
- projekt korytarzy ekologicznych łączących europejską sieć Natura 2000 (Jędrzejewski *et. al.* 2005).

Za podstawę do analiz w ramach niniejszego opracowania przyjęto projekt korytarzy ekologicznych łączących europejską sieć Natura 2000, przygotowany przez zespół pod kierunkiem W. Jędrzejewskiego⁵⁷. Głównym założeniem tego projektu jest zapewnienie spójności ekologicznej sieci Natura 2000 oraz innych obszarów prawnie chronionych na terenie kraju. W ramach projektu wyznaczono spójną sieć, obejmującą zarówno wszystkie ważne obszary przyrodnicze (obszary węzłowe) jak i korytarze łączące je w jedną ekologiczną całość. Wyznaczoną w ten sposób sieć nazwano siecią korytarzy ekologicznych (Ryc. 1).

Za obszary węzłowe uznano zarówno tereny prawnie chronione – parki narodowe, parki krajobrazowe, obszary Natura 2000, oraz wybrane rezerваты przyrody i obszary chronionego krajobrazu, a także ze względu na ważne funkcje ekologiczne – duże kompleksy leśne, doliny rzeczne oraz inne tereny dobrze zachowane pod względem przyrodniczym. Przy wyznaczaniu przebiegu korytarzy ekologicznych brano pod uwagę istniejącą ciągłość obszarów o wyższym stopniu naturalności (przede wszystkim lesistości) oraz jak najmniejszą gęstość zabudowy. Opierano się również na wynikach badań wybranych gatunków wskaźnikowych – dużych i średnich ssaków związanych ze środowiskiem leśnym, tj. głównie wilka, ale także rysia, łosia i jelenia. Uwzględniono m.in. lokalizację zrekonstruowanych szlaków migracji wilka i rysia na podstawie udokumentowanych przebiegów rekolonizacji dzisiejszego obszaru Polski, po kilkukrotnym wyćpieniu tych gatunków w XIX i XX wieku (Kurek 2001, Jędrzejewski *et al.* 2002), oraz analizy wybiórczości środowiskowej wilka (Jędrzejewski *et al.*, 2008). Wykorzystano także wyniki badań genetycznych nad wilkiem. W pracach nad siecią korytarzy ekologicznych

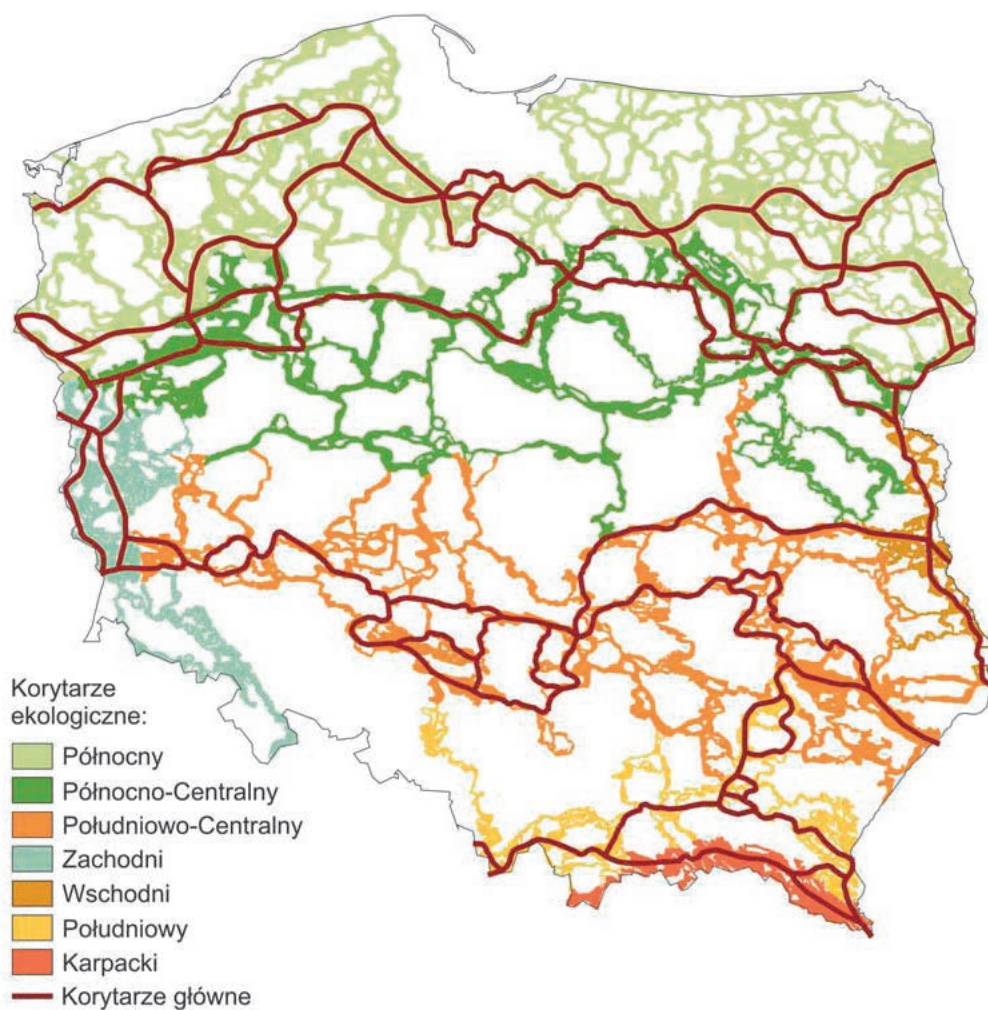
⁵⁷ Projekt ten został wykonany w 2005 roku na zlecenie Ministerstwa Środowiska. Przygotowano go w Zakładzie Badania Ssaków PAN w Białowieży we współpracy ze Stowarzyszeniem dla Natury „Wilk” oraz Muzeum i Instytutem Zoologii PAN.

uwzględniono też wyniki programu ECONET-POLSKA oraz inne wcześniejsze projekty korytarzy ekologicznych oparte na odmiennych gatunkach wskaźnikowych.



RYCINA 1 **PROJEKT KORYTARZY EKOLOGICZNYCH ŁĄCZĄCYCH EUROPEJSKĄ SIĘĆ NATURA 2000**
(Jędrzejewski et al. 2005)

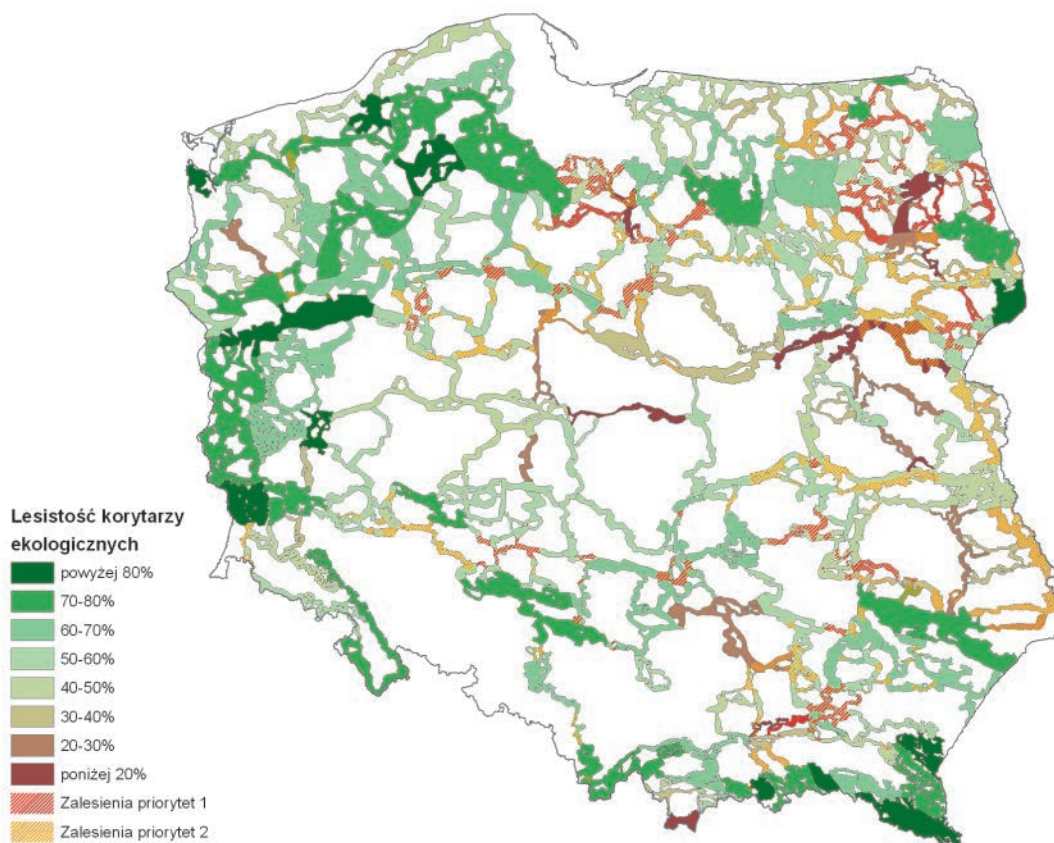
W zaprojektowanej sieci korytarzy ekologicznych wyróżniono 7 korytarzy głównych, których rolą jest zachowanie łączności siedlisk w skali międzynarodowej. Przebieg korytarzy głównych i podział na strefy korytarzy prezentuje rycina 2.



RYCINA 2 PRZEBIEG KORYTARZY GŁÓWNYCH I PODZIAŁ SIECI NA STREFY
(Jędrzejewski et al. 2005)

Zagrożenia dla łączności ekologicznej

Korytarze ekologiczne spełniają swoją funkcję jedynie wówczas, gdy są drożne na całej swojej długości. Oznacza to, że na obszarze korytarza ekologicznego musi być zachowany, korzystny z punktu widzenia możliwości przemieszczania określonych gatunków, układ siedlisk, a istniejące bariery migracyjne nie powinny znacząco wpływać na możliwości ich migracji. W praktyce szereg czynników, zarówno o charakterze naturalnym, jak i przede wszystkim antropogenicznym, powoduje zakłócenie, a nawet przerwanie ich ciągłości. (Kurek 2008). Czynniki powodujące przerwanie łączności ekologicznej określane są mianem barier ekologicznych. Większość gatunków ssaków żyjących w Polsce związana jest z lasami lub terenami zadrzewionymi i zakrzaczeniami. Bariery ekologiczne dla tych gatunków można zatem podzielić na dwie grupy: (1) bariery wynikające z przzerwania ciągłości obszarów leśnych oraz (2) bariery związane z występowaniem infrastruktury transportowej i obszarów zabudowanych (Jędrzejewski et al. 2006).

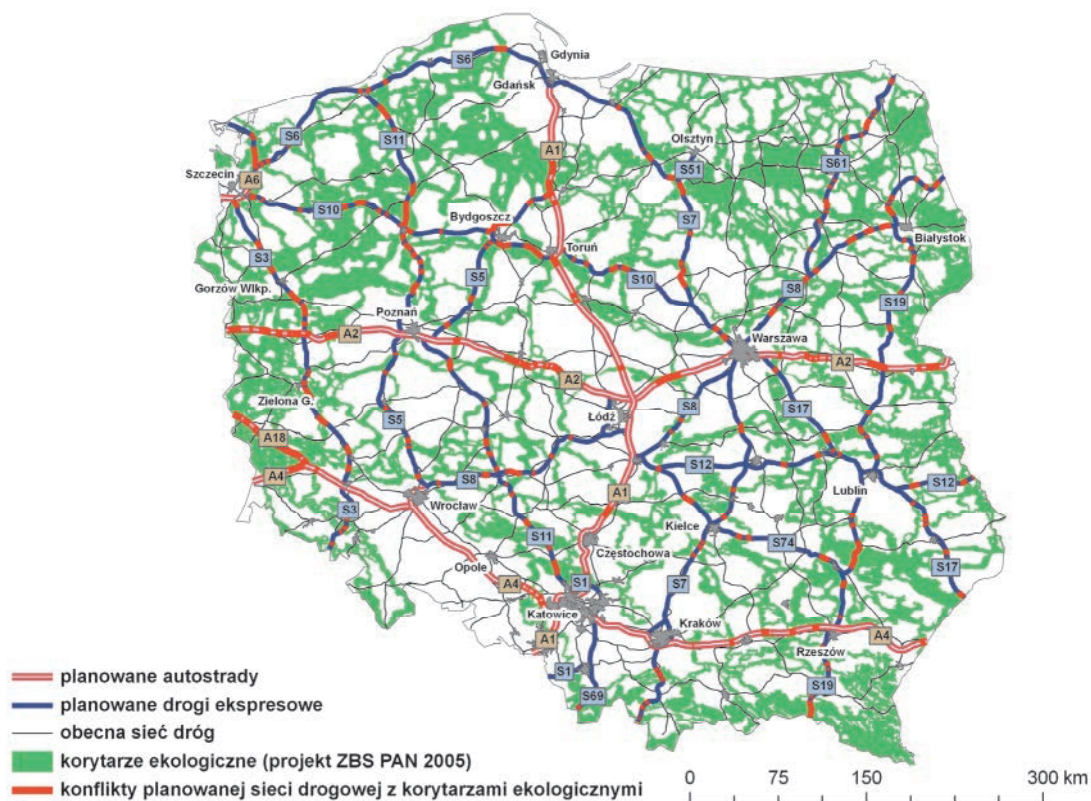


RYCINA 3 **LESISTOŚĆ KORYTARZY EKOLOGICZNYCH W POLSCE**
(Jędrzejewski et al. 2005)

Dla gatunków związanych z obszarami leśnymi, takich jak np. ryś, wilk, czy niedźwiedź, utratę drożności korytarzy ekologicznych powodują zmiany w rozmieszczeniu i charakterze powierzchni leśnych (Jędrzejewski *et al.* 2005). Lesistość korytarzy ekologicznych nie zawsze jest wysoka. Niektóre odcinki korytarzy ekologicznych wymagają zwiększenia powierzchni leśnej, tak aby skutecznie mogły pełnić swoją funkcję. Rycina 3 przedstawia lesistość korytarzy ekologicznych.

Drugą grupę barier tworzy różnego rodzaju infrastruktura, np. (1) infrastruktura komunikacyjna (drogi o dużym natężeniu ruchu, drogi ekspresowe i autostrady oraz linie szybkich kolei), (2) tereny zabudowane (zabudowa wzdłuż dróg, tereny przemysłowe, rozległe obszary zurbanizowane), (3) infrastruktura związana z energetyką, w tym farmy wiatrowe, elektrownie wodne.

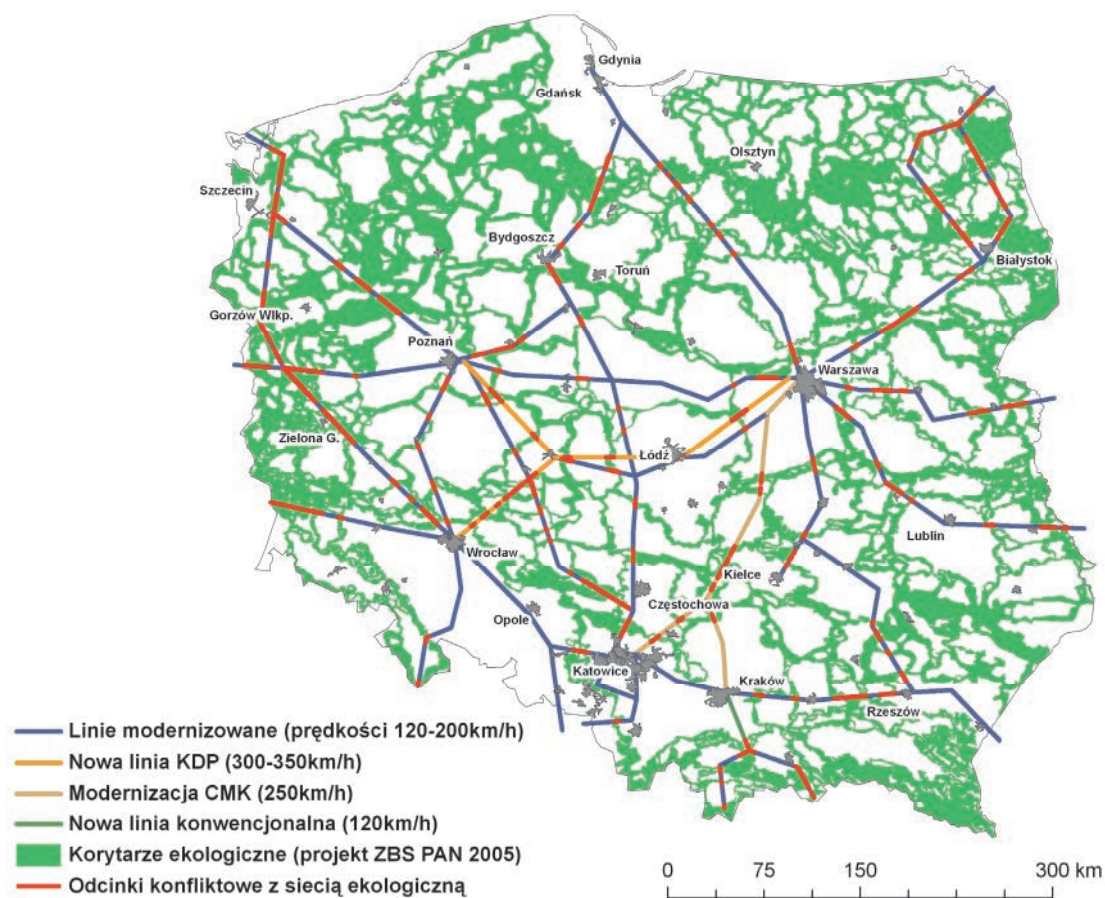
Od 2000 roku w Polsce realizowany jest program rozwoju sieci transportowej. Zgodnie z rozporządzeniem Rady Ministrów z dnia 9 listopada 2009 (Dz. U. z dnia 9 listopada 2009 r.) docelowa sieć autostrad i dróg ekspresowych w Polsce powinna osiągnąć długość około 7300 km, w tym około 2000 km autostrad. W najbliższych latach zaplanowana jest budowa około 600 km autostrad i 800 km dróg ekspresowych (Program Budowy Dróg Krajowych, 2011-2015). Drogi te będą stopniowo przejmować rolę głównych tras komunikacyjnych, co będzie wiązało się ze wzrostem natężenia ruchu na tych drogach. Dodatkowo zastosowane przy ich budowie rozwiązania techniczne (nasypy, wkopy, ogrodzenia ochronne) doprowadzą do silnej fragmentacji środowiska. Bardzo ważne jest zatem wytypowanie potencjalnych miejsc konfliktowych planowanej sieci drogowej z korytarzami ekologicznymi.



RYCINA 4 PROGNOZOWANE MIEJSCA KONFLIKTOWE PLANOWANEJ SIĘCI DROGOWEJ Z KORYTARZAMI EKOLOGICZNYMI

Na spójność ekologiczną kraju w istotny sposób wpływa również infrastruktura kolejowa. Jej oddziaływanie na środowisko zwiększy się wraz z jej modernizacją. Chodzi tu przede wszystkim o planowaną budowę Kolei Dużych Prędkości (KDP). Projekt ten przewiduje (ryc. 5) wybudowanie tzw. „linii Y” do 2020 roku (Program budowy i uruchomienia przewozów Kolejami Dużych Prędkości w Polsce, PKP PLK S.A.). Dodatkowo planowana jest modernizacja kilku magistralnych linii kolejowych do prędkości 160/200 km/h. Inwestycje te będą z pewnością miały znaczący wpływ na ciągłość korytarzy ekologicznych.

W ostatnich latach opracowano prognozę oddziaływania na środowisko dla czterech najważniejszych programów rozwoju sektora transportowego (*Program Operacyjny Infrastruktura i Środowisko na lata 2007-2013 (POIiŚ)*, *Indykatorywny wykaz dużych projektów dla POIiŚ*, *Master Plan dla transportu kolejowego w Polsce do 2030 r.* i *Program Budowy Dróg Krajowych na lata 2008-2012*). Podstawą oceny wpływu planowanych dróg na zachowanie różnorodności biologicznej kraju była ocena skutków, jakie będą miały te przedsięwzięcia dla funkcjonowania i zachowania cennych obszarów oraz łączących je korytarzy ekologicznych. Analizie poddano koncepcję korytarzy ekologicznych łączących europejską sieć Natura 2000 w Polsce. Szczegółowo analizowano korytarze główne, korytarze uzupełniające oraz punkty krytyczne tzw. hot-spots, tj. fragmenty korytarzy, których funkcjonalność jest poważnie zagrożona. Prognoza oddziaływania wykazała, że największe problemy dotyczą wschodnich i zachodnich granic kraju, głównie w przypadku dróg o przebiegu południkowym.



RYCINA 5 PRÓGNOZOWANE MIEJSCA KONFLIKTOWE PLANOWANEJ SIECI KDP ORAZ INNYCH LINII KOLEJOWYCH PRZEWIDZIANYCH DO MODERNIZACJI Z KORYTARZAMI EKOLOGICZNYMI

3 Cele i założenia opracowania oraz przebieg prac

Przygotowane do tej pory koncepcje ochrony łączności ekologicznej, w tym również „Projekt korytarzy ekologicznych łączących europejską sieć Natura 2000 w Polsce”, zostały opracowane w dużej skali przestrzennej. Z konieczności mają więc charakter ogólny.

