



1

Robert W. Mysłajek
Agnieszka Sergiel
Nuria Selva

WYSTĘPOWANIE DUŻYCH DRAPIEŻNIKÓW

W OTULINIE
BIESZCZADZKIEGO PARKU
NARODOWEGO

Wstęp

Spośród ssaków drapieżnych występujących w Karpatach niedźwiedź brunatny *Ursus arctos*, wilk szary *Canis lupus*, ryś eurazjatycki *Lynx lynx* i żbik europejski *Felis silvestris* zaliczane są do grona gatunków flagowych (Okarma 2003), czyli takich, które ze względu na swoją rozpoznawalność w społeczeństwie stać się mogą regionalnymi symbolami ochrony przyrody (Simberloff 1998). Co więcej, drapieżniki te są kluczowymi elementami ekosystemów, istotnie wpływającymi na inne gatunki zarówno bezpośrednio – poprzez drapieżnictwo, jak i pośrednio – modyfikując behavior zwierząt, na które polują (Ripple i in. 2014). Obecność drapieżników ma także duże znaczenie w procesie tworzenia obszarów chronionych. Przykładem mogą być tu specjalne obszary ochrony siedlisk Natura 2000, dla których niedźwiedź brunatny, wilk szary i ryś eurazjatycki są gatunkami wyznacznikovymi, przy czym dwa pierwsze mają status gatunków priorytetowych (Rozporządzenie 2010; Diserens i in. 2017).

Terytoria rodzinne lub areale osobnicze dużych ssaków drapieżnych są nierzadko znacznie większe od powierzchni obszarów chronionych (Chundawat i in. 2016). Z tego względu śmiertelność tych gatunków w obrębie obszarów chronionych jest w dużym stopniu zależna od kłusownictwa i polowań poza ich granicami (Woodroffe, Gisinberg 1998; Loveridge i in. 2007; Balme i in. 2010). Tworzenie rozległych i dobrze połączonych obszarów chronionych sprzyja przetrwaniu dużych drapieżników (Di Minin i in.

2013; Müller i in. 2014; Havmøller i in. 2019). Ułatwia również zarządzanie populacjami gatunków stanowiących bazę pokarmową drapieżników, bez których ich przetrwanie jest niemożliwe (Wolf, Ripple 2016). Dodatkowym atutem takiego podejścia jest łatwiejsze regulowanie kwestii zarządzania siedliskami drapieżników i skuteczniejsza eliminacja zagrożeń, w tym tych wynikających z praktyk związanych z gospodarką leśną i łowiecką (Rozyłowicz i in. 2011; Affek i in. 2017; Selva i in. 2017).

Charakterystyka populacji na obszarze Bieszczadów

Niedźwiedź brunatny

Niedźwiedzie brunatne (fot. 1) występujące w Polsce stanowią niewielki fragment populacji karpackiej, której liczebność szacowana jest na ponad 7000 osobników (Chapron i in. 2014). Populacja ta zasiedla całe Karpaty, jednak jej zasięg nie jest ciągły. Izolacja pomiędzy zachodnią i wschodnią subpopulacją karpacką, spowodowana antropogeniczną fragmentacją siedlisk, znajduje odzwierciedlenie w ich obecnym zróżnicowaniu genetycznym (Straka i in. 2012), a przepływ genów z Karpat Zachodnich w Bieszczady, głównie w linii męskiej, został wykryty stosunkowo niedawno (Matosiuk i in. 2019). Dyspersja z zachodniego



Fot. 1. Niedźwiedź brunatny *Ursus arctos*; fot. Grzegorz Leśniewski

segmentu populacji (Tatry) do wschodniej części ma miejsce okazjonalnie, co zostało udokumentowane dzięki badaniom telemetrycznym (Bartoń i in. 2019). Liczebność tego gatunku w polskich Karpatach w latach 2014–2017 oszacowano na 99–166 osobników, z których ok. 80% jest transgranicznych, tj. ich areale osobnicze obejmują więcej niż jeden kraj (Species Report 2019). W ramach monitoringu genetycznego przeprowadzonego w Bieszczadach w 2010 r. zidentyfikowano 55 osobników, w stosunku płci 1:1 (Selva i in. 2011). Inne badania, prowadzone na przestrzeni kilku lat, sugerują, że obszar Bieszczadów jest zamieszkiwany przez 48–111 osobników (Śmietana i in. 2014).

Niedźwiedź nie jest gatunkiem terytorialnym i wymaga dużych obszarów odpowiednich siedlisk. Jako przykład może posłużyć przypadek dorosłego samca wyposażonego w obrozę telemetryczną, który w ciągu dziewięciu miesięcy w 2015 r. odwiedził sześć nadleśnictw, Bieszczadzki Park Narodowy i Słowację (Instytut Ochrony Przyrody PAN i Tatrzański Park Narodowy, dane niepublikowane). Badania telemetryczne prowadzone w Bieszczadach wykazują areale osobnicze o powierzchni między 83 a 470 km² (Śmietana 2015). Zasadniczo gatunek ten preferuje większe kompleksy leśne, które dostarczają obfitych zasobów pokarmowych i w których ingerencja człowieka jest minimalna (Fernández i in. 2012). Wyższe zagęszczenie dróg i większe zaludnienie mają negatywny wpływ na obecność i przemieszczanie się niedźwiedzi (Fernández i in. 2012; Ziółkowska i in. 2016). Większa liczba osiedli ludzkich negatywnie wpływa także na rozrodczość gatunku. Duże niepofragmentowane płaty naturalnego siedliska odgrywają kluczową rolę w podtrzymywaniu zdolności gatunków do przemieszczania się, szczególnie tych z dużymi wymaganiami przestrzennymi i wrażliwych na zakłócenia ze strony człowieka, jak niedźwiedź brunatny. Tereny położone z dala od dróg są obszarami o wysokiej jakości siedliska i niezwykle ważnymi dla niedźwiedzi. W Bieszczadach zidentyfikowano tylko 12 obszarów położonych w odległości co najmniej 500 m od najbliższej drogi i o powierzchni większej niż 4 km² (Selva i in. 2011). Biorąc pod uwagę obecne tempo budowy dróg leśnych, wiele z tych siedlisk mogło już do tej pory zaniknąć.

Czas snu zimowego jest szczególnie wrażliwym okresem w cyklu rocznym niedźwiedzi, zwłaszcza dla samic rodzących wówczas młode. Pomimo, że gawry są często lokalizowane na dużych wysokościach i w trudno dostępnych miejscach, rosnąca liczba dróg i szlaków w Bieszczadach (Affek i in. 2017) zwiększyła prawdopodobieństwo zakłóceń zimowania niedźwiedzi ze strony człowieka. Te zakłócenia mogą spowodować porzucenie młodych, a także zwiększyć ryzyko ataków na ludzi. Sytuację pogarsza fakt, że w Bieszczadach nie wyznacza się stref ochronnych wokół gawr, mimo wniosków ze strony naukowców i osób zajmujących się ochroną przyrody. Większość gawr w Bieszczadach jest lokalizowanych na wysokości ok. 550 m n.p.m. i znajduje się w wypróchniałych pniach, wykrotach czy wywrotach, co oznacza, że są one związane z martwym drewnem (Jakubiec i in. 2009). Starodrzewy z dużymi dziuplami, szczególnie jodłowe, są często wykorzystywane przez niedźwiedzie i używane ponownie w kolejnych latach (Pirga, Polakiewicz 2019). Obszary sąsiadujące z Bieszczadzkim Parkiem Na-

rodowym, np. w rejonie Dwernika w Nadleśnictwie Lutówka, są odpowiednimi obszarami zimowania, ale, niestety, nie są chronione. Duża intensywność gospodarki leśnej, w tym wyręb starych jodeł i prace leśne w sąsiedztwie gawr, zmniejsza liczbę siedlisk odpowiednich do zimowania i rozrodu niedźwiedzi w Bieszczadach.

