

## Gospodarka leśna i łowiecka na terenach przyległych do parków narodowych na przykładzie Magurskiego Parku Narodowego

Forest management and hunting in areas adjacent to national parks: the example of the Magura National Park

Marek Wajdzik<sup>1\*</sup>, Zbigniew Kołodziej<sup>2</sup>, Piotr Bilański<sup>3</sup>, Katarzyna Szyjka<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Uniwersytet Rolniczy im. Hugona Kołłątaja w Krakowie, Zakład Bioróżnorodności Leśnej, Instytut Ekologii i Hodowli Lasu, Al. 29 Listopada 46, 31-425 Kraków; <sup>2</sup>Zespół Ochrony Lasu w Krakowie, Al. Słowackiego 17A, 31-159 Kraków;

<sup>3</sup>Uniwersytet Rolniczy im. Hugona Kołłątaja w Krakowie, Zakład Ochrony Lasu, Entomologii i Klimatologii Leśnej, Instytut Ochrony Ekosystemów Leśnych, Al. 29 Listopada 46, 31-425 Kraków

\*Tel. +48 12 6625044, e-mail: rlwajdzi@cyf-kr.edu.pl

**Abstract.** The aim of the study was to evaluate arguments for hunting and its impact on forest management and conservation in national parks as well as areas directly adjacent to them. The issue was examined using the example of the Magura National Park (MNP) for which data on the number of deer and predatory mammals included in the statistical yearbooks for 2013–2014 were available. The quality and size of the food sources provided by this type of forest habitat were evaluated using data obtained from the literature. We also included data on the dietary habits of wolves and lynxes as well as their impact on the number of large ungulates in our analysis.

The maximum carrying capacity of forest stands in the Magura National Park was determined to be 789 deer units (deer unit = 1 red deer or 0,3 elk or 5 roe deer), whereas in fact in 2014, the abundance of ungulates reached a total of 1230 deer units. Our analysis evaluating the impact of wolf and lynx populations on ungulates in the area showed that these predators can kill up to 212 deer per year (140 individuals by wolves and 72 by lynxes). The growth in deer population, however, varies from 25,8% to 27,7%, which in the MNP amounts to 258–277 new born individuals per year, meaning that the wolf and lynx populations in the MNP are not able to prevent the number of deer from growing.

The current population of ungulates (1230 deer units) having reached a density of 6,6 deer units/km<sup>2</sup> exceeds the capacity of the MNP and thus poses a real threat to maintaining both, the nature of the park and the adjacent stands.

This article shows that the natural maintenance of balance in the predator-prey relationship is unlikely under these conditions and failure to allow for anthropogenic interference to regulate the number of ungulates in protected areas may result in an increase in the density of their population. Potential destruction of other valuable assets such as forest habitats may consequently follow.

**Keywords:** red deer, wolf, lynx, number, the Magura National Park, hunting management, nature conservation

### 1. Wstęp

Na przestrzeni ostatnich kilkudziesięciu lat stan liczebny jeleniowatych w Polsce systematycznie rośnie (Budny et al. 2010; GUS 2011, 2012, 2013, 2014; Pielowski et al. 1993), stawiając przed gospodarką leśną i ochroną przyrody ogromne wyzwania. Zbyt wysoka liczebność zwierząt kopytnych niesie realne zagrożenie dla stabilności i trwałości ekosystemów leśnych, o czym przekonano się już w latach 70. XX wieku, obserwując szkody spowodowane przez jelenia szlachetnego w Bieszczadach (Szukiel 1982). Aktualnie problem ten dotyczy całej Polski, o czym

świadczą wspomniane wzrosty liczebności jelenia szlachetnego z 41,5 tys. osobników w 1975 roku (Szukiel 1979) do 213,5 tys. osobników w 2015 roku (GUS 2015).

Obecnie w wielu drzewostanach rozmiar szkód powodowanych przez zwierzęta kopytne skutkuje przekształceniem zbiorowisk leśnych, a nawet zagraża ich egzystencji. Przekształcenie wiąże się z eliminacją ważnych gatunków lasotwórczych preferowanych przez jeleniowate, w pierwszej kolejności dotyczy to jodły, jaworu, jesionu i dębów, ale również lipy, sosny, świerka i innych gatunków (Szukiel 1979; Jamrozy, Tomek 1997; Szukiel 2001; Mikoś, Merta 2009).

Wpłynęło: 27.06.2016 r., zrecenzowano: 22.02.2017 r., zaakceptowano: 31.03.2017 r.

Od lat dyskutuje się o kompromisie pomiędzy celami gospodarki łowieckiej, zarządzającej populacjami pospolitych zwierząt kopytnych w Polsce, a celami hodowli lasu i ochrony ekosystemów leśnych. Wypracowanie rozwiązań, akceptowanych przez wszystkie zainteresowane strony, jest wyjątkowo skomplikowane w przypadku zarządzania zasobami przyrody w granicach parków narodowych oraz gospodarowania nimi na terenach z nimi sąsiadujących. Dotychczasowe próby łagodzenia konfliktów powstających na styku ochrony przyrody i gospodarki łowieckiej, leśnej czy rolnej nie przyniosły trwałych, naukowo podbudowanych rozwiązań tego problemu. W toczącej się dyskusji część adwersarzy jest przekonana, że udział jeleniowatych w diecie wilka czy rysia jest na tyle znaczący, że w przypadku parków narodowych drapieżniki te są naturalnym i optymalnym regulatorem przegęszczonych populacji kopytnych. Opinii tej nie potwierdzają jednak inwentaryzacje poziomu uszkodzeń drzewostanów i odnowień powodowanych przez jeleniowate w parkach narodowych na tle liczebności drapieżników i zwierząt kopytnych w nich bytujących. Na przykład w Bieszczadach, pomimo największego na świecie zagęszczenia wilków (Śmietana 2000), poziom szkód powodowanych przez jeleniowate w młodszych drzewostanach i odnowieniach osiągnął poziom zagrażający trwałości i różnorodności biologicznej obszarów leśnych tego rejonu.

Celem pracy była ocena zasadności prowadzenia gospodarki łowieckiej i jej wpływu na gospodarkę leśną oraz ochronę przyrody w parkach narodowych oraz w ich sąsiedztwie. Zagadnienie przeanalizowano na przykładzie Magurskiego Parku Narodowego (MPN). Za podstawę rozważań przyjęto problem ochrony i zarządzania populacjami jeleniowatych ze szczególnym uwzględnieniem jelenia szlachetnego.

## 2. Teren badań

Obszar badań, Magurski Park Narodowy, znajduje się w środkowej części Beskidu Niskiego, w górnej części doliny Wisłoki. Jego charakterystyczną cechą jest bardzo wysoka lesistość, sięgająca ponad 95,5%, przy powierzchni ogólnej wynoszącej 19 437,9 ha (GUS 2014). Teren MPN stanowi trzon specjalnego obszaru ochrony siedlisk zwanego Ostoją Magurską o powierzchni 20 084 ha. Obszar ten utworzono z uwagi na szczególną wartość przyrodniczą terenu, związaną z występowaniem między innymi takich siedlisk przyrodniczych jak wymienione w załączniku I Dyrektywy Rady 92/43/EWG (DS): kwaśne (9110) i żyzne (9130) buczyny oraz jaworzyny i lasy klonowo-lipowe na stokach i zboczach (9180). W obszarze tym, pod względem zajmowanej powierzchni, przeważają lasy bukowe lub z przewagą buka (około 55% powierzchni leśnej), a następnie sośniny (19%), jedliny (12%) i olszyny (9,7%). Duży udział ponadpięćdziesięcioletnich sośnin jest efektem powojennych zalesień na gruntach porolnych, które obecnie wymagają pilnej przebudowy w celu uzyskania optymalnego składu gatunkowego (Jamroz 2014). W granicach MPN aż 96,43% powierzchni leśnej zajmuje siedlisko lasu

górskiego (LG), reprezentowany jest także: las mieszany górski (LMG) – 0,52%, las wyżynny (Lwyż) – 1,57%, las łąkowy górski (LŁG) – 0,95%, ols (Ol) – 0,42% oraz ols górski (OLG) – 0,11% (Przybylska 2009).

Obszar MPN to ważna ostoja fauny puszczańskiej, którą reprezentują: 54 gatunki ssaków, 120 gatunków lęgowych ptaków, 9 gatunków płazów i 5 gatunków gadów. Na jego terenie występują praktycznie wszystkie ssaki drapieżne, w tym: niedźwiedź, wilk, ryś i żbik. Z kolei kopytne reprezentowane są przez licznie występujące tu jelenie, sarny i dziki oraz łosie, których liczebność ocenia się na kilka osobników (Jamroz 2014).

## 3. Materiał i metody

W badaniach wykorzystano dane dotyczące liczebności jeleniowatych oraz ssaków drapieżnych ujęte w rocznikach statystycznych za lata 2013–2014 (GUS 2014, 2015). Na podstawie dostępnych danych oraz opracowania Fruzińskiego (1989) obliczono pojemność wyżywieniową siedlisk leśnych MPN, przyjmując za wspomnianym autorem kryterium podziału drzewostanów na górskie lasy przedplonowe oraz lasy regla dolnego. Korzystając z formuły jednostek jelenich (j.j.), bazujących na wymogach troficznych i budżecie energetycznym ssaków kopytnych, jak zaproponował Fruziński (1998), przyjęto, że jedna jednostka jelenia to jeden jelen lub 0,3 łosia lub pięć saren. Na tej podstawie określono dopuszczalne zagęszczenie jeleniowatych w badanym obszarze. W kolejnym kroku wyliczono, jaki wpływ na populację jelenia szlachetnego w MPN mogą mieć występujące na jego terenie duże ssaki drapieżne, tzn. wilk i ryś. Wyliczenia wykonano na podstawie wyników badań nad dietą wilka i rysia oraz wpływu tych drapieżników na liczebność dużych ssaków kopytnych (Głowaciński 1997; Śmietana 1998; Jędrzejewski, Jędrzejewska 2001; Jędrzejewski et al. 2002; Schmidt et al. 2009; Okarma, Schmidt 2013; Okarma 2015a).