W bardzo ograniczonym zakresie odnoszą się do konkretnych problemów związanych z łącznością korytarzy ekologicznych na poziomie lokalnym, a więc w skali w której te problemy powinny być rozwiązywane. Brak w nich np. szczegółowej analizy istniejących form użytkowania gruntów w obrębie korytarzy ekologicznych. Niewystarczający jest również zakres badań terenowych związanych z migracjami zwierząt. Zaproponowana w krajowej i międzynarodowej

dowej skali przestrzennej koncepcja nie może więc mieć bezpośredniego zastosowania przy pracach nad np. gminnymi planami zagospodarowania przestrzennego.

Poza przykładami lokalizacji przejść dla zwierząt przy nowych lub modernizowanych obiektach liniowej infrastruktury komunikacyjnej, brak jest dobrych przykładów bardziej kompleksowych działań skierowanych na poprawę łączności ekologicznej. Nie wiadomo jak praktycznie może wyglądać poprawa drożności np. leśnych korytarzy ekologicznych na odcinku kilkudziesięciu, kilkunastu, czy nawet kilku kilometrów, i jakie są w związku z tym wyzwania natury formalnej, prawnej, organizacyjnej i w końcu finansowej.

W latach 2009-2010 na zlecenie WWF Polska zostały przygotowane plany udrażniania Północnego i Karpackiego korytarza ekologicznego w kilku wybranych miejscach (Jakimiuk *et al.* 2011). Niniejsze opracowanie prezentuje analizę wybranego odcinka Korytarza Północnego oraz przygotowane na tej podstawie wnioski i rekomendacje, które mogą być przydatne przy planowaniu i realizacji tego typu działań. Projekt ten ma charakter pilotażowy, a jego głównym celem jest rozpoznanie praktycznych możliwości poprawy łączności ekologicznej poprzez przygotowanie planów działań dla wybranych obszarów. Najważniejszym kryterium przy wyborze odcinka korytarza do analiz było jego znaczenie dla utrzymania wysokiej bioróżnorodności na terenie kraju oraz wysoki stopień zachowania łączności ekologicznej. Przyjęto założenie, iż podjęcie zaplanowanych działań w wytypowanym miejscu, nawet w niedużej skali przestrzennej, powinno przekładać się na realną poprawę łączności ekologicznej w wybranym odcinku korytarza. W ramach opracowania podjęto także próbę oceny możliwości prawnych i finansowych realizacji zaplanowanych działań.

Przyjęto założenie, że plany odtwarzania łączności ekologicznej powinny zawierać:

- 1) propozycje działań na rzecz poprawy ciągłości korytarzy (np. zalesienia);
- 2) propozycje działań powstrzymujących utratę łączności ekologicznej np. budowę przejść dla zwierząt oraz dodatkowych rozwiązań towarzyszących budowie takich przejść;
- 3) propozycje kierunków zagospodarowania przestrzennego wytypowanego odcinka korytarza skierowane na poprawę łączności ekologicznej;
- 4) określenie możliwości prawnych i finansowych zaproponowanych działań;
- 5) wnioski i rekomendacje.

Realizacja projektu składała się z następujących etapów:

ETAP 1. Wybór odcinków wymagających podjęcia działań na rzecz ochrony łączności ekologicznej. Wyboru dokonano na podstawie opracowania „Projekt korytarzy ekologicznych łączących sieć Natura 2000 w Polsce” oraz analizy map topograficznych, zdjęć lotniczych i satelitarnych. Efektem tego etapu było wytypowanie odcinków korytarzy przewidzianych do dalszych prac.

ETAP 2. Analiza struktury krajobrazu oraz użytkowania terenu wybranych odcinków korytarzy. Przeprowadzona analiza pozwoliła na identyfikację głównych barier ekologicznych oraz fragmentów wybranych odcinków, na obszarze których konieczna jest poprawa łączności ekologicznej. Mapy wybranych odcinków korytarzy do analiz, przygotowane w Instytucie Biologii Ssaków PAN, były podstawowym materiałem w trakcie weryfikacji terenowych.

ETAP 3. Weryfikacja terenowa. Po opracowaniu roboczych map obszarów wymagających podjęcia działań restytucyjnych przeprowadzone zostały wyjazdy terenowe. Ich celem było także, oprócz weryfikacji wyznaczonych obszarów, wstępne wytypowanie działek ewidencyjnych przeznaczonych do zalesień, identyfikacja innych barier nierozpoznawalnych na mapach lub zdjęciach satelitarnych oraz pozyskanie z właściwych urzędów samorządów lokalnych planów zagospodarowania przestrzennego.

ETAP 4. Opracowanie planu działań niezbędnych do odtworzenia ciągłości ekologicznej wybranych odcinków korytarza. Efektem tego etapu prac było przygotowanie map z wyznaczonymi działkami ewidencyjnymi przeznaczonymi do zalesień oraz działaniami ograniczającymi negatywny wpływ dróg na możliwość migracji dużych ssaków.

ETAP 5. Przygotowanie wskazań do planów zagospodarowania przestrzennego gmin, kosztorysu działań związanych z realizacją projektu oraz wniosków, rekomendacji i zaleceń dla potencjalnych przyszłych działań.

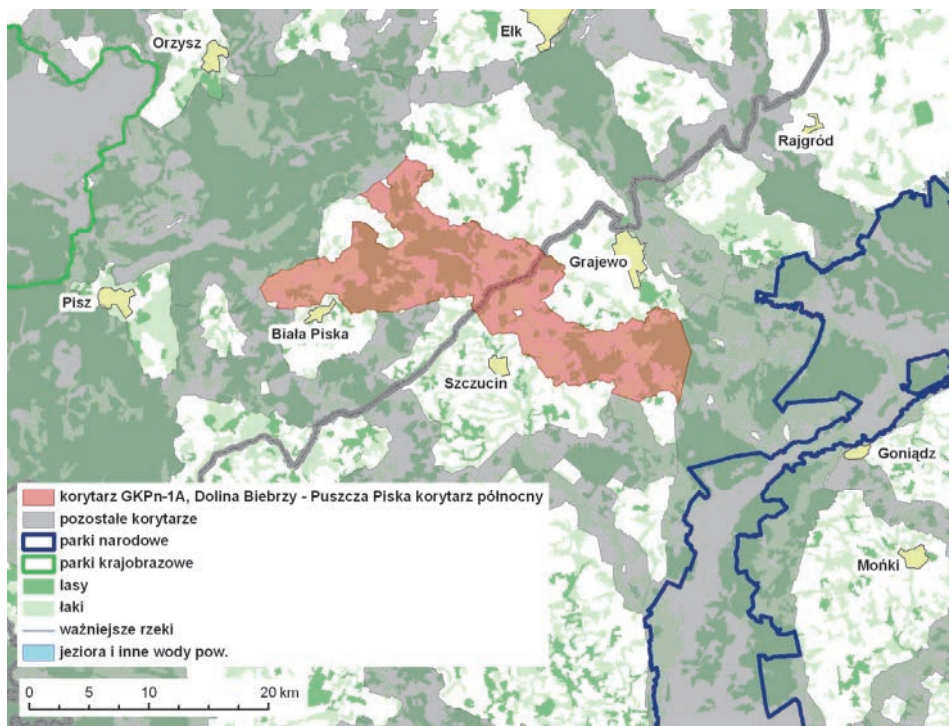
4 Plan działań dla poprawy łączności ekologicznej głównego korytarza północnego na odcinku 1A

Analiza sytuacji

Korytarz GKPN-1A (Główny Korytarz Północny, odcinek 1A) jest najważniejszym połączeniem Bagien Biebrzańskich z Puszcą Piską (ryc. 6). Stanowi on jednocześnie fragment międzynarodowego korytarza ekologicznego (tzw. Północnego) łączącego Europę Wschodnią z Zachodnią. Korytarz ten jest jednym z najważniejszych połączeń dla utrzymania żywotnych populacji wilków i odtworzenia populacji rysia na obszarze lasów mazurskich (Puszcza Piska, Puszcza Napiwodzko-Ramucka, Lasy Iławskie). Jego drożność niezbędna jest również dla rekolonizacji przez w/w gatunki zachodniej Polski (Kurek 2001).

Niska lesistość

Korytarz ekologiczny GKPN-1A przebiega przez tereny polno-leśne pomiędzy Bagnami Biebrzańskimi i Puszcą Piską i jest dość intensywnie użytkowany rolniczo, a udział terenów leśnych jest stosunkowo nieduży. Lesistość powiatów, na terenie których przebiega ten korytarz wynosi odpowiednio w powiecie grajewskim ok. 22% i kolneńskim ok. 21%. Tereny leśne w obrębie korytarza są pofragmentowane, tj. podzielone, nawet kilkukilometrowymi strefami pól, łąk i pastwisk. Dlatego też kluczowym działaniem dla poprawy łączności ekologicznej na tym odcinku jest zwiększenie lesistości korytarza.



RYCINA 6 KORYTARZ PÓŁNOCNY GKN-1A (PUSZCZA PISKA - DOLINA BIEBRZY)

Drogi

Innym istotnym zagrożeniem dla łączności ekologicznej tego obszaru jest droga krajowa DK 61, a także planowana droga ekspresowa S61 (Via-Baltica). Droga krajowa DK61 jest trasą prowadzącą z Warszawy przez Ostrołękę, Łomżę, Grajewo do Augustowa. Jest ona jedną z dwóch (obok DK8) głównych dróg łączących Warszawę z Krajami Bałtyckimi. Ruch na tym odcinku jest już obecnie dość intensywny. Średni dobowy ruch, tzw. SDR, osiągnął w 2005 natężenie ok. 6,5 tys. pojazdów na dobę, przy dość dużym udziale ruchu tranzytowego (Opoczyński 2006). DK61 przecina analizowany obszar na odcinku Szczuczyn – Popowo (okolice Grajewa). Po wybudowaniu drogi ekspresowej S61, droga DK61 zapewne straci na znaczeniu i natężenie ruchu spadnie. Powstanie jednak nowa, bardzo silnie oddziałująca bariera w postaci drogi szybkiego ruchu z wygrodzonymi odcinkami na przecięciu z obszarami leśnymi. Stąd też konieczne jest zastosowanie rozwiązań minimalizujących negatywny wpływ w/w infrastruktury drogowej na możliwości migracji zwierząt lądowych w ramach tego korytarza.

Zabudowa miast i wsi

Trzeci czynnik powodujący fragmentację środowiska, tj. zabudowa miast i wsi, na przebiegu korytarza nie został rozpoznany jako istotnie oddziałujący na przemieszczanie się zwierząt. Wyznaczony korytarz przechodzi poza istotnym oddziaływaniem ośrodków miejskich. Liczba występujących tam wsi nie jest duża, a ich zabudowa z reguły jest skupiona. Tak więc szlaki migracyjne zwierząt mogą bez większych problemów omijać tereny zabudowane. Dlatego też nie rozważano tego czynnika jako wymagającego zastosowania specjalnych rozwiązań minimalizujących jego wpływ na przemieszczanie się dzikich zwierząt.



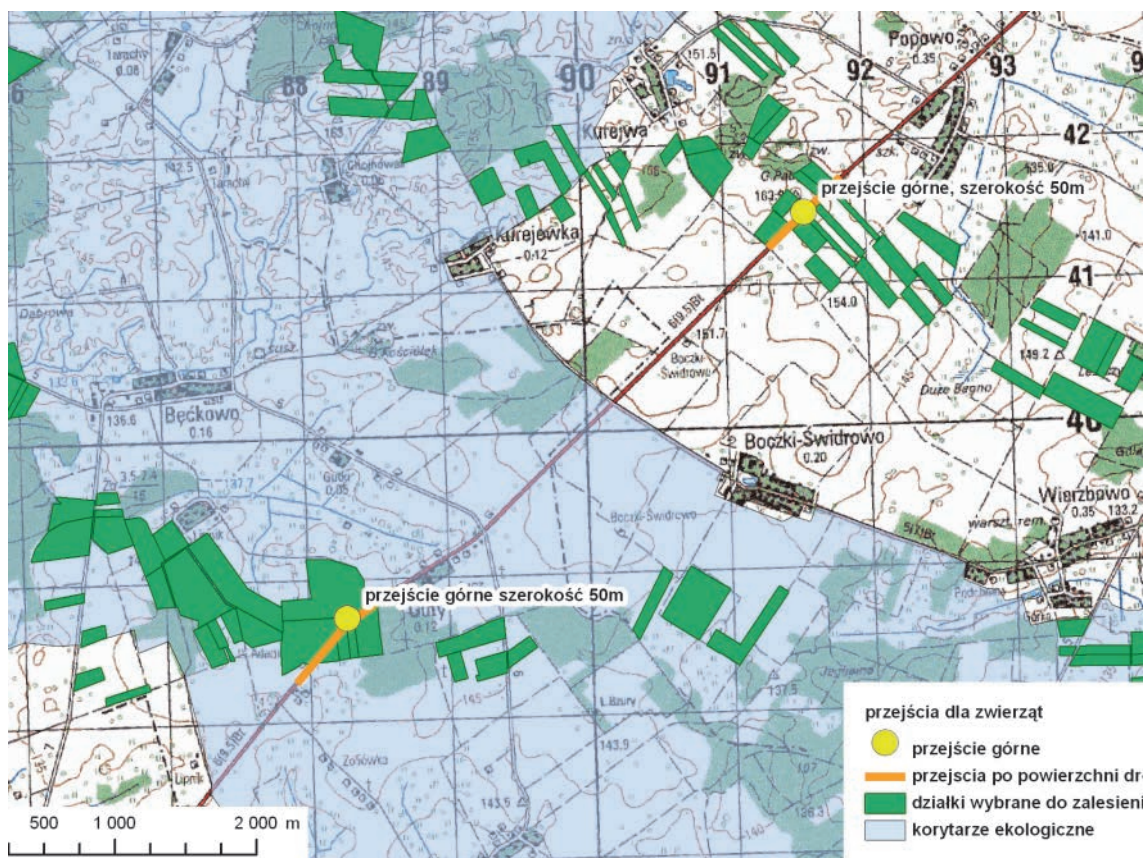
FOT. 1 DUŻE NATĘŻENIE RUCHU W POŁĄCZENIU Z DUŻYM UDZIAŁEM SAMOCHODÓW CIĘŻAROWYCH STANOWI POWAŻNĄ BARIERĘ DLA MIGRUJĄCYCH ZWIERZĄT. DROGA NR 61 W POBLIŻU STARYCH GUT (GMINA SZCZUCZYN)
(fot. M. Górny)

Działania na rzecz poprawy łączności ekologicznej

Analiza zagrożeń rozpatrywanego odcinka korytarza wskazuje na to, iż niska lesistość oraz występowanie dróg wyższych kategorii to najważniejsze utrudnienia w migracji dużych drapieżników. Niski stopień lesistości na tym obszarze jest z pewnością przeszkodą, jednak nie barierą ekologiczną uniemożliwiającą przemieszczanie się dużych ssaków. Wydaje się więc, że obecnie większe zagrożenie niesie ze sobą intensyfikacja ruchu kołowego na istniejących drogach, a także budowa nowej oraz modernizacja istniejącej infrastruktury drogowej. Dlatego też planowanie działań na rozpatrywanym odcinku korytarza należy rozpocząć od przeciwdziałania barierowemu oddziaływaniu dróg. Lokalizacja działań związanych z poprawą lesistości powinna nawiązywać do działań już zaplanowanych na drogach.

Droga krajowa 61

Działania minimalizujące wpływ drogi DK61 uzależnione są od prognozowanego natężenia ruchu. Jeżeli natężenie dobowe pozostanie na poziomie powyżej 4 tys. pojazdów na dobę, wówczas również na DK61 należy zaprojektować odpowiednie przejścia dla zwierząt. W takiej sytuacji, na analizowanym odcinku powinny powstać dwa duże przejścia górne. Jeśli jednak natężenie ruchu będzie niższe niż 4 tys. pojazdów na dobę (należy tego oczekiwać), najlepszym rozwiązaniem dla utrzymania łączności ekologicznej będzie pozostawienie całego odcinka drogi bez ogrodzeń ochronnych i umożliwienie zwierzętom przekraczanie drogi po jej powierzchni. W wybranych miejscach należy jednak wprowadzić ograniczenie prędkości z zastosowaniem systemów ostrzegawczych, takich jak np. elementy odbłaskowe, aktywne systemy ograniczania prędkości jazdy oraz aktywne systemy ostrzegające zwierzęta. Miejsca takie określane są jako przejścia po powierzchni drogi (Jędrzejewski *et al.* 2006, Kurek 2008, 2010). Lokalizację przejść górnych jak i alternatywnych przejść po powierzchni drogi obrazuje ryc. 7.



RYCINA 7 LOKALIZACJA I PARAMETRY PRZEJŚĆ DLA ZWIERZĄT NA ANALIZOWANYM ODCINKU DRÓGI KRAJOWEJ 61

Przy wyborze lokalizacji przejść kierowano się zarówno potrzebami zwierząt (stąd ich odpowiednie zagęszczenie) jak i możliwościami jakie daje ukształtowanie terenu. Lokalizacja obszarów leśnych oraz terenów zabudowanych wskazała trzy miejsca predysponowane do umieszczenia przejść dla dużych ssaków, spośród których wybrano dwa o najkorzystniejszych warunkach terenowych. W miejscach tych droga przecina wzniesienia pozwalając na zaprojektowanie odpowiednio dużych obiektów. Zaplanowanym przejściom powinny towarzyszyć ogrodzenia naprowadzające, które będą kierować zwierzęta do przejścia na drugą stronę drogi. Bardzo ważne jest zastosowanie nasadzeń w bezpośrednim sąsiedztwie przejść oraz zalesień prowadzących w kierunku przejścia. Nie są to kosztowne przedsięwzięcia, a w znaczący sposób poprawiają poczucie bezpieczeństwa przemieszczających się zwierząt, a przez to efektywność samego przejścia.

Droga ekspresowa S61

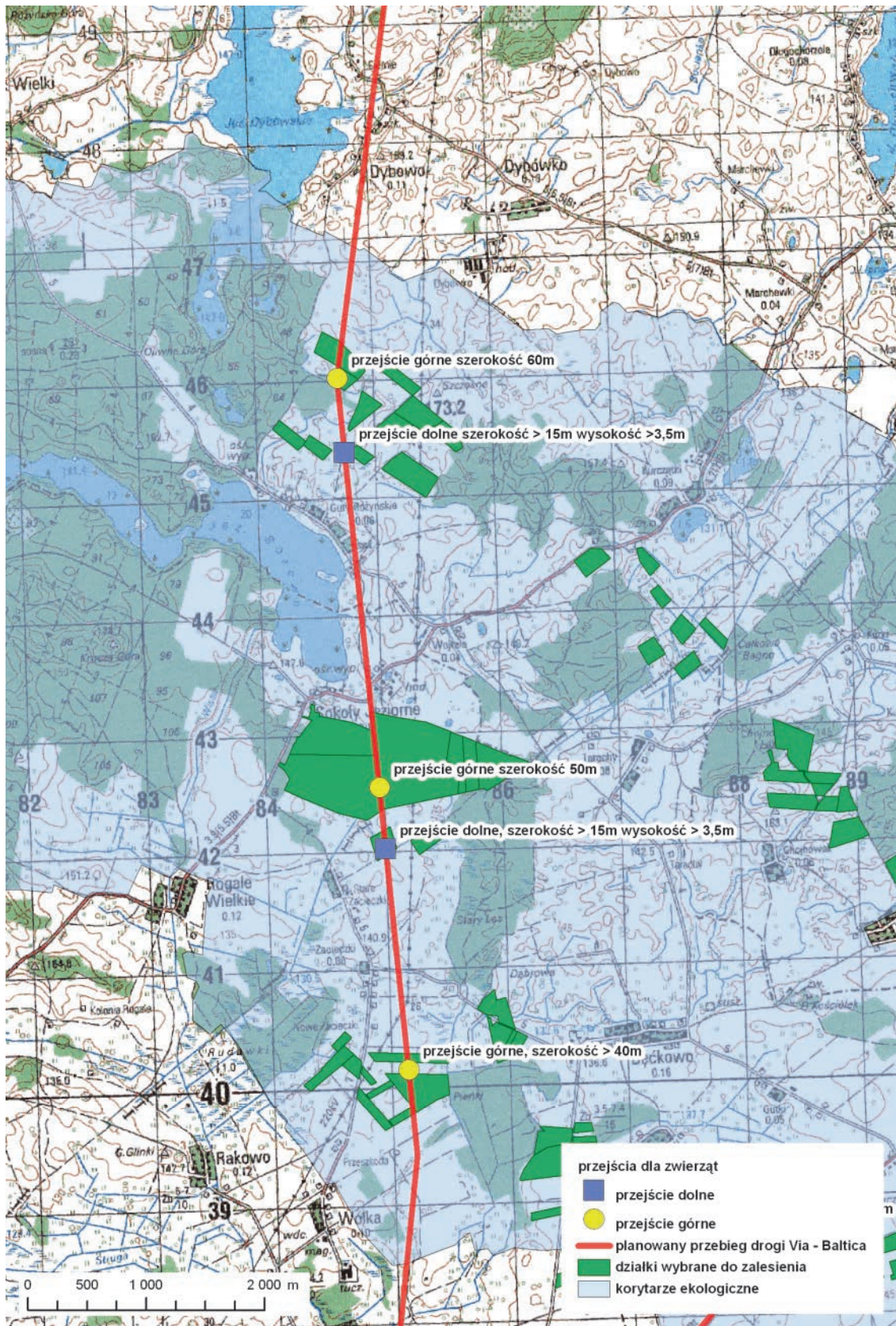
Obecnie trwają procedury przygotowawcze do budowy na tym obszarze drogi ekspresowej nr 61 (S-61), stanowiącej część tzw. trasy „Via Baltica” (GDDKiA 2011). Droga ta od Szczuczyna będzie miała przebieg inny niż obecna DK61. Podążając od tej miejscowości w kierunku północno-wschodnim będzie przechodzić w okolicy Ełku, dalej obok Suwałk do granicy z Litwą. Droga planowana jest jako dwujezdniowa, o dwóch lub nawet docelowo trzech pasach ruchu w każdym kierunku. Ze względów bezpieczeństwa (uczestników ruchu) ogrodzona będzie ogrodzeniami ochronnymi oraz dodatkowo wyposażona w drogi serwisowe. Planowana średnia szerokość pasa drogowego wyniesie 80 m. Stanowić więc będzie bardzo znaczącą barierę uniemożliwiającą w praktyce przemieszczanie się zwierząt.