Niedźwiedzie są wszystkożerne, jednak rośliny stanowią najważniejszą część ich diety (Bojarska, Selva 2012). W Bieszczadach typowym pokarmem tych drapieżników jest bukiew (owoce buka zwyczajnego *Fagus sylvatica*), jagody borówki czarnej *Vaccinium myrtillus* i owoce z opuszczonych sadów (Gula, Frąckowiak 2000; Bojarska 2014). Padlina ssaków kopytnych, głównie ofiar wilków, jest ważnym źródłem pokarmu w okresie po wybudzeniu ze snu zimowego. W związku ze wzrostem intensywności dokarmiania kopytnych w ostatnich dekadach, obserwuje się zmiany w diecie niedźwiedzi. Karma dla kopytnych wykorzystywana jest także przez niedźwiedzie, które nie są gatunkiem docelowym dokarmiania. Ma to poważne konsekwencje zarówno dla zwierząt, jak i dla funkcjonowania całego ekosystemu (Selva i in. 2014). Niektóre nadleśnictwa wykładają rocznie do 2,5 t pokarmu na km². Liczba karmisk dla kopytnych jest w Bieszczadach bardzo duża (14 karmisk na 100 km²), podobnie jak w krajach o bardzo dużej intensywności dokarmiania, np. w Słowenii (Selva i in. 2017). Pokarm pochodzenia antropogenicznego był obecny w ponad 80% prób kału zbieranego zimą i w ponad 60% prób zbieranych wiosną (Bojarska 2014). Podobny udział stwierdzono w sąsiadujących Połoninach na Słowacji w okresie trwania pokrywy śnieżnej (Štofik i in. 2016). To sztuczne źródło pokarmu istotnie wpłynęło na przemieszczanie się i sen zimowy niedźwiedzi (Selva i in. 2017; Bojarska i in. 2019). Niedźwiedzie bardzo często odwiedzają miejsca dokarmiania, szczególnie zimą, kontrolując je, nawet jeśli nie ma w nich pokarmu. Ta zmiana w naturalnym zachowaniu może być interpretowana jako oznaka degradacji ich środowiska (Selva i in. 2017). Przypadki habituacji i warunkowania niedźwiedzi brunatnych pokarmem antropogenicznym znane są z całego zasięgu tego gatunku. Ich liczba w Tatrach została wyraźnie zmniejszona dzięki wprowadzeniu w ostatniej dekadzie XX w. właściwego zagospodarowania odpadków, odstraszenia, warunkowania awersyjnego i monitorowania niedźwiedzi problemowych, a także protokołów interwencji. Natomiast w Bieszczadach w ostatnich latach nastąpiło istotne nasilenie tego zjawiska, a odpowiednie strategie prewencji i interwencji nie zostały dotychczas wdrożone.

Wilk szary

Wilki występujące w Bieszczadach są częścią karpackiej populacji tego gatunku (fot. 2), odróżniającej się pod względem genetycznym od populacji nizinnej (Czarnomska i in. 2013; Hulva i in. 2018; Szewczyk i in. 2019). Dyspersje wilków z Karpat na niziny oraz wilków z nizin do Karpat rejestrowane są rzadko (Hulva i in. 2018; Szewczyk i in. 2019), co wiąże się z obecnością antropogenicznych barier – głównie z intensywną zabudową oraz rozwojem infrastruktury transportowej w paśmie karpaccich pogó-

rzy – utrudniających przemieszczanie się zwierząt (Jędrzejewski i in. 2005; Huck i in. 2010; 2011). W obrębie samych Bieszczadów, a szerzej także całych Karpat, dyspersja wilków jest znacznie łatwiejsza (Gula i in. 2009; Pirga 2018), co wynika ze stosunkowo dużej przydatności siedlisk dla tego gatunku w całym tym masywie górskim (Jędrzejewski i in. 2008; Huck i in. 2011).

Wilki to drapieżniki żyjące w grupach rodzinnych użytkujących rozległe terytoria (Mech, Boitani 2003). W Bieszczadach wielkość terytoriów wilczych grup rodzinnych, szacowana różnymi metodami, w tym za pomocą telemetrii, wynosiła ok. 300 km² (Pirga 2018). W Bieszczadzkiem Parku Narodowym i jego otulinie wielkość grup rodzinnych wilków w latach 1991–1995, czyli w okresie, gdy gatunek ten był poddany presji łowieckiej, wynosiła od 2 do 10 osobników (Śmietana, Wajda 1997). Natomiast w latach 2006–2018 wielkości grup rodzinnych liczyły od 3 do 17 osobników (Pirga 2018). Na tym obszarze średnie zagęszczenie populacji wilka w latach 1991–1995 wynosiło 5,1 oraz 3,3 osobników na 100 km², odpowiednio na początku i na końcu zimy (Śmietana, Wajda 1997), a spadek liczebności populacji w trakcie zimy – wynoszący średnio 29% – związany był w dużej mierze z presją myśliwych na ten gatunek wokół parku narodowego (Śmietana, Wajda 1997). W latach 2006–2018 średnie zagęszczenie populacji wilka oceniano na 3,1–4,2 na 100 km² (Pirga 2018). Z kolei średnie zagęszczenie populacji wilka w Bieszczadach uzyskane metodami genetycznymi oceniono na 9,2 osobnika na 100 km² w sezonie 2017/2018 (Śmietana 2019).

Dane na temat rozrodu wilków w Bieszczadach są wyrywkowe. W latach 1991–1995 średnia liczba szczeniąt w grupie rodzinnej wiosną szacowana była na 6,3 – wartość ta podana jednak tylko na podstawie trzech obserwacji (Śmietana, Wajda 1997). Z kolei w Bieszczadzkiem Parku Narodowym w 2017 r. obserwowano 6 szczeniąt w jednej z tamtejszych wilczych grup rodzinnych (Pirga 2018).

