

Zbigniew Głowaciński
Instytut Ochrony Przyrody PAN
al. Mickiewicza 33, 31–120 Kraków
glowacinski@iop.krakow.pl

Received: 16.07.2007
Reviewed: 20.07.2007

PROBLEM OCHRONY I ZARZĄDZANIA POPULACJAMI ZWIERZĄT ŁOWNYCH W KRAJOWYCH PARKACH NARODOWYCH I ICH BEZPOŚREDNIM OTOCZENIU

Protection and management problems of game populations
in Polish national parks and their surroundings

Abstract: Simple, but efficient and accurate methods of estimation of game populations in national parks are proposed. These are: monitoring method of snow tracking along stable transects, and driving census used periodically. Impact of ungulates upon forest ecosystem in the park should be monitored along suitable transects or on experimental plots. Extend of damages and/or the estimation of carrying capacity of a habitat should be a basis for implementation of models of population structure, and especially of the numbers of large herbivores. The creation of protection zones for game animals around national parks was recognized as indispensable. Some variants of solution of this problem are presented. It was also acknowledged that game management plans in hunting grounds neighboring the national park should be obligatorily approved by a park director.

Wstęp

Zarządzanie i ochrona zwierząt łownych w parkach narodowych, jak zresztą i innych terenach chronionych, jest jednym z ważniejszych i nabrzmiałych problemów w praktyce ochroniarskiej. Do dziś jest to problem w Polsce nieuregulowany, stwarzający wiele sytuacji konfliktowych na styku ochrony przyrody, łowiectwa, gospodarki leśnej i rolnej. Służby parków narodowych skazane są na rozwiązania doraźne i połowiczne, jako że skuteczność ich działania jest silnie uzależniona od kół łowieckich gospodarujących „zwierzyną” w otoczeniu parku narodowego, a także innych użytkowników gruntów w otulinie parku. Nie można bowiem prowadzić racjonalnej gospodarki zwierzętami łownymi na obszarach małych, jakie zajmują polskie parki narodowe. Jest ona bowiem elementem dynamicznym, wymagającym dużej wolnej przestrzeni życiowej i możliwości migracji.

Celem niniejszej publikacji jest rozważenie i zaproponowanie niektórych ważniejszych zasad postępowania ze zwierzętami kopytnymi, szczególnie znaczącą grupą zwierząt łownych na terenach parków narodowych i w ich otoczeniu. W tym sformułowaniu mieszczą się takie zagadnienia jak: (1) zarekomendowanie na użytek parków narodowych metod ewidencji i liczenia dużych ssaków łownych, (2) wskazanie metod szacowania pojemności siedliskowej parku względem dużych roślinożerców, jak też szacowania zniszczeń spowodowanych przez zwierzęta w fitocenozach, (3) ustalenie zasad zarządzania populacjami zwierząt łownych w otulinie i przedstawienia koncepcji otuliny łowieckiej, (4) wskazanie zmian ustawowych odnośnie stworzenia możliwości wpływania dyrektorów parków na plany kół łowieckich gospodarujących w otoczeniu parku narodowego.

Dlaczego w parkach narodowych należy zajmować się zwierzętami łownymi?

Faktem jest, że omawiana kategoria zwierząt leży jakby na uboczu zainteresowań ochrony przyrody, ponieważ dotyczy gatunków występujących na ogół pospolicie, reprezentowanych przez duże populacje i tym samym niezbyt zagrożone. Ale na terenach chronionych musimy zajmować się zwierzętami łownymi, gdyż:

- 1) są one integralną częścią ekosystemów chronionych, znacząco uczestniczą w przepływie energii i obiegu materii w ekosystemach lądowych;
- 2) są podstawowym elementem ekologicznego układu LAS–ROŚLINOŻERCY–DUŻE DRAPIEŻNIKI;
- 3) są (zwłaszcza kopytne) jednym z najważniejszych czynników środowiskotwórczych, wpływających na rozwój i równowagę ekosystemów;
- 4) ssaki kopytne utrzymują wyższe poziomy troficzne, w tym szczytowe drapieżniki i zespoły padlinożerców;
- 5) jako w większości duże zwierzęta, są atrakcją dla zwiedzających parki narodowe i rezerwy przyrody, wnoszą wartości naukowe i edukacyjne, dostarczają doznań estetycznych;
- 6) większość polskich parków narodowych to parki wybitnie leśne, stanowiące ważne ostoje „zwierzyny”, a występujące w nich duże zwierzęta łowne, w tym zwłaszcza kopytne, są częścią większej populacji regionalnej (metapopulacji), toteż nie można ich ignorować w zarządzaniu parkami narodowymi i terenami leśnymi.

Ta sztucznie wydzielona grupa zwierząt jest po prostu jednym z podstawowych elementów strukturalnych parku, silnie wpływającym na funkcjonowanie lokalnych ekosystemów.

Na czym polega problem zwierząt łownych w parkach narodowych?

Polega on przede wszystkim na tym, że:

1) polskie parki narodowe są zbyt małe i często zbyt rozczłonkowane (Ryc. 1) aby utrzymywać własne populacje (czy subpopulacje) zwierząt skądinąd mobilnych, według własnego planu oraz wpływać trwale na ich poziom liczebny, strukturę populacyjną i behavior. W większym lub mniejszym stopniu parki narodowe utrzymują te same populacje, które poza granicami parku podlegają gospodarce łowieckiej i pozyskiwaniu. W konsekwencji służby parków narodowych nie są w stanie sterować racjonalnie zespołami zwierząt, które poza parkiem podlegają innemu modelowi zarządzania;



Ryc. 1. Przykłady parków narodowych z najbardziej postrzępioną strukturą przestrzenną, uniemożliwiającą racjonalne zarządzanie dużymi zwierzętami. DPN – Drawieński PN, OPN – Ojcowski PN, RPN – Roztoczański PN.

Fig. 1. Examples of national parks with inconsistent space structure preventing the rational management of game animals. DPN – Drawieński PN, OPN – Ojcowski PN, RPN – Roztoczański PN.

2) brakuje dobrej kooperacji między parkami narodowymi i kołami łowieckimi; dominuje w kraju nieprzychylny stosunek myśliwych do ochrony przyrody i służb parków narodowych. W tej sytuacji trudno mówić o „zasadach dobrej praktyki” czy „zasadach dobrego sąsiedztwa” (wnioski NIK–2006 i Sądu Adm., mat. niepubl.).

3) brakuje dostatecznych rozstrzygnięć prawnych, co do roli otuliny parku w zakresie zwierząt łownych i innych, wychodzących poza granice parku; zwierzęta te nie mają dostatecznych zabezpieczeń poza granicami parku. Administracja parku narodowego nie ma podstaw formalnych, aby wpływać na losy osobników przemieszczających się poza park w rytmice dobowej i/lub sezonowej (np. BdPN, zob. Głowaciński 1996), gdzie populacje ulegają przetrzebieniu.

4) brakuje ustawowych wytycznych do nadania uprawnień dyrektorom parków narodowych do zatwierdzania planów łowieckich w obwodach przyległych do parku (istnieje tylko mało zobowiązująca instytucja opiniowania), podczas gdy takie uprawnienia mają nadleśniczowie. Praktycznie dyrektor parku narodowego pozbawiony jest możliwości wpływania nawet na najbardziej absurdalne i groźne dla parku działania środowisk łowieckich.