FOT. 2 DROGA NR 61 W POBLIŻU GUT. W TYM MIEJSCU WARUNKI TERENOWE POZWALAJĄ NA LOKALIZACJĘ DUŻEGO PRZEJŚCIA GÓRNEGO (fot. M. Dojlida)

Dlatego też kluczową kwestią dla utrzymania łączności ekologicznej w miejscach przecięcia się planowanej trasy „Via Baltica” z korytarzem ekologicznym jest zapewnienie odpowiedniej liczby przejść dla zwierząt, o właściwych parametrach. Jako działania kompensacyjne, a jednocześnie niezbędne do utrzymania łączności ekologicznej, powinny być dodatkowo zaplanowane (1) wykupy gruntów (wybranych działek) na przebiegu korytarzy naprowadzających do przejść oraz (2) zalesienie wykupionych gruntów lub ich pozostawienie do naturalnej sukcesji. Rozmieszczenie zaproponowanych przejść dla zwierząt oraz propozycje zalesień w korytarzach naprowadzających do przejść obrazuje mapa (ryc. 8).

Na analizowanym odcinku drogi S61 wytypowano trzy miejsca o warunkach terenowych sprzyjających lokalizacji przejść dla zwierząt. W pierwszej kolejności dokonywano wyboru lokalizacji przejść górnych, które są korzystniejsze dla dużych ssaków (Kurek 2010). Lepsza pod tym względem jest sytuacja w północnej części analizowanego obszaru, gdzie przyszła droga będzie przecinać teren o bardziej urozmaiconej, pagórkowatej rzeźbie. Dlatego też zaproponowano tam duże przejście górne i uzupełniające przejście dolne. Nieco bardziej monotonna rzeźba terenu na południe od miejscowości Sokoły Jeziorne utrudnia zlokalizowania dużych przejść dla zwierząt. Tym niemniej wybrano miejsca, w których takie obiekty są niezbędne dla zachowania ciągłości ekologicznej. Skuteczność przejść dla zwierząt zależy nie tylko od ich położenia oraz parametrów, ale także od zagospodarowania ich otoczenia (Jędrzejewski *et al.* 2006). Dlatego też na obszarach o niskiej lesistości należy stosować zalesienia naprowadzające na przejścia oraz nasadzenia osłonowe wzdłuż dróg.



RYCINA 8

LOKALIZACJA I PARAMETRY PRZEJŚĆ DLA ZWIERZĄT NA ANALIZOWANYM ODCINKU S61



FOT. 3 KRAJOBRAZ OKOLIC POPOWA. NA PIERWSZYM PLANIE ROZLEGŁE OBSZARY POLNE, NA KTÓRYCH NALEŻAŁOBY WPROWADZIĆ ZADRZEWIENIA I NIEDUŻE ZALESIENIA. W ODDALI WIDOCZNE SAMOCHODY CIĘŻAROWE NA DK61, KTÓRA PRZEBIEGA ZBOCZEM NIEWIELKIEGO, CZĘŚCIOWO ZALESIONEGO WZGÓRZA PATRYJA. W TYM MIEJSCU RÓWNIEŻ NALEŻAŁOBY ZAPROJEKTOWAĆ DUŻE PRZEJŚCIE GÓRNE (fot. M. Górny)

Uwarunkowania te zostały wzięte pod uwagę przy wyborze działek do zalesienia. Zalesienia towarzyszące przejściom dla zwierząt nie wystarczą oczywiście dla pełnego odtworzenia ciągłości ekologicznej w obrębie analizowanego korytarza. Ponieważ na tym terenie znajdują się rozległe obszary rolnicze, konieczne jest takie przekształcenie struktury krajobrazu tego obszaru, aby mógł on pełnić funkcje korytarza ekologicznego. Korytarz ekologiczny o optymalnych warunkach dla migracji dużych ssaków, a zwłaszcza dla drapieżników takich jak wilk czy ryś, powinien mieć szerokość kilku kilometrów, przy czym większa część takiego pasa powinna być zalesiona (Jędrzejewski et al. 2005). Badania ekologii dużych ssaków związanych ze środowiskami leśnymi wskazują jednak, że już stosunkowo niewielkie zalesienia pozwalają na przemieszczanie się tych zwierząt. Zwłaszcza, gdy takie fragmenty korytarzy stanowią niezbyt długi „łącznik” pomiędzy sąsiadującymi kompleksami leśnymi (Kurek 2001, Jędrzejewski et al. 2005).



FOT. 4 NAJWIĘKSZĄ PRZESZKODĄ W MIGRACJACH ZWIERZĄT PRZEZ WIELE KORYTARZY EKologicznych PÓŁnocno-WSCHODNIEJ POLSKI SĄ ROZLEGŁE TERENY NIELEŚNE. POLA UPRAWNE W POBLIŻU POPOWA (GMINA GRAJEWO) (fot. M. Dojlida)

Zalesiania i naturalna sukcesja

W ramach planu restytucji łączności ekologicznej wybrano kilka linii wewnątrz korytarza, wzdłuż których zaplanowane zostały zalesienia. Pasy takich zalesień nie muszą mieć charakteru ciągłego. Ważne jest jednak zapewnienie odpowiedniej struktury krajobrazu. Szerokość pasów może wahać się od 500 do 1000 m. W granicach takiego wycinka krajobrazu zaproponowano zalesienia na wybranych działkach, które układają się w strukturę przypominającą nieco szachownicę. Odstępy pomiędzy wybranymi działkami nie przekraczają na ogół 200 m. Zalesienia tych działek lub spontaniczna sukcesja roślinności drzewiastej spowoduje stworzenie warunków osłonowych wystarczających do przemieszczania się tak wymagających zwierząt jak wilki, a nawet rysie. Dlatego przy wyborze działek brano pod uwagę istniejące zalesienia i zadrzewienia, jak również postępującą sukcesję wtórną, na wcześniej użytkowanych rolniczo terenach. Wyznaczone do zalesień działki stanowią luki między istniejącymi fragmentami lasu w różnych stadiach rozwoju. Innym kryterium wyboru działek do planowanych zalesień była ich jak najmniejsza przydatność dla działalności rolniczej. Stąd też wybierano przede wszystkim działki o niższych klasach bonitacji gruntów. Nie zawsze jednak możliwe było uniknięcie wyboru miejsc o korzystnych dla działalności rolniczej glebach. Szczegółowe rozmieszczenie obszarów wybranych do zalesienia przedstawiają mapy zamieszczone w opracowaniu głównym (Jakimiuk et al., 2011).

Zaplanowane zalesienia gruntów zostały uformowane w dwa główne pasy, wspomagane przez kilka uzupełniających krótszych odcinków. Północny pas zalesień zaczyna się w okolicy miejscowości Sokoły Jeziorne, gdzie zaproponowano największy zwarty obszar do zalesienia w całym północnym odcinku korytarza. Wybór tak rozległego terenu wynika z faktu, że stanowi on jedną działkę ewidencyjną. Możliwe jest jednak częściowe zalesienie tej działki w wybranych miejscach i utworzenie mozaiki płatów leśnych i nieleśnych ułożonych w przybliżeniu w układ szachownicy. W dalszym przebiegu analizowanego fragmentu korytarza pas zalesień łączy istniejące niewielkie obszary leśne oraz omija od północy wieś Tarachy i biegnie na południowo-wschód w kierunku wsi Popowo, skąd przebiegając na północ od wsi Wierzbowo docie-

ra do rozległych obszarów leśnych Kotliny Biebrzańskiej. Na tym odcinku działki wybrane do zalesienia łączą ze sobą istniejące, niewielkie, liczące od 20 do 100 ha fragmenty lasów.

Drugi główny pas przebiega na południe od miejscowości Rogale Wielkie, wykorzystując małe fragmenty lasu, w kierunku południowo-wschodnim. W okolicy miejscowości Zacieczki przecina planowaną drogę S61, natomiast w pobliżu Gut drogę DK61. Na południe od miejscowości Boczki-Świdrowo łączy się z dużym kompleksem leśnym, który posiada połączenie (w okolicach miejscowości Łosewo) z lasami Kotliny Biebrzańskiej. Dodatkowo zaproponowano kilka połączeń uzupełniających, m.in. w okolicy miejscowości: Guty Różyńskie, Kurejwa, Wierzbowo. Powstały w ten sposób układ zalesień powinien skutecznie pełnić oczekiwane funkcje ekologiczne.

Długość odcinka korytarza zaplanowanego w ten sposób do restytucji oszacowano na ok. 18 km, a powierzchnię działek ewidencyjnych do potencjalnych działań na ok. 662 ha. Realizacja zaproponowanych rozwiązań pozwoliłaby na zwiększenie lesistości tego odcinka korytarza o ok. 0,9 %, z obecnych 53,7% do ok. 54,6%. Przy czym na odcinku bezpośrednio objętym działaniami lesistość wzrosłaby o 6,7 %, z 33,4% do 40,1%. Jednak nie powierzchnia nowopowstałych obszarów leśnych będzie tu najważniejsza, lecz poprawa struktury krajobrazu w kierunku znacznie korzystniejszym dla przemieszczania się dużych ssaków. Wytypowane do ewentualnych działań działki ewidencyjne podzielono na dwie grupy, z punktu widzenia ich znaczenia dla restytucji korytarza. Działki należące do „priorytetu 1” znajdują się na obszarze pierwszej kolejności zalesiania, a działki z „priorytetu 2” – to tereny, które powinny być zalesiane w drugiej kolejności. Do pierwszej grupy zaliczono działki niezbędne do odtwarzania łączności ekologicznej, zaś do drugiej te, których zalesienie będzie korzystne dla poprawy migracji na danym obszarze. Dokonanego podziału nie należy jednak traktować jako ostatecznego. Dopuszczalna jest przy wyborze działek możliwość uzasadnionych zmian (wynikających np. z braku możliwości zakupu danej działki), przy założeniu, że nie powinny one jednak pogarszać ostatecznego efektu ekologicznego. Po zsumowaniu powierzchni działek, obszar „priorytetu 1” wyniósł ok. 470 ha, natomiast do „priorytetu 2” zaliczono ok. 192 ha. Zakładając ograniczone możliwości finansowania tego typu działań przyjęto jednak minimalną powierzchnię, którą należałoby zalesić w ramach jednego przedsięwzięcia (projektu), tak aby był to istotny (zauważalny) krok na drodze do efektywnej poprawy łączności ekologicznej w ramach rozpatrywanego obszaru. Na podstawie analizy map, w tym map ewidencyjnych działek oraz analizy danych terenowych, minimalną powierzchnię do zalesień w ramach poprawy łączności odcinka korytarza ekologicznego GKPN-1A oszacowano na 271 ha.

Uzupełniającym rozwiązaniem możliwym do zastosowania, szczególnie w miejscach o dobrej jakości gleb lub takich, które z innych powodów nie mogą być zalesione, są pasy zadrzewień wzdłuż miedz i dróg polnych oraz zadrzewienia i zakrzaczenia śródpolne. Wprowadzenie takiego elementu poprawia strukturę krajobrazu oraz zwiększa bioróżnorodność środowiska (Richling & Solon 2003). Zachęca również wiele gatunków zwierząt do przebywania na takich terenach (korzystny efekt mozaiki siedlisk). Nawet niewielkie zadrzewienia rozmieszczone równomiernie są w stanie znacznie poprawić drożność korytarza ekologicznego (Jędrzejewski *et al.* 2005).

Należy również wskazać na ważną rolę w odtwarzaniu obszarów leśnych na obszarach porolnych poprzez naturalną sukcesję wtórną. Zmiany ludnościowe, szczególnie intensywne w ciągu ostatnich 20 lat spowodowały zaniechanie użytkowania rolniczego dużej części gruntów rolnych, czego efektem jest spontaniczna sukcesja roślinności drzewiastej. Zjawisko to jest szczególnie widoczne w północno-wschodniej części Polski. Dotyczy ono przede wszystkim gruntów o słabej przydatności do rolnictwa, położonych w dalszej odległości od wsi, obszarów podmokłych, czy też okresowo zalewanych. Naturalna sukcesja wtórna może być również świadomie wykorzystywana do zwiększania lesistości korytarzy ekologicznych. Jest to bardzo skuteczne narzędzie, obniżające równocześnie koszty tego działania. Aktywność człowieka

może być tu ograniczona jedynie do przygotowania gleby (np. zruszenie przy pomocy bron) w okresie poprzedzającym wysyp nasion, np. drzew lekko-nasiennych, takich jak brzoza i olcha. Należy jednak pamiętać, że w przypadku obszarów podmokłych i okresowo zalewanych, nawet ograniczona (jeśli chodzi o zakres) aktywność nie może kolidować z potrzebą ochrony gatunków związanych z terenami otwartymi. W celu identyfikacji środowisk odpowiednich dla wyżej opisanego działania analizowane były aktualne zdjęcia lotnicze i satelitarne.



FOT. 5 W WIELU MIEJSCACH SŁABE GRUNTY ROLNE ZOSTAŁY ZALESIONE, GŁÓWNIEMIE SOSNĄ. MŁODNIK SOSNOWY W POKLIŻU WSI WIERZBOWO (GMINA GRAJEWÓ) (fot. M. Górný)



FOT. 6 NA CZĘŚCI GRUNTÓW ZANIECHANO UPRAWY, CO SKUTKUJE NATURALNĄ SUKCESJĄ WTÓRNĄ (fot. M. Dojlida)

Bardzo ważną cechą przygotowanego planu poprawy łączności ekologicznej powinien być jego otwarty charakter, tj. możliwość dokonywania zmian i modyfikacji, np. wynikających z praktycznych możliwości przeprowadzenia niektórych działań na wyznaczonym obszarze. Nietrudno bowiem wyobrazić sobie sytuację, gdy właściciele wyznaczonych do wykupu działek mogą ostatecznie nie zgodzić się na ich sprzedaż. W takich sytuacjach należy szukać rozwiązań alternatywnych. Przy dokonywaniu wszelkich zmian należy kierować się podstawową zasadą – zmiany te nie powinny pogarszać docelowego efektu ekologicznego.

Rekomendacje do planów zagospodarowania przestrzennego

Do niedawna potrzeba utrzymania i odtwarzania łączności ekologicznej była bardzo słabo uwzględniana na wszystkich poziomach planów zagospodarowania przestrzennego kraju. Często działania takie podejmowane są jednak tylko doraźnie, np. w momencie planowania znaczących inwestycji, bez uwzględnienia szerszego ich kontekstu. Dla utrzymania spójności ekologicznej obszarów przyrodniczo cennych nie wystarczy wskazanie lokalizacji przejść dla zwierząt, w związku z nowo budowaną drogą. Tymczasem konieczne jest wdrażanie całościowych rozwiązań zapewniających funkcjonalność korytarzy ekologicznych w większej skali. Jakkolwiek kwestie korytarzy ekologicznych nie wydają się być obecnie kluczowymi problemami dla gminy, to jednak nie należy zapominać, iż utrzymanie łączności ekologicznej z reguły nie stoi w sprzeczności z lokalnymi interesami, a w przypadku infrastruktury liniowej istnieje wyraźna synergia.

Jest więc zatem potrzeba uwzględnienia działań na rzecz restytucji korytarzy ekologicznych w istniejących, jak i przygotowywanych dopiero planach zagospodarowania przestrzennego. Wśród zagadnień, które w tych planach powinny być uwzględnione należy wymienić (za Biuro Planowania Przestrzennego w Łomży):

- 1) uwzględnienie w studiach uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego gmin, oraz w innych dokumentach planistycznych obszarów korytarzy ekologicznych;
- 2) zabezpieczenie obszaru korytarzy ekologicznych przed przeznaczaniem ich pod zabudowę oraz lokalizację innych inwestycji trwale zmieniających krajobraz danego obszaru (z wyjątkiem inwestycji niezbędnych ze względu na cele publiczne);
- 3) wspieranie zalesiania gruntów porolnych w granicach korytarzy ekologicznych poprzez wyznaczanie na ten cel terenów o mniejszej przydatności dla rolnictwa (niska jakość gleb, duże nachylenie stoku, wybrane grunty podmokłe itp.) oraz innej działalności;
- 4) wspieranie zróżnicowanej, mozaikowej struktury środowiska poprzez dostosowywanie zalesień do uwarunkowań terenowych i siedliskowych;
- 5) wspieranie wprowadzania zadrzewień śródpolnych oraz nasadzeń osłaniających – jako elementów korzystnie wpływających na krajobraz, różnorodność przyrodniczą oraz funkcje ekologiczne korytarzy.

Uwarunkowania prawne proponowanych działań

W Polsce korytarze ekologiczne nie są włączone do krajowego systemu obszarów chronionych. Prawo polskie odnosi się jedynie bardzo generalnie do ochrony korytarzy ekologicznych w zapisach *Ustawy o ochronie przyrody z dn. 16 kwietnia 2004 r.*, oraz nakazuje uwzględnianie potrzeb zachowania łączności ekologicznej przy sporządzaniu decyzji środowiskowej dla inwestycji znacząco oddziałujących na środowisko (m.in. Bar & Jendrośka 2010).

Ze względu na zidentyfikowane rodzaje zagrożeń dla łączności ekologicznej, istniejące możliwości prawne należy rozpatrywać w 2 kategoriach działań:

1. Propozycje związane z minimalizacją wpływu istniejących i planowanych inwestycji liniowych, rozwoju zabudowy oraz wieloprzestrzennych obiektów przemysłowych lub usługowych znacząco wpływających na środowisko.
2. Propozycje związane ze zwiększaniem lesistości korytarzy.

Jednak najbardziej właściwym rozwiązaniem, z punktu widzenia długoterminowej i planowej ochrony łączności ekologicznej, wydaje się być objęcie korytarzy ekologicznych ochroną prawną. Takie rozwiązanie umożliwiłoby również wypracowanie odpowiednich podstaw prawnych do działań restytucyjnych (w tym zalesieniowych) w ramach korytarzy.

Inwestycje mogące znacząco oddziaływać na środowisko lub obszar Natura 2000 wymagają, zgodnie z zapisami ustawy *Prawo ochrony środowiska*, uzyskania decyzji o środowiskowych uwarunkowaniach i zgody na realizację przedsięwzięcia. Przedsięwzięcia wymagające wydania takiej decyzji zostały wskazane w rozporządzeniu Rady Ministrów z dnia 15 listopada 2010. Wśród takich inwestycji znajdują się m.in. drogi ekspresowe, autostrady i drogi krajowe. Decyzja środowiskowa wymaga (w większości przypadków) przeprowadzenia procedury oceny oddziaływania na środowisko, w ramach której należy m.in. opracować projekt działań minimalizujących i/lub kompensujących przyrodnicze skutki realizacji inwestycji. Rozwiązanie takie umożliwi w praktyce realizację proponowanych przejść dla zwierząt oraz działań dodatkowych, jak zalesienia naprowadzające i osłonowe (Kurek 2008). Do zastosowania ww. rozwiązań zobowiązany jest inwestor, w związku z czym należy założyć, że w ramach planowanych inwestycji, takich jak budowa nowych dróg ekspresowych (S61, S7) lub modernizacja istniejących dróg krajowych (DK61, DK47) podjęte zostaną również konkretne działania minimalizujące ich wpływ na środowisko. Procedura wydawania decyzji środowiskowej uwzględnia również konsultacje społeczne. Pozwala to na zaproponowanie do realizacji rozwiązań z niniejszego opracowania.