## 4. Wyniki

Pojemność wyżywieniową drzewostanów MPN oceniono na maksymalnie 789 jednostek jelenich (tab. 1). W obliczeniach przyjęto, że 4 707 ha to drzewostany przedplonowe, a pozostałe (13 865 ha) zaliczono do drzewostanów regla dolnego. W rzeczywistości w 2014 roku na terenie MPN, stanowiącego 96,7% obszaru Ostoi Magurskiej, liczebność zwierząt kopytnych osiągnęła wartość 1 230 j.j. (9 łosi – 30 j.j.; 1 000 jeleni – 1 000 j.j.; 1 000 saren – 200 j.j.). Przyjmując, że powierzchnia leśna MPN to 18 572 ha, obliczono, że zagęszczenie jeleniowatych na 1 000 ha tej powierzchni wynosi 66 j.j., w tym 54 jelenie.

W 2013 roku na terenie MPN bytowało 8 wilków, 4 rysie i 1 niedźwiedź (GUS 2014). W dalszych obliczeniach przyjęto, że na liczebność populacji jelenia szlachetnego występującego na terenie parku wpływ mają wyłącznie wilk i ryś.

Na podstawie wyników badań prowadzonych przez Śmietanę (1998) w Bieszczadach przyjęto, że wataha wilków licząca

**Tabela 1. Pojemność wyżywieniowa drzewostanów Magurskiego Parku Narodowego wyrażona w jednostkach jelenich na tysiąc hektarów powierzchni leśnej (j.j./1000 ha)**

Table 1. Capacity of stands in the Magura National Park calculated in deer units per 1 thousand hectares of forest area (deer units/1000 ha)

Grupa lasów o jednolitej pojemności gospodarczej środowiska leśnego dla jeleni Group of forests with uniform capacity of forest environment for deer	Szacowana pojemność wyżywieniowa jeleniowatych* [j.j./1000 ha] Estimated capacity of food of cervids* [deer units/1000 ha]	Powierzchnia lasów [ha] Forest area [ha]	Szacowana pojemność gospodarcza lasów [j.j.] Estimated capacity of forest [deer units]
<b>Górskie lasy przedplonowe</b> Mountain forests forecrops	25–35	4 707	118–165
<b>Lasy regla dolnego</b> Forests of lower mountain zone	36–45	13 865	499–624
Łącznie Total		18 572	617–789

\*wg Fruzińskiego (1989)

\*by Fruziński (1989)

4–6 osobników zabija rocznie od 35 do 65 jeleni oraz 14–16 saren i 9–11 dzików. Na terenie parku wykazano 8 wilków, a w dalszych analizach przyjęto, że egzystują one w obrębie dwóch watah. Wobec powyższego wilki na terenie MPN redukują populacje żyjących tam: jeleni o 70–135 osobników, saren o 28–32, a dzików o 18–22 osobniki (tab. 2).

Z kolei, opierając się na wynikach badań z Puszczy Białowieskiej (Jędrzejewski et al. 2002) przyjęto, że jeden wilk zjada średnio 5,6 kg biomasy ofiar na dobę, czyli 8 magurskich wilków jest w stanie skonsumować 16 352 kg mięsa rocznie. Przy założeniu, że wśród wilczych ofiar 68% stanowią jelenie (Okarma 2015a), na ten gatunek przypada 11 119 kg. Wśród jeleni zabitych przez bieszczadzkie wilki (Śmietana 2005) przeważały byki (49,1%), a łanie i cielęta stanowiły odpowiednio 29,6% i 21,3%. Jeżeli przyjąć, że średnia masa ciała byków wynosi 147 kg, a łani i cieląt odpowiednio 106 kg i 67 kg, jak to odnotował Tomek (2002) w lasach krynickich, to wilki na terenie MPN w ciągu roku redukują populację jeleni o 95 osobników, w tym o 47 byków, 28 łani i 20 cieląt (tab. 2), o sumarycznej masie 11 217 kg.

Wpływ wilków na populacje dzikich ssaków kopytnych na terenie Puszczy Białowieskiej określono także w przeliczeniu na 100 km<sup>2</sup> (Jędrzejewski et al. 2002) podając, że na takiej powierzchni wilki zabijają średnio rocznie 72 jelenie, 31 dzików i 16 saren. Przy takich założeniach w MPN (na powierzchni prawie 20 tys. ha) wilki redukują populację jeleni o 140 osobników, a dzików i saren odpowiednio o 60 i 31 osobników (tab. 2).

Drugim z dużych drapieżników, który w znaczący sposób może wpływać na liczebność jeleniowatych, jest ryś, którego liczebność na terenie MPN określono na 4 osobniki (GUS 2014). Według danych Schmidta i współautorów (2009) przeciętny ryś w ciągu roku zabija 48 saren i 18 jeleni, zatem w MPN 4 rysie konsumują rocznie 192 sarny i 72 jelenie. Wpływ tego drapieżnika na liczebność jego ofiar można również wyliczyć na podstawie jego zapotrzebowania na pokarm

mięsny. Zdaniem Okarmy i współautorów (1997) ryś w ciągu doby zjada przeciętnie od 1,7 do 3,6 kg mięsa – 4 rysie potrzebują rocznie od 2 482 do 5 256 kg. Wśród ofiar tego drapieżnika sarny stanowią 69%, jelenie 28%, a dziki 3% (Jędrzejewski et al. 1993). Wynika z tego, że zapotrzebowanie magurskich rysie na jeleninę waha się od 695 do 1 472 kg rocznie. Wśród zabijanych jeleni przeważają cielęta (61%), a łanie stanowią 39% (Jędrzejewski et al. 1993; Okarma et al. 1997). Zakładając, że średnia masa ciała łani to 106 kg, a cieląt 67 kg (Tomek 2002) wyliczono, że rysie na terenie MPN mogą zabijać od 9 (3 łanie i 6 cieląt o sumarycznej masie 720 kg) do 18 (7 łani i 11 cieląt o sumarycznej masie 1 479 kg) jeleni rocznie. Przy przeciętnym stopniu wykorzystania przez rysie tusz zabitych przez siebie jeleni wynoszącym 75% (Okarma et al. 1997) zapotrzebowanie to w MPN wynosi od 12 (4 łanie; 8 cieląt.) do 25 (10 łani; 15 cieląt) jeleni rocznie (tab. 2).

Prezentowane wyliczenia wskazują, że na terenie MPN wilki i rysie mogą uśmiercić rocznie maksymalnie 212 jeleni, w tym 140 osobników to ofiary wilków, a 72 rysie (tab. 2). Jeżeli przyjąć, że przyrost populacji jelenia waha się w zależności od struktury płci od 25,8% do 27,7% w stosunku do wszystkich osobników (Tomek 2002), to liczebność jeleni na terenie MPN zwiększa się corocznie o 258–277 osobników. Bilans wskazuje, że wilk i ryś nie są w stanie powstrzymać wzrostu liczebności jeleni w MPN.

## 5. Dyskusja

Obecna liczebność populacji zwierząt kopytnych (1 230 j.j.) w MPN przekracza pojemność wyżywieniową drzewostanów wchodzących w jego skład, a zagęszczenie 6,6 j.j./km<sup>2</sup> stanowi realne zagrożenie dla utrzymania zarówno charakteru parku, jak i drzewostanów z nim sąsiadujących. Potwierdza to również Głowaciński (1997) podający, że większe zagęszczenie jeleni niż to notowane w połowie lat

**Tabela 2. Hipotetyczny wpływ wilka i rysia na populacje zwierząt kopytnych w Magurskim Parku Narodowym na podstawie wyliczeń według opublikowanych wyników badań dotyczących diety wilka i rysia oraz wpływu tych drapieżników na liczebność dużych ssaków kopytnych**

Table 2. The hypothetical impact of the wolf and lynx on ungulates in the Magura National Park (MNP) on the basis of calculations according to the published results of studies on diet wolf and lynx as well as the impact of these predators on the number of large hoofed mammals

<b>Drapieżnik</b> Predator	<b>Teren badań</b> Research area	<b>Wyniki badań</b> Results	<b>Hipotetyczna liczba ofiar zabijanych przez drapieżniki* na terenie MPN w ciągu roku</b> Number of victims killed by predators in the Magura National Park during the year
			<b>70–135 jeleni</b>
			<b>28–32 sarny</b>
			<b>18–22 dziki</b>
	<b>Bieszczady</b> (Śmietana 1998)	<b>wataha wilków (4–6 os.) zabija rocznie 35–65 jeleni, 14–16 saren oraz 9–11 dzików</b> pack of wolves kills 35–65 red deer, 14–16 roe deer, 9–11 wild boar	70–135 red deer 28–32 roe deer 18–22 wild boar
<b>Wilk</b> Wolf	<b>Puszcza Białowieża /</b> Białowieża Forest (Jędrzejewski et al. 2002)	<b>dziennie zapotrzebowanie wilka waha się od 4 do 9 kg pokarmu, średnio 5,6 kg</b> daily requirement of wolf ranges from 4 to 9 kg feed, on average 5,6 kg	<b>95 jeleni</b> (47 ♂; 28 ♀; 20 juv.) 95 red deer (47 ♂; 28 ♀; 20 juv.)
		<b>na 100 km<sup>2</sup> wilki zabijały średnio: 72 jelenie, 31 dzików i 16 saren</b> wolves killed an average of 72 red deer, 31 wild boar and 16 roe deer per 100 km <sup>2</sup>	<b>140 jeleni</b> <b>60 dzików</b> <b>31 saren</b> 140 red deer 60 wild boar 31 roe deer
<b>Ryś</b> Lynx	<b>Puszcza Białowieża /</b> Białowieża Forest (Schmidt et al. 2009) /	<b>przeciętny ryś w ciągu roku zabija 48 saren i 18 jeleni</b> the average lynx killed 48 deer and 18 deer in the year	<b>192 sarny</b> <b>72 jelenie</b> 192 roe deer 72 red deer
	<b>Puszcza Białowieża /</b> Białowieża Forest (Okarma et al. 1997)	<b>ryś w ciągu doby zjada przeciętnie od 1,7 do 3,6 kg mięsa</b> lynx eats an average of day from 1,7 to 3,6 kg of meat	<b>od 12 (4♀; 8 juv.) do 25 jeleni (10♀; 15 juv.)</b> from 12 (4♀; 8 juv.) do 25 red deer (10♀; 15 juv.)