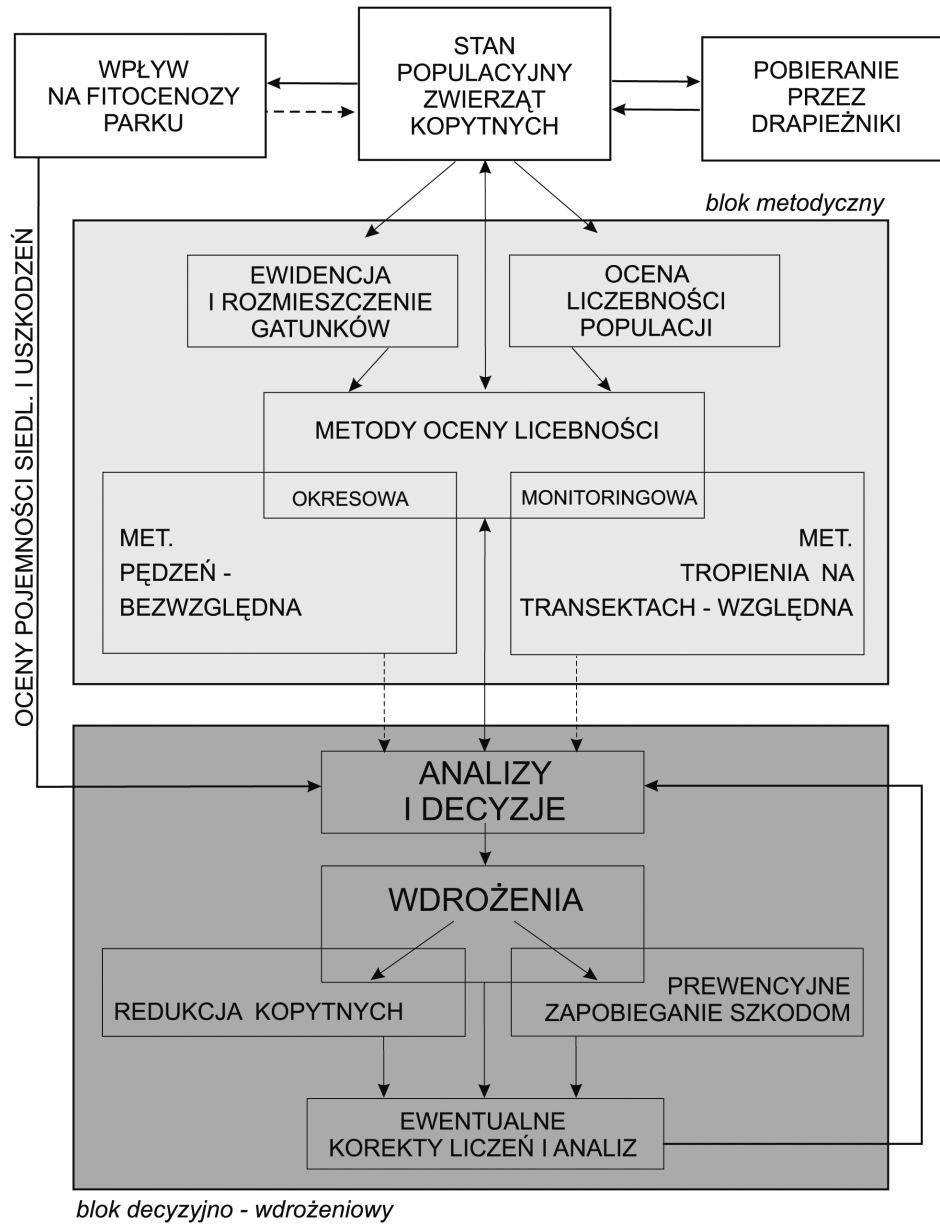
Sterowanie populacjami zwierząt łownych, zwłaszcza kopytnych wymaga przyjęcia pewnych założeń wstępnych i wytycznych, jakie znajdziemy w rekomendacji ekspertów – uczestników konferencji naukowej, zorganizowanej w Bieszczadach przez Państwową Radę Ochrony Przyrody i Bieszczadzki Park Narodowy (Głowaciński (red.) 1996). Przede wszystkim należy przyjąć, że każda działalność zmierzająca do regulacji populacji zwierząt w parkach narodowych traktowana jest jako element ochrony czynnej, wymuszona zaszły mi zmianami antropogenicznymi w populacjach i ekosystemach danego terenu.

Elementy planu ochrony i zarządzania zwierzętami łownymi

Ideogram takiego planu (Ryc. 2) powinien wychodzić z trzech poziomów troficznych w układzie: LAS – ZWIERZĘTA KOPYTNE – DUŻE DRAPIEŻNIKI, jakkolwiek nie we wszystkich parkach narodowych reprezentowane jest ostatnie ogniwo tego układu. Zaproponowany schemat składa się z kilku bloków tematycznych, określających metody i działania praktyczne.

Blok I, metodyczny, obejmuje najbardziej podstawowe ewidencje i oceny stanu populacyjnego zwierząt łownych, zwłaszcza jeleniowatych, jako grupy ekologicznej najbardziej znaczącej w ekosystemach leśnych.

Blok II, również metodyczny, obejmuje oceny pojemności siedliskowej (żerowej) względem dużych roślinożerców oraz szacowania skutków oddziaływania tych zwierząt na ekosystem leśny.



Ryc. 2. Ideogram oceny stanu populacyjnego i procedur zarządzania zwierzętami kopytnymi w parkach narodowych.

Fig. 2. Ideogram of evaluation of population state and management procedures of ungulates in the national parks.

Blok III, decyzyjno-wdrożeniowy, zawierający rekomendowane modele populacyjne, określa czynności prowadzące do wdrożenia ustalonych wcześniej parametrów populacyjnych i biocenotycznych dotyczących danego parku narodowego. Analityczne rozwiązania i podjęte decyzje podlegają praktycznej weryfikacji, toteż w prezentowanym algorytmie przewidziana jest możliwość korekt w ocenach i sferze decyzyjnej.

Pominięto w tym ideogramie ewentualny IV blok problemowy, poświęcony wpływowi dużych drapieżników na populacje kopytnych. Takie kalkulacje są jednak niezbędne wszędzie tam, gdzie występują wilki, rysie czy niedźwiedzie, bądź też istnieje silna penetracja zdziczałych psów.

Znajomość składu gatunkowego, liczebności i dynamiki populacji zwierząt stanowi podstawę dla ochrony oraz racjonalnego zarządzania populacjami i ekosystemami. Nie ma w ochronie przyrody działań udanych bez podstawowej wiedzy o populacjach i siedlisku. Dążąc do optymalizacji modelu zarządzania "zwierzyną" należy uwzględnić przede wszystkim:

- 1) rozmieszczenie i stan liczebny poszczególnych populacji,
- 2) strukturę płciową i wiekową populacji,
- 3) wpływ poszczególnych populacji, zwłaszcza jeleniowatych, na inne elementy ekosystemu, w szczególności na odnowienia leśne.

W zarządzaniu ekosystemami i zespołami zwierząt parku narodowego, jak też zresztą lasów gospodarczych, najważniejszymi charakterystykami są LICZEBNOŚĆ populacji i POJEMNOŚĆ SIEDLISKOWA względem dużych roślinożerców. Innymi słowy chodzi tu o wyznaczenie takiego poziomu populacyjnego tych zwierząt, który nie przekroczyłby w siedlisku progu szkód znośnych. Zatem sprawą zasadniczą jest dobór jak najlepszych (miarodajnych i praktycznych) metod dla oceny składu i struktury populacyjnej lokalnych zespołów zwierząt – takich metod, które można by stosować w parkach narodowych dla kontroli zmian w populacjach poszczególnych gatunków oraz ich oddziaływania na ekosystemy.

Metody liczeń – absolutne i względne monitoringowe, skalowanie metod

Literatura ekologiczna i łowiecka (np. Fruziński 1989; Bobek, Perzanowski, Regelin 1992) wskazuje wyraźnie, że nie ma metody uniwersalnej, pozwalającej z wysoką precyzją oceniać stan liczebny (ogólna liczba osobników) i/lub zagęszczenie wszystkich gatunków łownych, czy nawet pewnych ich grup w danym siedlisku czy jednostce fizjocenotycznej.