Wśród rozwiązań organizacyjno-prawnych, które mogą być wykorzystane przy restytucji korytarzy ekologicznych należy wymienić (za Jędrzejewski *et al.* 2005):

- 1) zalesienia gruntów porolnych oraz innych niż rolne w ramach Programu Operacyjnego Rozwoju Obszarów Wiejskich, realizowane ze środków Europejskiego Funduszu Rolnego Rozwoju Obszarów wiejskich oraz z budżetu państwa;
- 2) wspieranie zalesień gruntów prywatnych leżących w obrębie korytarzy ekologicznych ze środków funduszu leśnego Lasów Państwowych zgodnie z art. 58 ust. 3 *Ustawy o lasach*;
- 3) współpraca służb wojewodów z oddziałami terenowymi Agencji Nieruchomości Rolnych (ANR) – wykup gruntów na rzecz Lasów Państwowych;
- 4) Finansowanie realizacji zadań ochronnych i zalesieniowych w ramach korytarzy z wojewódzkich funduszy ochrony środowiska i gospodarki wodnej oraz z NFOŚiGW;
- 5) inne instrumenty prawne, takie jak działania przewidziane w Programie Operacyjnym Rozwoju Obszarów Wiejskich, w tym dopłaty do gruntów leśnych na obszarach sieci Natura 2000 oraz tzw. płatności rolno-środowiskowe.

Reasumując, należy stwierdzić, iż wymienione programy to jedynie potencjalne możliwości do podejmowania działań. Zastosowanie ich w konkretnych przypadkach może być jednak ograniczone. Dlatego bardzo ważna jest współpraca z lokalnymi samorządami, która pozwoli na ukierunkowanie działań i dokonanie wyboru takich rozwiązań, które umożliwią odtworzenia łączności wybranego odcinka korytarza ekologicznego.

Uwarunkowania finansowe prowadzonych działań

W polskim prawodawstwie brak jest mechanizmów skutecznie zachęcających właścicieli określonych gruntów do podjęcia działań mających na celu poprawę łączności ekologicznej. Obecnie jedynym praktycznym sposobem poprawy warunków migracji gatunków związanych

ze środowiskami leśnymi jest wykup gruntów, w celu ich zalesiania, dolesiania lub pozostawienia do naturalnej sukcesji roślinności drzewiastej. Sam wykup gruntów bez podjęcia jakichkolwiek działań stanowi już bardzo ważne zabezpieczenie dla zachowania ciągłości ekologicznej. Jest on jednocześnie zdecydowanie największym kosztem spośród wszystkich wydatków, które trzeba w tym celu ponieść. Bez zaplanowania odpowiedniej ilości środków finansowych, przy obecnych uwarunkowaniach prawnych, poprawa łączności ekologicznej nawet na stosunkowo niewielkim odcinku korytarza ekologicznego wydaje się być niemożliwa.

Dla oszacowania kosztów wykupu gruntów, jakie niezbędne są do poprawy łączności ekologicznej na analizowanym odcinku korytarza ekologicznego GKPn-1A, wyznaczono minimalną do tego celu powierzchnię 271 ha. W październiku 2010 r. na zlecenie WWF Polska przeprowadzono analizy cen nieruchomości na wyznaczonym obszarze. Analizą objęto transakcje kupna i sprzedaży nieruchomości na terenie gmin: Szczuczyn, Grabowo i Kolno (gm. wiejska) w woj. podlaskim oraz gminy Biała Piska w woj. warmińsko-mazurskim, w okresach (w zależności od gminy) lipiec 2008 – październik 2010 r. lub styczeń 2009 – październik 2010. Na podstawie uzyskanych wyników oszacowano średnie ceny działek dla poszczególnych kategorii, takich jak grunty rolne, łąki, pastwiska oraz obszary leśne. Następnie wyliczono wartość zakupu działek wyznaczonych do działań udrażniających w jednym z wybranych wariantów (Tabela 1).

TABELA 1

Rodzaj użytków rolnych	Klasa gruntu	Powierzchnia [ha]	udział [%]	Powierzchnia łączna [ha]	Średnia cena jednostkowa zł/ha	Wynik [zł]
Grunt orny	IV a	2,72	0,95	106,3657	17.142,62	1.823.386,78
Grunt orny	V b	30,3951	10,63			
Grunt orny	V	32,9795	11,53			
Grunt orny	VI	40,2711	14,08			
Łąka	III	0,4	0,13	133,7034	13.822,31	1.848.089,84
Łąka	IV	1,36	0,47			
Łąka	V	10,4684	3,66			
Łąka	VI	0,01	0,003			
Pastwisko	III	14,1177	4,93	31,3158	9.844,93	308.301,86
Pastwisko	IV	76,4137	26,72			
Pastwisko	V	28,5136	9,97			
Pastwisko	VI	2,42	0,84			
Nie użytek		10,0792	3,52	x	x	x
Rowy		1,36886	0,47			
Las	IV	2,73	0,95	x	x	x
Las	V	8,2244	2,87			
Las	VI	13,7441	4,8			
Lz	V	3,3989	1,18			
Lz	VI	3,2184	1,12			
Zabudowania		3,7549	1,31	x	x	x
						3.979.778,48

W ten sposób oszacowano koszt wykupu działek obejmujących odcinek korytarza o powierzchni 271 ha na kwotę 3 979 778 zł. Kwota ta nie uwzględnia jednak kosztów związanych z przeprowadzeniem transakcji (koszty doprowadzenia do zakupu działki, opłaty notarialne, opłaty skarbowe, podatek od sprzedaży – zakupu etc.), kosztów samych działań (np. zalesień) oraz kosztów zarządzania. Dotychczasowe doświadczenia organizacji pozarządowych w kwestii wykupu gruntów przyrodniczo cennych pokazują, że koszt „obsługi zakupu” jest nie mniejszy niż 25% wartości działki. Stąd też należy założyć, że całkowity koszt wykupu działek na powierzchni 271 ha przewyższy 5 000 000 złotych. Przy założeniu, że średnia cena jednostkowa zasadzenia 1 ha lasu wynosi 3300 zł (Sadowski i Sławiński, 2006), koszt zalesienia wyniesie ok. 900 000 złotych. Sumując wszystkie koszty związane z wykupem i zalesieniami gruntów na minimalnej powierzchni, tj. 270 ha, niezbędnej dla poprawy łączności na długości 18 km korytarza ekologicznego GKPN-1A, uzyskujemy kwotę ok. 6 000.000 złotych. Aby ocenić całkowity koszt udrożnienia w/w odcinka korytarza ekologicznego należałoby również uwzględnić koszty związane z budową przejść i działaniami kompensacyjnymi. Jednakże koszty te powinien ponieść obligatoryjnie z mocy prawa inwestor budujący lub modernizujący dany odcinek drogi lub linii kolejowej. Dlatego też w niniejszym opracowaniu nie były one analizowane.

Potencjalni wykonawcy planu

Dla realizacji tak przygotowanego planu działań niezbędne jest znalezienie potencjalnego wykonawcy, który (1) przygotowuje odpowiedni projekt, oraz (2) uzyska niezbędne pozwolenia do jego realizacji, (3) będzie dysponował możliwościami organizacyjnymi i finansowymi do jego realizacji. Ze względu na zakres oraz specyfikę planowanych działań może być konieczne powołanie konsorcjów, w skład którego wchodziłyby różne podmioty zainteresowane tym zagadnieniem, np. Ministerstwo Środowiska, Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska, regionalne dyrekcje ochrony środowiska, Generalna Dyrekcja Dróg i Autostrad oraz jej regionalne agendy, biura planowania przestrzennego, Lasów Państwowych, lokalne samorządy i w końcu instytuty badawcze oraz organizacje pozarządowe zajmujące się ochroną środowiska. Nieodzowna będzie także dobra współpraca z samorządami, w szczególności gminnymi i powiatowymi, na terenie których działania te będą zaplanowane.

Monitoring planowanych działań

Projekt poprawy połączeń ekologicznych to z reguły przedsięwzięcie wieloletnie. Zwłaszcza jeśli w czasie jego realizacji będą prowadzone znaczne wykupy gruntów, a następnie ich zalesianie. Do właściwej oceny efektów przeprowadzonych działań konieczne jest przygotowanie odpowiedniego programu monitorowego. Programem tym powinny być objęte zarówno obiekty takie jak przejścia dla zwierząt, a także tereny wykupowane i zalesiane. Ze względu na specyfikę działań (np. tempo wzrostu roślinności drzewiastej) program monitoringu powinien mieć charakter wieloletni, a sposób jego prowadzenia możliwie prosty, tani w realizacji i uniwersalny, tj. możliwy do powtórzenia w wielu miejscach. Wydaje się, że właściwą perspektywą czasową dla takiego programu jest okres 20 lat, z 4-krotnym (co 5 lat), bardziej intensywnym działaniem monitoringowym. Wyniki monitoringu powinny być ogólnie dostępne i możliwe do weryfikacji. Istotnym problemem do rozwiązania jest zapewne finansowanie tych działań w długim okresie czasu.

5 Podsumowanie

Utrzymanie łączności ekologicznej coraz częściej traktowane jest jako jedno z najważniejszych zadań stojących przed współczesną ochroną przyrody. Jest to dość nowa dziedzina, dlatego tak ważne jest zbieranie doświadczeń z realizowanych projektów i wypracowywanie procedur dla przyszłych działań. W latach 2009-2010 na zlecenie WWF Polska zostały przygotowane propozycje działań dla poprawy łączności ekologicznej w kilku wybranych miejscach na przebiegu dwóch korytarzy ekologicznych – tzw. Północnego i Karpackiego (Jakimiuk et al. 2011). W ramach niniejszego opracowania zaprezentowano syntezę planu poprawy łączności ekologicznej jednego z odcinków Korytarza Północnego. Projekt miał charakter pilotażowy, a jego głównym celem było rozpoznanie praktycznych możliwości działań na rzecz poprawy łączności ekologicznej w wytypowanych miejscach. Analizowany odcinek GKPN-1A (Główny Korytarz Północny, odcinek 1A) to fragment międzynarodowego korytarza ekologicznego (tzw. Północnego) łączącego Europę Wschodnią z Zachodnią. Jest on jednym z najważniejszych połączeń dla utrzymania żywotnych populacji wilków i odtworzenia populacji rysia na obszarze lasów mazurskich (Puszcza Piska, Puszcza Napiwodzko-Ramucka, Lasy Ławskie). Jego drożność niezbędna jest również dla rekolonizacji przez w/w gatunki zachodniej Polski. Zebrane doświadczenia z realizacji opisanego projektu pozwalają na sformułowanie niżej przedstawionych wniosków i rekomendacji.

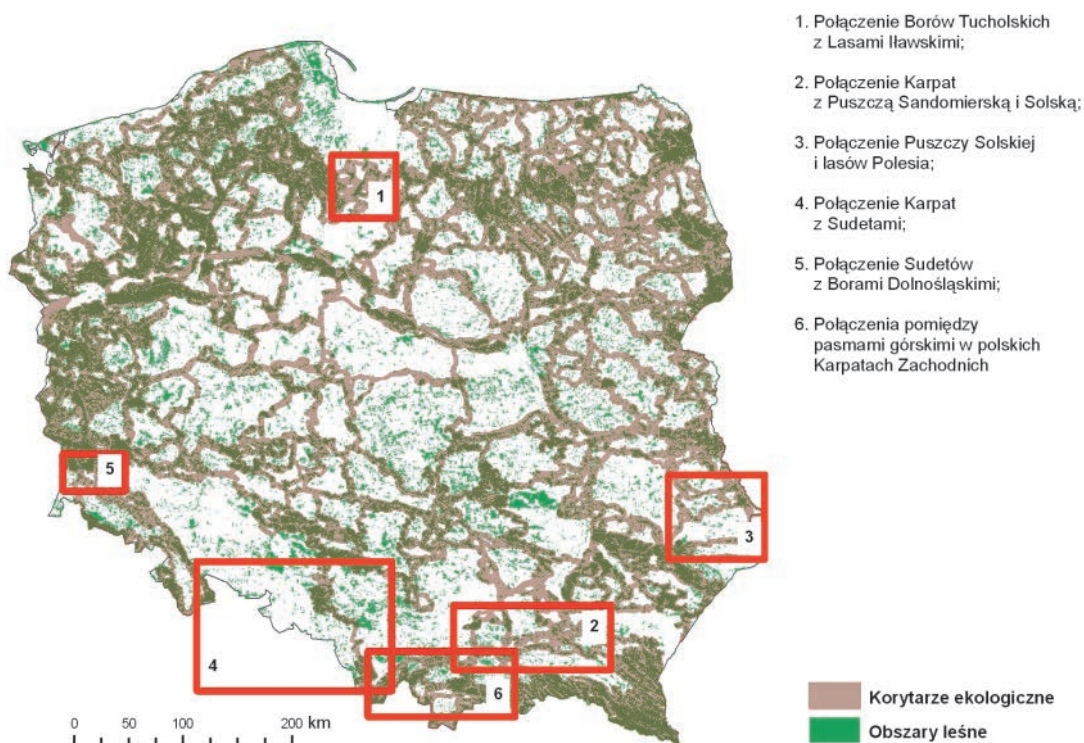
Wnioski i rekomendacje

1. Do najważniejszych barier ekologicznych dla przemieszczania się gatunków związanych ze środowiskami leśnymi należą:
 - a) tereny otwarte o niskiej lesistości
 - b) infrastruktura transportowa oraz obszary zabudowane.
2. Plany poprawy łączności ekologicznej danego odcinka korytarza powinny odpowiadać na wszystkie zidentyfikowane problemy, tak aby ich implementacja przekładała się na realną poprawę sytuacji ekologicznej.
3. Planowanie działań na rzecz poprawy łączności ekologicznej należy rozpocząć od przeciwdziałania barierowemu oddziaływaniu infrastruktury transportowej. Zalesienia powinny nawiązywać do działań zaplanowanych na drogach i liniach kolejowych, takich jak np. przejścia dla zwierząt.
4. Plany odtwarzania łączności ekologicznej powinny zawierać:
 - a) propozycje działań powstrzymujących utratę łączności ekologicznej, np. budowę przejść dla zwierząt oraz dodatkowych rozwiązań towarzyszących budowie takich przejść;
 - b) propozycje działań na rzecz poprawy ciągłości korytarzy (np. zalesienia);
 - c) propozycje kierunków zagospodarowania przestrzennego wytypowanego odcinka korytarza, skierowane na poprawę łączności ekologicznej;
 - d) określenie uwarunkowań organizacyjnych oraz możliwości prawnych i finansowych implementacji zaproponowanych działań.

5. Odtwarzanie łączności ekologicznej jest przedsięwzięciem bardzo kosztownym. Budowa dużego przejścia dla zwierząt to koszt od kilku do kilkudziesięciu milionów złotych. Równie dużym kosztem są działania na rzecz poprawy struktury krajobrazu. Doświadczenia zebrane w ramach projektu pokazały, że koszt wykupu gruntów oraz przeprowadzenie zalesień na powierzchni ok. 300 ha na odcinku 18 km korytarza ekologicznego może przekroczyć 6 milionów złotych.
6. W polskim prawodawstwie brak jest mechanizmów skutecznie zachęcających właścicieli określonych gruntów do podjęcia działań wspierających poprawę łączności ekologicznej. Obecnie jedynym praktycznym sposobem realizacji działań na obszarze korytarza ekologicznego jest wykup gruntów. Istnieje więc konieczność dokonania takich zmian w prawodawstwie krajowym, które ułatwią realizację przedsięwzięć w dużej skali przestrzennej.
7. Pomimo funkcjonowania pewnych programów wspierających zalesienia, praktyczne możliwości ich wykorzystania do zwiększenia lesistości wybranych odcinków korytarzy ekologicznych są ograniczone. Dlatego też jest potrzeba stworzenia specjalnych programów, wyposażonych w odpowiednio zasobne budżety, dedykowanych dużym projektom realizującym poprawę łączności ekologicznej w kraju.
8. Działania na rzecz restytucji korytarzy ekologicznych powinny być uwzględniane w istniejących, jak i przygotowywanych planach zagospodarowania przestrzennego. Wśród zagadnień, które powinny w tych planach się znaleźć należy wymienić:
 - a) uwzględnienie w studiach uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego gmin oraz w innych dokumentach planistycznych obszarów korytarzy ekologicznych;
 - b) zabezpieczenie obszaru korytarzy ekologicznych przed przeznaczaniem ich pod zabudowę oraz lokalizację innych inwestycji trwale zmieniających krajobraz danego obszaru (z wyjątkiem inwestycji niezbędnych ze względu na cele publiczne);
 - c) wspieranie zalesiania gruntów porolnych w granicach korytarzy ekologicznych, poprzez wyznaczenie na ten cel terenów o mniejszej przydatności dla rolnictwa (niska jakość gleb, duże nachylenie stoku, wybrane grunty podmokłe itp.);
 - d) wspieranie zróżnicowanej, mozaikowej struktury środowiska poprzez dostosowywanie zalesień do uwarunkowań terenowych i siedliskowych;
 - e) wspieranie wprowadzania zadrzewień śródpolnych oraz nasadzeń osłaniających – jako elementów korzystnie wpływających na krajobraz, różnorodność przyrodniczą oraz funkcje ekologiczne korytarzy;
9. Do właściwej oceny efektów przeprowadzonych działań konieczne jest przygotowanie odpowiedniego programu monitorowego, który powinien być realizowany w okresie od kilku do kilkudziesięciu lat od zakończenia projektu.

Najpilniejsze działania

Przeciwdziałanie powstawaniu barier ekologicznych oraz odtwarzanie łączności ekologicznej jest działaniem złożonym, czasochłonnym i wymagającym z reguły zaangażowania dużych środków finansowych.



RYCINA 9 **NAJWAŻNIEJSZE POŁĄCZENIA W SIECI KORYTARZY W POLSCE WYMAGAJĄCE ODTWORZENIA CIĄGŁOŚCI EKOLOGICZNEJ**

Tymczasem dynamiczne zmiany zachodzące obecnie w naszym środowisku przyrodniczym, a zwłaszcza rozbudowa infrastruktury liniowej, wymuszają konieczność dokonywania wyboru miejsc, w których działania powinny być podjęte w pierwszej kolejności. Miejsca takie, obok kluczowej roli dla utrzymania łączności ekologicznej w skali kraju (a nawet kontynentu), charakteryzują się zwykle nagromadzeniem różnego rodzaju (starych i nowych) problemów powodujących tworzenie barier ekologicznych. W skali kraju za jedne z najważniejszych (wg Jędrzejewski *et al.* 2005) uznano 6 obszarów (ryc. 9). W miarę upływu czasu i lepszego rozpoznania tematu, lista takich miejsc może się wydłużyć. Należy mieć nadzieję, że opisane tu doświadczenia pomogą, choć w minimalnym stopniu, w praktycznej restytucji łączności ekologicznej na terenie naszego kraju, a postępujący proces utraty różnorodności przyrodniczej zostanie powstrzymany.

Literatura

BAR M., JENDROŚKA J., 2010. Decyzja o środowiskowych uwarunkowaniach i inne wymagania prawne ochrony środowiska w procesie inwestycyjnym. Praktyczny poradnik prawny. Centrum Prawa Ekologicznego, Wrocław.

BENNETT A., 1999, Linkages in the Landscape. The Role of Corridors and Connectivity in Wildlife Conservation. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge.

BERESZYŃSKI A., SKROBAŁA D. 1997. Sudety jako jedna z tras migracyjnych wilka (*Canis lupus*). Geologiczne problemy Karkonoszy. Geologiczne problemy Karkonoś. Abstrakty III Konferencji Naukowej. 15-18 X, Przesieka. Jelenia Góra – Vrchlabi: 6.

BERESZYŃSKI A. 2003. Wilk (*Canis lupus* Linnaeus, 1758) w Polsce i jego ochrona. Wydawnictwo Akademii Rolniczej im. Augusta Cieszkowskiego w Poznaniu, Poznań:1-139.

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.

BLOEMMEN M., VANDER SLUSIS T. 2004. European Corridors-example studies for the Pan-European Ecological Network. Alterra, Wageningen UR.

EuroNatur, 2010. TEWN Manual. Recommendations for the reduction of habitat fragmentation caused by transport infrastructure development. EuroNatur Foundation. Radolfzell.

FORMAN R., ALEXANDER L., 1998, Roads and their major ecological effects. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics 29: 207-231.

HUCK M., JĘDRZEJEWSKI W., BOROWIK T., MIŁOSZ-CIELMA M., SCHMIDT K., JĘDRZEJEWSKA B., NOWAK S., MYŚLAJEK R.W. 2010. Habitat suitability, corridors and dispersal barriers for large carnivores in Poland. Acta Theriologica 55: 177-192.

IUELL B., BEKKER G.J., CUPERUS R., DUFEK J., FRY G., HICKS C., HLAVÁČ V., KELLER V. B., ROSELL C., SANGWINE T., TŘRSLŔV N., WANDALL B., LE MAIRE B. (red.). 2003, *Wildlife and traffic: a European handbook for identifying conflicts and designing solutions*, COST 341. KNNV Publishers, Delft.

JAKIMIUK S., MARCIN G., STRUŚ P., BERNATEK A., DOJLIDA M., Plan udrażniania Północnego i Karpackiego Korytarza ekologicznego w czterech wybranych miejscach. WWF Polska.

JAKUBIEC Z. 2001. Niedźwiedź brunatny *Ursus arctos* L. w Polskiej części Karpat. Studia Naturae 47: 1-94.

JĘDRZEJEWSKA B., JĘDRZEJEWSKI W. 2001. Ekologia zwierząt drapieżnych Puszczy Białowieskiej. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.

JĘDRZEJEWSKI W., JĘDRZEJEWSKA B., ZAWADZKA B., BOROWIK T., NOWAK S., MYŚLAJEK R.W., 2008. Habitat suitability model for Polish wolves based on longterm national census. Animal Conservation 11: 377-390.