Wilki są drapieżnikami polującymi głównie na ssaki kopytne, swoją dietę mogą jednak uzupełniać mniejszymi dzikimi ssakami, zwierzętami gospodarskimi oraz padliną (Jędrzejewski i in. 2012). W Bieszczadach, w latach 1986–1988, jeleniowate Cervidae stanowiły 55,4% składu pokarmu wilków, dziki europejskie *Sus scrofa* 10,9%, a zające szaraki *Lepus europaeus* – 0,1%, ale znaczący udział (32,7%) miała padlina zwierząt hodowlanych wykładana jako zanęta przy ambonach łowieckich (Leśniewicz, Perzanowski 1989). Podobne wyniki uzyskano w latach 1989–1992, według których jeleniowate stanowiły 90,8% biomasy pokarmu wiosną, 96% – latem, 85,3% – jesienią i 64,9% – zimą. Z kolei dziki miały większy udział jedynie zimą (17,4%), podczas gdy w pozostałych porach roku ich udział nie przekraczał 5,7%. Pozostałe gatunki dzikich ssaków (zając, kret europejski *Talpa europea*, drobne gryzonie) zjadane były sporadycznie. W tym okresie padlina zwierząt hodowlanych (bydło i konie) była znaczącym składnikiem pokarmu wilków jesienią (12%) i zimą (13,4%), natomiast owce zjadane były niemal w każdej porze roku, jednak ich udział nie przekraczał 2,5% (Śmietana, Klimek 1993). W większości prac wskazywano, że spośród jeleniowatych



Fot. 2. Wilk szary *Canis lupus*; fot. Zenon Wojtas

w Bieszczadach wilki zabijały najczęściej jelenie szlachetne *Cervus elaphus*, a znacznie rzadziej sarny europejskie *Capreolus capreolus* (Śmietana, Klimek 1993; Śmietana 2005; Jędrzejewski i in. 2012). Jednak ostatnie analizy, wykonane w latach 2013–2014, wskazały na większy udział sarny – 47% biomasy pokarmu i dzika – 44,1%, natomiast niewielki jelenia – 3,7% (Gorzelewska i in. 2017).

W latach 1991–1995, gdy wilk był gatunkiem łownym, legalne odstrzały były najważniejszym czynnikiem śmiertelności w bieszczadzkiej populacji wilka (86% zarejestrowanych martwych osobników), kolejne 9% osobników ginęło z przyczyn naturalnych (konflikty pomiędzy wilkami, niedożywienie i choroby), a za śmierć 5% odpowiedzialni byli kłusownicy, zarówno posługujący się bronią palną, jak i zakładający wnyki (Śmietana, Wajda 1997). Po objęciu wilka ochroną, istotnym czynnikiem śmiertelności tego gatunku w Bieszczadach stały się nielegalne odstrzały (Gula 2008a). Na tym obszarze wilki giną także w kolizjach z pojazdami oraz z przyczyn naturalnych – z powodu chorób i walk między osobnikami. Ważnym polem konfliktu między wilkiem a człowiekiem są szkody wyrządzane przez ten gatunek wśród zwierząt gospodarskich (Gula 2008b). Kwestia szkód w inwentarzu jest czynnikiem osłabiającym akceptację ochrony tego gatunku w regionie przez część lokalnej społeczności (Gosling i in. 2019), mimo że straty są rekompensowane przez Skarb Państwa, a rolnicy uzyskują pomoc zarówno ze strony Regionalnej Dyrekcji Ochrony Środowiska w Rzeszowie, jak i organizacji pozarządowych (Śmietana 2002; 2012). Kolejnym aspektem koegzystencji wilków

i ludzi w Bieszczadach jest ich habituacja i uwarunkowanie pokarmowe. Problem ten jest związany z dostępnością pokarmu pochodzenia antropogenicznego, w tym padliny zwierząt gospodarskich, odpadków domowych, a także odpadów mięsnych na nęciskach przy ambonach łowieckich i czatowniach fotograficznych (Pirga 2018; Nowak, Mysłajek 2019). Habituacja drapieżników może prowadzić do przypadków pogryzień ludzi przez wilki, jak to miało miejsce w Bieszczadach w 2018 r. (Nowak, Mysłajek 2019).

Ryś eurazjatycki

Podobnie jak w przypadku wilka, pod względem genetycznym karpacka populacja rysia (fot. 3) jest odrębna od populacji nizinnej (Ratkiewicz i in. 2014), a na słaby przepływ genów pomiędzy nimi wpływ może mieć obecność antropogenicznych barier (Huck i in. 2010). Rysie są daleko bardziej selektywne pod kątem wyboru siedlisk niż wilki, a ich występowanie, ale także dyspersja, są determinowane obecnością lasów (Schmidt 1998; Niedziałkowska i in. 2006).

Rysie są samotnikami, użytkującymi rozległe areale osobnicze. Dorosłe samce żyją w pojedynkę, natomiast rozmnażające się dorosłe samice po urodzeniu kociąt przebywają z nimi aż do ich dyspersji, następującej zazwyczaj w drugim roku życia młodych (Schmidt i in. 1997; Schmidt 1998). Wielkości arealów osobniczych bieszczadzskich rysii w latach 1999–2004, oceniona za pomocą telemetrii, wyniosła 199 km² dla samca oraz 124 i 190 km² dla dwóch



Fot. 3. Ryś euroazjatycki *Lynx lynx*; fot. Grzegorz Leśniewski

samic (Okarma i in. 2007). W latach 1999–2000 zagęszczenie populacji rysia w Bieszczadach szacowano na 1,9 osobnika na 100 km², gdy uwzględnia się wyłącznie dorosłe rysie oraz 3 osobniki na 100 km², gdy weźmie się pod uwagę osobniki dorosłe i młode (Śmietana 2000). Z kolei analiza danych z lat 2014–2018 wskazuje, że w Bieszczadzkiem Parku Narodowym i jego otulinie zagęszczenie populacji rysia wynosiło odpowiednio 1,3 osobnika na 100 km² – uwzględniając tylko dorosłe zwierzęta oraz 2,4 osobnika na 100 km² – dorosłe i młode (Pirga 2018). Wyrwykowe dane na temat rozrodu wskazują, że samice wychowują zazwyczaj 2–3 kocięta (Pirga 2018).

Rysie są typowymi mięsożercami, odżywiającymi się upolowanymi przez siebie zwierzętami, wśród których najczęstsza jest sarna (Jędrzejewski i in. 1993). Nieliczne dane z Bieszczadów pokazują podobny wzorzec drapieżnictwa. Tutejsze rysie najczęściej polują na sarny – bez względu na ich wiek i płeć (Śmietana 2000), a spośród jeleni wybierają osobniki młodociane (Okarma 1983; Śmietana 2000). Wśród ich ofiar notowano tu również dziki (Śmietana 2000).

Zmniejszenie liczebności preferowanej przez rysie ofiary, czyli sarny, wpływa na użytkowanie przestrzeni przez rysie – zwiększa się długość ich dobowych wędrówek i powiększają areale osobnicze, a w konsekwencji zmniejsza się zagęszczenie populacji (Schmidt 2008). Ze względu na ochronę populacji rysia sugerowano nawet całkowite wstrzymanie odstrzałów sarny w Bieszczadach (Śmietana 2000). Ogromne znaczenie dla sukcesu łowieckiego rysia ma struktura lasów – sprzyja im obecność powalonych drzew i wykrotów ułatwiających podkradanie się do ofiar. Podobnie jest z miejscami odpoczynku, na które wybierają fragmenty lasu z młodnikami i gęstym podrostem (Podgórski i in. 2008). Intensywna gospodarka leśna związana z upraszczaniem struktury przestrzennej lasu jest uważana za jedno z poważniejszych zagrożeń dla populacji rysia (Schmidt i in. 2007).