A. Pędzenia próbne jako oferta dla terenów chronionych

Z metod absolutnych (dających wyniki bezwzględne) do zastosowania w polskich parkach narodowych najbardziej nadaje się **metoda pędzeń próbnych** (ang. *drive method* lub *drive census*). Uchodzi ona za najbardziej miarodajną w ocenie struktury ilościowej dużych ssaków (Pucek i in. 1975; Gębczyńska, Raczyński 1997; Jamrozy, Górecki 2003), jakkolwiek jest to metoda jeszcze słabo wytestowana (nieznana skala błędu w różnych typach lasu) i czuła na nieprawidłowości w zastosowaniu. Mankamentem tej metody jest też konieczność angażowania do liczeń dużej liczby (30–70) dobrze wykwalifikowanych taksatorów (każdy powinien poprawnie odróżniać pędzone zwierzęta), co podnosi koszty organizacyjne cenzusów oraz w czasie taksacji naraża chronione zoocenozy i populacje na zakłócenia. To ostatnie zastrzeżenie odnosi się zwłaszcza do obszarów ochrony ścisłej, które z zasady powinny się znajdować poza ingerencją ludzką. Jednakże metoda ta nie musi być stosowana permanentnie, corocznie. Wystarczy korzystać z niej okresowo (np. co 3–5 lat) dla szczegółowej inwentaryzacji zasobów (wymóg – paragr. 8.1. rozporządzenia Ministra Środowiska z 2005 r.) i aktualizacji wiedzy o zagęszczeniach i innych cechach strukturalnych populacji. Bez względu na przyjętą rytmikę liczeń, oceny metodą pędzeń należy stosować też w sytuacjach wyjątkowych, np. po klęskach żywiołowych, gdy populacje „wymykają się” spod naturalnej regulacji ekologicznej, jaka ma miejsce jedynie w ekosystemach zrównoważonych.

Metoda pędzeń testowana była w Polsce na powierzchniach o różnych wielkościach, zwykle liczących kilkadziesiąt hektarów każda (Pucek i in. 1975). Nawiązując do doświadczeń łowieckich, arbitralnie i intuicyjnie przyjęto, że łączna powierzchnia do liczeń bezpośrednich nie powinna być mniejsza niż 10% badanego obszaru (Fruziński 1989; Gębczyńska, Raczyński 1997). Takie też warunki przyjęto dla cenzusów dużych i średnich ssaków w niektórych polskich parkach narodowych, ustalając wielkość powierzchni próbnych na 50–150 ha każda, składająca się na lokalny system powierzchni wytypowanych (Jamrozy, Tomek 1996; Gębczyńska, Raczyński 1997; Jamrozy, Górecki 2003). Szczegółowe zasady stosowania metody pędzeń są opisane i zinterpretowane przez cytowanych wyżej autorów.

B. Uproszczona metoda monitoringowa jako niezbędne minimum

Do corocznego monitorowania dużej i średniej „zwierzyny” w parkach narodowych zaleca się (niezależnie od stosowania metody pędzeń) uproszczoną **metodę oceny względnej, polegającą na tropieniach zwierząt na stałych liniach taksacyjnych** (kategoria *line-count tracking methods*) w porze zimowej po pono-

wie (minimum 3 taksacje: na początku, w środku i pod koniec zimy). Trasy powinny przebiegać poprzez siedliska leśne i nieleśne po nieuczęszczanych przez ludzi liniach oddziałowych i stanowić możliwie reprezentatywny przekrój przez ekosystemy parku. Linie taksacyjne powinny mieć długość zajmującą 1–2 godziny marszu (4–6 km), a liczba tras zależna jest od wielkości parku narodowego. Przyjmuje się, że jedna trasa powinna przypadać na 1000 ha powierzchni parkowej. Jest to wprawdzie „metoda minimum”, ale łatwa w stosowaniu, „nieagresywna” i tania, w sumie nadająca się do regularnego, corocznego monitoringu ssaków kopytnych i innych dziko żyjących zwierząt. Szczegóły tej metody, oparte są m.in. na doświadczeniach z Kampinoskiego Parku Narodowego (Andrzejewski 1997, 2001). Zbliżoną wersję tej metody zastosowano w Magurskim Parku Narodowym (Jamroz, Górecki 2003). Wprowadzają ją w życie również inne parki narodowe.

Metoda tropienia na stałych liniach jest zmodyfikowaną wersją tradycyjnej, powszechnie stosowanej w łowiectwie i lasach gospodarczych metody zimowych tropień oraz całorocznych obserwacji ssaków kopytnych, drapieżnych i innych, jest jednakże lepiej od niej dostosowana do wymogów monitoringowych.

Indywidualnie dobranych sposobów ocen wymagają ssaki łowne inne niż kopytne o specyficznej ekologii, np. zapadające w sen zimowy (borsuk), czy stan niedługiego odrętwienia (szop pracz, jenot) w czasie ostrych zim. Ich ewidencja w krajowych parkach narodowych jest potrzebna, ale zabiegi ochroniarskie nie dotyczą gatunków obcych inwazyjnych (szop pracz, jenot, norka amerykańska, piżmak).

C. Metody liczenia ptaków łownych

Natomiast zupełnie inne metody obowiązują względem ptaków, które zresztą w dzisiejszym łowiectwie odgrywają rolę podrzędną, a nieliczne łowne ptaki na terenach chronionych na ogół nie stwarzają żadnego problemu. Dla oceny populacji ptaków istnieje dość szeroki wachlarz wypróbowanych metod, które oferuje ornitologia i ekologia zwierząt. Najbardziej użyteczne są wielowariantowe metody kartowania (ang. *mapping method*, met. oceny bezwzględnej), liczenia na pasach (*line count m.*), czy też liczenia na punktach (*point count m.*); ich zastosowanie zależne jest od ekologii badanego gatunku, jak też typu i dostępności danego siedliska (np. Koskimies, Väisänen 1988; Gilbert i in. 1998).

D. Skalowanie metod

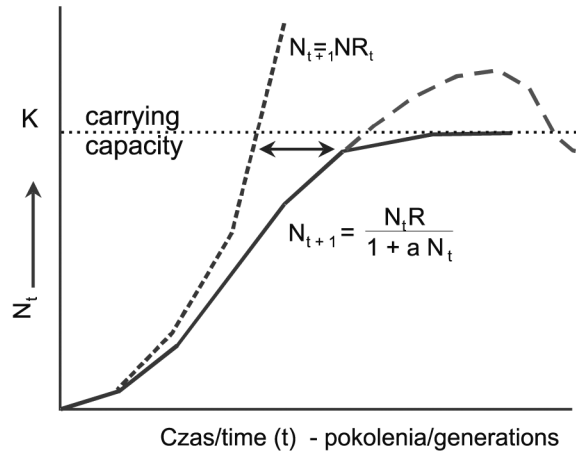
Pewną praktyczną korzyść (przetwarzanie ocen względnych na bezwzględne) przynosi wyskalowanie wyników otrzymanych metodami względnymi i bezwzględными, w tym obiema rekomendowanymi. Zestawiając wyniki uzyskane

z zimowych pędzeń (NP), uznawane za bezwzględne i najbardziej miarodajne z możliwych do uzyskania, z wynikami zimowych tropień (NT) w formie prostej proporcji NP/NT, otrzymamy współczynnik, informujący jakie są relacje między wynikami osiągniętymi obiema metodami. Wartość współczynnika 1 oznacza, że obie metody dają w danych warunkach siedliskowych wyniki zbieżne. Wartość inna niż 1 oznacza, że efekty liczeń tymi metodami różnią się wedle uzyskanego współczynnika: gdy jest on wyższy od 1 znaczy, że metoda tropień tylekroć ile wynosi ten współczynnik zaniża wyniki, gdy niższy – znaczy, że zawyża lub zawodzi metoda pędzeń. Ponieważ brakuje precyzyjnych testów i wyskalowań metod liczenia „zwierzyny” w konkretnych siedliskach, do czasu przeprowadzenia takich ocen w poszczególnych parkach narodowych, można przyjęc z praktyki łowieckiej, że wyniki tropień w stosunku do pędzeń korygujemy *in plus* (czyli mnożymy), średnio co najmniej 1,5 raza (Fruziński 1989). Według terenowych testów, porównujących obie metody w różnych typach lasów, współczynniki te okazują się bardzo zróżnicowane i wynoszą 1,4–3,5 w przypadku sarny, 1,7–2,5 w odniesieniu do jelenia i łosia oraz 1,1–1,9 w przypadku dzika (Pucek i in. 1975). Zatem wskaźniki te należy ustalać empirycznie dla głównych gatunków łownych i zajmowanych przez nie siedlisk leśnych.

Główny sens i pożytek ze skalowania metod polega na tym, że znając relacje między wynikami jakich one dostarczają, możemy zrezygnować na jakiś czas ze stosowania jednej z nich (zwykle tej bardziej uciążliwej, chociaż dokładniejszej), aby móc wyliczyć z grubsza wartości oczekiwane od drugiej.