JĘDRZEJEWSKI W., ŁAWRESZUK D. (red.). 2009. Ochrona łączności ekologicznej w Polsce. Zakład Badań Ssaków PAN, Białowieża.

JĘDRZEJEWSKI W., NOWAK S., KUREK R., MYŚLAJEK R. W., STACHURA K., ZAWADZKA B., PCHAŁEK M. 2009. Animals and roads: Methods of mitigation the negative impact of roads on wildlife. Mammal Research Institute Polish Academy of Sciences, Białowieża.

- JĘDRZEJEWSKI W., NOWAK S., KUREK R., MYSŁAJEK W. R., STACHURA K., ZAWADZKA B. 2006. Zwierzęta a drogi. Metody ograniczania negatywnego wpływu dróg na populacje dzikich zwierząt. Zakład Badania Ssaków PAN, Białowieża.
- JĘDRZEJEWSKI W., NOWAK S., SCHMIDT K., 2001. Inwentaryzacja wilków i rysi w nadleśnictwach i parkach narodowych Polski, 2001 r. Raport końcowy. Maszynopis. Zakład Badania Ssaków PAN, Białowieża: 1-38.
- JĘDRZEJEWSKI W., NOWAK S., SCHMIDT K., JĘDRZEJEWSKA B. 2002. Wilk i ryś w Polsce – wyniki inwentaryzacji w 2001 roku. Kosmos 51: 491-499.
- JĘDRZEJEWSKI W., NOWAK S., STACHURA K., SKIERCZYŃSKI M., MYSŁAJEK R.W., NIEDZIAŁKOWSKI K., JĘDRZEJEWSKA B., WÓJCIK J. M., ZALEWSKA H., PILOT M. 2005a. Projekt korytarzy ekologicznych łączących Europejską sieć Natura 2000 w Polsce. Opracowanie wykonane dla Ministerstwa Środowiska w ramach realizacji programu Phare PL0105.02. Zakład Badania Ssaków PAN, Białowieża.
- KICZYŃSKA A., WEIGLE A., 2003. Jak zapewnić spójność sieci Natura 2000, czyli o korytarzach ekologicznych [W: Makomaska-Juchiewicz M., Tworek S. Ekologiczna sieć NATURA 2000. Problem czy szansa.] Instytut Ochrony Przyrody PAN, Warszawa.
- KUREK R. (red.) 2010, Poradnik projektowania przejść dla zwierząt i działań ograniczających śmiertelność fauny przy drogach. Stowarzyszenie Pracownia na Rzecz Wszystkich Istot, Bystra.
- KUREK R. 2001. Szlaki migracyjne wilka (*Canis lupus*) i rysia (*Lynx lynx*) w obszarze Polski – próba lokalizacji, analiza topograficzno-ekologiczna, program ochrony i restytucji. Praca magisterska, Wydział Biologii Uniwersytetu A., Mickiewicza i Zakład Badania Ssaków PAN, Poznań-Białowieża.
- KUREK R., 2008 (red.). Ochrona dziko żyjących zwierząt przy inwestycjach drogowych w Polsce. Stowarzyszenie Pracownia na Rzecz Wszystkich Istot, Bystra.
- KUREK R., 2008 Strategia ochrony korytarzy ekologicznych dla dziko żyjących zwierząt w Karpatach. Dzikie Życie, 3/165 2008.
- LIRO A. (red.) 1998. Strategia wdrażania krajowej sieci ekologicznej Econet-Polska. Fundacja IUCN Poland, Warszawa.
- LIRO A., Głowska I., Jakubowski W., Kaftan J., Matuszkiewicz A., Szacki J. 1995. Koncepcja krajowej sieci ekologicznej Econet-Polska. Fundacja IUCN Poland, Warszawa.
- MAKOMASKA-JUCHIEWICZ M., TWOREK S. Ekologiczna sieć NATURA 2000. Problem czy szansa. Instytut Ochrony Przyrody PAN, Kraków.: 237.
- NIEDZIAŁKOWSKA M., JĘDRZEJEWSKI W., MYSŁAJEK R. W., NOWAK S., JĘDRZEJEWSKA B., SCHMIDT K. 2006. Habitat requirements of the Eurasian lynx in Poland – large scale census and GIS mapping. Biological Conservation 133: 63-69.
- NOWAK S., MYSŁAJEK R.W., 2011. Wilki na zachód od Wisły. Stowarzyszenie dla Natury Wilk, Twardorzeczka.
- OPOCZYŃSKI K., 2006, Generalny Pomiar Ruchu 2005. Synteza wyników. Transprojekt Warszawa.
- RICHLING A., SOLON J., 2003. Ekologia krajobrazu. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- SADOWSKI W., SŁAWIŃSKI K., 2006. Technologia oraz koszty zalesienia gruntu rolnego w gospodarstwie. Zeszyty Naukowe Akademii Rolniczej we Wrocławiu. 540: 427-431.
- TROMBULAK S., FRISSELL Ch., 2000. Review of ecological effects of Road on terrestrial and aquatic communities. Conservation Biology 14: 18-30.
- WIDACKI W. (red), 1999. Przemiany środowiska przyrodniczego zachodniej części Beskidów pod wpływem antropopresji. Instytut Geografii Uniwersytetu Jagiellońskiego, Kraków.

PROPOSAL FOR ACTIONS AIMED AT THE IMPROVEMENT OF ECOLOGICAL CONNECTIVITY ON THE LOCAL SCALE ON THE EXAMPLE OF A SELECTED SECTOR OF THE NORTHERN CORRIDOR

Abstract

Present distribution of wolf, lynx and bear (together with a lot more forest species) is characterized by the continuity of their populations mostly east of Poland and in the Carpathian Mountains as well as rare, island distribution west of our borders. The main reason for a situation like this is the lack of continuity of migration routes. It constitutes the most important cause of preventing large predatory mammals from returning to the western part of the continent. Therefore, it is Poland's responsibility to enable those animals to disperse not only within the country's territory but also all over the continent.

Between 2009-2010 action plan proposals were drawn up (commissioned by WWF Poland) aiming at improving ecological connectivity in a few chosen places of two ecological corridors: the so-called Northern Corridor and the Carpathian one (Jakimiuk et al., 2011). Within the framework of the study a proposal was presented how to improve the ecological connectivity in one of the selected sectors of the Northern Corridor. It was a pilot project and its major objective was to determine the possibilities of practical implementation of such undertakings. The analysed section of GKPN-1A (Main Northern Corridor, section 1A) is a part of the international ecological corridor connecting Eastern with Western Europe. It is highly important as regards the conservation of wolf populations in Poland as well as the restoration of lynx populations in the territory of the Masuria forests (Puszcza Piska, Puszcza Napiwodzko-Ramucka, Lasy Iławskie). The corridor's passability is vital as regards the recolonisation of the forests in Western Poland and further west of our country. The experience gained during the project implementation allows us to formulate a few practical conclusions.

1. The most important ecological barriers impeding the movement of the species connected with forest areas comprise: (a) open grounds with low afforestation rates, (b) transport infrastructure and built-up areas.
2. Ecological connectivity restoration plans should include:
 - a) action proposals preventing the loss of ecological connectivity, e.g. construction of animal crossings together with additional solutions that accompany the construction of such passages;
 - b) action proposals for the improvement of corridor continuity (e.g. afforestation);
 - c) recommendations for spatial development of the selected corridor sections, directed at the improvement of ecological connectivity;
 - d) determination of organizational conditions as well as legal and financial possibilities of the suggested actions.

3. Restoration of ecological connectivity constitutes a very costly undertaking. The construction of a large animal crossing costs from 5 to 18 million PLN. Activities aiming at the improvement of the landscape structure are equally expensive. Land buyouts as well as afforestation in the area of about 270 ha on the 18km-long-section of the ecological corridor constitute the cost of 6 million PLN.
4. There are no mechanisms in Polish law that would effectively encourage the owners of given lands to undertake specific actions in order to improve ecological connectivity. At present the only practical way of implementing necessary actions in the area of ecological corridors is the buy-out of land. It is therefore necessary to make appropriate corrections to the national legislation in order to facilitate the implementation of such undertakings on a large scale.
5. In spite of the fact that there exist some programs supporting afforestation, the possibilities of using them in practice in order to increase forestation rates of the selected sections of ecological corridors are limited. That's why it is necessary to create special programs devoted to large projects dealing with improving the ecological connectivity in our country.
6. In order to evaluate the results of undertaken actions it is necessary to elaborate a monitoring program which should be realized within the scope of many years following the termination of the project.

Natalia Kryt

Fundacja WWF Polska

ŚMIERTELNOŚĆ DZIKICH ZWIERZĄT NA DROGACH W POLSCE - RAPORT PODSUMOWUJĄCY AKCJĘ WWF POLSKA „ZWOLNIJ, ZWIERZĘ NA DRODZE!”

W

niniejszym raporcie omówione zostały wyniki ankiety dot. potrąceń dzikich zwierząt na drogach w Polsce zebrane przez Fundację WWF Polska w ramach akcji „Zwolnij, zwierzę na drodze!”. W ciągu trwania akcji od września 2010 roku do początku grudnia 2011, na stronie www.zwolnij.wwf.pl zarejestrowano 528 wypełnionych ankiet. W ankiecie pytano o czas i miejsce (województwo, numer drogi, otoczenie drogi) zdarzenia, gatunek zwierzęcia, zgłoszenie służbom, skutki zderzenia dla zwierzęcia oraz dla uczestników ruchu. Omówienie wyników ankiety WWF zostało uzupełnione danymi dot. zdarzeń z udziałem zwierząt zebranymi przez Komendę Główną Policji w Warszawie w latach 2000-2011.

Wyniki ankiety WWF oraz inne dane pokazują, że problem potrąceń dzikich zwierząt na drogach jest zjawiskiem złożonym, zależnym od takich czynników jak: charakter obszaru przez który się przejeżdża (teren zabudowany, obszar polno-leśny, wpływa on na prawdopodobieństwo pojawienia się określonych gatunków zwierząt), kategoria drogi (krajowa, wojewódzka czy gminna, ze względu na natężenie ruchu kategoria drogi wpływa na prawdopodobieństwo śmierci pojawiającego się na drodze zwierzęcia), pora dnia/miesiąc¹ (wpływa na aktywność migracyjną zwierząt) oraz prawdopodobnie wielu innych. Brak danych uniemożliwia skuteczne zapobieganie potrąceniom, kolizjom i wypadkom z udziałem zwierząt, dlatego też w raporcie wskazuje się na konieczność rozbudowania systemu rejestrowania tego rodzaju przypadków w oparciu o instytucje takie jak Policja i zarządcy dróg.

1 Wprowadzenie

Obecność dzikich i gospodarskich zwierząt na drogach jest problemem, z którym zetknęła się prawdopodobnie większość kierowców w Polsce. Wynikające z tego rodzaju sytuacji zagrożenie dotyczy zarówno uczestników ruchu jak i samych zwierząt. Rokrocznie w wyniku wypadków z udziałem zwierząt, wg. danych Policji, ginie średnio pięć osób². Ile ginie zwierząt i jaka jest charakterystyka tego problemu? Jak można zapobiegać wypadkom z udziałem zwierząt i jak im pomóc kiedy już do potrącenia dojdzie?

Odpowiedź na wyżej postawione pytania jest trudna, ponieważ w Polsce nie ma zcentralizowanego systemu rejestrowania potrąceń zwierząt na drogach. Niektóre instytucje wprowadzają rejestrowanie tego rodzaju przypadki, ale ich statystyki są niepełne (dane policyjne nie różnią zwierząt dzikich od gospodarskich), rozproszone (niektóre regionalne oddziały GDDKiA dysponują tego rodzaju danymi, ale nie są one przekazywane do centrali), niezdygitalizowane (dane nadleśnictw), niedostępne (dane agencji ubezpieczeniowych).

Celem niniejszego raportu jest omówienie wyników ankiety przeprowadzonej przez Fundację WWF Polska w ramach akcji „Zwolnij, zwierzę na drodze!” oraz próba scharakteryzowania problemu potrąceń dzikich zwierząt. Wyniki przeprowadzonej ankiety, ze względu na niereprezentatywny charakter próby, zostały potraktowane jak dane o charakterze jakości-

¹ Najwięcej zdarzeń z udziałem zwierząt ma miejsce w maju oraz październiku i listopadzie. „Śmiertelność zwierząt na drogach w Polsce”, Sylwia Borowska, Warszawa 2010 roku, WWF Polska, s. 7.

² Dane z lat 2000-2010 – źródło Komenda Główna Policji w Warszawie.

wym umożliwiające poznanie cech danego zjawiska a nie jego skalę. W dalszej części raportu, posiłkując się kiedy to możliwe najbardziej miarodajnymi dostępnymi danymi, a więc danymi Komendy Głównej Policji w Warszawie, opisano gatunki dzikich zwierząt uczestniczących w kolizjach, miejsca potrąceń oraz możliwe zachowania kierowców po tego rodzaju zdarzeniu.

W niniejszym raporcie posługuję się pojęciem potrąceń zwierząt lub zdarzeń z udziałem zwierząt oznaczającymi, jeśli nie wprowadzam rozróżnienia, wszelkie sytuacje w ruchu drogowym od wkroczenia zwierzęcia na drogę, potrącenia zwierzęcia, w wyniku którego poniosło ono śmierć i/lub doszło do uszkodzenia mienia (kolizja), po sytuacje będące efektem naruszenia zasad bezpieczeństwa ruchu drogowego, skutkujące uszczerbkiem na mieniu, zdrowiu lub śmiercią osób trzecich (wypadek).

2 Akcja „Zwolnij, zwierzę na drodze”!

Aby poznać zjawisko potrąceń dzikich zwierząt na drogach oraz nagłośnić ten problem Fundacja WWF Polska, we współpracy z Biurem Ruchu Drogowego Komendy Głównej Policji oraz Polskim Związkiem Motorowym, we wrześniu 2010 zainaugurowała akcję informacyjną pt. „Zwolnij, zwierzę na drodze!”. Głównym celem akcji było zachęcenie jak największej ilości osób do wejścia na stronę internetową zwolnij.wwf.pl i do wypełnienia ankiety dotyczącej wypadków ze zwierzętami. W ramach akcji informowano o stronie internetowej w radiu (Program Pierwszy i Trzeci Polskiego Radia, Antyradio, Radio dla Ciebie, Radio Żłote Przeboje, Tok Fm), Internecie (na stronach: autoswiat.pl, onet.moto.pl, wp.moto.pl) oraz poprzez rozdawane przez Policję oraz pracowników Lasów Państwowych naklejki, a także ustawiono 25 tablic ostrzegających o możliwości wtargnięcia na drogę drapieżnika w cennych przyrodniczo rejonach Polski (w Bieszczadach, na Mazurach i Podlasiu).

Wyniki ankiety

W ciągu trwania akcji „Zwolnij, zwierzę na drodze!”, od września 2010 roku do początku grudnia 2011, na stronie zwolnij.wwf.pl zebrano 528 wypełnionych ankiet. W ankiecie pytano o czas i miejsce (województwo, numer drogi, otoczenie drogi) zdarzenia, gatunek zwierzęcia, zgłoszenie służbom, skutki zderzenia dla zwierzęcia oraz dla uczestników ruchu. Ankieta miała na celu poznanie specyfiki potrąceń małych, średnich i dużych ssaków, zarówno tych pospolicie występujących na terenie Polski (jeż, kuna, zając, lis, dzik, sarna, jelen), jak i gatunków objętych ochroną, ze szczególnym uwzględnieniem dużych drapieżników, tj. rysia, wilka i niedźwiedzia. W ankiecie skoncentrowano się na ssakach kopytnych, dużych ssakach drapieżnych oraz średniej wielkości leśnych ssakach drapieżnych, ponieważ ze względu na znaczne wyma-

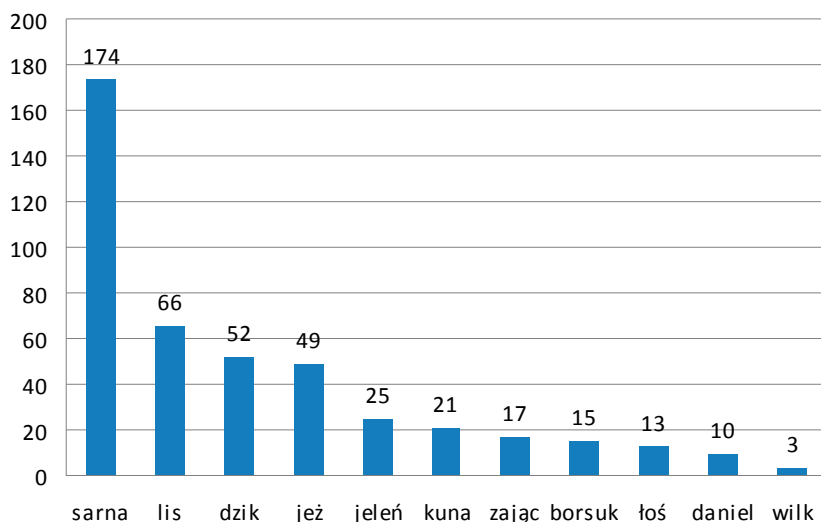
gania przestrzenne, daleki zasięg migracji oraz dużą ruchliwość są to grupy zwierząt najbardziej narażone na, z jednej strony śmierć na drodze, z drugiej zaś wrażliwe na tworzone przez drogi bariery ekologiczne³. Równie poważnym problemem, który nie został uwzględniony w ankiecie jest śmiertelność płazów oraz ptaków na drogach w Polsce⁴.

Ponieważ ankieta nie została przeprowadzona na reprezentatywnej, losowej próbie, jej wyników nie można uogólniać na całość populacji. W ankiecie uczestniczyły osoby, które usłyszały o akcji oraz zdecydowały się z własnej inicjatywy wypełnić formularz na stronie internetowej. Z tego też powodu omówione poniżej dane stanowią jedynie przyczynek do sformułowania ogólnej charakterystyki zjawiska, jakim są potrącenia dzikich zwierząt, trudno zaś na ich podstawie wnioskować np. o skali tego problemu.

Zwierzęta

Spośród zarejestrowanych wypadków z udziałem dzikich zwierząt najwięcej kolizji było z sarnami (33%), dzikami (10%), lisami (12%) i jeżami (9%). Na wysokie prawdopodobieństwo wypadku z przedstawicielami akurat tych gatunków wpływa ich wysoka liczebność oraz powszechne występowanie, nawet na terenach przecinanych przez drogi o dużym natężeniu ruchu. W 8% przypadków doszło do kolizji ze zwierzętami domowymi/gospodarskimi.

W ponad 40% zarejestrowanych wypadków uczestniczyły zwierzęta kopytne (jeleń, sarna, łoś, daniel), w 25% małe ssaki występujące powszechnie nawet na terenie zabudowanym (lis, kuna, jeż). Z danych ankietowych wynika, co jest zgodne z intuicją, że na ternie zabudowanym jest wyższe prawdopodobieństwo potrącenia kuny, jeża lub zwierzęcia domowego / gospodarskiego niż na obszarze polno-leśnym.

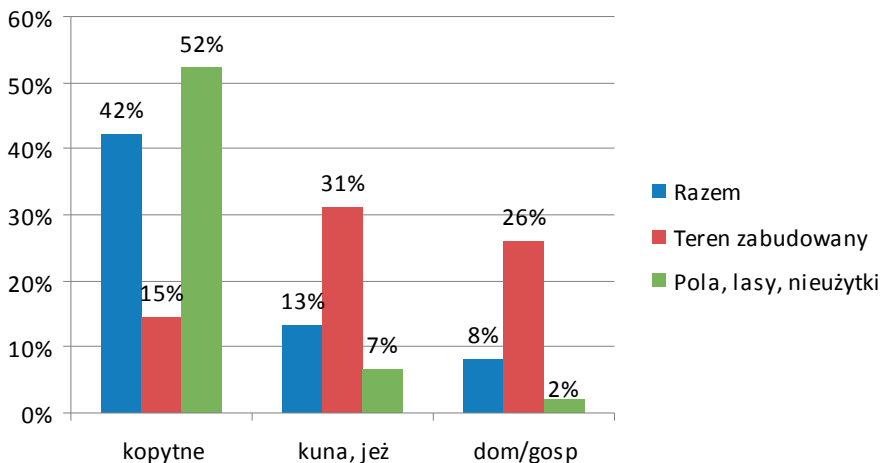


RYCINA 1 GATUNKI DZIKICH ZWIERZĘT UCZESTNICZĄCE W ZDARZENIACH DROGOWYCH

zestawienie nie uwzględnia zwierząt domowych lub gospodarskich (N=43) i tych oznaczonych w ankiecie jako inne/nierozpoznawalne (N=39).

³ „Zwierzęta a drogi. Metody ograniczania negatywnego wpływu dróg na populacje dzikich zwierząt”, W. Jędrzejewski, S. Nowak, R. Kurek, R. W. Mysłajek, K. Stachura, B. Zawadzka, Zakład Badania Ssaków PAN, Białowieża 2006 s. 40.