\*na terenie Magurskiego Parku Narodowego bytuje 8 wilków i 4 rysie (GUS 2014)

\*in the Magura National Park live 8 wolves and 4 lynxes (GUS 2014)

90. XX, sięgające 5–7 osobników/km<sup>2</sup>, powoduje w drzewostanach straty o około 60% większe.

Przyjmuje się, że poziom szkód powodowanych przez zwierzęta kopytne w lasach gospodarczych jest dopuszczalny, jeśli nie zagraża osiągnięciu założonego celu hodowlanego (Miścicki 1998). Z kolei w odniesieniu do obszarów Natura 2000 (MPN to praktycznie Ostoja Magurska) poziom tych szkód nie może zagrażać zachowaniu siedlisk przyrodniczych we właściwym stanie ochrony, do czego obligują w tym zakresie zapisy Dyrektywy Rady 92/43/EWG. W tym świetle sytuacja w MPN jest nie do zaakceptowania, bowiem już w latach 80. XX wieku utrzymanie procesu odnowienia jodły w wielu karpackich drzewostanach było zagrożone, m.in. w wyniku przekroczenia progu dopuszczalnych szkód (Jamroz et al. 1981; Szukiel 1982; Bernadzki 1983; Głaz 1991).

Z punktu widzenia hodowli lasu zwierzęta kopytne są czynnikiem utrudniającym i ograniczającym możliwości naturalnego i sztucznego odnawiania drzewostanów, zwłaszcza w trakcie przebudowy i przemiany drzewostanu. Należy zwró-

cić uwagę, że w Ostoi Magurskiej, tylko w obrębie MPN przebudowy wymaga ponad 4 707,11 ha, w tym pilnej 3 932,95 ha (Romańczyk 2009). Przebudowa przy takim stanie liczebności zwierząt kopytnych musi wiązać się z ogrodzeniem tych powierzchni nawet na okres 60 lat w celu ochrony jodły. Trud takich działań i koszty są ogromne, a efekty niepewne (Szukiel 1982; Poznański, Jaworski 2000). Magurski Park Narodowy jako beneficjent Programu Operacyjnego Infrastruktura i Środowisko, działanie 5.1: (Projekt POIS.05.01.00–00–191/09 oraz Projekt POIS.05.01.00–00–375/12) pomimo takich zagrożeń prowadzi jednak przebudowę drzewostanów. W ramach pierwszego z wymienionych projektów wykonano np. groduzenia o łącznej długości 14 340 mb oraz przygotowano 150 600 sztuk sadzonek jodły, które to wysadzono na powierzchni 25,10 ha. Należy podkreślić, że przy utrzymaniu się obecnego stanu liczebnego zwierząt kopytnych w MPN, wysadzenie każdej sadzonki jodły, której nie objęto ogrodzeniem, jest w rzeczywistości dokarmianiem zwierząt kopytnych. Dokarmianiem z opóźnieniem można też nazwać rozgradza-

nie młodników, żerdziowin, a nawet drągowin jodłowych, co potwierdzają badania Jamrozego i Brewczyńskiego (1998), w których udowodniono dużo większą presję jeleniowatych na lasotwórcze gatunki drzew na terenie Magurskiego Parku Narodowego w porównaniu z Parkiem Babiogórskim.

Badania Kuijper i in. (2010a) wskazały, że zmiany w zagęszczeniach dużych roślinozerców odegrały ważną rolę w kształtowaniu składu gatunkowego drzew w ciągu ostatnich 70 lat w Białowieskim Parku Narodowym (BPN). Liczba drzew młodego pokolenia, określanych jako dorost, obliczona łącznie dla wszystkich gatunków, była ujemnie skorelowana z zagęszczeniami kopytnych, w tym jeleni. Z kolei okresowe spadki liczebności kopytnych, wywołane przez człowieka lub spowodowane czynnikami naturalnymi, mogą stwarzać warunki do odnowienia różnych gatunków drzew i sprzyjają bardziej zróżnicowanemu i dynamicznemu rozwojowi lasu. Badania przeprowadzone na terenie BPN wykazały również, że czynniki abiotyczne determinują wczesne etapy procesu odnowienia lasu, natomiast oddziaływanie kopytnych ma największy wpływ na późniejsze jego etapy (Kuijper et al. 2010b).

Z kolei odmienny pogląd dotyczący wpływu zwierząt kopytnych na odnowienie lasu prezentuje między innymi Chwistek (2010). Autor ten w dyskusji wyników badań przeprowadzonych w Gorczańskim Parku Narodowym (GPN) przypisuje dominującą rolę w procesie kształtowania składu gatunkowego drzewostanów czynnikiem klimatycznym. Interpretując otrzymane wyniki dotyczące przechodzenia podrostu do piętra drzew, prezentuje opinię o braku wpływu jeleniowatych na ten proces. Jednak pogląd ten nie jest poparty wynikami badań, bowiem nie obejmowały one rozmiaru uszkodzeń powodowanych przez ssaki kopytne w młodym pokoleniu drzew, ani też nie odnosiły się do zagęszczenia populacji tych zwierząt na terenie GPN w okresie badań.

Na konieczność regulacji liczebności zwierząt kopytnych przez człowieka, w celu pogodzenia różnorodnych celów zarządzania ekosystemem, zwrócono ostatnio uwagę w kontekście ochrony Puszczy Białowieskiej (Jędrzejewska et al. 2011). Wcześniej zwracano na to uwagę w odniesieniu do MPN (Jamrozy, Tomek 1997). Wspomniani autorzy proponowali, by liczebność jelenia w obszarze MPN nie przekraczała 900 osobników, a sarny 1 500 (łącznie 1 200 j.j., czyli prawie 68 j.j. na 1 000 ha). Otrzymany wynik tj. 66 j.j./1 000 ha w stosunku do przytoczonych przez autorów zaleceń można uznać za satysfakcjonujący, jednak wątpliwości budzi zaskakująco niska liczebność kopytnych wykazana w latach 2013–2014 w stosunku do roku 2011, wynosząca wówczas 1 221 jeleni, 1 682 sarny i 8 łosi (85 j.j. na 100 ha) (GUS 2012, 2013, 2014, 2015). Trudno przesądzać o powodzie, dla którego oszacowane liczebności tak znacząco zmalały, przyjmując przy tym wartości zgodne z propozycją wspomnianych autorów (Jamrozy, Tomek 1997). Mając na uwadze zasady gospodarowania populacjami zwierząt kopytnych nie można wykluczyć, że był to celowy zabieg, świadczący tylko i wyłącznie o skali problemu zarządzania populacjami jeleni i saren na obszarach chronionych. Wykazywane liczeb-

ności jeleni na terenie MPN są zaskakująco niskie w porównaniu z wynikami liczeń przeprowadzonych w marcu 2015 roku metodą teledetekcji (Okarma 2015b). Wspomniana inwentaryzacja została wykonana między innymi w Beskidzie Niskim, na terenie którego położony jest Magurski Park Narodowy. W inwentaryzacji tej, wykonanej na transekcie o długości 520 km, określono średnie zagęszczenie jeleni na 108,44 osobników/1 000 ha powierzchni leśnej. Przyjęcie takiego zagęszczenia dla MPN oznacza, że na jego terenie bytuje dwukrotnie więcej jeleni niż liczebność wykazywana w oficjalnych statystykach (GUS 2014, 2015). W początkowym okresie funkcjonowania Parku (tj. w latach 1996–2005 oraz w roku 2007), corocznie liczono zwierzęta na stałych powierzchniach próbnych (tzw. metodą pędzeń próbnych, zwaną też liczeniem tyraliera) oraz wykonywano tropienia na stałych trasach tropień (Jamrozy, Górecki 2009). Inwentaryzacje te wykazały, że początkowo na terenie Parku bytowało nawet ponad 2 000 jeleni (500 wg opinii miejscowych leśników i myśliwych), a po kilku latach, w wyniku prowadzenia intensywnej redukcji (nie tylko w Parku, ale i w sąsiednich obwodach łowieckich), liczebność obniżyła się do około 1 200–1 500 osobników (Jamrozy, Tomek 2003). W roku 2013 próbowano określić liczebność jeleniowatych, zliczając grupy odchodów (*faecal standing crop*, FSC). Na tej podstawie wykazano, że na terenie Parku bytuje 630 jeleni (Pirga 2014). Niemniej jednak wynik ten należy traktować jako orientacyjny i obarczony znacznym błędem, gdyż wiarygodność tej metody zależy od precyzyjnego określenia częstości defekacji jeleniowatych oraz tempa rozkładu ich odchodów (Chečko 2011), czego nie uczyniono bazując na wynikach badań przeprowadzonych na zwierzętach bytujących w zagrodach. W latach 2013–2014 również zliczano zwierzęta na stałych powierzchniach próbnych i wykazano, że na terenie Parku bytuje od 1 994 do 2 306 jeleni, co koresponduje z wynikami uzyskanymi przez Okarmę (2015b). Na tej podstawie można uznać z dużym prawdopodobieństwem, że w Parku jest dwukrotnie więcej jeleni niż jest to wykazane w oficjalnych statystykach (GUS 2014, 2015).