Konflikty rysia z gospodarką człowieka są nieliczne. Te skryte drapieżniki są bardzo rzadko obserwowane przez ludzi, a ich drapieżnictwo na zwierzętach gospodarskich jest sporadyczne.

Żbik europejski

Żbiki europejskie (fot. 4), pierwotnie zasiedlające cały kraj (Wolsan, Okarma 2002), obecnie występują wyłącznie we wschodniej części polskich Karpat (Okarma i in. 2002; Zwijacz-Kozica i in. 2017). Ich najcenniejszym krajowym refugium są Bieszczady i Pogórze Przemyskie (Okarma i in. 2002), stanowiące północny skraj karpackiej ostoi gatunku (Mattucci i in. 2016).

Polska populacja żbika jest bardzo słabo zbadana, a dotychczasowe dane opierają się głównie na analizach ankiet (Jamroz 1994; Okarma i in. 2002). Wyrwykowe informacje z Bieszczadzkiego Parku Narodowego wskazują na zagęszczenie populacji rzędu 0,5 osobnika na 10 km² (Pirga 2018), co jest wartością większą niż w sąsiednich Karpatach Ukrainkich, gdzie zagęszczenie oceniano na 0,2–0,35 osobnika na 10 km² (Bashta, Potish 2005). Żbiki użytkują stosunkowo duże, jak na swoją masę ciała, areale osobnicze. Na Węgrzech ich powierzchnia wynosiła od 4,7 do 19,5 km² (Birò i in. 2004), podczas gdy w Bieszczadach areal śledzonego telemetrycznie samca obejmował 23 km² (Pirga 2018). Brak jest szczegółowych informacji o rozrodzie żbików w warunkach naturalnych w Polsce. Dane z hodowli wskazują, że średnia wielkość miotu wynosi 3,7 kociąt (zakres od 1 do 6) (Ruiz-Olmo i in. 2018).

Żbiki preferują zróżnicowane wiekowo lasy z gęstym podszytem i obecnością powalonych drzew i wykrotów, służących im za ukrycie oraz miejsca zdobywania pokarmu (Jerosch i in. 2010; Pirga 2018). Ich dieta składa się głównie z gryzoni, uzupełnianych ptakami i zajęczakami (Tryja-



Fot. 4. Żbik europejski *Felis silvestris*, fot. Zenon Wojtas

nowski i in. 2002; Birò i in. 2005; Apostolico i in. 2016) oraz padliną, np. pozostałościami ofiar wilków (Pirga 2018).

W niektórych populacjach – szczególnie mało licznych i izolowanych – za istotne zagrożenie dla żbików europejskich uważa się ich krzyżowanie z kotami domowymi *F. silvestris catus* (Pierpaoli i in. 2003). Jednak badania w populacjach liczniejszych wskazują na niski poziom krzyżowania się żbików i kotów domowych, mimo ich współwystępowania na danym terenie (Beugin i in. 2016; Steyer i in. 2016; 2018). Za znacznie większe zagrożenia dla przetrwania gatunku uważa się uproszczenia struktury gatunkowej i wiekowej drzewostanów oraz usuwanie powalonych drzew i wykrotów (Wolsan, Okarma 2002; Jerosch i in. 2010).

Wpływ powiększenia parku na zachowanie populacji flagowych ssaków drapieżnych

Ze względu na ogromne wymagania przestrzenne dużych ssaków drapieżnych ich ochrona w obrębie relatywnie niewielkich polskich parków narodowych jest niezmiernie trudna. Doskonałym tego przykładem jest właśnie Bieszczadzki Park Narodowy, liczący zaledwie 292 km², czyli mniej więcej tyle, ile zajmuje terytorium jednej bieszczadzkiej grupy rodzinnej wilków (Pirga 2018) czy też dwóch arealów osobniczych lokalnych rysy (Okarma i in. 2007) – notabene gatunku herbowego parku.

W trakcie wyznaczania granic obszarów chronionych współcześnie zaleca się uwzględnianie preferencji środowiskowych oraz wzorców przemieszczania się zwierząt (Caro, Berger 2019). Tymczasem Bieszczadzki Park Narodowy w swym obecnym kształcie obejmuje głównie wyższe partie Bieszczadów Wysokich, a niższe partie gór, w tym rozległe doliny rzeczne, ważne z punktu widzenia samych drapieżników (Pirga 2018), jak też ich potencjalnych ofiar (Kropil i in. 2015), nie są tu adekwatnie reprezentowane. Ochrona niższych partii gór ma ogromne znaczenie dla utrzymania populacji ssaków kopytnych. Badania telemetryczne prowadzone w słowackiej części Karpat wskazują na sezonowe migracje części jeleni z wyższych partii w doliny, gdzie przebywają w trakcie zimy (Kropil i in. 2015). W tym czasie są tam jednak narażone na zwiększoną presję ze strony myśliwych.

Kolejnym ważnym aspektem ochrony lasów w niższych partiach gór jest pionowe rozmieszczenie gawr niedźwiedzi. Badania Jakubca i Zyśk-Gorczyńskiej (2012) wykazały, że niemal połowa gawr w Bieszczadach jest położona pomiędzy 500 a 800 m n.p.m. Bez odpowiedniej ochrony niedźwiedzie w takich gawrach są narażone na niepokojenie, np. spowodowane prowadzeniem wycinki i zrywki drzew w lasach gospodarczych. Powiększenie Parku zmniejszyłoby wpływ antropogenicznych źródeł niepokojenia zwierząt, a samo ograniczenie gospodarki leśnej skutkowałoby zachowaniem siedlisk i starodrzewów, koniecznych dla spokojnego zimowania i rozrodu niedźwiedzi (Pirga, Polakiewicz 2019). Może to mieć także duże znaczenie w kontekście postępujących zmian klimatu z krótszymi okresami pokrywy śnieżnej, a co za tym idzie – łatwiej-

szym dostępem ludzi do siedlisk m.in. samic z młodymi we wrażliwym okresie snu zimowego, skutkującym nie tylko ryzykiem niepokojenia i utraty potomstwa, ale także ataku niepokojonych zwierząt na człowieka.