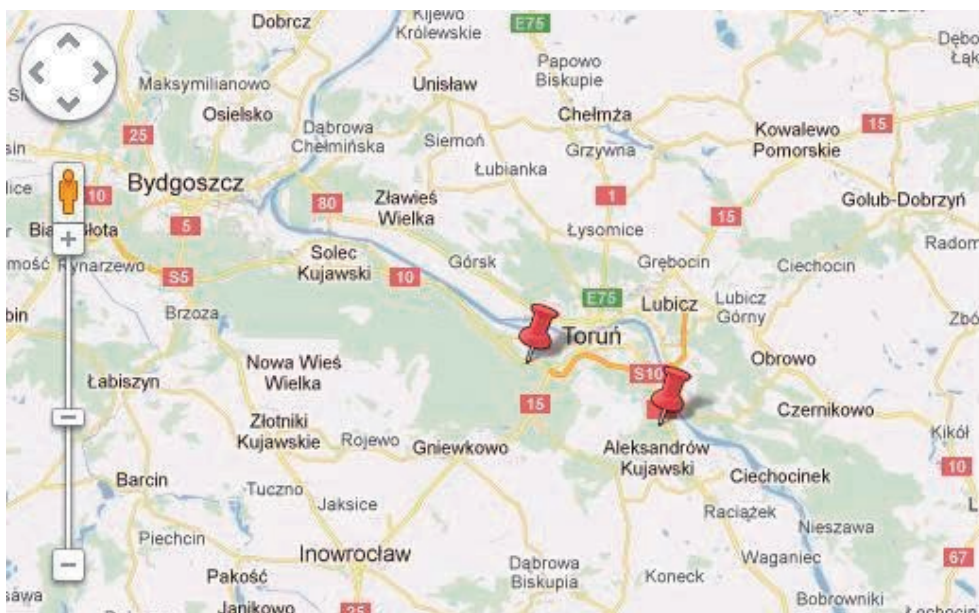
⁴ Tamże, s. 41.



RYCINA 2 KATEGORIE ZWIERZĄT UCZESTNICZĄCYCH W WYPADKACH ZE WZGLĘDU NA OTOCZENIE MIEJSCA WYPADKU

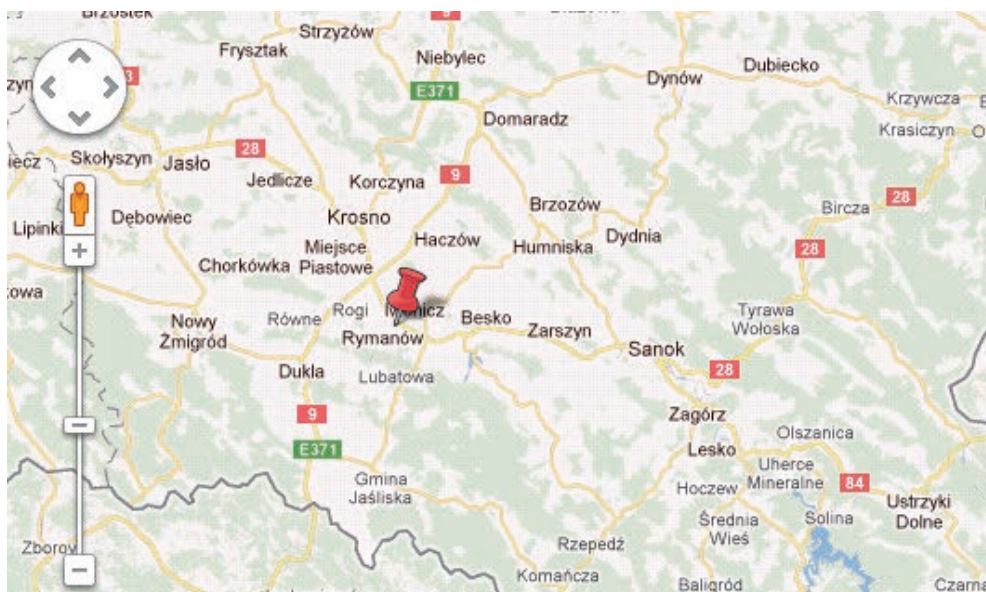
Wartości nie sumują się do 100% ponieważ w tabeli nie uwzględniono przypadków potrąceń dzików, wilków, lisów, zajęcy, borsuków oraz zwierząt oznaczonych w ankiecie jako inne/nierozpoznawalne.

W kolizjach drogowych, oprócz zwierząt powszechnie występujących na terenie Polski, uczestniczą również przedstawiciele gatunków zwierząt objętych ochroną. W ankiecie zarejestrowano 13 wypadków z udziałem łośi oraz 3 wypadki z wilkami (wszystkie 3 osobniki zginęły, miejsca wypadków wskazano na Mapie nr 1 i 2). Niewykluczone, że któryś spośród uśmierconych w okolicach Torunia wilków migrował na zachód Polski, by zająć nowe terytorium. Jak pokazała analiza przebiegu rekolonizacji po okresach tępienia w XX wieku, wilki migrowały wzdłuż terenów o najwyższej lesistości. Zdaniem niektórych badaczy wilki powracają na tereny Polski zachodniej głównie poprzez ciąg puszczy w północnej części kraju⁵.



MAPA 1 LOKALIZACJA DWÓCH WYPADKÓW Z UDZIAŁEM WILKA W POLSCE PÓŁNOCNEJ

⁵ „Zwierzęta a drogi. Metody ograniczania negatywnego wpływu dróg na populacje dzikich zwierząt”, Włodzimierz Jędrzejewski, Sabina Nowak, Rafał Kurek, Robert W. Mysłajek, Krystyna Stachura, Bernadetta Zawadzka, Zakład Badania Ssaków PAN, Białowieża 2006, s. 15.



MAPA 2 LOKALIZACJA WYPADKU Z UDZIAŁEM WILKA W POLSCE POŁUDNIOWEJ

Miejsce/Droga

Ankieta nie pozwala wnioskować na temat najczęstszej lokalizacji wypadków. Najbardziej miarodajnymi dostępnymi danymi, które chociaż częściowo oddają specyfikę zjawiska potrażeń zwierząt, są dane Komendy Głównej Policji w Warszawie. Wprowadzając dane Policji nie wprowadzając rozróżnienia na zwierzęta dzikie i domowe lub gospodarskie, ale ze względu na rozbudowaną strukturę organizacyjną na terenie całej Polski można je uznać za reprezentatywne w stosunku do sytuacji określanych jako kolizje i wypadki drogowe z udziałem zwierząt. Kolizja drogowa definiowana jest jako zdarzenie w ruchu drogowym, niewiążące się z naruszeniem zasad ruchu drogowego, w wyniku którego doszło do uszczerbku mienia⁶. Wypadek zaś, zgodnie z art. 177 § 1 i 2 Kodeksu Karnego, to przestępstwo będące naruszeniem, chociażby nieumyślnym, zasad bezpieczeństwa ruchu drogowego, skutkujące uszczerbkiem na mieniu, zdrowiu lub śmiercią osób trzecich⁷.

Z danych Komendy Głównej Policji⁸ wynika, że do największej ilości wypadków dochodzi na terenach najbardziej zaludnionych⁹, o najgęstszej sieci drogowej¹⁰ lub największym natężeniu ruchu¹¹ a nie na terenach o dużym zalesieniu czy przyrodniczo cennych (chyba, że te ob-

⁶ „Zasady odpowiedzialności cywilnej za wypadki drogowe”, A. Janda, K. Purc-Kurowicka, http://www.pkd.org.pl/pliki/referaty/purckurowicka,_janda.pdf.

⁷ Kodeks Karny, Ustawa z dnia 6 czerwca 1997 r., (Dz. U. z dnia 2 sierpnia 1997 r.).

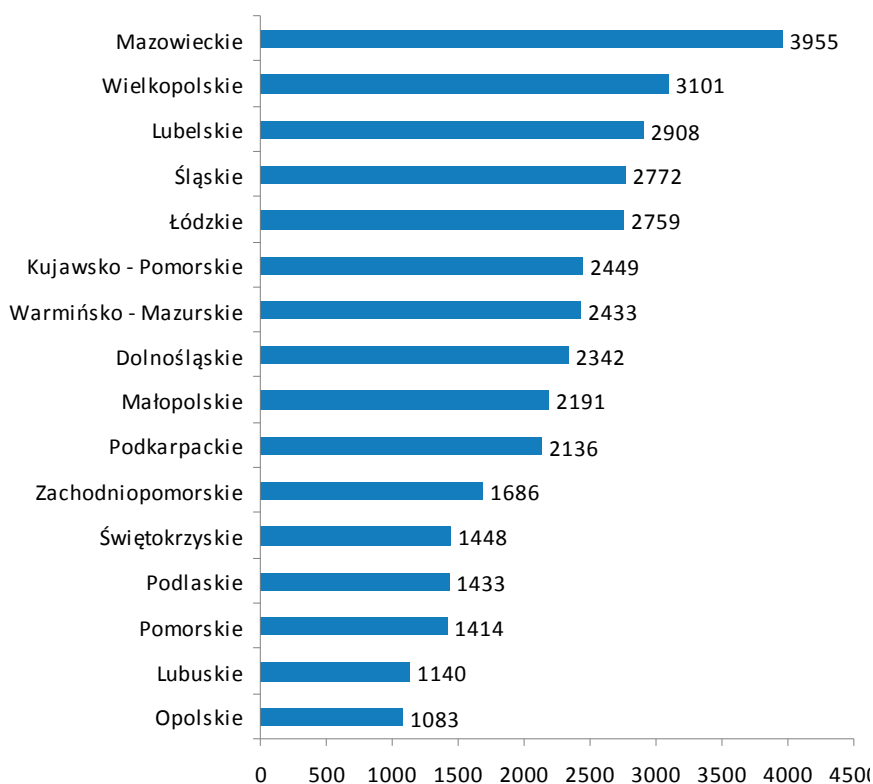
⁸ Dane z lat 2009 i 2010. Dane Komendy Głównej Policji nie rozróżniają kolizji i wypadków z udziałem zwierząt dzikich i gospodarskich. Na temat charakteru/ reprezentatywności danych policyjnych patrz rozdział Zgłaszalność wypadków.

⁹ Powierzchnia i ludność w przekroju terytorialnym w 2011 roku, s.17 http://www.stat.gov.pl/cps/rde/xbcr/gus/PUBL_L_powierzchnia_ludnosc_teryt_2011.pdf.

¹⁰ Którędy droga? Raport o tym jak odblokować inwestycje drogowe w Polsce, s.12 http://www.pwc.pl/publikacje/raport_ktoreddy_droga_final.pdf.

¹¹ Synteza wyników pomiaru ruchu na drogach wojewódzkich w 2010 roku, Krzysztof Opaczyński dla GDDKiA, s. 4 http://www.gddkia.gov.pl/userfiles/articles/g/GENERALNY_POMIAR_RUCHU_2010/Synteza2010_dr_woj.pdf.

szary miałyby przeciąć drogi o dużym natężeniu ruchu). W latach 2009 i 2010 najczęściej zdarzeń z udziałem zwierząt zanotowano w województwach: mazowieckim, wielkopolskim, śląskim, lubelskim i łódzkim. We wszystkich wymienionych powyżej województwach znajdują się aglomeracje miejskie większe niż 500 000 mieszkańców (uwzględniając aglomerację śląską jako całość), wyjątkiem jest lubelskie, w którym na ilość zdarzeń w ruchu drogowym z udziałem zwierząt wpływa prawdopodobnie duże natężenie ruchu lokalnego oraz ruchu tranzytowego na Białoruś i Ukrainę. W 10 województwach o największej liczbie wypadków dochodzi do ok. 76% wszystkich zdarzeń (średnie szacunki z dwóch lat 2009 i 2010). Najmniej zdarzeń notuje się w województwach: zachodniopomorskim, świętokrzyskim, pomorskim, podlaskim, lubuskim i opolskim.



RYCINA 3 LICZBA WYPADKÓW I KOLIZJI ZE ZWIERZĘTAMI W LATACH 2009 I 2010 WEDŁUG WOJEWÓDZTW
(dane Komendy Głównej Policji w Warszawie)

Na przestrzeni ostatnich jedenastu lat zarejestrowano w Polsce 143 075 kolizji i wypadków z udziałem zwierząt, w wyniku których 1 726 osób zostało rannych a 59 zginęło (Tabela 1). Pomiedzy 2000 a 2010 rokiem ilość rejestrowanych zdarzeń wzrosła ponad dwukrotnie.

Według danych Komendy Głównej Policji do największej liczby spośród omówionych powyżej kolizji i wypadków na przestrzeni lat 2002-2011 doszło na drogach krajowych (30% wszystkich zdarzeń¹²). Ze względu na natężenie ruchu najczęściej uczęszczane drogi krajowe¹³ tworzą dla zwierząt barierę praktycznie nie do przebycia¹⁴. Mimo iż wielu spośród kierowców

¹² Dane Komendy Głównej Policji w Warszawie.

¹³ Natężenie ruchu powyżej 8 000 pojazdów na dobę, <http://siskom.waw.pl/nauka/gpr/potoki-2010.JPG>

¹⁴ Według danych Instytutu Badania Ssaków PAN, przy natężeniu ruchu do 2 500 pojazdów na dobę, ok. 50 % zwierząt usiłujących przekroczyć drogę ma szansę przejść z sukcesem, między 5000 a 8000 jest największa śmiertelność, podczas gdy natężenie ruchu powyżej 10 000 pojazdów na dobę odstrasza

może się tego nie spodziewać, również na nowo wybudowanych drogach szybkiego ruchu takich jak np. autostrady, może pojawić się dzikie lub domowe zwierzę. W ankiecie zarejestrowano 12 takich przypadków na autostradach A2 (6 przypadków), A4 (5 przypadków) i A6 (1 przypadek).

TABELA 1 DANE KOMENDY GŁÓWNEJ POLICJI W WARSZAWIE - WYPADKI DROGOWE I ICH SKUTKI ORAZ KOLIZJE Z UDZIAŁEM ZWIERZĄT W LATACH 2000-2010

Rok	Liczba zdarzeń ogółem	Wypadki	Zabici	Ranni	Kolizje
2000	7 930	100	1	127	7 830
2001	8 423	118	2	156	8 305
2002	9 566	97	4	128	9 469
2003	10 921	102	3	139	10 819
2004	13 703	107	10	152	13 596
2005	12 486	102	8	133	12 384
2006	13 350	85	2	123	13 265
2007	14 531	128	5	166	14 403
2008	16 915	156	6	207	16 759
2009	17 544	177	7	218	17 367
2010	17 706	151	11	177	17 555

Zgodnie z obowiązującymi przepisami Generalna Dyrekcja Dróg Krajowych i Autostrad – zarządca dróg krajowych – jest zobowiązana do wygradzenia tylko tych odcinków autostrady, które są objęte opłatami za przejazd¹⁵. Obecnie stosunek długości odcinka wygradzonego do niewygradzonego, np. na przebiegu autostrady A4 podlegającej Regionalnej Dyrekcji Dróg Krajowych i Autostrad we Wrocławiu, wynosi 1:3¹⁶. Od 2009 do 2011 roku na ww. odcinku A4 doszło do 2652 zdarzeń z udziałem zwierząt¹⁷.

Ze względu na barierę migracyjną, jaką de facto tworzą autostrady dla dzikich zwierząt, i duże zagrożenie dla życia i zdrowia uczestników ruchu wynikające z ewentualnej kolizji, na tego rodzaju drogach niezwykle istotna jest kwestia wygradzeń. Powinny one jednak iść w parze z budową różnego typu przejść dla zwierząt, umożliwiając ich przemieszczanie się.

większość zwierząt i tworzy całkowitą barierę ekologiczną, „Zwierzęta a drogi. Metody ograniczania negatywnego wpływu dróg na populację dzikich zwierząt”, s. 33.

¹⁵ Rozporządzenie Ministra Infrastruktury z dnia 16 stycznia 2002 r., w sprawie przepisów techniczno-budowlanych dotyczących autostrad płatnych (Dz.U. z 2002, Nr 2, poz. 116).

¹⁶ Informacje uzyskane z GDDKiA, oddział we Wrocławiu.

¹⁷ Dane uzyskane od GDDKiA, oddział we Wrocławiu, uwzględniające przypadki zgłoszone przez właścicieli pojazdów na policję, jak i martwe zwierzęta uprzątnięte z pobocza drogi przez Służby Patrolowe Autostrady.

Rejestrowanie wypadków

W większości zarejestrowanych w ankiecie przypadków (N=391, 74%) zwierzę uczestniczące w zdarzeniu zginęło. W 31% przypadków doszło do uszczerbku na zdrowiu pasażerów i/lub kierowcy albo uszczerbku mienia.

TABELA 2 SŁUŻBY, KTÓRYM UCZESTNICY ANKIETY ZGŁASZALI ZDARZENIE (N=114)

Lp.	Rodzaj służb	Liczebność
1.	Policja/112	67
2.	służby Lasów Państwowych	32
3.	służby weterynaryjne	3
4.	straż miejska	3
5.	koło łowieckie	3
6.	inne	3
7.	ubezpieczenie	2
8.	służby Parku Narodowego	1

W 114 przypadkach zdarzenie zostało zgłoszone służbom (niecałe 22 % wszystkich zdarzeń), z tego 59% zgłoszeń dokonano na Policję lub pod numer 112, 28% zaś do nadleśnictw. Spośród wszystkich zgłoszeń na Policję/pod numer 112 aż 79% dotyczyło sytuacji, w których doszło do uszkodzenia zdrowia pasażerów lub pojazdów. Powyższe dane zdają się potwierdzać intuicję, że statystyki, którymi dysponuje Policja, opisują głównie te sytuacje, w których miało miejsce wypadek lub kolizja. Dane wskazują także na Policję jako na instytucję, która powinna koordynować kwestie związane z pomocą potrąconym zwierzętom.

3 Wnioski

W niniejszym raporcie zostały omówione wyniki ankiety internetowej przeprowadzonej przez Fundację WWF Polska, w ramach akcji „Zwolnij, zwierzę na drodze!”, poświęconej problemowi zdarzeń na drogach z udziałem dzikich zwierząt. Z ankiety, mimo że nie została ona przeprowadzona na reprezentatywnej próbie i jej wyników nie można uogólniać na całość populacji, płyną pewne wnioski dotyczące charakterystyki tego zjawiska, a mianowicie: inne problemy dotyczą terenu zabudowanego i obszarów polno-leśnych. Na terenie miast jest wyższe prawdopodobieństwo potrącenia kuny, jeża czy wiewiórki.

W ankiecie wskazywane były miejsca, w których do potrąceń wiewiórek i jeży dochodzi szczególnie często [np. zjazd na Bielany z Alei Armii Krajowej w Warszawie, ul. Rostafińskich

w Warszawie – odcinek między Polem Mokotowskim a ogródkami działkowymi]. Zapobieganie tego rodzaju zdarzeniom jest możliwe, zwłaszcza na rzadko uczęszczanych drogach jednopasmowych, chociażby poprzez ustawianie ostrzeżeń skłaniających do zmniejszenia prędkości i szczególnej uwagi. Kodeks drogowy dopuszcza uzupełnianie znaku A-30 „Inne niebezpieczeństwa” dodatkowymi tabliczkami opisującymi niebezpieczeństwo za pomocą napisu lub symbolu. Znaki dostarczające kierowcy szczegółowych informacji na temat przekraczającego drogę gatunku oraz okresach wzmożonego zagrożenia są bardziej skuteczne niż ustawiany rutynowo znak „uwaga dzikie zwierzęta”¹⁸. Przykład wykorzystania znaku „inne niebezpieczeństwa”, by informować o możliwości pojawienia się konkretnego gatunku zwierzęcia na drodze, znajduje się w Warszawie przy ul. Obrońców Tobruku (Zdjęcie 1).

Poruszanie się po autostradach nie likwiduje zagrożenia wtargnięcia dzikiego lub gospodarskiego zwierzęcia na drogę¹⁹. Drogi szybkiego ruchu, tworzące de facto całkowitą barierę ekologiczną dla zwierząt ze względu na natężenie ruchu i konstrukcję, powinny być odpowiednio zabezpieczane. Oddzielny problem stanowi zapewnienie możliwości migracji zwierząt a jednocześnie zmniejszenie ilości potrażeń, kolizji i wypadków na już istniejących drogach krajowych, na których mimo niewielkiego udziału procentowego w ogóle dróg²⁰ dochodzi do największej ilości zdarzeń ze zwierzętami²¹.



FOT. 1 ZNAK „INNE NIEBEZPIECZEŃSTWA” STOJĄCY PRZY UL. OBROŃCÓW TOBRUKU W WARSZAWIE

¹⁸ „Śmiertelność zwierząt na drogach w Polsce”, Sylwia Borowska, Warszawa 2010 roku, WWF Polska, s. 13.

¹⁹ Z danych otrzymanych od GDDKiA (oddział w Poznaniu) wynika, że na odcinku autostrady A2 Konin – Dąbie prawie 50% zdarzeń z udziałem zwierząt (w latach 2009 – 2011) wynikało z wtargnięcia na drogę psa. W zależności od otoczenia drogi zagrożenie wynikające z pojawienia się zwierzęcia dzikiego lub gospodarskiego może być różne.

²⁰ 7% ogółu dróg publicznych, dane z 2007 roku za: http://www.pwc.pl/pl/publikacje/raport_ktoredy_droga_final.pdf

²¹ Dane Komendy Głównej Policji w Warszawie.