Uznanie wilka i rysia za jedyne regulatory liczebności zwierząt kopytnych na terenie MPN (Ostoi Magurskiej) jest, z punktu widzenia perspektywy trwałości i stabilności drzewostanów w tym obszarze, działaniem na szkodę ekosystemów leśnych. Przedstawione wyliczenia jasno dowodzą, iż żyjące na terenie MPN duże drapieżniki (8 wilków i 4 rysie) nie są w stanie powstrzymać przyrostu jeleniej populacji (258–277 osobników). W ramach ochrony czynnej realizowano tam odstrzał redukcyjny jeleni. W latach 2010–2014 pozyskiwano od 51 do 82 jeleni rocznie (GUS 2011, 2012, 2013, 2014). MPN nie jest wyspą, zatem zwierzęta kopytne przemieszczają się na tereny sąsiednie i odwrotnie w poszukiwaniu pożywienia, osłony itp. Z uwagi na rozmieszczenie korytarzy ekologicznych w Małopolsce (Jędrzejewski et al. 2005; Perzanowska et al. 2005) można przypuszczać, iż jelenie będą migrować z terenu MPN na zachód przez drzewostany Nadleśnictw Gorlice i Łosie. Promień oddziaływania związany z tym przemieszczaniem, wyrażający się znaczącym wzrostem szkód w tych drzewostanach

nach, może sięgać nawet ok. 100 km (Górny, Jędrzejewski 2011). To wskazuje, że w lasach gospodarczych graniczących z MPN, w tym włączonych do obszarów sieci Natura 2000, przemieszczające się zwierzęta kopytne mogą uniemożliwić osiągnięcie założonych celów hodowlanych. Niepokój jest więc uzasadniony, szczególnie że to właśnie trwałość lasów gospodarczych włączonych do ostoi Natura 2000 jest podstawowym warunkiem utrzymania we właściwym stanie ochrony siedlisk i gatunków, których występowanie było podstawą do zakreślenia granic Ostoi Magurskiej.

## 6. Wnioski

1. Utrzymanie równowagi w relacji ‘drapieżnik – ofiara’ (‘wilk, ryś – jelen, sarna’) w warunkach polskich, choćby z uwagą na skalę przestrzenną zagadnienia, jest mało realne.

2. Kwantyfikowanie zależności ‘drapieżnik – ofiara’ wymaga doskonalenia metody inwentaryzacji zarówno zwierząt łownych, jak i drapieżników.

3. Zaniechanie regulowania liczebności ssaków kopytnych w parkach narodowych może negatywnie wpływać na różnorodność biologiczną zarówno w tych parkach (np. ograniczenie, a nawet eliminacja preferowanych gatunków drzewiastych, zniekształcenie i zanik siedlisk przyrodniczych itp.), jak i na terenach przyległych do nich.

## Konflikt interesów

Autorzy deklarują brak potencjalnych konfliktów.

## Źródło finansowania

Badania sfinansowano ze środków własnych.

## Literatura

- Bernadzki E. 1983. Zamieranie jodły w granicach naturalnego zasięgu, w: Białobok S. (red.). Jodła pospolita *Abies alba* Mill. PWN, Warszawa–Poznań: 483–501. ISBN 8301040289.
- Budny M., Panek M., Bresiński M., Kamieniarz R., Kolanos B., Mąka H. 2010. Sytuacja zwierząt łownych w Polsce. Sezon łowiecki 2009/2010, Czempień: 19–23. ISSN 1230-2554.
- Chečko E. 2011. Estimating forest ungulate populations: a review of methods. *Forest Research Papers* 72(3): 253–265. DOI 10.2478/v10111-011-0025-6.
- Chwistek K. 2010. Zmiana składu gatunkowego i struktury drzewostanów Gorczańskiego Parku Narodowego w latach 1992–2007. *Ochrona Beskidów Zachodnich* 3: 79–92.
- Fruziński B. 1989. Pojemność środowiska, w: Krupka (red.). Łowiectwo. PWRiL, Warszawa, 125–126. ISBN 83-09-01139-3.
- Głaz J. 1991. Stan jodły w Karpackiej Krainie Przyrodniczo-leśnej. *Folia Forestalia Polonica, Ser. A*, 31: 63–80.
- Głowaciński Z. 1997. Ochrona i regulacja populacji kopytnych w Bieszczadzkiem Parku Narodowym. *Roczniki Bieszczadzkie* 5: 117–132.
- Górny M., Jędrzejewski W. 2011. Korytarze ekologiczne w Polsce. Międzynarodowa Konferencja naukowo-techniczna: „Ochrona dziko

żyjących zwierząt w projektowaniu i realizacji inwestycji transportowych – doświadczenia i problemy”, Łagów 20–22.06.2011. <http://pracownia.org.pl/korytarze-publicacje> [30.09.2016].

- GUS 2011. Leśnictwo 2011. Główny Urząd Statystyczny, Warszawa.
- GUS 2012. Leśnictwo 2012. Główny Urząd Statystyczny, Warszawa.
- GUS 2013. Leśnictwo 2013. Główny Urząd Statystyczny, Warszawa.
- GUS 2014. Leśnictwo 2014. Główny Urząd Statystyczny, Warszawa.
- GUS 2015. Leśnictwo 2015. Główny Urząd Statystyczny, Warszawa.
- Jamrozy G. 2014. Magurski Park Narodowy, w: Jamrozy G. (red.). Ssaki polskich parków narodowych: drapieżne, kopytne, zajęczaki i duże gryzonie. Wyd. Instytut Bioróżnorodności Leśnej, Uniwersytet Rolniczy – Magurski Park Narodowy, Kraków-Krempna: 80–93. ISBN 978-83-63926-81-6.
- Jamrozy G., Brewczyński P. 1998. Presja jeleniowatych na lasotwórcze gatunki drzew w Babiogórskim i Magurskim Parkach Narodowych. *Parki Narodowe i Rezerwy Przyrody* 17(4): 79–89.
- Jamrozy G., Górecki A. 2009. Ssaki, w: Górecki A., Zemanek B. (red.). Magurski Park Narodowy – monografia przyrodnicza. Oficyna Wydawnicza Texts, Krempna-Kraków: 216–230. ISBN 978-83-60560-55-6.
- Jamrozy G., Kubacki T., Tomek A., Zygarowicz F. 1981. Szkody wyrządzane przez jelenie i sarny w lasach karpaccich. *Sylwan* 125(3): 27–36.
- Jamrozy G., Tomek A. 1997. Jeleniowate w Magurskim Parku Narodowym: liczebność, presja na zbiorowiska roślinne, propozycje zasad postępowania. *Roczniki Bieszczadzkie* 5: 133–146.
- Jamrozy G., Tomek A. 2003. Monitoring the occurrence and numbers of cervoids by direct counting and snow cracking in the Magurski National Park (1996–2003), w: Miler A.T. (red.) Kształtowanie i ochrona środowiska leśnego, wyd. AR, Poznań: 573–582. ISBN 83-7160-331-2.
- Jędrzejewska B., Borowik T., Wawrzyniak P. 2011. Zarządzanie populacjami gatunków ssaków kopytnych i ich drapieżnikami w aspekcie zachowania trwałości lasu i realizacji celów ochrony przyrody w Puszczy Białowieskiej. Konferencja: „Zróżnicowanie form ochrony ekosystemów na obszarze Natura 2000 Puszcza Białowieska w planowaniu urzędziowym”. Białowieża 19 i 20 maja 2011, 288.
- Jędrzejewska B., Jędrzejewski W. 2001. Ekologia zwierząt drapieżnych Puszczy Białowieskiej. PWN, Warszawa. ISBN 83-01-13533-6.
- Jędrzejewski W., Nowak S., Stachura K., Skierczyński M., Mysłajek R. W., Niedziałkowski K., Jędrzejewska B., Wójcik J. M., Zalewska H., Pilot M. 2005. Projekt korytarzy ekologicznych łączących Europejską sieć Natura 2000 w Polsce. Opracowanie wykonane dla Ministerstwa Środowiska w ramach realizacji programu Phare PL0105.02 ”Wdrażanie Europejskiej Sieci Ekologicznej na terenie Polski”. Zakład Badań Ssaków PAN, Białowieża.
- 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 Palaearctic viewpoints. *Acta Theriologica* 39: 385–403.
- Jędrzejewski W., Schmidt K., Theuerkauf J., Selva N., Zub K., Szymura L. 2002. Kill rates and predation by wolves on ungulate populations in Białowieża Primeval Forest (Poland). *Ecology* 83: 1341–1356.
- Kuijper D.P.J., Jędrzejewska B., Brzeziecki B., Churski M., Jędrzejewski W., Żybuła H. 2010a. Fluctuating ungulate density shapes tree recruitment in natural stands of the Białowieża Primeval Forest, Poland. *Journal of Vegetation Science* 21(6): 1–17. DOI 10.1111/j.1654-1103.2010.01217.x.