Bieszczadzki Park Narodowy otoczony jest lasami poddanymi oddziaływaniu intensywnej gospodarki leśnej. W porównaniu z nielicznymi już płatami lasów o charakterze naturalnym (Jaworski i in. 2002; Kucharzyk 2008) w lasach gospodarczych struktura wiekowa, gatunkowa i przestrzenna drzewostanów ulega uproszczeniu, mniejsza jest również ilość martwego drewna, przez co pogorsza się jakość siedlisk drapieżników (Podgórski i in. 2008; Jerosch i in. 2010). Ze względu na rozbudowę dróg leśnych i prowadzenie mechanicznej zrywki drewna znaczącemu przekształceniu ulega cały krajobraz. Wynik analiz danych LiDAR (ang. *Light Detection and Ranging*), pochodzących z lotniczego skanowania laserowego (ang. *Airborne Laser Scanning* – ALS), przeprowadzonego w lasach administrowanych przez 15 nadleśnictw położonych we wschodniej części Beskidu Niskiego, Bieszczadów i Gór Sanocko-Turczańskich, świadczą o tym, że 4,6–5,4% powierzchni lasów ma naruszoną strukturę gleby, co jest konsekwencją dużego zagęszczenia dróg leśnych, wynoszącego średnio 12,5 km·km⁻² (Affek i in. 2019). Duże zagęszczenie dróg leśnych i szlaków zrywkowych ułatwia również penetrację lasów przez ludzi. Powiększenie Bieszczadzkiego Parku Narodowego umożliwiłoby likwidację i/lub wstrzymywanie ruchu na części dróg leśnych, a przez to polepszyłoby jakość siedlisk drapieżników (Proctor i in. 2018; Whittington i in. 2019).

Ochrona naturalnego zachowania drapieżników jest bardzo ważnym aspektem ich ochrony, a parki narodowe – minimalizując i regulując antropogeniczny wpływ na ich populacje – odgrywają tu bardzo ważną rolę. Habitacja i uwarunkowanie pokarmowe, będące efektem m.in. dostępności pokarmu pochodzenia antropogenicznego w miejscach celowego dokarmiania zwierząt, w sąsiedztwie ambon łowieckich oraz czatowni fotograficznych, a także na nielegalnych miejscach składowania odpadków spożywczych lub też niezabezpieczonych kompostownikach w sąsiedztwie zabudowań, jest niezmiernie istotnym zagrożeniem dla ochrony dużych drapieżników. Podobnie naganną praktyką, obserwowaną także w Bieszczadach, jest zabieranie pozostałości upolowanych przez duże drapieżniki ssaków kopytnych i ich umieszczanie na nęciskach przed ambonami łowieckimi. Dzikie zwierzęta są w ten sposób pozbawiane możliwości pozyskiwania pokarmu w miejscach bezpiecznych i skłaniane do podchodzenia do miejsc zwiększonej aktywności myśliwych. W ramach parku narodowego praktyki takie można ukrócić, co jest trudne do wykonania w lasach gospodarczych, w których gospodarka łowiecka jest rozwijana na dużą skalę. Powiększenie Bieszczadzkiego Parku Narodowego miałoby również wpływ na jej ograniczenie. W Bieszczadach problem ten dotyczy przede wszystkim wilka (Śmietana, Wajda 1997; Gula 2008a). Dotychczasowe dane z Polski wskazują, że nielegalnych odstrzałów przedstawicieli tego gatunku dokonują głównie myśliwi. Ograniczenie możliwości polowań związane z powiększeniem powierzchni parku narodowego zmniejszy więc zagrożenie wilka ze strony kłusownictwa.

Reasumując, należy podkreślić, że w kontekście ochrony omawianych w tym rozdziale gatunków ssaków drapieżnych powiększenie Bieszczadzkiego Parku Narodowego byłoby rozwiązaniem niezwykle korzystnym. Pomogłoby uregulować kwestie związane z presją gospodarki łowiec-

kiej i leśnej na siedliska drapieżników oraz zmniejszyło liczbę konfliktów między drapieżnikami i ludźmi, a w konsekwencji ograniczyło bezpośredni negatywny wpływ ludzi na populację drapieżników.

Piśmiennictwo

- Affek A.N., Zachwatowicz M., Sosnowska A., Gerlée A., Kiszka K. 2017. Impacts of modern mechanised skidding on the natural and cultural heritage of the Polish Carpathian Mountains. *Forest Ecology and Management* 405: 391–403.
- Affek A.N., Gerlée A., Sosnowska A., Zachwatowicz M. 2019. Oszacowanie skali wpływu pozyskiwania drewna na wybrane elementy środowiska we wschodniej części polskich Karpat. *Przegląd Geograficzny* 91: 83–106.
- Apostolico F., Vercillo F., La Porta G., Ragni B. 2016. Long-term changes in diet and trophic niche of the European wildcat (*Felis silvestris silvestris*) in Italy. *Mammal Research* 61: 109–119.
- Balme G.A., Slotow R., Hunter L.T.B. 2010. Edge effects and the impact of non-protected areas in carnivore conservation: Leopards in the Phinda–Mkhuze complex, South Africa. *Animal Conservation* 13: 315–323.
- Bartoń K.A., Zwijacz-Kozica T., Zięba F., Selva N. 2019. Bears without borders: long-range movement in dominated landscapes. *Global Ecology and Conservation* 17: e00541.
- Bashta A.-T., Potish L. 2005. Population status and distribution of the wildcat *Felis silvestris* (Felidae, Carnivora) in Transcarpathia (Ukraine). *Nature Conservation* 61 (4): 53–59.
- Beugin M.-P., Leblanc G., Queney G., Natoli E., Pontier D. 2016. Female in the inside, male in the outside: insights into the spatial organization of a European wildcat population. *Conservation Genetics* 17: 1405–1415.
- Birò Z., Szemethy L., Heltai M. 2004. Home range sizes of wildcats (*Felis silvestris*) and feral domestic cats (*Felis silvestris f. catus*) in a hilly region of Hungary. *Mammalian Biology* 5: 302–310.
- Birò Z., Lanszki J., Szemethy L., Heltai M., Randi E. 2005. Feeding habits of feral domestic cats (*Felis catus*), wild cats (*Felis silvestris*) and their hybrids: trophic niche overlap among cat groups in Hungary. *Journal of Zoology* 266: 187–196.
- Bojarska K. 2014. Trophic ecology of the brown bear: from biogeographical to individual point of view. *Rozprawa doktorska. Uniwersytet Jagielloński, Kraków*: 1–97.
- Bojarska K., Drobniak S., Jakubiec Z., Zyśk-Gorczyńska E. 2019. Winter insomnia: how weather conditions and supplementary feeding affect the brown bear activity in a long-term study. *Global Ecology and Conservation* 17: e00523.
- Bojarska K., Selva N. 2012. Spatial patterns in brown bear *Ursus arctos* diet: the role of geographical and environmental factors. *Mammal Review* 42: 120–143.
- Caro T., Berger J. 2019. Can behavioural ecologists help establish protected areas? *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 374: 20180062.
- Chapron G., Kaczensky P., Linnell J.D.C., von Arx M., Huber D., Andrén H., López-Bao J.V., Adamec M., Álvares F., Anders O., Balčiauskas L., Balys V., Bedő P., Bego F., Blanco J.C., Breitenmoser U., Brøseth H., Bufka L., Bunikyte R., Ciucci P., Dutsov A., Engleder T., Fuxjäger C., Groff C., Holmala K., Hoxha B., Iliopoulos Y., Ionescu O., Jeremić J., Jerina K., Kluth G., Knauer F., Kojola I., Kos I., Krofel M., Kubala J., Kunovac S., Kusak J., Kutal M., Liberg O., Majić A., Männil P., Manz R., Marboutin E., Marucco F., Melovski D., Mersini K., Mertzanis Y., Mysłajek R.W., Nowak S., Odden J., Ozolins J., Palomero G., Paunović M., Persson J., Potočník H., Quenette P.-Y., Rauer G., Reinhardt I., Rigg R., Ryser A., Salvatori V., Skrbinišek T., Stojanov A., Swenson J.E., Szemethy L., Trajçe A., Tsingarska-Sedefcheva E., Vána M., Veeroja R., Wabakken P., Wölfl M., Wölfl S., Zimmermann F., Zlatanova D., Boitani L. 2014. Recovery of large carnivores in Europe's modern human-dominated landscapes. *Science* 346: 1517–1519.
- Chundawat R.D., Sharma K., Gogate N., Malik P.K., Vanak A.T. 2016. Size matters: Scale mismatch between space use patterns of tigers and protected area size in a Tropical Dry Forest. *Biological Conservation* 197: 146–153.
- Czarnomska S., Jędrzejewska B., Borowik T., Niedziałkowska M., Stronen A.V., Nowak S., Mysłajek R. W., Okarma H., Konopiński M., Pilot M., Śmietana W., Caniglia R., Fabbri E., Randi E., Pertoldi C., Jędrzejewski W. 2013. Concordant mitochondrial and microsatellite DNA structuring between Polish lowland and Carpathian Mountain wolves. *Conservation Genetics* 14: 573–588.
- Di Minin E., Hunter L.T.B., Balme G.A., Smith R.J., Goodman P.S., Slotow R. 2013. Creating larger and better connected protected areas enhances the persistence of big game species in the Maputaland-Pondoland-Albany biodiversity hotspot. *PLoS ONE* 8(8): e71788.
- Diserens T.A., Borowik T., Nowak S., Szewczyk M., Niedźwiecka N., Mysłajek R.W. 2017. Deficiencies in Natura 2000 for protecting recovering large carnivores: A spotlight on the wolf *Canis lupus* in Poland. *PLoS ONE* 12(9): e0184144.