Ocena oddziaływania dużych roślinożerców

W ekosystemach w pełni naturalnych i o charakterze pierwotnym (gdzie istnieje pełna piramida troficzna, z obecnością dużych drapieżników) regulacja stanu populacyjnego zwierząt powinna być bardzo ograniczona lub nie powinna mieć miejsca, a liczenia populacji i oceny ich wpływu na inne elementy ekosystemów mają wtedy znaczenie jedynie ewidencyjne i kontrolne. Polskie parki narodowe w większości obejmują zbiorowiska naturalne, a nawet zbliżone do pierwotnych, ale też w znacznej części ich ekosystemy zwłaszcza leśne, nie oparły się dziejowym przekształceniom antropogenicznym. Lasy parków narodowych podlegają lokalnej przebudowie, poza tym są zwykle stosunkowo małą enklawą lasów naturalnych wśród kompleksów lasów gospodarczych, w większości półnaturalnych. Zachodzi więc problem oddziaływania ssaków roślinożernych na las, zwłaszcza odnowienia leśne, i konieczność choćby orientacyjnej oceny pojemności ekologicznej siedlisk (w sensie ang. *carrying capacity*, w praktyce – pojemności troficznej; Ryc. 3), czyli oceny liczby zwierząt, którą interesujący nas teren może wyżywić, nie ulegając przy tym destrukcji.



Ryc. 3. Wykładniczy (linia przerywana) i logistyczny (linia ciągła esowata) wzrost liczebności populacji N o pokoleniach nieciągłych, czyli wzrost nieograniczony (praktycznie nie zdarzający się w wolnej przyrodzie) i ograniczony zasobami siedliskowymi. Linia nad krzywą esowatą oznacza przekroczenie pojemności siedliska K , a za tym destabilizację zbiorowisk roślinnych i/lub całych ekosystemów. Dwukierunkowa strzałka oznacza opór środowiska.

Fig. 3. Exponential (broken line) and logistic (continuous S-shape line) increase of population number N of non-continuous generations, so unlimited increase (practically non-existing in wild nature), and limited by habitat resources. Line over S-shape curve means overrunning of carrying capacity K and in result destabilisation of plant communities and/or the whole ecosystems. Bidirectional arrow denotes the resistance of environment.

R – tempo reprodukcji/ rate of reproduction

a – $(R-1)/K$

K – pojemność siedliskowa/ carrying capacity

A. Ocena pojemności żerowej

Aby oszacować pojemność środowiskową, w praktyce żerową, należy: (1) ocenić dostępną dla „zwierzyny” zasobność pokarmową danego ekosystemu, w tym zwłaszcza zasobność żeru pędowego, czyli bieżących przyrostów pędów drzew i krzewów, (2) ocenić dopuszczalną wartość wykorzystania przez poszczególne populacje jeleniowatych bazy pokarmowej, na którą składa się roślinność zielna, krzewinkowa, bieżące przyrosty pędów drzew i krzewów oraz zapas kory, a także (3) uwzględnić w tych szacunkach różne typy lasów, a szacunki te (4) muszą być dostosowane do warunków zimowych (około 150 dni zimowych), kiedy oddziaływanie dużych roślinożerców na las i fitocenozy danego terenu jest najsilniejsze i zwykle decyduje o szkodach wyrządzonych w zbiorowiskach leśnych.

Szczegółowa metodyka zaanonsowanych tu ocen pojemności troficznej siedlisk i poszukiwań poziomu zrównoważenia (szkód znośnych) między zwierzętami a roślinnością, podana jest w publikacjach z zakresu ekologii łowieckiej (np. Bobek, Dzieciołowski 1972; Perzanowski i in. 1986; Perzanowski, Kosobudzka 1987; Krupka i in. 1989; Perzanowski 1990). Dotyczy ona dość uciążliwych analiz, m.in. w zakresie produktywności ekosystemów, których wyniki tylko w części mogą być użyteczne dla praktyki i nie zawsze prowadzą do pełnej oceny roli dzikich kopytnych, pomijając np. ich oddziaływanie pozatroficzne. Ponadto analizy takie wymagają zaangażowania wyspecjalizowanych zespołów badawczych. Wykonanie tych analiz można zasugerować odpowiedniej jednostce naukowej czy uczelni, jako jednorazowy projekt badawczy, z którego mogłyby wynikać wnioski praktyczne użyteczne dla parków narodowych i innych terenów chronionych.

Dla parków narodowych można też zaproponować prostszy i bardziej praktyczny sposób oceniania wpływu dużych roślinożerców na różne typy zbiorowisk leśnych, polegający na monitorowaniu szkód.

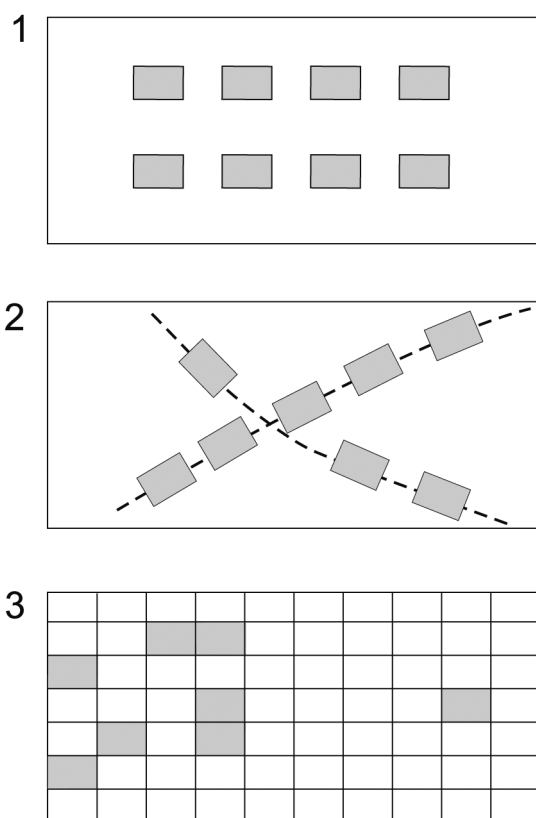
B. Monitorowanie skutków oddziaływania jeleniowatych na las

Tak ocena poboru żerowego przez jeleniowate (Perzanowski 1990), jak i szacowanie szkód wyrządzanych w ekosystemach leśnych przez te zwierzęta wymaga analiz próbkowych, a co z tym związane, wyznaczenia miarodajnej liczby poletek próbnych, transektów bądź pasów taksacyjnych. Dotychczasowe doświadczenia najbardziej przemawiają za stosowaniem w naszych parkach narodowych jednego z trzech wariantów próbkowych.

Wariant I – z poletkami grodzonymi. Zalecanym sposobem jest dobrze znana leśnikom i myśliwym metoda przez ogrodzenie powierzchni próbnych przed dostępem jeleniowatych. W możliwie jednorodnych siedliskach leśnych i nieleśnych parku należy wyznaczyć w każdym typie zbiorowiska poletko próbne, najlepiej o powierzchni około 0,25 ha (np. 50 x 50 m), które po ogrodzeniu ma służyć do porównań ze stanem danego zbiorowiska leśnego w otoczeniu tych poletek. Liczymy wtedy zniszczone gałązki, pędy drzew i krzewów oraz szacujemy inne zniszczenia na powierzchniach próbnych i porównujemy je z poletkami ogrodzonymi. Po 5 lub 10 latach (w zależności od różnic, jakie zaznaczają się między powierzchnią ogrodzoną i nieogrodzoną) dogradzamy obok taką samą powierzchnię próbną, dla prześledzenia jej regeneracji i/lub postępu zniszczeń w siedliskach przyległych nie ogrodzonych (zob. Andrzejewski 1997, 2001). Po 15–20 latach pierwsze powierzchnie próbne powinno się rozgradzać i na ich podstawie oceniać różnice w rozwoju zbiorowiska leśnego bez i pod wpływem dużych roślinożerców.