- Kuijper D.P.J., Cromsigt J.P.G.M., Jędrzejewska B., Miścicki S., Churski M., Jędrzejewski W., Kweczlich I. 2010b. Bottom-up versus top-down control of tree regeneration in the Białowieża Primeval Forest, Poland. *Journal of Ecology* 98: 888–899. DOI 10.1111/j.1365-2745.2010.01656.x.
- Mikoś J., Merta D. 2009. Ocena szkód wyrządzanych przez jeleniowate w uprawach leśnych Leśnego Kompleksu Promocyjnego „Lasy Oliwsko-Darżlubskie”, w: Bobek B., Mikoś J., Wasilewski M. (red.). Gospodarka łowiecka i ochrona dzikich zwierząt na Pomorzu Gdańskim. Polskie Towarzystwo Leśne, Regionalna Dyrekcja Lasów Państwowych w Gdańsku, 101–118.
- Miścicki S. 1998. Metody szacowania szkód i uszkodzeń wyrządzanych przez zwierzyńnię w lasach. *Sylwan* 142(1): 105–114.
- Okarma H. 1991. Marrow fat content, sex and age of red deer killed by wolves in winter in the Carpathian Mountains. *Holarctic Ecology* 14: 169–172.
- Okarma H. 2015a. Wilk. Biblioteka przyrodniczo-łowiecka. Wydawnictwo H<sub>2</sub>O, Kraków. ISBN 978-83-927737-8-8.
- Okarma H. 2015b. Wykorzystanie teledetekcji do ustalenia liczebności zwierzyzny grubej w wybranych kompleksach leśnych. Praca wykonana na zlecenie DGLP. Raport końcowy - umowa nr ER-2717-1/14 z dnia 19 grudnia 2013 r.
- Okarma H., Jędrzejewski W., Schmidt K., Kowalczyk R., Jędrzejewska B. 1997. Predation of Eurasian lynx on roe deer and red deer in Białowieża Primeval Forest, Poland. *Acta Theriologica* 42: 203–224.
- Okarma H., Schmidt K. 2013. Ryś. Biblioteka przyrodniczo-łowiecka. Wydawnictwo H<sub>2</sub>O, Kraków. ISBN 978-83-927737-4-0.
- Perzanowska J., Makomaska-Juchiewicz M., Cierlik G., Król W., Tworek S., Kotońska B., Okarma H. 2005. Korytarze ekologiczne w Małopolsce. Instytut Nauk o Środowisku UJ, Instytut Ochrony Przyrody PAN, Kraków. ISBN 83-88934-84-8.
- Pielowski Z., Kamieniarz R., Panek M. 1993. Raport o zwierzętach łownych w Polsce, Państwowa Inspekcja Ochrony Środowiska. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa.
- Pirga B. 2014. Operat ochrony fauny. Zespół ssaków kopytnych, w: Plan ochrony Magurskiego Parku Narodowego na okres od 01.01.2016 do 31.12.2035r. Instytut Ochrony Przyrody PAN Kraków, maszynopis.
- Poznański R., Jaworski A. 2000. Nowoczesne metody gospodarowania w lasach górskich. CILP, Warszawa. ISBN 83-88478-10-9.
- Przybylska K. 2009. Lasy, w: Górecki A., Zemanek B. (red.). Magurski Park Narodowy – monografia przyrodnicza. Oficyna Wydawnicza Texts, Krempna-Kraków, 121–131. ISBN 978-83-60560-55-6.
- Romańczyk W. 2009. Dobór drzewostanów do przebudowy w Magurskim Parku Narodowym z wykorzystaniem waloryzacyjnego systemu oceny lasów górskich oraz technik informatycznych GIS. MSK. Praca doktorska. Katedra Hodowli Lasu, Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu.
- Szukiel E. 1979. Szkody w lasach Polski na tle zagęszczenia jeleniowatych. *Prace Instytutu Badawczego Leśnictwa* 546: 135–159.
- Szukiel E. 1982. Wpływ przegęszczenia jeleni na odnowienia w lasach bieszczadzskich. *Sylwan* 126 (1–3): 41–47.
- Szukiel E. 2001. Ochrona drzew przed roślinożernymi ssakami. CILP, Warszawa. ISBN 82-88-478-22-2.
- Śmietana W. 1998. Drapieżnictwo wilków jako czynnik śmiertelności w zespole kopytnych na terenie Bieszczadzkiego Parku Narodowego i w jego otoczeniu. Rozprawa doktorska, Instytut Ochrony Przyrody PAN: 1–57.
- Śmietana W. 2000. Bieszczadzka populacja wilka. *Monografie Bieszczadzkie* 9: 127–146.
- Śmietana W. 2005. Selectivity of wolf predation on red deer in the Bieszczady Mountains, Poland. *Acta Theriologica* 50: 277–288.
- Schmidt K., Kowalczyk R., Jędrzejewski W., Okarma H. 2009. Plany łowieckie a drapieżniki. *Łowiec Polski* 1: 22–29.
- Tomek A. 2002. Właściwości i struktura populacji jelenia (*Cervus elaphus* L.) w lasach krynickich (Karpaty). *Zeszyty Naukowe AR w Krakowie, Rozprawy* 278: 1–100. ISSN 1233-4189.

## Wkład autorów

M.W., K.Sz. – napisanie pracy, przegląd literatury; Z.K., P.B. – koncepcja, przegląd literatury.

## Forest management and hunting in areas adjacent to national parks: the example of the Magura National Park

Marek Wajdzik<sup>1\*</sup>, Zbigniew Kołodziej<sup>2</sup>, Piotr Bilański<sup>3</sup>, Katarzyna Szyjka<sup>1</sup>

<sup>1</sup>University of Agriculture in Kraków, Institute of Forest Ecology and Silviculture, Department of Forest Biodiversity, Al. 29 Listopada 46, 31–425 Kraków, Poland; <sup>2</sup> Forest Protection Team in Kraków, Al. Słowackiego 17A, 31–159 Kraków, Poland;

<sup>3</sup>University of Agriculture in Kraków, Institute of Forest Ecosystem Protection, Department of Forest Protection, Entomology and Forest Climatology, Al. 29 Listopada 46, 31–425 Kraków, Poland

\*Tel. +48 12 6625044, e-mail: [rlwajdzi@cyf-kr.edu.pl](mailto:rlwajdzi@cyf-kr.edu.pl)

**Abstract.** The aim of the study was to evaluate arguments for hunting and its impact on forest management and conservation in national parks as well as areas directly adjacent to them. The issue was examined using the example of the Magura National Park (MNP) for which data on the number of deer and predatory mammals included in the statistical yearbooks for 2013–2014 were available. The quality and size of the food sources provided by this type of forest habitat were evaluated using data obtained from the literature. We also included data on the dietary habits of wolves and lynxes as well as their impact on the number of large ungulates in our analysis.

The maximum carrying capacity of forest stands in the Magura National Park was determined to be 789 deer units (deer unit = 1 red deer or 0.3 elk or 5 roe deer), whereas in fact in 2014, the abundance of ungulates reached a total of 1230 deer units. Our analysis evaluating the impact of wolf and lynx populations on ungulates in the area showed that these predators can kill up to 212 deer per year (140 individuals by wolves and 72 by lynxes). The growth in deer population, however, varies from 25.8% to 27.7%, which in the MNP amounts to 258–277 new born individuals per year, meaning that the wolf and lynx populations in the MNP are not able to prevent the number of deer from growing.

The current population of ungulates (1230 deer units) having reached a density of 6.6 deer units/km<sup>2</sup> exceeds the capacity of the MNP and thus poses a real threat to maintaining both, the nature of the park and the adjacent stands.

This article shows that the natural maintenance of balance in the predator-prey relationship is unlikely under these conditions and failure to allow for anthropogenic interference to regulate the number of ungulates in protected areas may result in an increase in the density of their population. Potential destruction of other valuable assets such as forest habitats may consequently follow.

The current population of ungulates (1,230 deer units) having reached a density of 6.6 deer units/km<sup>2</sup> exceeds the capacity of the MNP and thus poses a real threat to maintaining the nature of both the park and the adjacent stands.

This article shows that the natural maintenance of balance in the predator-prey relationship is unlikely under these conditions and failure to allow for anthropogenic interference to regulate the number of ungulates in protected areas may result in an increase in the density of their population. Potential destruction of other valuable assets such as forest habitats may consequently follow.

**Keywords:** red deer, wolf, lynx, number, the Magura National Park, hunting management, nature conservation

### 1. Introduction

Over the past several decades, the number of deer in Poland has been steadily increasing (Budny et al. 2010, GUS 2011, 2012, 2013, 2014), resulting in a great challenge to fo-

rest management and nature conservation. The overly high numbers of ungulates carry a real threat to the stability and sustainability of forest ecosystems, as was already seen in the 1970s with the damage done by red deer in the Bieszczady Mountains (Shukiel 1982). At present, this is a problem

Submitted: 27.06.2016, reviewed: 22.02.2017, accepted after revision: 31.03.2017

in all of Poland, as evidenced by the increase in the number of red deer from 41,500 individuals in 1975 (Shukiel 1979) to 213,500 in 2015 (GUS 2015).

At present, the extent of the damage in many tree stands caused by ungulates transforms forest communities and even threatens their existence. The transformation involves the elimination of important forest-forming species preferred by deer, primarily fir, sycamore, ash and oak and also linden, pine, spruce and other species (Shukiel 1979; Jamroz, Tomek 1997; Szukiel 2001; Mikoś, Merta 2009).

For years, there has been discussion on reaching a compromise between the objectives of the hunting industry, which governs the populations of common ungulates in Poland, and the objectives of forestry and the protection of forest ecosystems. Developing solutions that are acceptable to all stakeholders is extremely complex when managing natural resources within and adjacent to national parks. Previous attempts to alleviate the conflicts that have arisen at the interface between nature conservation and the hunting, forestry or agricultural industries have failed to produce lasting, scientifically sound solutions to this problem. In the ongoing discussion, some adversaries are convinced that the proportion of deer in the diets of wolves and lynxes is so significant that, in the case of national parks, these predators are the natural and optimal regulator of dense populations of ungulates. This opinion, however, is not confirmed by the inventory of the level of damage to tree stands and regeneration stands caused by deer in national parks when compared with the number of predators and ungulates there. For example, in the Bieszczady Mountains, despite having the world's largest population density of wolves (Śmietana 2000), the level of damage caused by deer in sapling and regeneration stands has reached a level that threatens the sustainability and biodiversity of that region's forests.