- Fernández N., Selva N., Yuste C., Okarma H., Jakubiec Z. 2012. Brown bears at the edge: Modeling habitat constraints at the periphery of the Carpathian population. *Biological Conservation* 153: 134–142.
- Gorzelewska A., Moska M., Pirga B., Piróg A. 2017. Diet of the wolf *Canis lupus* (Linnaeus, 1758) in the Bieszczady Mountains, Poland. *Roczniki Bieszczadzkie* 25: 309–320.
- Gosling E., Bojarska K., Gula R., Huehn R. 2019. Recent arrivals or established tenants? History of wolf presence influences attitudes toward the carnivores. *Wildlife Society Bulletin* 43: 639–650.
- Gula R. 2008a. Legal protection of wolves in Poland: implications for the status of the wolf population. *European Journal of Wildlife Research* 54: 163–170.
- Gula R. 2008b. Wolf depredation on domestic animals in the Polish Carpathian Mountains. *Journal of Wildlife Management* 72: 283–289.
- Gula R., Frąckowiak W. 2000. Niedźwiedź brunatny w Bieszczadach. *Roczniki Bieszczadzkie* 9: 103–125.
- Gula R., Hausknecht R., Kuehn R. 2009. Evidence of wolf dispersal in anthropogenic habitats of the Polish Carpathian Mountains. *Biodiversity and Conservation* 18: 2173–2184.
- Havmøller R.W., Tenan S., Scharff N., Rovero F. 2019. Reserve size and anthropogenic disturbance affect the density of an African leopard (*Panthera pardus*) meta-population. *PLoS ONE* 14(6): e0209541.
- Huck M., Jędrzejewski W., Borowik T., Jędrzejewska B., Nowak S., Mysłajek R.W. 2011. Analyses of least cost paths for determining effects of habitat types on landscape permeability: wolves in Poland. *Acta Theriologica* 56: 91–101.
- Huck M., Jędrzejewski W., Borowik T., Miłosz-Cielma M., Schmidt K., Jędrzejewska B., Nowak S., Mysłajek R.W. 2010. Habitat suitability, corridors and dispersal barriers for large carnivores in Poland. *Acta Theriologica* 55: 177–192.
- Hulva P., Černá Bolfiková B., Woznicová V., Jindřichová M., Benešová M., Mysłajek R.W., Nowak S., Szewczyk M., Niedźwiecka N., Figura M., Hájková A., Sándor A.D., Zyka V., Romportl D., Kutal M., Findo S., Antal V. 2018. Wolves at the crossroad: fission-fusion range biogeography in the Western Carpathians and Central Europe. *Diversity and Distributions* 24: 179–192.
- Jakubiec Z., Zysk-Gorczyńska E. 2012. Zapewnienie odpowiednich warunków zimowania niedźwiedzi w polskiej części Karpat. Wytyczne do wyznaczania rejonów gawrowania i strefowej ochrony gawr. W: Jakimiuk S., Kryt N. (red.). *Ochrona strefowa rysia, wilka i niedźwiedzia w Polsce. Raport z projektu nr PL 0349. Fundacja WWF Polska, Warszawa*: 35–52.
- Jakubiec Z., Zysk-Gorczyńska E., Gorczyński G. 2009. Zapewnienie odpowiednich warunków zimowania niedźwiedzi oraz ochrona gawr w Bieszczadach. Raport 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. Wrocław: 3–11.
- Jamroz G. 1994. Występowanie, rozmieszczenie i stan populacji ssaków łownych w polskich Karpatach. *Zeszyty Naukowe AR w Krakowie. Rozprawy* 190: 1–104.
- Jaworski A., Kołodziej Z., Porada K. 2002. Structure and dynamics of stands of primeval character in selected areas of the Bieszczady National Park. *Journal of Forest Science* 48: 185–201.
- Jerosch S., Götz M., Klar N., Roth M. 2010. Characteristics of diurnal resting sites of the endangered European wildcat (*Felis silvestris silvestris*): Implications for its conservation. *Journal for Nature Conservation* 18: 45–54.
- Jędrzejewski W., Jędrzejewska B., Zawadzka B., Borowik T., Nowak S., Mysłajek R.W. 2008. Habitat suitability model for Polish wolves *Canis lupus* based on long-term national census. *Animal Conservation* 11: 377–390.
- Jędrzejewski W., Niedziałkowska M., Hayward M. W., Goszczyński J., Jędrzejewska B., Borowik T., Bartoń K.A., Nowak S., Harmuszkiewicz J., Juszczyk A., Kałamarz T., Kloch A., Koniuch J., Kotiuk K., Mysłajek R.W., Nędzyńska M., Olczyk A., Telon M., Wojtulewicz M. 2012. Prey choice and diet of wolves related to ungulate communities and wolf subpopulations in Poland. *Journal of Mammalogy* 93: 1480–1492.
- Jędrzejewski W., Niedziałkowska M., Mysłajek R.W., Nowak S., Jędrzejewska B. 2005. Habitat selection by wolves *Canis lupus* in the uplands and mountains of southern Poland. *Acta Theriologica* 50: 417–428.
- Jędrzejewski W., Schmidt K., Miłkowski L., Jędrzejewska B., Okarma H. 1993. Foraging by lynx and its role in ungulate mortality: the local (Białowieża Forest) and the Palearctic viewpoints. *Acta Theriologica* 38: 385–403.
- Kropil R., Smolko P., Garaj P. 2015. Home range and migration patterns of male red deer *Cervus elaphus* in Western Carpathians. *European Journal of Wildlife Research* 61: 63–72.
- Kucharzyk S. 2008. Lasy o charakterze pierwotnym w Bieszczadzkim Parku Narodowym. *Roczniki Bieszczadzkie* 16: 19–32.
- Leśniewicz K., Perzanowski K. 1989. The winter diet of wolves in Bieszczady Mountains. *Acta Theriologica* 34: 373–380.
- Loveridge A.J., Searle A.W., Murindagomo F., Macdonald D.W. 2007. The impact of sport-hunting on the population dynamics of an African lion population in a protected area. *Biological Conservation* 134: 548–558.
- Matosiuk M., Śmietana W., Czajkowska M., Paule L., Štofík J., Krajmerová D., Bashta A.-T., Jakimiuk S., Ratkiewicz M. 2019. Genetic differentiation and asymmetric gene flow among Carpathian brown bear (*Ursus arctos*) populations – Implications for conservation of transboundary populations. *Ecology and Evolution* 9: 1501–1511.