Wariant II – oceny na pasach. Co roku lub co kilka (3–5) lat, w zależności od obserwowanych symptomów zniszczeń w szkółkach, młodnikach i naturalnych fitocenozach leśnych, wyznacza się pasy taksacyjne o szerokości 10 m i długości ok. 1000 m, na których 2–3 taksatorów szacuje stopień zniszczeń spowodowanych przez „zwierzyńkę płową”. Zwykle uwagę skupia się na gatunkach lasotwórczych. Doświadczenia z parków narodowych wskazują, że dostatecznie miarodajnych ocen dostarcza jeden pas taksacyjny wyznaczony w każdym z obwodów ochronnych parku (np. Jamroz, Tomek 1996). Ocenę zniszczeń spowodowanych spałowaniem i zgryzaniem pędów przeprowadza się wiosną.

Wariant III – oceny na poletkach próbnych. Ocenę uszkodzeń drzew i krzewów można oceniać według podobnych zasad jak w wariacie II, z tą jednak różnicą, że uszkodzenia szacuje się na jednoarowych poletkach otwartych, rozmieszczonych losowo, według punktów złotych, systematycznie lub pasmowo według obranego azymutu (Ryc. 4). Liczbę poletek można dobierać w zależności od ocenianego „na oko” nasilenia i przestrzennego rozkładu szkód wyrządzanych przez jeleniowate (skupiskowy, regularny, nieregularny), zwracając szczególną uwagę



na odnowienia. Dla reprezentatywności liczba poletek powinna wychodzić poza statystykę małych prób, zwłaszcza że poletka są niewielkie; np. można założyć, że statystycznie jedno poletko przypada na 100 ha powierzchni, przy czym poletka rozmieszczamy lo-

Ryc. 4. Trzy przykładowe sposoby wyznaczania poletek próbnych dla oceny szkód wyrządzanych przez ssaki kopytne: 1 – rozmieszczenie regularne, 2 – na podstawie losowo dobranej azymutu i dystansu między poletkami, 3 – na podstawie losowo wyznaczonych poletek na obranej siatce współrzędnych (za Perzanowskim 1990).

Fig. 4. Three examples of approach to placement of plots for the estimation of damage caused by ungulates: 1 – regular assignment, 2 – on the basis of randomly selected azimuth and distance between individual plots, 3 – on the basis of randomly selected plots from stable grid (after Perzanowski 1990).

sowo. Na każdym poletku ocenia się wszystkie drzewa i krzewy według przyjętej w naszym kraju skali zniszczeń (np. Jamrozy, Tomek 1996, zob. także Instrukcja ochrony lasu 2004).

Dotyczy to szacunków szkód we wszystkich proponowanych wariantach. Ocenie podlegają młodniki i odnowienia podokapowe, ubytki żeru pędowego, czyli zgryzanie młodych pędów i pączków wierzchołkowych, zgryzanie gałązek drzew i krzewów, następnie ogryzanie i zrywanie kory na drzewach, czyli spałowanie, także niszczenie i uszkodzanie młodych drzewek (np. przez żerującego łośia). Sposoby szacowania tego rodzaju szkód podaje odpowiednia literatura łowiecka (Fruziński 1989; Perzanowski 1990; Jamrozy, Tomek 1996; Jamrozy, Brewczyński 1998).

Najwięcej zastrzeżeń może budzić wariant I, jako że wymaga ogrodzeń, czyli liczących się inwestycji oraz wnosi do środowiska elementy obce, stwarzające zagrożenie dla życia niektórych gatunków zwierząt (np. rozbijanie się na ogrodzeniach dużych ptaków, stwarzanie pułapki zwierzętom uciekającym przed drapieżnikami).

Pojemność siedliskowa – modele dla zwierząt kopytnych

Do ustalenia optymalnych zagęszczeń jeleniowatych i innych dużych roślinożerców w danych typach siedlisk dochodzimy najczęściej dwoma sposobami: (1) przez wspomnianą już analityczną ocenę zasobności i pojemności żywienia środowiska oraz (2) przez ocenę rozmiaru szkód wyrządzanych przez poszczególne gatunki roślinożerców. Wydaje się, że kryterium szkód dla parków narodowych i administracji leśnej jest rozwiązaniem prostszym. Drogą empiryczną można dojść do optymalnego modelu populacyjnego, który dopuszcza osiągnięcie przez „zwierzynę” wysokich zagęszczeń, jednak nie tak wysokich, aby przekroczyły próg zagrożenia i poziom tzw. szkód znośnych w zbiorowiskach leśnych (zob. Instrukcja ochrony lasów 2004).

W ustaleniu modelu populacyjnego ssaków kopytnych użyteczne okazało się pojęcie **jednostek jelenich (j.j.)**, od pewnego czasu wprowadzone do praktyki przez ekologów łowieckich (np. Fruziński 1989). Jednostki te pozwalają ocenić z grubsza ekwiwalentność ekologiczną dużych, sympatrycznie występujących roślinożerców. Występujące w regionie jeleniowate i żubra wyskalowano względem parametrów populacyjnych jelenia – kluczowego gatunku w biocenozach leśnych naszej strefy geograficznej. Wychodząc od wymogów troficznych i budżetu energetycznego ssaków kopytnych, ustalono następującą formułę jednostek jelenich:

j.j. = 1 jeleni = 0,5 żubra = 0,3 łośia = 5 saren (Fruziński 1989, Rygiel 1995).

Praktyka i literatura łowiecka (np. Fruziński 1989) pojemność wyżywieniową jeleniowatych dla krajowych siedlisk leśnych szacuje, w zależności od typu i produktywności lasu, na mniej więcej 2,5–8,4 j.j. na 100 ha powierzchni leśnej. Znaczący to, że jeleniowate, jako całość, w takim właśnie zakresie zagęszczeń mogą być wyżywione przez zbiorowiska leśne o różnej zasobności (od ubogich borów po żyzne lasy mieszane i liściaste) bez wystąpienia w nich większych szkód. Jeśli park narodowy nie dysponuje własną oceną pojemności troficznej zbiorowisk leśnych swojego terenu, pozostaje tymczasowo przyjąć dane z literatury, ściśle dostosowując je do typów siedlisk, ich struktury wiekowej i przestrzennej. Np. mozaice średnio żyznych siedlisk leśnych Roztoczańskiego Parku Narodowego można przypisywać pojemność wyżywieniową jeleniowatych 3–5 j.j. na 100 ha. Z dolnej wartości j.j. wywodzi się model minimum, który może być rozpisany według uznania administracji Parku, np.:

3 j.j. = 1 jeleni + 10 saren + 0,02 łosia/ 100 ha,

Znaczący to, że w granicach Roztoczańskiego PN, obejmującego ok. 8 000 ha powierzchni leśnej, według **przyjętego** modelu minimum, powinno się utrzymywać nie mniej niż 85 jeleni, 850 saren i ewentualnie 2 łosie (których dziś tam nie ma). Przy czym należy uznać zasadę, że minimalny stan liczebny jeleniowatych w parku narodowym nie powinien być niższy od przeciętnego poziomu liczebny tych zwierząt w otaczających park lasach gospodarczych, zwykle stanowiących obwody łowieckie. Utrzymywanie przez pewien czas gatunków kopytnych na minimalnym poziomie populacyjnym może mieć szczególne uzasadnienie w sytuacji, gdy park narodowy dokonuje na dużą skalę odnowy i przebudowy drzewostanów. Taka sytuacja istnieje m.in. w Roztoczańskim PN.

Natomiast górna **wartość** wskaźnika j.j. powinna zbliżać nas do modelu optymalnego, który w założeniu odpowiadałby równaniu:

5 j.j. = 2 jelenie + 15 saren + 0.03 łosia/ 100 ha.

Oznaczałoby to, że w granicach RPN bez większego ryzyka wystąpienia poważnych szkód można utrzymywać 160 **jeleni**, 1200 saren i ewentualnie 2–3 łosie. Monitoring szkód oraz specjalistyczne badania pojemności siedliskowej parku powinny w ciągu kilku lat potwierdzić słuszność wprowadzonych modeli lub je zweryfikować.