The purpose of the study was to assess the validity of the hunting economy and its impact on forest management and nature conservation in national parks and their neighbouring areas. The issue was analysed using the example of Magura National Park (MNP). The basis for these considerations was the problem of protecting and managing deer populations, with particular reference to the red deer.

## 2. Study area

The study area, MNP, is located in the middle of the Low Beskid Mountains, in the upper part of the Wisłoka River valley. Its characteristic feature is very dense forest cover, reaching over 95.5%, with a total area of 19,437.9 ha (GUS 2014). The MNP area is the backbone of a special habitat protection area called the Magura Refuge [Ostoja Magurska] with an area of 20,084 ha. This refuge was established because of its special natural value, which is related to the oc-

currence of natural habitats such as those listed in Annex I of Council Directive 92/43/EEC (HD): acidic (9110) and fertile (9130) beech and sycamore forests and maple-lime forests on slopes and inclines (9180). This area is dominated by beech or predominantly beech forests (about 55% of forest area), followed by pine (19%), spruce (12%) and alder (9.7%). The large share of more than 50-year-old pine is the result of post-war afforestation on former agricultural land, which now requires urgent redevelopment to achieve optimal species composition (Jamroz 2014). As much as 96.43% of the forested area within the boundaries of MNP is occupied by mountain forest habitat (LG), but there are also habitats of mixed mountain forest (LMG), 0.52%; upland forest (Lwyz), 1.57%; riverine mountain forest (LLG), 0.95%; alder (OI), 0.42%; and mountain alder (OIG) forests, 0.11% (Przybylska 2009).

MNP is an important refuge of wild fauna, represented by 54 species of mammals, 120 species of breeding birds, 9 species of amphibians and 5 species of reptiles. Almost all possible predators are present, including the bear, wolf, lynx and wildcat. Ungulates are represented by numerous red deer, roe deer, wild boar (*Sus scrofa*) and elk, whose numbers are estimated at several individuals (Jamroz 2014).

## 3. Materials and methods

Data on the numbers of cervids and predatory mammals included in the 2013–2014 statistical yearbook (GUS 2014, 2015) were used. On the basis of available data and Fruziński's (1989) study, the feeding capacity of MNP forest habitats was calculated using the criteria of the aforementioned author of dividing the tree stands into mountain forecrop forests and lower mountain zone forests. Using Fruziński's (1998) proposed deer unit formula, based on the trophic requirements and energy budget of ungulates, one deer unit was assumed to be one red deer or 0.3 elk or five roe deer. On this basis, the acceptable cervid density for the study area was determined. In the next step, the possible impact of predatory mammals, that is, the wolf and lynx, on the red deer population of MNP was calculated. These calculations were based on the results of studies on the diet of the wolf and lynx as well as on the impact of these predators on the numbers of large ungulates (Głowaciński 1997, Śmietana 1998, Jędrzejewski, Jędrzejewska 2001, Jędrzejewski et al. 2002, Schmidt et al. 2009, Okarma, Schmidt 2013; Okarma 2015).

## 4. Results

The feeding capacity of MNP tree stands was estimated at a maximum of 789 deer units (Table 1). The calculations assumed that 4,707 ha was forecrop stands and the rest (13,865 ha) was classified as lower mountain zone stands. In fact, in the

**Table 1.** Capacity of stands in the Magura National Park calculated in deer units per 1 thousand hectares of forest area (deer units/1000 ha)

Group of forests with uniform capacity of forest environment for deer	Estimated capacity of food of cervids* [deer units/1000 ha]	Forest area [ha]	Estimated capacity of forest [deer units]
Mountain forests forecrops	25–35	4 707	118–165
Forests of lower mountain zone	36–45	13 865	499–624
Total		18 572	617–789

\*by Fruziński (1989)

area of MNP, which constitutes 96.7% of the Magura Refuge, the number of ungulates reached a value of 1,230 deer units (9 elk = 30 deer units; 1,000 red deer = 1,000 deer units; 1,000 roe deer = 200 deer units) in 2014. Assuming that the forest surface of MNP is 18,572 ha, it was calculated that the deer density of 1,000 ha of this area is 66 deer units, including 54 red deer.

In 2013, there were eight wolves, four lynxes and one bear (GUS 2014) in MNP. In subsequent calculations, it was assumed that only the wolf and lynx affected the abundance of the red deer population in the Park.

Based on the results of the study conducted by Śmietana (1998) in the Bieszczady Mountains, it was assumed that four to six individuals in a wolf pack annually kill 35–65 red deer, 14–16 roe deer and 9–11 wild boar. There were eight wolves in the Park, and in the subsequent analyses, it was assumed that they lived in two packs. As a consequence, the wolves in MNP reduce prey populations living there by 70–35 red deer, 28–32 roe deer and 18–22 wild boars (Table 2).

However, based on the research results from Białowieża Forest (Jędrzejewski et al., 2002), it was assumed that one wolf eats, on an average, 5.6 kg of biomass per day, so that the eight Magura wolves are able to consume 16,352 kg of meat per year. Assuming that 68% of wolf kills are red deer (Okarma 2015a), then this species represents 11,119 kg. Amongst the red deer killed by the Bieszczady wolves (Cream 2005), males predominated (49.1%), with females and calves accounting for 29.6% and 21.3%, respectively. If the mean body weight of a male is 147 kg, with a female and calf at 106 and 67 kg, respectively, as noted by Tomek (2002) in the Krynica forests, wolves in MNP reduce the deer population annually by 95 individuals, which includes 47 males, 28 females and 20 calves (Table 2), for a total weight of 11,217 kg.

The impact of wolves on the wild ungulate population in Białowieża Forest was also determined for an area of 100 km<sup>2</sup> by Jędrzejewski et al. (2002), who reported that wolves kill, on an average, 72 red deer, 31 wild boars and 16 roe deer. Given these numbers, we can assume that in MNP (an area of almost 20,000 ha), wolves reduce the red deer population by 140 individuals and wild boars and roe deer by 60 and 31 individuals, respectively (Table 2).

The second large predator, which can significantly impact the size of the deer population, is the lynx, whose abundance in MNP is determined to be four individuals (GUS 2014). According to Schmidt et al. (2009), on an average, lynx kills 48 roe deer and 18 red deer annually, so the 4 lynxes in MNP consume 192 roe deer and 72 red deer per year. The impact of this predator on the number of its victims can also be calculated based on its meat requirements. According to Okarma et al. (1997), the lynx consumes, on an average, 1.7–3.6 kg of meat per day, so four lynxes require 2,482–5,256 kg per year. Amongst the victims of this predator, 69% of its prey is roe deer, 28% red deer and 3% wild boars (Jędrzejewski et al. 1993). It follows that the requirements of the Magura lynxes for red deer ranges from 695 to 1,472 kg per year. Amongst the red deer killed, calves predominate (61%), with females following at 39% (Jędrzejewski et al., 1993; Okarma et al., 1997). Given that the mean body mass of a female is 106 kg and a calf is 67 kg (Tomek 2002), it was calculated that lynxes in the MNP area could kill 9 (3 females and 6 calves at a total weight of 720 kg) to 18 (7 females and 11 calves at a total weight of 1,479 kg) red deer per year. With an average use rate of 75% of deer carcasses killed by the lynx (Okarma et al. 1997), the demand in MNP for this prey ranges from 12 (4 females, 8 calves) to 25 (10 females, 15 calves) red deer per year (Table 2).

The calculations show that within MNP, wolves and lynxes can kill a maximum of 212 red deer per year, of which 140 individuals are the victims of wolves and 72 of lynxes (Table 2). If the population growth rate of red deer varies from 25.8% to 27.7% of all individuals (Tomek 2002), the red deer population of the MNP area is increasing by 258–277 individuals annually. The balance indicates that the wolf and lynx are unable to stop the growth of red deer in MNP.

## 5. Discussion

The current abundance of the ungulate population (1,230 deer units) in MNP exceeds the volume of food available from its tree stands, and the density of 6.6 deer units/km<sup>2</sup> is a genuine threat to maintaining the character of both the park

**Table 2.** The hypothetical impact of the wolf and lynx on ungulates in the Magura National Park (MNP) on the basis of calculations according to the published results of studies on diet wolf and lynx as well as the impact of these predators on the number of large hoofed mammals

Predator	Research area	Results	Number of victims killed by predators in the Magura National Park during the year
Wolf	(Śmietana 1998)	pack of wolves kills 35–65 red deer, 14–16 roe deer, 9–11 wild boar	70–135 red deer 28–32 roe deer 18–22 wild boar
	Białowieża Forest (Jędrzejewski et al. 2002)	daily requirement of wolf ranges from 4 to 9 kg feed, on average 5.6 kg	95 red deer (47 ♂; 28 ♀; 20 juv.)
		wolves killed an average of 72 red deer, 31 wild boar and 16 roe deer per 100 km <sup>2</sup>	140 red deer 60 wild boar 31 roe deer
Lynx	Białowieża Forest (Schmidt et al. 2009)	the average lynx killed 48 deer and 18 deer in the year	192 roe deer 72 red deer
	Białowieża Forest (Okarma et al. 1997)	lynx eats an average of day from 1.7 to 3.6 kg of meat	from 12 (4 ♀; 8 juv.) do 25 red deer (10 ♀; 15 juv.)