Omówione w raporcie dane, zarówno te zebrane w akcji WWF jak i dane Komendy Głównej Policji, nie oddają skali zjawiska jakim są potrącenia dzikich zwierząt na drogach. Dane Policji zdają się opisywać skalę szkód jakie wiążą się z tego rodzaju sytuacjami dla uczestników ruchu, lecz straty dla populacji zwierząt pozostają nie rejestrowane. Brak informacji o najczęstszych miejscach kolizji i migrujących tam gatunkach, w połączeniu z informacjami o kategorii i przebiegu drogi, uniemożliwia skuteczne zapobieganie zdarzeniom z udziałem dzikich zwierząt. Zbieranie danych powinno się odbywać w oparciu o już rejestrujące tego rodzaju sytuacje instytucje (Policja, zarządcy dróg), ale statystyki należy uzupełnić o informacje istotne również dla instytucji odpowiedzialnych za ochronę przyrody w Polsce (GDOŚ, RDOŚ, Ministerstwo Środowiska). Tym samym formularz wypełniany przez Policję w razie wypadku lub kolizji mógłby zawierać informację o gatunku uczestniczącym w zdarzeniu. Również GDDKiA dysponuje strukturami umożliwiającymi pozyskiwanie tego rodzaju informacji. Oddziały regionalne GDDKiA podzielone są na rejony, te zaś na obwody drogowe odpowiedzialne za utrzymanie określonego odcinka drogi, co wiąże się z koniecznością jej stałego patrolowania. Jak pokazuje praktyka obwodu drogowego w Żarach, który rejestruje miejsce (kilometr autostrady A2) oraz gatunek padłego przy autostradzie zwierzęcia, w GDDKiA nie brakuje przykładów dobrych praktyk. To czego brakuje to przepływ informacji między instytucjami oraz centralnych baz danych.

Zupełnie oddzielną kwestią nieporuszoną w raporcie jest problem pomocy poszkodowanym zwierzętom. Rozbudowana struktura Policji na terenie całego kraju, ogólnopolska centrala oraz stała obecność na drogach (także przy wypadkach oraz kolizjach z udziałem zwierząt) czyni tę instytucję predestynowaną do stworzenia procedur reagowania na sytuacje, gdy potrzebna jest np. pomoc weterynarza czy to, by rozpocząć leczenie czy uspić ranne zwierzę.

Ograniczenie śmiertelności dzikich zwierząt na drogach oraz rozwój infrastruktury liniowej uwzględniający migracje zwierząt są istotnymi celami, które powinny przyświecać instytucjom odpowiedzialnym za ochronę przyrody w Polsce, ponieważ to właśnie przeciwdziałanie fragmentacji daje szansę na zachowanie stabilnych populacji dzikich zwierząt dla przyszłych pokoleń.

Literatura

„Śmiertelność zwierząt na drogach w Polsce”, Sylwia Borowska, Warszawa 2010 roku, WWF Polska.

„Którędy droga? Raport o tym jak odblokować inwestycje drogowe w Polsce”, http://www.pwc.pl/pl/publikacje/raport_ktoready_droga_final.pdf

„Synteza wyników pomiaru ruchu na drogach wojewódzkich w 2010 roku”, Krzysztof Opaczyński dla GDDKiA http://www.gddkia.gov.pl/userfiles/articles/g/GENERALNY_POMIAR_RUCHU_2010/Synteza_2010_dr_woj.pdf

„Zwierzęta a drogi. Metody ograniczania negatywnego wpływu dróg na populacje dzikich zwierząt”, Włodzimierz Jędrzejewski, Sabina Nowak, Rafał Kurek, Robert W. Mysłajek, Krystyna Stachura, Bernadetta Zawadzka, Zakład Badania Ssaków PAN, Białowieża 2006.

„Powierzchnia i ludność w przekroju terytorialnym w 2011 roku”, http://www.stat.gov.pl/cps/rde/xbcr/gus/PUBL_L_powierzchnia_ludnosc_teryt_2011.pdf

„Prognoza oddziaływania na środowisko skutków realizacji Programu Budowy Dróg Krajowych na lata 2011 – 2015 „, GDDKiA, Warszawa Grudzień 2010.

http://www.gddkia.gov.pl/userfiles/articles/c/czesc-tekstowa_2918/documents/TOM_A_-_PROGNOZA.pdf

„Zasady odpowiedzialności cywilnej za wypadki drogowe”, A. Janda, K. Purc-Kurowicka, http://www.pkld.org.pl/pliki/referaty/purckurowicka,_janda.pdf

Podziękowania

Serdecznie dziękuję Pani Agnieszce Kupiec z Oddziału Generalnej Dyrekcji Dróg Krajowych i Autostrad we Wrocławiu oraz Panu Lechowi Pustelnikowi z Oddziału w Poznaniu za udostępnienie danych dotyczących kolizji ze zwierzętami oraz konsultacje na etapie tworzenia raportu.

Natalia Kryt

WWF Poland

MORTALITY OF WILD ANIMALS ON ROADS IN POLAND – REPORT SUMMARIZING THE CAMPAIGN OF WWF POLAND: “SLOW DOWN, ANIMAL ON THE ROAD!”

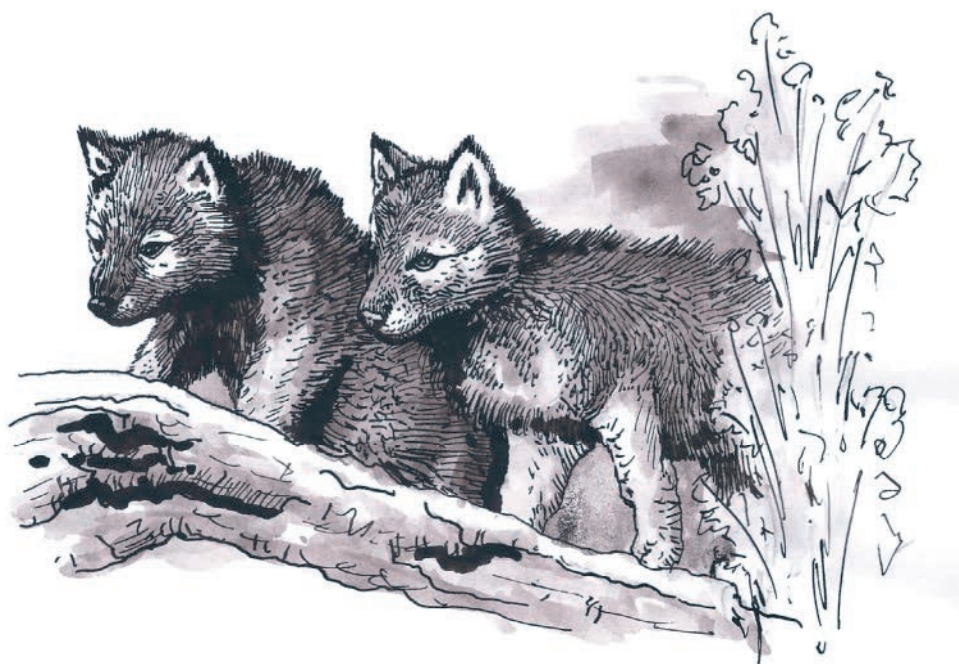
Abstract

In this report we present the findings of a survey regarding collisions with wildlife on the roads in Poland that were collected by WWF Poland Foundation within the framework of the campaign “Slow down, animal on the road!”. In the course of the campaign, from September 2010 till the beginning of December 2011, there were 528 filled in forms registered on www.zwolnij.wwf.pl website. In the survey respondents were asked about the time and place (voivodeship, road number, road surroundings) of the incident, animal species, reporting to the proper authorities, consequences of the collision for the animal and for the motorists. The findings are complemented by the figures concerning accidents with animals gathered by the National Police Headquarters in Warsaw in 2000-2011. The results of the WWF survey together with other data show that the problem of road collisions with wildlife is a complex issue and depends on such factors as: type of the area (built-up or field/forest, which influences the probability of certain animal species sighting), road category (national, regional or local – due to traffic intensity the road category affects death probability of the animal entering the road), time of the day/month²² (affects animal migration activities), and most probably a lot more. Lack of data makes it impossible to prevent road collisions and accidents with animals effectively, therefore the report emphasizes the need to develop the system registering such incidents based on such institutions as police and road authorities.

²² Most collisions with animals take place in May, October and November. „Śmiertelność zwierząt na drogach w Polsce”, Sylwia Borowska, Warsaw 2010, WWF Poland, page 7

WSPÓŁPRACA

POLSKO- NORWESKA



Jon E. Swenson, Jonas Kindberg

**OCHRONA I ZARZĄDZANIE
POPULACJAMI
DUŻYCH DRAPIEŻNIKÓW
W SZWECJI I NORWEGII**

Niedźwiedź brunatny (*Ursus arctos*), ryś eurazjatycki (*Lynx lynx*), rosomak (*Gulo gulo*), oraz wilk szary (*Canis lupus*) występują w Szwecji i Norwegii. W wyniku eksterminacji populacje wszystkich tych gatunków zostały znacznie zredukowane. Wilki wyginęły całkowicie w obu krajach, a niedźwiedzie w Norwegii. Po wprowadzeniu działań ochronnych populacje wymienionych wyżej gatunków odbudowały się, a wilki ponownie zasiedliły Skandynawię, w wyniku migracji ze wschodu. Norweskie i szwedzkie instytucje zarządzające pozostają w ścisłym kontakcie i współpracują w zakresie transgranicznego zarządzania populacjami tych gatunków oraz finansowania ich badań. W Norwegii wartości docelowe w zakresie liczebności populacji wszystkich wymienionych gatunków są niższe niż w Szwecji, natomiast szkody przez nie wyrządzane wyższe. Liczebności docelowe w Norwegii zostały osiągnięte lub przekroczone w przypadku wszystkich gatunków oprócz niedźwiedzia brunatnego. Niemniej jednak, według kryteriów IUCN, wszystkie gatunki uważane są nadal za zagrożone, z wyjątkiem niedźwiedzia i rysia w Szwecji. Oznacza to, że obecnie stosowane strategie zarządzania biorą pod uwagę fakt, że prawie wszystkie duże drapieżniki są zagrożone i należy kontynuować intensywne działania w ramach dotychczas stosowanej polityki zarządzania.

Raport Nr 2011-5 Skandynawskiego Projektu Badawczego dotyczącego niedźwiedzia brunatnego (Scandinavian Brown Bear Research Project) dla WWF Polska.

1 Fakty historyczne

Od zawsze duże drapieżniki stanowiły poważne zagrożenie dla hodowców bydła w Norwegii i Szwecji, co skutkowało tendencją do ich eksterminacji. W tym celu oba kraje wdrożyły szereg działań propagujących lub nakazujących zabijanie dużych drapieżników.

Szczodre wynagrodzenia za zabicie drapieżników płacono na terenie Szwecji od roku 1647, a w Norwegii od roku 1733. Okazały się one na tyle skuteczne, że wilki (*Canis lupus*) zostały wytępione w obu krajach, z Norwegii zniknęła rezydentna populacja niedźwiedzia brunatnego (*Ursus arctos*), a liczebność populacji rysia eurazjatyckiego (*Lynx lynx*) i rosomaka (*Gulo gulo*) została znacznie zredukowana w obu krajach. Z czasem polityka zarządzania populacjami dużych drapieżników uległa zmianie, jednak wprowadzone strategie ochrony różniły się znacznie w obydwu krajach, jak i w odniesieniu do poszczególnych gatunków. W Szwecji w roku 1893 zniesiono wszelkie wynagrodzenia za zabijanie niedźwiedzi, a w ciągu następnych 30 lat wprowadzono szereg działań ochronnych. W Norwegii w roku 1930 zniesiono wynagrodzenia na poziomie krajowym, a do roku 1973 wprowadzono szereg środków ochronnych. W tymże roku wydano zakaz przyznawania wynagrodzeń na poziomie lokalnym, a gatunek ten został objęty ochroną w całym kraju. Rosomaki zostały objęte ochroną w Szwecji w roku 1969, w południowej Norwegii w roku 1973, natomiast w całej Norwegii w roku 1982. Ryś został objęty ochroną w Szwecji w roku 1928, a w Norwegii w roku 1994. Wilk był ostatnim gatunkiem objętym ochroną w obydwu krajach, w Szwecji w 1966 r., a w Norwegii w 1972 r. W obu krajach przygotowano też szereg raportów badawczych („białych ksiąg”), z których następnie powstały strategie działania. Jako efekt wdrożenia tych strategii zarówno liczebność jak i zasięg występowania uległy poprawie. Jednak wszystkie te gatunki znajdują się nadal na czerwonej

liście w jednym lub w obu krajach (tabela 1). Poza chronionym w Szwecji rosomakiem podlegają odstrzałom redukcyjnym lub odstrzałom z powodu wyrządzonych szkód. Odnotowywane są również przypadki nielegalnych odstrzałów, a ich skala w poszczególnych krajach i w zależności od gatunku jest różna. Poza rejonami w których prowadzona jest hodowla reniferów, nielegalny odstrzał wilków w obu krajach prowadzony jest na dużą skalę. W przypadku rysia skala nielegalnych odstrzałów jest mniejsza, a w przypadku niedźwiedzia znikoma. Liczebność stałych populacji rosomaka jest niska. Przypadki nielegalnych odstrzałów zostały udokumentowane w Szwecji, na obszarach górskich, gdzie prowadzona jest hodowla renifera. Liczba nielegalnych odstrzałów rysiów, rosomaków i niedźwiedzi (nie występują tam stałe populacje wilka) wydaje się być tam większa niż na pozostałym obszarze.

2 Monitoring stanu populacji

W obu krajach monitoringowi podlegają wszystkie populacje dużych drapieżników. Regularnie prowadzona jest ocena ich liczebności. Intensywność prowadzenia monitoringu oraz oceny liczebności populacji zależy od stopnia trudności zarządzania poszczególnymi gatunkami. Ogólnie rzecz biorąc, wilk wymaga prowadzenia bardziej intensywnego monitoringu niż inne gatunki, a duże drapieżniki w Norwegii wymagają większej częstotliwości monitorowania niż w Szwecji.

Programy monitoringu populacji prowadzone są w oparciu o badania naukowe i poddawane są ocenie międzynarodowych ekspertów z krajów skandynawskich. Dodatkowo, Norwskie Ministerstwo Środowiska oraz Ministerstwo ds. Żywności i Rolnictwa oddelegowały ekspertów z Norwegii, Szwecji i innych krajów do Międzynarodowej Komisji Monitoringu Dużych Drapieżników w Norwegii, która ocenia metody prowadzenia monitoringu populacji i wydaje zalecenia w celu ich udoskonalenia. Instytucje odpowiedzialne za zarządzanie populacjami dużych drapieżników, zarówno w Szwecji (Szwedzka Agencja Ochrony Środowiska NV, Szwedzkie Rady Gminne CAB) jak i w Norwegii (Dyrekcja Ochrony Środowiska DN), są odpowiedzialne za prowadzenie monitoringu w obu krajach. Praca tych instytucji jest ściśle skoordynowana i w miarę możliwości stosowane są te same metody postępowania. Corocznie publikowany jest wspólny raport dotyczący stanu populacji wilka w krajach skandynawskich. W obu krajach instytucje zarządzające współpracują z myśliwymi oraz z kołami łowieckimi, w szczególności ze Szwedzkim Związkiem Łowieckim (SJF) oraz Norweskim Związkiem Myśliwych i Wędkarzy (NJFF), jak również z przedstawicielami gminy Sámi w krajowych rejonach hodowli reniferów. Gminne instytucje ds. ochrony środowiska oraz Norweski Inspektorat Ochrony Środowiska (SNO) odgrywają również ważną rolę w monitorowaniu dużych drapieżników. Równie istotną rolę odgrywają w Norwegii Norweski Instytut Badań Przyrodniczych (NINA) and Rovdata (RD, Norwegia), które analizują i przygotowują sprawozdania w zakresie liczebności populacji, oraz Szwedzkie Centrum ds. Szkód Wyrządzonych przez Drapieżniki (VSC), które pełni podobną rolę w Szwecji. Również projekty badawcze poświęcone dużym drapieżnikom w obu krajach

pomagają w zbieraniu danych na temat liczebności populacji oraz prognoz w tej dziedzinie. Wyniki aktualnych oszacowań liczebności populacji przedstawiono w tabeli 1.

TABELA 1 AKTUALNA OCENA LICZEBNOŚCI POPULACJI DUŻYCH DRAPIEŻNIKÓW W SZWECJI I NORWEGII ORAZ STAN ICH ZAGROŻENIA WEDŁUG IUCN

Gatunek	Szwecja			Norwegia		
	Ilość osobników	Rok	Status populacji	Ilość osobników	Rok	Status populacji
Niedźwiedź brunatny	2,968-3,667	2008	LC ^o	Minimum 166	2010	EN ^o
Ryś eurazjatycki	1,500-2,000	2009/2010	NT ^o	411-470	2010	VU ^o
Rosomak	Ok. 500*	2010	VU	344-442*	2011	EN
Wilk szary	231-277	2010/2011	EN	33-35	2010/2011	CR

* Osobniki dorosłe; ** Dodatkowo, 22-23 wilki zajmowały terytoria zarówno w Szwecji jak i w Norwegii. Status zagrożenia według IUCN: CR = krytycznie zagrożony, EN = zagrożony, VU = podatny na zagrożenie, NT = bliski zagrożenia, LC = najmniejszej troski, ^o = populacja lub populacje z krajów sąsiadujących pozytywnie oddziałują na populację rodzimą)

Dane pochodzą z www.rovdata.no, www.viltskadecenter.se, Kindberg et al. 2010, www.artsdatabanken.no, i www.artdatabanken.se.

Populacje rosomaków są szacowane corocznie w obu krajach przy pomocy identycznych metod dokumentowania czynnych gniazd rozrodczych, w oparciu o wskaźniki badań pozwalające na przeliczenie liczby gniazd na liczbę dorosłych osobników.

W Norwegii pobiera się DNA z odchodów w celu bardziej dokładnej oceny liczebności populacji. Populacje rysia są szacowane corocznie w Norwegii i regularnie w Szwecji w oparciu o udokumentowane przed miesiącem lutym tropy grup rodzinnych. Liczba grup rodzinnych oraz odległości pomiędzy nimi są następnie przeliczane przy użyciu wskaźników w celu ustalenia szacunkowej liczebności populacji rysia. W Szwecji tropienia prowadzone są na południe od obszaru występowania reniferów przez Szwedzkie Rady Gminne, we współpracy ze Szwedzkim Związkiem Łowieckim. Liczenia tropów w rejonach występowania reniferów przez tropienia prowadzone są wspólnie przez pracowników Szwedzkich Rad Gminnych i przedstawicieli gminy Sámi. W Norwegii monitoring prowadzony jest przez pracowników Norweskiego Inspektoratu Ochrony Środowiska, a członkowie Norweskiego Związku Myśliwych i Wędkarzy na niektórych obszarach prowadzą liczenia na transekach. Populacja wilka szacowana jest każdej zimy na podstawie intensywnych obserwacji tropów oraz badań DNA prowadzonych we współpracy z Uniwersytetem Hedmark w Norwegii (HiH), Szwedzkiego Centrum ds. Szkód Wyrządzonych przez Drapieżniki, oraz projektem badawczym poświęconym wilkowi. W Norwegii populacja niedźwiedzia monitorowana jest corocznie na podstawie badań DNA pobranego z odchodów i sierści. W szwedzkich gminach monitoring prowadzony jest w różnych przedziałach czasowych. Myśliwi polujący na łosie w Szwecji zbierają próbki odchodów niedźwiedzi, w celu oceny liczebności w danym okręgu. Liczebność populacji szacowana jest przy użyciu metody wielokrotnego liczenia (capture-recapture) na podstawie DNA pobranego z odchodów wcześniej zidentyfikowanych osobników. Tendencje roczne szacowane są dla każdej gminy przez Szwedzki Związek Łowiecki na podstawie liczby zaobserwowanych niedźwiedzi, w czasie 1.000 godzin polowań w ciągu pierwszego tygodnia sezonu polowań na łosie.

3 Polityka w zakresie zarządzania i ochrony dużych drapieżników

Rządy obu krajów zdecydowały o konieczności ochrony populacji czterech dużych drapieżników i zobowiązały się do przestrzegania zapisów *Konwencji Berneńskiej* (Norwegia i Szwecja) oraz *Dyrektywy Siedliskowej* (Szwecja). Jednocześnie oba kraje starają się maksymalnie ograniczyć konflikty i zminimalizować szkody wyrządzone przez te gatunki. Parlament norweski podjął zobowiązanie w kwestii równej odpowiedzialności zarówno za przetrwanie dużych drapieżników, jak i zapewnienie rozwoju produkcji zwierzęcej w oparciu o wolny wypas owiec oraz hodowlę reniferów.

W Norwegii straty powodowane przez duże drapieżniki i koszty odszkodowań są dużo większe niż w Szwecji. Podsumowanie strat w zakresie zwierząt hodowlanych przedstawia tabela 2. Nie są dostępne porównawcze dane na temat strat reniferów hodowlanych, ponieważ w obu krajach stosowane są różne metody rekompensaty tych strat.