Jak już wcześniej **wspomniano**, wdrożeniowy model dla jeleniowatych w parkach narodowych, w których występują duże drapieżniki, jak zwłaszcza wilk i ryś, powinien uwzględniać troficzne oddziaływanie drapieżników na jeleniowate i pozostałe kopytne. Jest to dość złożona kalkulacja z zakresu ekologii populacyjnej i fizjologicznej, wymagająca dodatkowej wiedzy o stanie populacyjnym drapieżników parku, jak też analitycznych danych o wpływie drapieżników na poszczególne populacje kopytnych w konkretnych warunkach przyrodniczych (np. Fuller, Keith 1980; Nagy 1987; Jędrzejewski i in. 1992; Śmietana, Klimek 1992; Messier 1994; Głowaciński, Profus 1997; Okarma i in. 1997). Oceny te mają określić sto-

pień obciążenia zwierząt kopytnych przez duże drapieżniki; w Roztoczańskim PN wpływ ten w stosunku do sarny i jelenia oszacowano na niespełna 10% (mat. niepubl. RPN). W Bieszczadzkim PN, w uproszczonej relacji wilk–jeleń, utrzymanie drapieżnika kosztem ofiary można było szacować na 10–15% (Głowaciński 1996); jeśli dodać do tego oddziaływanie rysia i niedźwiedzia, pobranie jelenia przez drapieżniki wzrośnie przypuszczalnie do ok. 20%.

Zarządzanie populacją dzika

Dzik, podobnie jak jeleniowate, jest zwierzęciem wybitnie środowiskotwórczym, odgrywa znaczącą rolę w łowiectwie i funkcjonowaniu ekosystemów leśnych. Nie obojętna jest jego rola w ograniczaniu gradacji szkodników owadzych (np. masowo występującego w ostatnich latach chrabąszcza majowego *Melolontha melolontha*), a także w utrzymywaniu dużych drapieżników. Lokalne przegęszczenie populacji dzika może prowadzić do silnych zniszczeń w kulturach leśnych i odnowieniach (Szukiel 1989), ale regulację jego populacji w parkach narodowych prowadzi się głównie z uwagi na szkody jakie wyrządza na obrzeżach chronionych kompleksów leśnych, w rolniczym otoczeniu parku narodowego. Ponieważ brakuje dobrych sposobów określania gęstości optymalnych i krytycznych populacji dzika, jedynym praktycznym kryterium na jakim należałoby polegać jest skala wyrządzanych przez nie szkód.

Literatura łowiecka (np. Krupka i in. 1989) dla przeciętnie zasobnych i mozaikowych lasów gospodarczych za kompromisowy wskaźnik zagęszczenia przyjmuje 2 dorosłe dziki na 100 ha, chyba że dotyczy to górskich terenów, gdzie gatunek ten z natury występuje raczej rzadko. W parkach narodowych wskaźnik gęstości nie powinien być niższy, jakkolwiek parki o małej, postrzępionej powierzchni i długich granicach (np. OPN, DPN, RPN), nawet przy przeciętnym zagęszczeniu dzików będą permanentnie narażone na płacenie odszkodowań wyrządzanych w przyległych do parku uprawach rolnych. Inna rzecz, iż nawet przy niskich zagęszczeniach dzików i jeleniowatych problem szkód w wielu polskich parkach narodowych nie zaniknie. Należy się pogodzić z faktem, że wszędzie tam gdzie mamy do czynienia z wolno żyjącymi populacjami kopytnych w sąsiedztwie terenów rolniczych zawsze będą występować szkody wyrządzone przez te zwierzęta. Jest też oczywiste, że wielkość tych szkód jest funkcją zagęszczenia „zwierzyny”, zasobności żerowisk w ostojach parkowych, atrakcyjności żerowej upraw rolnych, jak też stopnia zwarłości powierzchni parku.

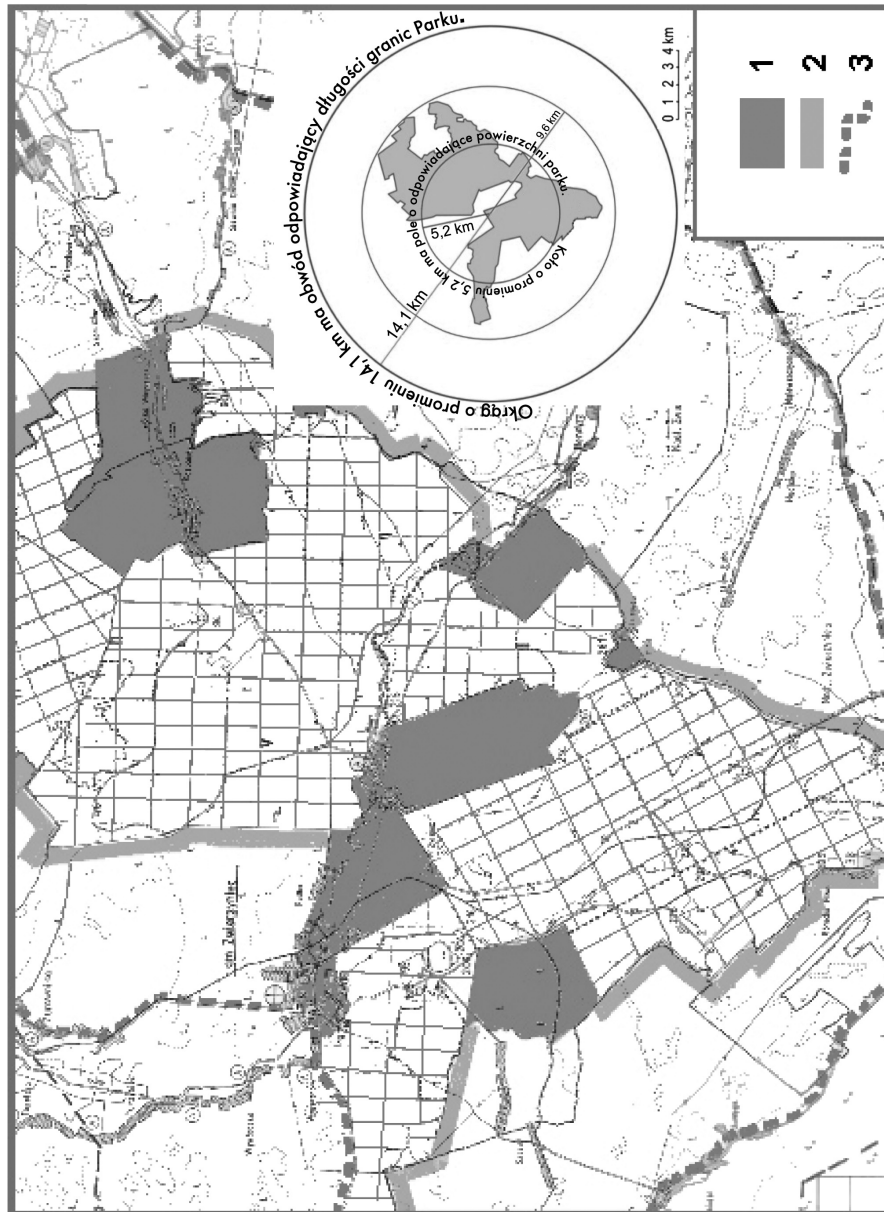
Strefy ochronne dla zwierząt łownych

Wprawdzie ustawodawca polski dla terenów rezerwatowych i parków narodowych wprowadził rozwiązanie prawne pod pojęciem otuliny, z punktu widzenia ochrony zwierząt dużych jest to forma zabezpieczenia nieprecyzyjna i praktycznie bez znaczenia. Interpretując zapis o otulinie, Sąd Administracyjny w 2006 roku zwrócił uwagę, że w artykule 10 ust. 6 ustawy „o ochronie przyrody” (z 2004) określono, że wszelkie projekty gospodarcze oraz gminne plany zagospodarowania przestrzennego, które mogłyby mieć negatywny wpływ na przyrodę parku narodowego wymagają uzgodnienia z dyrektorem parku. W tej formule mogłyby się znaleźć oddziaływania na „zwierzynę” parku (np. Jędrzejewska i in. 1994), ale tkwi w niej dowolność interpretacyjna. W zapisie tym ustawodawca wprowadził instytucję „uzgodnień”. Według orzeczenia S.A. formuła ta zobowiązuje do „praktykowania zasady dobrego sąsiedztwa”. Jest to przekaz słuszny, tyle że życzeniowy.