\*in the Magura National Park live 8 wolves and 4 lynxes (GUS 2014)

and its neighbouring stands. This is also confirmed by Głowaciński (1997), who stated that a deer density higher than that recorded in the mid-1990s, which reached 5–7 individuals/km<sup>2</sup>, causes about 60% more losses in the tree stands.

It is assumed that the level of damage caused by ungulates in commercial forests is acceptable if it does not endanger the achievement of the planned silviculture objectives (Miścicki 1998). On the other hand, in relation to Natura 2000 sites (MNP is practically the Magura Refuge), the level of damage must not jeopardise the preservation of natural habitats in their proper state of conservation, as required by Council Directive 92/43/EEC. In this perspective, the situation of MNP is unacceptable. The maintenance of the process of fir renewal in many Carpathian forests was already threatened in the 1980s, amongst other reasons, by exceeding the allowable damage threshold (Jamrozy et al. 1981; Szukiel 1982; Bernadzki 1983; Głaz 1991).

From the point of view of forest regeneration, ungulates are a factor hindering and limiting natural and artificial stand renewal, especially during the process of reconstructing and transforming the tree stands. It should be noted that in the Magura Refuge, the area only within the boundaries of MNP requires more than 4,707.11 ha of reconstruction, including 3,932.95 ha of urgent need (Romańczyk 2009). Reconstruction in such a state of ungulate abundance requires that these areas be fenced, even for a period of 60 years, to protect the fir. The effort and costs of such activities are great, and the results are uncertain (Szukiel 1982; Poznań, Jaworski 2000). Despite such threats, the MNP is nevertheless undertaking the reconstruction of its tree stands as the beneficiary of the Operational Program-

me Infrastructure and Environment, Action 5.1 (Project POIS.05.01.00-00-191/09 and Project POIS.05.01.00-00-375/12). Within the framework of the first of these projects, for example, fences with a total length of 14,340 m were built and 150,600 fir trees were planted in an area of 25.10 ha. It should be emphasised that given the current status of ungulates in MNP, each planted fir seedling not enclosed by fencing in reality becomes food for the ungulates. Taking down fences around fir sapling and pole wood stands can also be called the delayed feeding of cervids, as confirmed by Jamrozy and Brewczynski's (1998) study, which found a much greater pressure of ungulates on the forests of MNP compared to Babiogorski National Park.

Kuijper et al. (2010a) indicated that changes in the densities of large herbivores played an important role in the species composition of trees in Białowieża National Park (BNP) over the past 70 years. The number of younger generation of trees, referred to as ingrowth, calculated for all species was negatively correlated with ungulate concentrations, including red deer. On the other hand, periodic decreases in the number of ungulates, caused by humans or natural factors, can create conditions for the renewal of various tree species and promote more diversified and dynamic forest development. Research conducted at the BNP also showed that abiotic factors determine the early stages of the forest regeneration process, whereas the impact of ungulates has the greatest impact on subsequent stages (Kuijper et al. 2010b).

In turn, a different view on the impact of ungulates on forest regeneration is presented by Chwistek (2010). In discussing the results of research carried out in Gorczański

National Park (GNP), this author states that climatic factors are the dominant influence in the process of shaping the species composition of forest stands. In interpreting the results obtained for the transition from sapling to stratification, he presents the opinion on the lack of the impact of cervids on this process. However, this view is not supported by the results of the study because it did not include the extent of damage caused by ungulates to the young generation of trees nor did it refer to the population density of these animals in GNP during the study period.

The need to regulate the number of ungulates by humans in order to reconcile various ecosystem management objectives has recently been raised in the context of protecting Białowieża Forest (Jędrzejewska et al. 2011). This was pointed out earlier in relation to MNP (Jamrozy, Tomek 1997). The aforementioned authors proposed that the number of individual deer in the MNP area should not exceed 900 red deer and 1,500 roe deer (total of 1,200 deer units or almost 68 deer units per 1,000 ha). The result obtained of 66 deer units/1,000 ha compared to the recommendations cited by the authors may be considered satisfactory, but doubts are raised by the surprisingly low numbers of ungulates recorded between 2013 and 2014, compared to 2011, amounting to 1,221 red deer, 1,682 roe deer and 8 elk (85 deer units per 100 ha) (GUS 2012, 2013, 2014, 2015). It is difficult to determine why the estimated numbers decreased so significantly, and given this, accept the values proposed by the authors (Jamrozy, Tomek 1997). Bearing in mind the principles of managing ungulate populations, it cannot be ruled out that this was deliberate and only an indication of the scale of the problem of managing red deer and roe deer populations in protected areas. Red deer numbers determined for MNP are surprisingly low compared to the remote sensing results of March 2015 (Okarma 2015b). This inventory was conducted, amongst others, in the Low Beskids, where the Magurski National Park is located. This inventory, conducted along a 520-km long transect, determined an average density of red deer at 108.44 individuals per 1,000 ha of forest area. Accepting such a density in MNP means that there are twice as many deer in its area as the official statistics (GUS 2014, 2015). In the initial period of the Park's operation (in 1996–2005 and 2007), animals were counted annually in sample plots (using the sample round-up method, also called an extended line count) and tracked on permanent tracking trails (Jamrozy, Górecki 2009). These inventories showed that initially there were even more than 2,000 deer in the Park (500 according to the opinion of local foresters and hunters) and after several years, as a result of intensive reductions (not only in the Park but also in neighbouring hunting districts), this number decreased to about 1,200–1,500 individuals

(Jamrozy, Tomek 2003). In 2013, an attempt was made to count the number of red deer by counting the faecal standing crop. On this basis, it was found that there are 630 red deer (Pirga 2014) in the Park. However, this result should be considered as indicative and subject to significant error, as the reliability of this method depends on the precise determination of the rate of deer defecation and the rate at which their faeces decompose (Chečko 2011), which was not determined; the calculations were based on the study results of animals kept in enclosures. In 2013–2014, animals were also counted on permanent sample plots and it was shown that there were between 1,994 and 2,306 red deer in the Park, which corresponds to the results obtained by Okarma (2015b). On this basis, it is highly probable that there are twice as many red deer in the Park than is presented in the official statistics (GUS 2014, 2015).

Acknowledging wolves and lynxes as the sole regulators of ungulates in MNP (Magura Refuge) is, from the perspective of the sustainability and stability of the tree stands in this area, detrimental to the forest ecosystems. The calculations clearly show that the large predators (eight wolves and four lynxes) living in MNP are unable to stop the growth of the red deer population (258–277 individuals). Within the scope of active protection, the number of deer was reduced through hunting. In 2010–2014, 51–82 deer (GUS 2011, 2012, 2013, 2014) were taken each year. MNP is not an island, so ungulates move to neighbouring areas and vice versa in search of food, shelter and so on. Owing to the distribution of ecological corridors in the Małopolska region (Jędrzejewski et al. 2005; Perzanowska et al. 2005), one can assume that deer will migrate from MNP to the west through the tree stands of Gorlice and Łosie Forest Districts. The radius of impact associated with this movement, represented by a significant increase in the damage in these stands, can reach as high as 100 km (Górny, Jędrzejewski 2011). This indicates that in the commercial forests bordering MNP, including those in Natura 2000 sites, the movements of ungulates may prevent the achievement of renewal objectives. Therefore, the concern is justified, especially because the sustainability of the commercial forests included in the Natura 2000 refuge is a prerequisite for maintaining habitats and species in good condition, whose presence was the basis for determining the borders of the Magura Refuge.

## 6. Conclusions

1. Maintaining balance in the 'predator-prey' relationship ('wolf, lynx-deer') under the conditions prevailing in Poland, even in consideration of the spatial scale of the problem, is unrealistic.

2. Quantifying the ‘predator–prey’ dependency requires improvements in inventory methods of both the game animals and predators.

3. Failure to regulate the number of ungulates in national parks may adversely affect the biodiversity in both these parks (e.g. the reduction and even the elimination of preferred tree species, the degradation and disappearance of natural habitats) and adjoining areas.

## Conflicts of interest

The authors declare no potential conflicts of interest.

## Acknowledgements and source of funding

The research was funded from our own funds.