TABELA 2 LICZBA ZWIERZĄT HODOWLANYCH ZABITYCH LUB ZRANIONYCH PRZEZ DUŻE DRAPIEŻNIKI ORAZ WYPŁACONE ODSZKODOWANIA

Gatunek	Szwecja		Norwegia	
	Liczba zabitych zwierząt ^a	Odszkodowania (w tys. koron szwedzkich)	Liczba zabitych zwierząt ^b	Odszkodowania (w tys. koron norweskich)
Niedźwiedź	64	45	4,729	10,477
Ryś	95	189	8,727	19,336
Rosomak	0	0	9,367	20,757
Wilk	201	468	1,498	3,322

a) 93% zabitych zwierząt stanowiły owce, 5% krowy i 1% kozy; b) tylko owce. W tysiącach koron szwedzkich i norweskich za szkody wyrządzone w Szwecji i Norwegii w roku 2010.

Na podstawie: www.viltskadecenter.se i www.dirnat.no Rovbase.

Obecnie wdrożone strategie dotyczące dużych drapieżników przygotowano na podstawie raportów badawczych („białych ksiąg”) opublikowanych w Norwegii w 2004 roku (Miljøverndepartementet 2004) oraz w Szwecji w roku 2007 (Pettersson 2007), jak również decyzji politycznych na nich opartych (Energi- og miljøkomiteen w roku 2004 w Norwegii i Regeringen w roku 2009 w Szwecji). Dodatkowo, w wyniku negocjacji wszystkich norweskich partii politycznych w Parlamencie, w roku 2011 zmianom uległa strategia (Representforlag 2011).

Dyrekcja Ochrony Środowiska oraz Szwedzka Agencja Ochrony Środowiska, jako instytucje odpowiedzialne za wdrażanie strategii ochrony i zarządzania populacjami dużych drapieżników, ściśle współpracują w zakresie ustalania wspólnych metod działania, badań, monitoringu i innych zagadnień ogólnych. Instytucje te wymagają ścisłej współpracy pomiędzy projektami badawczymi w Szwecji i Norwegii. Norwescy i szwedzcy badacze wilków pracują *de facto* w ramach jednego projektu parasolowego, podobnie jak badacze niedźwiedzi.

Poniżej opisujemy strategię w zakresie ochrony i zarządzania dla każdego kraju i gatunku. Oba kraje wyrażają limity w zakresie liczebności populacji liczbą rocznych urodzeń (tj. współczynnikiem reprodukcji). W Norwegii populacje osiągnęły zakładane limity (celem zarządzania populacją jest jej zmniejszenie w przypadku przekroczenia limitu i zwiększenie w przypadku, kiedy liczba osobników jest poniżej zakładanego limitu), podczas gdy w Szwecji populacje osiągnęły zakładane liczebności minimalne. Cele krajowe przedstawiono w tabeli 3. Oba kraje podejmują decyzje dotyczące zarządzania populacjami dużych drapieżników na niższych szczeblach administracyjnych. Wykonywane w obydwu krajach odstrzały dużych drapieżników mają charakter redukcyjny (w oparciu o przydzielone kwoty odstrzału) lub nakierowane są na osobniki dokonujące szkód.

TABELA 3 KRAJOWE LIMITY W ZAKRESIE DUŻYCH DRAPIEŻNIKÓW W SZWECJI I NORWEGII. CELE WYRAŻONE SĄ W ROCZNEJ LICZBIE URODZEŃ

Gatunek	Szwecja			Norwegia		
	Liczba urodzeń ^a	Cele	Liczba osobników	Liczba urodzeń ^a	Cele	Liczba osobników
Niedźwiedź	100	minimalny	Ok. 1,000	13	właściwy	Maks. 210
Ryś	250	minimalny	Ok. 1,250	65	właściwy	Ok. 385
Rosomak	90	przejściowy ^b	Ok. 400	39	właściwy	Ok. 254
Wilk	20	przejściowy ^c	Ok. 200	3 ^d	właściwy	Ok. 30

^a Roczna liczba urodzeń. ^b cel przejściowy, w roku 2014 zostanie ustalony nowy cel; ^c cel przejściowy do roku 2014, w tym czasie 20 wilków zostanie wypuszczonych w Szwecji w celu zwiększenia różnorodności genetycznej populacji. Nowy cel zostanie ustalony w 2014 r. ^d ten cel zostanie poddany ocenie najpóźniej w roku 2013, po zakończeniu negocjacji ze Szwecją w sprawie wilków transgranicznych (przeliczonych odpowiednio na liczbę osobników w tabeli). Rodzaje celów to: cel minimalny, cel przejściowy i cel właściwy (po osiągnięciu celu przejściowego Parlament ustala następny cel).

Szwecja

Informacje ogólne

Na poziomie krajowym za zarządzanie populacjami dużych drapieżników w Szwecji odpowiedzialna jest Szwedzka Agencja Ochrony Środowiska. Odpowiedzialność jest również delegowana do Delegatury ds. Zarządzania Populacjami Dzikich Zwierząt (VFD), składającej się z członków (polityków i innych grup interesu) reprezentujących w odniesieniu do dużych drapieżników różne interesy.

Delegatura ds. Zarządzania Populacjami Dzikich Zwierząt administracyjnie przynależy do władz gminnych i prowadzi lokalną politykę określającą cele w odniesieniu do liczebności populacji, sposobu rozwiązywania problemów, wypłaty odszkodowań itp., w oparciu jednak o politykę krajową. Przyjęto założenie, że zarządzanie powinno mieć charakter adaptacyjny, tzn. zastosowane środki są oceniane w stosunku do założonych celów tak, aby wynikające z oceny wnioski pozwoliły na dalsze udoskonalenie sposobów zarządzania. Delegatury ds. Zarządzania Populacjami Dzikich Zwierząt są częścią 3 regionalnych rad spółdzielczych, które koordynują procesy zarządzania w poszczególnych regionach. Po zrealizowaniu celów ustanowionych na poziomie gminy i kraju, odpowiedzialność za ustanowienie kwot odstrzałowych przekazywana jest ze Szwedzkiej Agencji Ochrony Środowiska do Delegatury ds. Zarządzania Populacjami Dzikich Zwierząt.

Niedźwiedź brunatny

Populacja niedźwiedzia brunatnego w Szwecji liczy około 3,300 osobników, a jej liczebność i zasięg występowania w dalszym ciągu wzrastają. Liczebność populacji przekracza więc znacznie przyjęty limit ustanowiony na poziomie kraju, który wynosi 100 urodzeń (co odpowiada liczebności około 1,000). Niedźwiedź jest gatunkiem niepowodującym nadmiernych szkód na obszarze Szwecji, ale wiele osób obawia się go. Złożone lokalnie limity liczebności wskazują na potrzebę ustabilizowania populacji w wielu obszarach, jej zmniejszenia w niektórych, ale również wzrostu w kilku regionach. W roku 2011 krajowa kwota odstrzału wynosiła 295 niedźwiedzi. Odstrzelono 297 osobników.

Ryś eurazjatycki

Ryś jest przyczyną znacznych szkód w populacji reniferów hodowlanych na obszarze północnej Szwecji. Dlatego też parlament tego kraju podjął decyzję o różnym sposobie zarządzania populacjami rysia w regionach hodowli renifera i poza nimi. W chwili obecnej prawie połowa rysia żyje w regionach, w których występują renifery. Rysie rozprzestrzeniają się w kierunku południowym. Całkowita krajowa populacja gatunku waha się w granicach 1.500-2.000 osobników i przekracza wyznaczony na poziomie 250 urodzeń rocznie limit (co odpowiada 1.250 osobników). Obecnie wyznaczony limit (250 urodzeń) stanowi przejściowe obniżenie poprzedniego limitu wynoszącego 300 urodzeń, który mógłby być ponownie przyjęty, pod warunkiem utrzymania ekspansji populacji rysia w kierunku południowym i nie pogorszenia stanu ochrony gatunku. Myśliwy, przed dokonaniem odstrzału rysia, musi rejestrować się w Szwedzkiej Agencji Ochrony Środowiska. W sezonie łowieckim 2011 dostępna kwota odstrzału rysia pozwoliła na odstrzelenie 110 osobników.

Rosomak

Według raportu Szwedzkiej Agencji Ochrony Środowiska, w roku 2008 przejściowy limit w wysokości 90 urodzeń rosomaka został osiągnięty. W roku 2010 liczba urodzeń wynosiła 113. Ponieważ limit ten został ustanowiony jedynie na okres przejściowy, rząd rozpoczął badania mające na celu wyznaczenie długoterminowego limitu liczebności, który pozwoliłby na utrzymanie stabilnej populacji rosomaka w Szwecji. Rosomak występuje niemal wyłącznie w obszarach występowania renifera i odgrywa znaczną rolę jako drapieżnik w stosunku do tego gatunku. Rosomak jest pod ochroną, ale odstrzał osobników może być dozwolony w przypadku wyrządzenia znacznych szkód. Samice mogą zostać usunięte z gniazd rozrodczych wraz z młodymi i odstrzelone, pod warunkiem że w gminie Sámi miały miejsce co najmniej trzy urodzenia rosomaków i/lub rysiów.

Wilk

W Skandynawii wilki zostały całkowicie wytępione, ale w latach siedemdziesiątych jedna para tego gatunku przybyła ze wschodu do obszaru granicznego pomiędzy Norwegia i Szwecją. Od tego czasu odnotowano kilka przypadków migracji wilków z Finlandii i Rosji. W porównaniu do innych dużych drapieżników, zarządzanie populacją wilka w Szwecji stanowi największe wyzwanie. Wilki zabijają psy myśliwskie, polują na łosie i nie cieszą się sympatią ludzi.

Populację wilków uważa się za zagrożoną, przede wszystkim z uwagi na jej niską liczebność, ale również w związku z udokumentowanymi przypadkami depresji wsobnej. Liczebność populacji wynosi około 250-300 osobników, wliczając również wilki, które spędzają część życia w Norwegii.

Według raportu Szwedzkiej Agencji Ochrony Środowiska, w roku 2008 przejściowy limit w wysokości 20 urodzeń został osiągnięty. W zimie 2010/2011 odnotowano 25 urodzeń wilka w Szwecji oraz dodatkowo na 3 terytoriach zaliczanych jednocześnie do Szwecji i Norwegii. Ponieważ zakładany limit był celem przejściowym, rząd rozpoczął badania mające na celu wyznaczenie długoterminowego limitu liczebności, który pozwoliłby na utrzymanie właściwego stanu ochrony wilka w Szwecji. Do momentu osiągnięcia tego celu populacja powinna pozostawać na poziomie 210 osobników. Populacja zostanie powiększona maksymalnie o 20 wilków w celu poprawy jej różnorodności genetycznej. Założono, że ten cel powinien zostać zrealizowany w latach 2009-2014. Badania mają również na celu określenie skutków wzrostu populacji oraz oszacowanie trwałości populacji tego gatunku w Szwecji. Myśliwi, przed dokonaniem odstrzału wilka, muszą rejestrować się w Szwedzkiej Agencji Ochrony Środowiska. W celu utrzymania liczebności populacji możliwie blisko zakładanego poziomu 210 osobników, w sezonie łowieckim 2010 odstrzelono łącznie 28 wilków. Do tej pory nie wypuszczono dodatkowych wilków w celu wzbogacenia genotypu. Ostatecznie w lecie 2011 Parlament Szwedzki wycofał się z limitu stabilizującego liczebność populacji wilka w Szwecji na poziomie 210 osobników.

Norwegia

Informacje ogólne

Na poziomie krajowym Dyrekcja Ochrony Środowiska jest odpowiedzialna za zarządzanie populacjami dużych drapieżników w Norwegii. Odpowiedzialność jest również delegowana do 8 Regionalnych Rad ds. Dużych Drapieżników (RVN), w skład których wchodzi lokalni politycy i członkowie lokalnego parlamentu Sámi. W oparciu o strategię krajową, Regionalne Rady

ds. Dużych Drapieżników ustalają lokalne limity w zakresie liczebności populacji, rozwiązują problemy, wypłacają odszkodowania za szkody wyrządzone przez duże drapieżniki itp. Po osiągnięciu regionalnych limitów w zakresie liczebności populacji (oprócz niedźwiedzia, patrz poniżej), decyzje w sprawie kwot odstrzału przekazywane są z Dyrekcji Ochrony Środowiska do regionalnych Rad ds. Dużych Drapieżników. Kwoty odstrzału ustanawiane są dla poszczególnych regionów, ale podlegają raportowaniu na poziomie krajowym. Wszystkie duże drapieżniki powodują duże szkody wśród owiec zarówno w Norwegii, jak i w Szwecji, ale szkody wyrządzone przez rysia i rosomaka wśród reniferów wydają się być podobne, z uwagi na podobne metody prowadzenia hodowli. Niedźwiedzie powodują mniejsze szkody wśród reniferów w Norwegii niż w Szwecji, ponieważ w porównaniu do Szwecji w Norwegii jedynie nieliczne niedźwiedzie przebywają w rejonach hodowli reniferów.

Niedźwiedź brunatny

Populacja niedźwiedzi brunatnych w Norwegii liczy co najmniej 166 osobników i 80% jest zdominowana przez samce. Powodem takiej dysproporcji płci jest wcześniejsza eksterminacja niedźwiedzi w Norwegii, a następnie jej rekolonizacja z krajów sąsiadujących, tzn. Szwecji, Rosji i Finlandii. Ponieważ samce migrują do bardziej odległych miejsc niż samice, w Norwegii populacja niedźwiedzi zdominowana jest przez samce. W 2011 roku Parlament Norweski obniżył limit związany z roczną liczbą urodzeń z 15 do 13, przy jednoczesnym założeniu, że liczba samic będzie wynosiła 6.5 na jedno urodzenie, a na jedną samicę przypadać będzie maksimum 1,5 samca w populacji niedźwiedzi. Obliczono, że w 2010 roku miało miejsce 6,2 urodzeń, co stanowi połowę liczby docelowej. W odróżnieniu do innych gatunków dużych drapieżników, rady regionalne przejmą odpowiedzialność za zarządzanie populacją niedźwiedzia w momencie odnotowania 10 urodzeń w skali kraju, a nie w momencie osiągnięcia limitu liczebności. Odstrzał niedźwiedzi dozwolony jest jedynie w ramach limitowanego odstrzału licencyjnego i ma na celu ograniczenie szkód wyrządzanych przez te zwierzęta. Prowadzony jest on poza rejonami przebywania samic. Myśliwi muszą wystąpić o pozwolenie na udział w odstrzale licencjonowanym. W 2010 roku do odstrzału przeznaczono 19 niedźwiedzi, a 3 zostały odstrzelone.

Ryś eurazjatycki

Liczebność populacji rysia w Norwegii odpowiada wyznaczonemu limitowi i utrzymywana jest na stabilnym poziomie poprzez prowadzony odstrzał. Ryś jest uważany za grubą zwierzynę łowną i jest jedynym dużym drapieżnikiem dla którego odstrzału nie jest konieczna licencja, a stosowane są jedynie przepisy w zakresie polowań na tzw. zwierzynę grubą. W sezonie łowieckim 2010/2011 do odstrzału zaplanowano 175 rysia, z czego 136 zostało odstrzelonych.

Rosomak

Od 2003 roku populacja rosomaka w Norwegii liczy 344-442 osobników i przekracza przyjęty limit na poziomie 39 urodzeń rocznie (odpowiadający populacji składającej się z 250 rosomaków). Dozwolone są jedynie licencjonowane odstrzały rosomaków. W ostatnich 18 latach kwota odstrzału nigdy nie została wykorzystana. W sezonie łowieckim 2010/2011 kwoty odstrzału we wszystkich rewirach łowieckich wynosiły łącznie 119 rosomaków, z czego zrealizowano odstrzał 37 osobników. Niezależnie od odstrzału, samice rosomaków wraz z młodymi są usuwane z gniazd rozrodczych i zabijane w rejonach, w których można spodziewać się znacznych szkód ze strony rosomaków. W toku negocjacji prowadzonych w 2011 roku partie

polityczne uznały, że liczba rosomaków przeznaczonych do odstrzału licencyjnego jest zbyt niska, i że należy wprowadzić zwiększenia odstrzału zamiast zabijania samic wraz z młodymi. Zalecono również prowadzenie szkoleń dla myśliwych w celu poprawienia umiejętności strzeleckich, oraz finansowanie odstrzałów przez państwo w czasie regularnych sezonów łowieckich, przy użyciu metod efektywnych kosztowo. Zarówno Regionalne Rady ds. Dużych Drapieżników, jak i Dyrekcja Ochrony Środowiska poparły tę decyzję i mogą decydować o dodatkowych odstrzałach. Badania wskazują, że podlegająca ochronie populacja rosomaków w Szwecji jest źródłem migracji tych zwierząt do Norwegii.

Wilk

W porównaniu do innych dużych drapieżników, zarządzanie populacją wilka w Norwegii stanowi największe wyzwanie. Wilki zabijają psy myśliwskie, polują na łosie i nie cieszą się sympatią ludzi. Populację uważa się za krytycznie zagrożoną, przede wszystkim z uwagi na jej niską liczebność, ale również w związku z udokumentowanymi przypadkami depresji wsobnej. Populacja liczy 30-35 wilków (3 roczne urodzenia) i jej liczebność jest zgodna z ustanowionymi limitami. Jednocześnie w Norwegii do miejscowej populacji wilka nie zalicza się 23-25 osobników, które współwystępują na terenie obydwu krajów i część swego życia spędzają w Szwecji. W tej transgranicznej lokalnej populacji wilka w sezonie 2010/2011 odnotowano 3 mioty szczeniąt. W 2011 roku partie polityczne wyraziły wolę zawarcia ze Szwecją porozumienia w sprawie wilków transgranicznych. Główną intencją tej inicjatywy było m.in. uzgodnienie dotyczące włączenia wilków występujących w obszarze przygranicznym w skład populacji norweskiej tego gatunku. W drodze negocjacji, na potrzeby zarządzania i oceny osiągnięcia limitów w zakresie liczebności populacji, partie zgodziły się zaliczyć połowę wilków do populacji norweskiej i połowę do populacji szwedzkiej. Obecnie wyznaczone limity będą obowiązywać do momentu opublikowania szwedzkiego raportu badawczego („białej księgi”) na temat dużych drapieżników. Następnie przewidziane są dalsze negocjacje pomiędzy Norwegią i Szwecją. Po ich zakończeniu Parlament Norweski przeprowadzi rewizję limitów i podejmie ostateczną decyzję. Nastąpi to najpóźniej w 2013 roku.

4 Podsumowanie

Norwegia i Szwecja stanowią doskonały przykład skutecznego transgranicznego zarządzania populacjami dużych drapieżników. Pomimo różnic zarówno w zakresie metod zarządzania jak i strategii dla poszczególnych gatunków, instytucje zarządzające prowadzą ścisłą współpracę, również w dziedzinie finansowania badań, w celu sprostania wspólnym potrzebom. Populacje wszystkich dużych drapieżników osiągnęły zakładane limity lub nawet je przekroczyły, z wyjątkiem niedźwiedzia brunatnego w Norwegii. Wszystkie gatunki są jednak oceniane jako zagrożone według kategorii IUCN, z wyjątkiem niedźwiedzia brunatnego i rysia w Szwecji. Oznacza to, że obecnie stosowane strategie działania zapewnią, że większość populacji dużych drapieżników pozostanie w kategorii populacji zagrożonych, a w przyszłości konieczne będzie podjęcie intensywnych działań w zakresie zarządzania.

Literatura

Energi- og miljøkomiteen. 2004. Innstilling fra energi- og miljøkomiteen til Stortinget om rovvilt i norsk natur. Innst. S. nr. 174 (2003-2004).

KINDBERG, J., J.E. SWENSON, G. ERICSSON, E. BELLEMAIN, C. MIQUEL, P. TABERLET. 2011. Estimating population size and trends of the Swedish brown bear (*Ursus arctos*) population. *Wildlife Biology* 17: 114-123.

Miljøverndepartementet. 2004. Rovvilt i norsk natur. St.melding nr. 15 (2003-2004).

PETTERSSON, Å. 2007. Rovdjuren och deras förvaltning–betänkande av Utredningen om de stora rovdjuren. Statens offentliga utredningar 2007:89.

REGERINGEN. 2009. En ny rovdjursförvaltning. Regeringens proposition 2008/09:210.

REPRESENTANTFORSLAG. 2011. Representantforslag 163 S til Stortinget. Dokument 8:163 S (2010-2011). Stortinget, Oslo.

Jon E. Swenson, Jonas Kindberg

THE MANAGEMENT AND CONSERVATION OF LARGE CARNIVORES IN SWEDEN AND NORWAY

Abstract

The brown bear (*Ursus arctos*), Eurasian lynx (*Lynx lynx*), wolverine (*Gulo gulo*), and gray wolf (*Canis lupus*) occur in Sweden and Norway. An extermination campaign reduced them all and exterminated wolves in both countries and bears in Norway. Following protective measures, all species have increased, and wolves have recolonized Scandinavia naturally from the east. Norwegian and Swedish management agencies communicate and cooperate closely in transboundary management and coordinate their research funding. The political goals for these species are lower in Norway for all species and the damage they cause is higher there. All species have reached or exceeded the political goals, except for brown bears in Norway. Nevertheless, they all are threatened according to IUCN criteria, except for bears and lynx in Sweden. This means that the present political policies will ensure that most of these large carnivores will remain threatened and that continued intensive management will be necessary.