Tenże sam ustawodawca (art. 10 ustawy „o ochronie przyrody”) umożliwia dyrekcjom parków narodowych utworzenie też „strefy ochronnej zwierząt łownych” występujących w parkach. Z zapisu art. 11 ust. 3–5 ustawy wynika, że strefa ta nie podlega włączeniu w granice obwodów łowieckich i zatwierdza ją właściwy minister w drodze rozporządzenia, w którym określa sposoby zarządzania populacjami zwierząt łownych. Poza tym art. 11 ust. 5 głosi, że „ochrona zwierząt łownych w strefie ochronnej należy do zadań dyrektora parku narodowego”. Parki narodowe, głównie wskutek oporu środowisk łowieckich i dla uniknięcia sąsiedzkich sporów, z możliwości powołania tej strefy korzystają raczej powściągliwie, tylko na małych powierzchniach i odcinkach granicznych. Przed koniecznością stworzenia takich stref w obrębie rolniczych enklaw i pół-enklaw, wdzierających się głęboko w strukturę przestrzenną parku, stanął np. Roztoczański PN (Ryc. 5).

Aby zminimalizować problem ochrony zwierząt łownych na terenach chronionych do wyboru mamy właściwie 3 drogi rozwiązań prawno-organizacyjnych: (1) zweryfikować w ustawie definicję otuliny, wpisując w jej funkcję obligatoryjne zarządzanie „zwierzyną” według modelu parku narodowego (zatwierdzanie planów łowieckich przez dyrektora parku); (2) poszerzyć funkcję strefy ochronnej zwierząt łownych w kierunku zabezpieczenia ich w otoczeniu parku; (3) przy zachowaniu dotychczasowych definicji otuliny i strefy ochronnej zwierząt łownych, ustawowo wprowadzić w życie koncepcję otuliny łowieckiej parku. Ideę tego typu strefy buforowej już wcześniej sugerowali praktycy (Kraczek, Tittenbrun 1992).

Do rozważenia są przynajmniej dwa warianty otuliny łowieckiej: **(I) wariant minimalistyczny**, uwzględniający bezpośrednio otoczenie parku w pasie o szerokości 500 m oraz **(II) wariant bardziej optymalny**, ale trudniejszy do wprowadzenia, rozszerzający łowiecką strefę buforową do zewnętrznych granic przyległych do parku obwodów łowieckich, jednak w żadnym przypadku poza granice istnie-



Ryc. 5. Strefy ochrony zwierząt łownych (ozn. 1) oraz dwa warianty proponowanej otuliny łowieckiej: minimalistycznej, o szerokości 500 metrów (ozn. 2) i optymalnej (ozn. 3) na przykładzie Roztoczańskiego Parku Narodowego (obrys niepełny). Po prawej: otulina geometrycznie wyidealizowana (koło o promieniu $r = 9,6$ km), wrysowana na konturach RPN w wykres kołowy autorstwa Wilgata (2004), ilustrujący bardzo niekorzystny stosunek powierzchni parku do długości jego granic (wyk. ZG; z Planu ochrony RPN, za zgodą Dyrekcji).

Fig. 5. Game protection zones (1) and two variants of hunting buffer zones – minimal, 500 m wide (2) and optimal (3) in the Roztoczański National Park. To the right the idealised buffer zone (circle with the radius = 9.6 km), drawn upon the contour of RNP and the circle diagram by Wilgat (2004) illustrating very unfavourable relation of park area to the length of its boundaries (from the RNP protection plan, by permission of park authorities).

jącej już otuliny parku. W tym wariantcie otulina łowiecka może mieć dowolną szerokość, dostosowaną do warunków terenowych i zabudowy terenu. Ma ona tę ważną zaletę, że może pełnić funkcję osłonową na znacznych zagospodarowanych terenach wbijających się w geometryczną strukturę parku i rozrywających jego spójność fizjocenotyczną.

Szerokość pasa otulinowego w wariantcie I wynika głównie z oceny behawioru gatunków najbardziej płochliwych, a przy tym jest ona porównywalna ze strefą ochronną prawnie ustanowioną dla ochrony czynnych gniazd ptaków drapieżnych i innych szczególnej troski (zob. rozporządzenie o ochronie gatunkowej zwierząt –Dz.U. 2004, nr 220, poz. 2237). Otulina ta zabezpieczałaby dodatkowo ekotony leśno-polne, leśno-łąkowe bagienno-wodne i inne, jak też całą ich (zwykle wysoką) różnorodność gatunkową, wraz z gatunkami preferującymi ekotonalne biotopy (sarna, zając, słońka).

Wariant otuliny szerszej (II), opartej na możliwie naturalnych granicach terenowych, przewiduje bardziej radykalne i efektywniejsze zarządzanie, pod warunkiem wypracowania dobrej relacji z kołami łowieckimi i innymi użytkownikami gruntów położonych wokół parku. Można też rozważyć **(III) wyidealizowany model otuliny łowieckiej** (Ryc. 5, wykres na marginesie), który optymalizuje jej granice względem powierzchni i struktury przestrzennej parku, ale przedstawia niskie walory praktyczne.

Otulina łowiecka w każdym wariantcie, w odróżnieniu od zalegalizowanej już strefy ochronnej zwierząt łownych, nie podlegałaby wyłączeniu z obwodów łowieckich. W jej obszarze gospodarka łowiecka byłaby jednak podporządkowana celom parku narodowego, jako instytucji wyższej rangi społecznej. W otulinie łowieckiej prowadzona byłaby zintegrowana (park narodowy-koła łowieckie-administracja leśna) regulacja stanu „zwierzyny”, dopuszczalne byłoby swobodne sterowanie siedliskiem, jak też kaskadowym procesem troficznym (ang. *trophic cascades*), oddziałując od podstaw do szczytu drabiny pokarmowej i od szczytu do podstaw.

Utworzenie otuliny łowieckiej wymagałoby następujących uzgodnień:

1) Partnerzy, administracja parku i koła łowieckie, wprowadzając na zarządzanych przez siebie terenach ewidencję i liczenie zwierząt łownych oparte na tych samych zasadach i metodach, jak też udostępniają sobie rzetelnie wykonane raporty o stanie utrzymywanej „zwierzyny”.

2) Na podstawie tych ewidencji, jak i ocen stanu siedlisk dokonują uzgodnień, co do przyjętego modelu i planu zarządzania zwierzętami łownymi. M.in. w umowie powinien się znaleźć zapis, że koła łowieckie w swoich planach pozyskania zawieszają odstrzały sarn-kozłów i jeleni-byków podczas ich rui (u jeleni okres rykowisk), z uwagi na ochronę mechanizmów doboru płciowego oraz naturalnego kształtowania się zachowań behawioralnych zwierząt w okresie godów.

3) Koszty rekompensat za ewentualne szkody wyrządzone w uprawach rolnych i leśnych przez zwierzęta kopytne ponosiłyby wspólnie park narodowy i poszczególne koła łowieckie na zasadzie umowy. Można przyjąć zasadę, że park pokrywa koszty szkód wyrządzonych przez zwierzęta w strefie przez siebie zastrzeżonej – o szerokości 500 m w bezpośrednim otoczeniu parku narodowego – a szkody w dalszym otoczeniu pokrywają koła łowieckie.

4) Koła łowieckie likwidują ambony myśliwskie w bezpośrednim otoczeniu parku i przenoszą je w głąb obwodów poza 500-metrową strefę buforową.

Kategoria otuliny łowieckiej, która miałaby być uzupełnieniem dotychczasowej formuły otuliny parku i strefy ochronnej zwierząt łownych, powinna się znaleźć w zapisie ustawowym.