## References

- Bernadzki E. 1983. Zamieranie jodły w granicach naturalnego zasięgu, w: Białobok S. (red.). Jodła pospolita *Abies alba* Mill. PWN, Warszawa–Poznań: 483–501. ISBN 8301040289.
- Budny M., Panek M., Bresiński M., Kamieniarz R., Kolanos B., Mąka H. 2010. Sytuacja zwierząt łownych w Polsce. Sezon łowiecki 2009/2010, Czempin: 19–23. ISSN 1230-2554.
- Chečko E. 2011. Estimating forest ungulate populations: a review of methods. *Forest Research Papers* 72(3): 253–265. DOI 10.2478/v10111-011-0025-6.
- Chwistek K. 2010. Zmiana składu gatunkowego i struktury drzewostanów Gorczańskiego Parku Narodowego w latach 1992–2007. *Ochrona Beskidów Zachodnich* 3: 79–92.
- Fruziński B. 1989. Pojemność środowiska, w: Krupka (red.). Łowiectwo. PWRiL, Warszawa, 125–126. ISBN 83-09-01139-3.
- Głaz J. 1991. Stan jodły w Karpackiej Krainie Przyrodniczo-leśnej. *Folia Forestalia Polonica, Ser. A*, 31: 63–80.
- Głowaciński Z. 1997. Ochrona i regulacja populacji kopytnych w Bieszczadzkiem Parku Narodowym. *Roczniki Bieszczadzkie* 5: 117–132.
- Górny M., Jędrzejewski W. 2011. Korytarze ekologiczne w Polsce. Międzynarodowa Konferencja naukowo-techniczna: „Ochrona dzikich żyjących zwierząt w projektowaniu i realizacji inwestycji transportowych – doświadczenia i problemy”, Łagów 20–22.06.2011. <http://pracownia.org.pl/korytarze-publicacje> [30.09.2016].
- GUS 2011. Leśnictwo 2011. Główny Urząd Statystyczny, Warszawa.
- GUS 2012. Leśnictwo 2012. Główny Urząd Statystyczny, Warszawa.
- GUS 2013. Leśnictwo 2013. Główny Urząd Statystyczny, Warszawa.
- GUS 2014. Leśnictwo 2014. Główny Urząd Statystyczny, Warszawa.
- GUS 2015. Leśnictwo 2015. Główny Urząd Statystyczny, Warszawa.
- Jamroz G. 2014. Magurski Park Narodowy, w: Jamroz G. (red.). Ssaki polskich parków narodowych: drapieżne, kopytne, zajęczaki i duże gryzonie. Wyd. Instytut Bioróżnorodności Leśnej, Uniwersytet Rolniczy – Magurski Park Narodowy, Kraków-KreMNP: 80–93. ISBN 978-83-63926-81-6.
- Jamroz G., Brewczyński P. 1998. Presja jeleniowatych na lasotwórcze gatunki drzew w Babiogórskim i Magurskim Parkach Narodowych. *Parki Narodowe i Rezerваты Przyrody* 17(4): 79–89.
- Jamroz G., Górecki A. 2009. Ssaki, w: Górecki A. Zemanek B. (red.). Magurski Park Narodowy – monografia przyrodnicza. Oficyna Wydawnicza Texts, KreMNP-Kraków: 216–230. ISBN 978-83-60560-55-6.
- Jamroz G., Kubacki T., Tomek A., Zygarowicz F. 1981. Szkody wyrządzane przez jelenie i sarny w lasach karpackich. *Sylwan* 125(3): 27–36.
- Jamroz G., Tomek A. 1997. Jeleniowate w Magurskim Parku Narodowym: liczebność, presja na zbiorowiska roślinne, propozycje zasad postępowania. *Roczniki Bieszczadzkie* 5: 133–146.
- Jamroz G., Tomek A. 2003. Monitoring the occurrence and numbers of cervoids by direct counting and snow cracking in the Magurski National Park (1996–2003), w: Miler A.T. (red.) Kształtowanie i ochrona środowiska leśnego, wyd. AR, Poznań: 573–582. ISBN 83-7160-331-2.
- Jędrzejewska B., Borowik T., Wawrzyniak P. 2011. Zarządzanie populacjami gatunków ssaków kopytnych i ich drapieżnikami w aspekcie zachowania trwałości lasu i realizacji celów ochrony przyrody w Puszczy Białowieskiej. Konferencja: „Zróżnicowanie form ochrony ekosystemów na obszarze Natura 2000 Puszcza Białowieska w planowaniu urzędzeniowym”. Białowieża 19 i 20 maja 2011, 288.
- Jędrzejewska B., Jędrzejewski W. 2001. Ekologia zwierząt drapieżnych Puszczy Białowieskiej. PWN, Warszawa. ISBN 83-01-13533-6.
- Jędrzejewski W., Nowak S., Stachura K., Skierczyński M., Mysłajek R. W., Niedziałkowski K., Jędrzejewska B., Wójcik J. M., Zalewska H., Pilot M. 2005. Projekt korytarzy ekologicznych łączących Europejską sieć Natura 2000 w Polsce. Opracowanie wykonane dla Ministerstwa Środowiska w ramach realizacji programu Phare PL0105.02 „Wdrażanie Europejskiej Sieci Ekologicznej na terenie Polski”. Zakład Badań Ssaków PAN, Białowieża.
- 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 Palaearctic viewpoints. *Acta Theriologica* 39: 385–403.
- Jędrzejewski W., Schmidt K., Theuerkauf J., Selva N., Zub K., Szymura L. 2002. Kill rates and predation by wolves on ungulate populations in Białowieża Primeval Forest (Poland). *Ecology* 83: 1341–1356.
- Kuijper D.P.J., Jędrzejewska B., Brzeziecki B., Churski M., Jędrzejewski W., Żybura H. 2010a. Fluctuating ungulate density shapes tree recruitment in natural stands of the Białowieża Primeval Forest, Poland. *Journal of Vegetation Science* 21(6): 1–17. DOI 10.1111/j.1654-1103.2010.01217.x.
- Kuijper D.P.J., Cromsigt J.P.G.M., Jędrzejewska B., Miścicki S., Churski M., Jędrzejewski W., Kweczlich I. 2010b. Bottom-up versus top-down control of tree regeneration in the Białowieża Primeval Forest, Poland. *Journal of Ecology* 98: 888–899. DOI 10.1111/j.1365-2745.2010.01656.x.
- Mikołaj J., Merta D. 2009. Ocena szkód wyrządzanych przez jeleniowate w uprawach leśnych Leśnego Kompleksu Promocyjnego

- „Lasy Oliwsko-Darżlubskie”, w: Bobek B., Mikoś J., Wasilewski M. (red.). Gospodarka łowiecka i ochrona dzikich zwierząt na Pomorzu Gdańskim. Polskie Towarzystwo Leśne, Regionalna Dyrekcja Lasów Państwowych w Gdańsku, 101–118.
- Miściński S. 1998. Metody szacowania szkód i uszkodzeń wyrządzanych przez zwierzynę w lasach. *Sylvan* 142(1): 105–114.
- Okarma H. 1991. Marrow fat content, sex and age of red deer killed by wolves in winter in the Carpathian Mountains. *Holarctic Ecology* 14: 169–172.
- Okarma H. 2015a. Wilk. Biblioteka przyrodniczo-łowiecka. Wydawnictwo H<sub>2</sub>O, Kraków. ISBN 978-83-927737-8-8.
- Okarma H. 2015b. Wykorzystanie teledetekcji do ustalenia liczebności zwierzyny grubej w wybranych kompleksach leśnych. Praca wykonana na zlecenie DGLP. Raport końcowy - umowa nr ER-2717-1/14 z dnia 19 grudnia 2013 r.
- Okarma H., Jędrzejewski W., Schmidt K., Kowalczyk R., Jędrzejewska B. 1997. Predation of Eurasian lynx on roe deer and red deer in Białowieża Primeval Forest, Poland. *Acta Theriologica* 42: 203–224.
- Okarma H., Schmidt K. 2013. Ryś. Biblioteka przyrodniczo-łowiecka. Wydawnictwo H<sub>2</sub>O, Kraków. ISBN 978-83-927737-4-0.
- Perzanowska J., Makomaska-Juchiewicz M., Cierlik G., Król W., Tworek S., Kotońska B., Okarma H. 2005. Korytarze ekologiczne w Małopolsce. Instytut Nauk o Środowisku UJ, Instytut Ochrony Przyrody PAN, Kraków. ISBN 83-88934-84-8.
- Pielowski Z., Kamieniarz R., Panek M. 1993. Raport o zwierzętach łownych w Polsce, Państwowa Inspekcja Ochrony Środowiska. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa.
- Pirga B. 2014. Operat ochrony fauny. Zespół ssaków kopytnych, w: Plan ochrony Magurskiego Parku Narodowego na okres od 01.01.2016 do 31.12.2035r. Instytut Ochrony Przyrody PAN Kraków, maszynopis.
- Poznański R., Jaworski A. 2000. Nowoczesne metody gospodarowania w lasach górskich. CILP, Warszawa. ISBN 83-88478-10-9.
- Przybylska K. 2009. Lasy, w: Górecki A., Zemanek B. (red.). Magurski Park Narodowy – monografia przyrodnicza. Oficyna Wydawnicza Texts, KreMNPa-Kraków, 121–131. ISBN 978-83-60560-55-6.
- Romańczyk W. 2009. Dobór drzewostanów do przebudowy w Magurskim Parku Narodowym z wykorzystaniem waloryzacyjnego systemu oceny lasów górskich oraz technik informatycznych GIS. MSK. Praca doktorska. Katedra Hodowli Lasu, Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu.
- Szukiel E. 1979. Szkody w lasach Polski na tle zagęszczenia jeleniowatych. *Prace Instytutu Badawczego Leśnictwa* 546: 135–159.
- Szukiel E. 1982. Wpływ przegęszczenia jeleni na odnowienia w lasach bieszczadzkich. *Sylvan* 126 (1–3): 41–47.
- Szukiel E. 2001. Ochrona drzew przed roślinożernymi ssakami. CILP, Warszawa. ISBN 82-88-478-22-2.
- Śmietana W. 1998. Drapieźnictwo wilków jako czynnik śmiertelności w zespole kopytnych na terenie Bieszczadzkiego Parku Narodowego i w jego otoczeniu. Rozprawa doktorska, Instytut Ochrony Przyrody PAN: 1–57.
- Śmietana W. 2000. Bieszczadzka populacja wilka. *Monografie Bieszczadzkie* 9: 127–146.
- Śmietana W. 2005. Selectivity of wolf predation on red deer in the Bieszczady Mountains, Poland. *Acta Theriologica* 50: 277–288.
- Schmidt K., Kowalczyk R., Jędrzejewski W., Okarma H. 2009. Plany łowieckie a drapieźniki. *Łowiec Polski* 1: 22–29.
- Tomek A. 2002. Właściwości i struktura populacji jelenia (*Cervus elaphus* L.) w lasach krynickich (Karpaty). *Zeszyty Naukowe AR w Krakowie, Rozprawy* 278: 1–100. ISSN 1233-4189.

### Authors' contributions

M.W., K.Sz. – writing the text, literature review; Z.K., P.B. – concept of the paper, literature review.