- Mattucci F., Oliveira R., Lyons L.A., Alves P.C., Randi E. 2016. European wildcat populations are subdivided into five main biogeographic groups: consequences of Pleistocene climate changes or recent anthropogenic fragmentation? *Ecology and Evolution* 6: 3–22.
- Mech L.D., Boitani L. (red.). 2003. Wolves. Behavior, ecology and conservation. Chicago University Press, Chicago–London: 1–472.
- Müller J., Wölfl M., Wölfl S., Müller D.W.H., Hothorn T., Heurich M. 2014. Protected areas shape the spatial distribution of a European lynx population more than 20 years after reintroduction. *Biological Conservation* 177: 210–217.
- Niedziałkowska M., Jędrzejewski W., Mysłajek R.W., Nowak S., Jędrzejewska B., Schmidt K. 2006. Environmental correlates of Eurasian lynx occurrence in Poland – Large scale census and GIS mapping. *Biological Conservation* 133: 63–69.
- Nowak S., Mysłajek R.W. 2019. Po sąsiedztwie z wilkami. Stowarzyszenie dla Natury „Wilk”, Twardorzeczka: 1–36.
- Okarma H. 1983. The physical condition of red deer falling a prey to the wolf and lynx and harvested in the Carpathian Mountains. *Acta Theriologica* 29: 283–290.
- Okarma H. 2003. Large carnivores. W: Witkowski Z., Król W., Solarz W. (red.). Carpathian list of endangered species. WWF International, Instytut Ochrony Przyrody PAN, Vienna–Kraków: 20–21.
- Okarma H., Śnieżko S., Olszańska A. 2002. The occurrence of wildcat in the Polish Carpathian Mountains. *Acta Theriologica* 47: 499–504.
- Okarma H., Śnieżko S., Śmietana W. 2007. Home ranges of Eurasian lynx *Lynx lynx* in the Polish Carpathian Mountains. *Wildlife Biology* 13: 481–487.
- Pierpaoli M., Birò Z.S., Herrmann M., Hupe K., Fernandes M., Ragni B., Szemethy L., Randi E. 2003. Genetic distinction of wildcat (*Felis silvestris*) populations in Europe, and hybridization with domestic cats in Hungary. *Molecular Ecology* 12: 2585–2598.
- Pirga B. 2018. Monitoring zwierząt drapieżnych zachodzących na obszar Bieszczadzkiego Parku Narodowego w latach 2014–2018. Bieszczadzki Park Narodowy, Lutowska [https://www.bdpn.pl/index.php?option=com_content&task=view&id=2406&Itemid=183]; dostęp: 15.05.2020 r.
- Pirga B., Polakiewicz T. 2019. Charakterystyka miejsc gawrowania i barłogów niedźwiedzi *Ursus arctos* w Bieszczadach Wysokich. *Roczniki Bieszczadzkie* 27: 289–309.
- Podgórski T., Schmidt K., Kowalczyk R., Gulczyńska A. 2008. Microhabitat selection by Eurasian lynx and its implications for species conservation. *Acta Theriologica* 53: 97–110.
- Proctor M.F., McLellan B.N., Stenhouse G.B., Mowat G., Lamb C.T., Boyce M. 2018. Resource roads and grizzly bears in British Columbia, and Alberta. Canadian Grizzly Bear Management Series, Resource Road Management. Trans-border Grizzly Bear Project. Kaslo, BC, Canada [http://transbordergrizzlybearproject.ca/research/publications.htm]; dostęp: 01.06.2020 r.
- Species Report 2019. PL – Poland. *Ursus arctos*. [http://cdr.eionet.europa.eu/eu/art17/envxkxmqa/PL_species_reports-20190826-142640.xml&conv=593&source=remote#1354]; dostęp: 01.06.2020 r.
- Ratkiewicz M., Matosiuk M., Saveljev A.P., Sidorovich V., Ozolins J., Männil P., Balčiauskas L., Kojola I., Okarma H., Kowalczyk R., Schmidt K. 2014. Long-range gene flow and the effects of climatic and ecological factors on genetic structuring in a large, solitary carnivore: the Eurasian lynx. *PLoS ONE* 9(12): e115160.
- Ripple W.J., Estes J.A., Beschta R.L., Wilms C.C., Ritchie E.G., Hebblewhite M., Berger J., Elmhagen B., Letnic M., Nelson M.P., Schmitz O.J., Smith D.W., Wallach A.D., Wirsing A.J. 2014. Status and ecological effects of the World's largest carnivores. *Science* 343 (6167): 1241484.
- Rozporządzenie 2010. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 13 kwietnia 2010 r. w sprawie siedlisk przyrodniczych oraz gatunków będących przedmiotem zainteresowania Wspólnoty, a także kryteriów wyboru obszarów kwalifikujących się do uznania lub wyznaczenia jako obszary Natura 2000. Dz.U. Nr 77 (2010), poz. 510.
- Rozylowicz L., Popescu V.D., Pătroescu M., Chișamera G. 2011. The potential of large carnivores as conservation surrogates in the Romanian Carpathians. *Biodiversity and Conservation* 20: 561–579.
- Ruiz-Olmo J., Pinyol C., Sánchez D., Such-Sanz À. 2018. Breeding pattern of wildcat *Felis silvestris* (Schreber, 1777) studied in captivity in the Iberian peninsula. *Hystrix Italian Journal of Mammalogy* 29: 202–210.
- Schmidt K. 1998. Maternal behaviour and juvenile dispersal in the Eurasian lynx. *Acta Theriologica* 43: 391–401.
- Schmidt K. 2008. Behavioural and spatial adaptation of the Eurasian lynx to a decline in prey availability. *Acta Theriologica* 53: 1–16.
- Schmidt K., Jędrzejewski W., Okarma H. 1997. Spatial organization and social relations in the Eurasian lynx population in Białowieża Primeval Forest, Poland. *Acta Theriologica* 42: 289–312.
- Schmidt K., Podgórski T., Kowalczyk R., Gulczyńska A. 2007. O wymaganiach środowiskowych rysia oraz jędrzejewskiego *Lynx lynx* do bezpośredniego wykorzystania w aktywnej ochronie gatunku w Polsce. *Studia i Materiały CEPL w Rogowie* 9, 2/3 (16): 446–456.

- Selva N., Berezowska-Cnota T., Elguero-Claramunt I. 2014. Unforeseen effects of supplementary feeding: ungulate baiting sites as hotspots for ground-nest predation. *PLoS ONE* 9(3): e90740.
- Selva N., Teitelbaum C.S., Sergiel A., Zwijacz-Kozica T., Zięba F., Bojarska K., Mueller T. 2017. Supplementary ungulate feeding affects movement behavior of brown bears. *Basic and Applied Ecology* 24: 68–76.
- Selva N., Zwijacz-Kozica T., Sergiel A., Olszańska A., Zięba F. 2011. Program ochrony niedźwiedzia brunatnego *Ursus arctos* w Polsce – projekt. SGGW, Warszawa: 1–80.
- Simberloff D. 1998. Flagships, umbrellas, and keystones: Is single-species management passé in the landscape era? *Biological Conservation* 83: 247–257.
- Steyer K., Kraus R.H.S., Mölich T., Anders O., Cocchiararo B., Frosch C., Geib A., Götz M., Herrmann M., Hupe K., Kohnen A., Krüger M., Müller F., Pir J.B., Reiners T.E., Roch S., Schade U., Schiefenhövel P., Siemund M., Simon O., Steeb S., Streif S., Streit B., Thein J., Tiesmeyer A., Trinzen M., Vogel B., Nowak C. 2016. Large-scale genetic census of an elusive carnivore, the European wildcat (*Felis s. silvestris*). *Conservation Genetics* 17: 1183–1199.
- Steyer K., Tiesmeyer A., Muñoz-Fuentes V., Nowak C. 2018. Low rates of hybridization between European wildcats and domestic cats in a human-dominated landscape. *Ecology and Evolution* 8: 2290–2304.
- Straka M., Paule L., Ionescu O., Štofík J., Adamec M. 2012. Microsatellite diversity and structure of Carpathian brown bears (*Ursus arctos*): consequences of human caused fragmentation. *Conservation Genetics* 13: 153–164.
- Szewczyk M., Nowak S., Niedźwiecka N., Hulva P., Špinkytė-Bačkaitienė R., Demjanovičová K., Černá Bolčíková B., Antal V., Fenchuk V., Figura M., Tomczak P., Stachyra P., Stępiński K.M., Zwijacz-Kozica T., Mysłajek R.W. 2019. Dynamic range expansion leads to establishment of a new, genetically distinct wolf population in Central Europe. *Scientific Reports* 9, 19003: 1–16.
- Śmietana W., Okarma H., Śnieżko S. 2000. Bieszczadzka populacja rysia. *Monografie Bieszczadzkie* 9: 147–155.
- Śmietana W. 2002. Gospodarka łowiecka i pasterska a ochrona wilka i rysia w Bieszczadach. *Roczniki Bieszczadzkie* 10: 129–144.
- Śmietana W. 2005. Selectivity of wolf predation on red deer in the Bieszczady Mountains, Poland. *Acta Theriologica* 50: 277–288.
- Śmietana W. 2012. Szkody powodowane przez wilki w gospodarce człowieka oraz efektywność działań w celu ich ograniczania w Polsce Południowo-Wschodniej. W: *Ochrona gatunkowa rysia, wilka i niedźwiedzia w Polsce. Raport z projektu nr PL0349*. WWF Polska, Warszawa: 91–112.
- Śmietana W. 2015. Analiza wykorzystania przestrzeni przez niedźwiedzie brunatne w Bieszczadach. Raport wykonany na zlecenie Fundacji WWF Polska w ramach projektu pt. "Ochrona niedźwiedzia brunatnego (*Ursus arctos*) w polskiej części Karpat". WWF Polska, Warszawa: 1–40.
- Śmietana W. 2019. Analiza materiału genetycznego i ocena liczebności wilka na stanowiskach monitoringowych. Seminarium pn. „Pilotażowy monitoring wilka i rysia w Polsce realizowany w ramach Państwowego Monitoringu Środowiska – wstępne wyniki projektu. POIS.02.04.00-00-0040/16”. Warszawa [http://www.gios.gov.pl/images/pois/monitoring-wilka-i-rysia/Wilk_genetyka.pdf]; dostęp: 01.06.2020 r.
- Śmietana W., Klimek A. 1993. Diet of wolves in the Bieszczady Mountains, Poland. *Acta Theriologica* 38: 245–251.
- Śmietana W., Matosiuk M., Czajkowska M., Ratkiewicz M., Rutkowski R., Bus-Kieman M., Jakimiuk S. 2014. Ocena rozmieszczenia i liczebności niedźwiedzia brunatnego *Ursus arctos* (L.) we wschodniej części polskich Karpat. *Roczniki Bieszczadzkie* 22: 289–301.
- Śmietana W., Okarma H., Śnieżko S. 2000. Bieszczadzka populacja rysia. *Monografie Bieszczadzkie* 9: 147–155.
- Śmietana W., Wajda J. 1997. Wolf number changes in Bieszczady National Park, Poland. *Acta Theriologica* 42: 241–252.
- Štofík J., Merganič J., Merganičová K., Bučko J., Saniga M. 2016. Brown bear winter feeding ecology in the area with supplementary feeding – Eastern Carpathians (Slovakia). *Polish Journal of Ecology* 64(2): 277–288.
- Tryjanowski P., Antczak M., Hromada M., Kuczyński L., Skoracki M. 2002. Winter feeding ecology of male and female European wildcats *Felis silvestris* in Slovakia. *Zeitschrift für Jagdwissenschaft* 48: 49–54.
- Whittington J., Low P., Hunt B. 2019. Temporal road closures improve habitat quality for wildlife. *Scientific Reports* 9, 3772: 1–10.
- Wolf C., Ripple W.J. 2016. Prey depletion as a threat to the world's large carnivores. *Royal Society Open Science* 3: 160252.
- Wolsan M., Okarma H. 2002. Żbik *Felis silvestris* Schreber, 1775. W: *Głowaciński Z. (red.). Polska czerwona księga zwierząt*. Kręgowce. PWRiL, Warszawa: 94–95.
- Woodroffe R., Ginsberg J.R. 1998. Edge effects and the extinction of populations inside protected areas. *Science* 280: 2126–2128.
- Ziółkowska E., Ostapowicz K., Radeloff V.C., Kuemmerle T., Sergiel A., Zwijacz-Kozica T., Zięba F., Śmietana W., Selva N. 2016. Assessing differences in connectivity based on habitat versus movement models for brown bears in the Carpathians. *Landscape Ecology* 31: 1863–1882.
- Zwijacz-Kozica T., Ważna A., Muñoz-Fuentes V., Tiesmeyer A., Cichocki J., Nowak C. 2017. Not European wildcats, but domestic cats inhabit Tatra National Park. *Polish Journal of Ecology* 65: 415–421.