Opiniowanie i zatwierdzanie planów łowieckich

Bez względu na przyjęty wariant ochrony strefowej zwierząt łownych, w otoczeniu parku narodowego konieczne jest wprowadzenie ustawowego wymogu nie tylko opiniowania, ale i zatwierdzania planów łowieckich przez dyrektorów parków narodowych. Chodzi tu o obwody łowieckie bezpośrednio sąsiadujące z parkami narodowymi i koła łowieckie dzierżawiące te obwody. Uprawnienia zatwierdzania planów łowieckich przysługują dziś nadleśniczym (ustawa – Prawo łowieckie, 1995). Jest rażącym błędem ustawodawcy pozbawienie takich praw dyrektorów parków narodowych, skutkiem czego dyrekcje tych parków tracą wpływ na myśliwych i okoliczną gospodarkę „zwierzyną”. Takie uprawnienia dyrektorów parków narodowych powinny się znaleźć bezzwłocznie zarówno w zapisie ustawy „o ochronie przyrody” jak i ustawy o prawie łowieckim.

Literatura

- Andrzejewski R. 1997. Ile saren, jeleni? *Parki Narodowe* 1: 26–27.
- Andrzejewski R. 2001. Park narodowy jako obszar monitoringu przyrody. *Biul. Monitoringu Przyr.* (wyd. Inspekcji Ochrony Środowiska w Warszawie) 1(2): 66–71.
- Bobek B., Dzięciołowski R. 1972. Method of browse biomass estimation in different types of forests. *Acta Theriol.* 17, 14: 171–186.
- Bobek B., Perzanowski K., Regelin (eds) 1992. Global trends in wildlife management. Vol. 1–2; 18th IUGB Congress, Jagiellonian Univ. Kraków, Poland, August 1987, Świat Press, Kraków–Warszawa.
- Fruziński B. 1989. Ekologiczne podstawy łowiectwa. W: *Łowiectwo* (J. Krupka i in. – red. 1989). Łowiectwo. PWRiL, Warszawa, s. 125–126.
- Fuller T. K., Keith L. B. 1980. Wolf population dynamics and prey relationships in northeastern Alberta. *J. Wildl. Manage.* 44: 583–602.

- Gębczyńska Z., Raczyński J. 1997. Ile jest zwierzyny w Biebrzańskim Parku Narodowym? *Parki Narodowe* 1: 18–19.
- Gilbert G., Gibbons D. W., Evans J. 1998. *Bird monitoring methods*. Royal Society for Protection of Birds-RSPB, Sandy (UK).
- Głowaciński Z. (red.) 1996. Wnioski i rekomendacje wynikające z konferencji naukowej „Ochrona i sterowanie populacjami ssaków kopytnych i dużych drapieżników w parkach narodowych oraz ich otoczeniu” jaka odbyła się 29 listopada 1966 roku w Ośrodku Naukowo-Dydaktycznym Bieszczadzkiego Parku Narodowego w Ustrzykach Dolnych. *Roczniki Bieszczadzkie* 5: 13–17.
- Głowaciński Z. 1996. Ochrona i regulacja populacji kopytnych w Bieszczadzkiem Parku Narodowym. Wstęp do problemu. *Roczniki Bieszczadzkie* 5: 117–132.
- Głowaciński Z., Profus P. 1997. Potential impact of wolves *Canis lupus* on prey populations in eastern Poland. *Biological Conserv.* 80: 99–106
- Instrukcja ochrony lasu 2004. Państwowe Gosp. Leśne - Lasy Państwowe, Warszawa.
- Jamrozy G., Brewczyński P. 1998. Presja jeleniowatych na lasotwórcze gatunki drzew w Babiogórskim i Magurskim Parkach Narodowych. *Parki Nar. i Rez. Przyrody* 17, 4: 79–89.
- Jamrozy G., Górecki A. 2003. Ssaki. W: *Przyroda Magurskiego Parku Narodowego* – A. Górecki, K. Krzemień, S. Skiba, B. Zemanek (red.). Krempna–Kraków, str. 137–144.
- Jamrozy G., Tomek A. 1996. Jeleniowate w Magurskim Parku Narodowym: liczebność, presja na zbiorowiska roślinne, propozycje zasad postępowania. *Roczniki Bieszczadzkie* 5: 133–146.
- Jędrzejewska B., Okarma H., Jędrzejewski W., Miłkowski L. 1994. Effects of exploitation and protection on forest structure, ungulate density and wolf predation in Białowieża Primeval Forest, Poland. *J. Applied Ecology* 31: 664–676.
- Jędrzejewski W., Jędrzejewska B., Okarma H., Ruprecht A. L. 1992. Wolf predation and snow cover as mortality factors in the ungulate community of the Białowieża National Park, Poland. *Oecologia (Berl.)* 90: 27–36.
- Koskimies P., Väisänen R. A. 1988. *Monitoring bird populations. A manual of methods applied in Finland*. Zool. Museum, Finnish Museum of Natural History, Univ. Helsinki.
- Kraczek J., Tittenbrun A. 1992. Projekt strefy ochronnej zwierzyny Roztoczańskiego Parku Narodowego. *Parki Narodowe* 2: 7.
- Krupka J. i in. (red.) 1989. *Łowiectwo*. PWRiL, Warszawa, 528 s.
- Messier F. 1994. Ungulate population models with predation: a case study with the North American moose. *Ecology* 75: 478–488.
- Nagy K. A. 1987. Field metabolic rate and food requirement scaling in mammals and birds. *Ecol. Monogr.* 57: 111–128.
- 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 theriol.* 42: 203–204.
- Perzanowski K. 1990. Assessment of browse supply. In: *Methods for the study of large mammals in forest ecosystems* – G.W.T.A Brunderink, S.E. van Vieren (eds.). Proc. Res. Inst. For Nature Management, Arnheim: 44–51.
- Perzanowski K., Kosobudzka M. 1987. Baza pokarmowa jeleniowatych oraz ocena pojemności żywienia łowisk leśnych. W: *Ćwiczenia z ekologii* – A. Górecki, J. Kozłowski, M. Gębczyński (red.). Uniw. Jagielloński/Filia Uniw. Warszawskiego, Kraków–Białystok, str. 195–204.
- Perzanowski K., Putec T., Podyma W. 1986. Browse supply and its utilization by deer in Carpathian Beechwood, *Fagetum carpaticum*. *Acta theriol.* 31, 8: 107–118.
- Pucek Z., Bobek B., Łabudzki L., Mirkowski L., Morow K., Tomek A. 1975. Estimates of density and number of ungulates. *Pol. Ecol. Studies* 1: 121–135.
- Rygiel Z. 1995. Aktualny stan zbiorowisk olszy szarej i perspektywy ich dalszej przebudowy na terenie Bieszczadów. Mat. z Krajowej Konferencji Hodowli Lasu. Czarna 5–6.10.1995, manuskrypt.

- Szukiel E. 1989. Szkody wyrządane przez zwierzynę oraz zapobieganie im. W: Łowiectwo – J. Krupka (red.). PWRiL, Warszawa, 425–437.
- Śmietana W., Klimek A. 1992. Wolf diet in the Bieszczady Mountains, Poland. *Acta theriol.* 38: 245–251.
- Ustawa z dnia 13 października 1995 – Prawo łowieckie. Dz. U. 1995, nr 147, poz. 713, s. 1–21.
- Ustawa z dnia 16 kwietnia 2004 o ochronie przyrody. Dz. U. 2004, nr 92, poz. 880, s.1-69.

Summary

Management of game animal populations in Polish national parks is very difficult today because of lack of clear norms of conduct with this group of animals, poor co-operation of park authorities with hunting associations, and the lack of suitable legal and organizational solutions. Some methodological and conceptual solutions presented in this paper might minimalise these difficulties. Very important is selection of methods of estimation of species structure and population size of ungulates in national parks, evaluation of carrying capacity of the parks in relation to large herbivores, and proposal of principles of management of game animals in grounds neighboring national parks.

Simple but efficient and accurate methods of estimation of game animals populations in national parks are proposed. These are: the monitoring method of snow tracking along stable transects, and driving census used periodically every some years and after elemental disasters. It is recommended to ascertain the impact of ungulates upon park forest ecosystems early in the spring along suitable transects or on experimental plots. Extend of damages and/or estimation of carrying capacity of a habitat should be a basis for implementation of models of population structure, including the numbers of large herbivores.

It is recognized that creation of protection zones for game animals occurring in the parks, but which outside of park is a subject of gam-law and normally exploited, is indispensable. Some proposals of protection zones, including hunting buffer zone, are presented. Game management plans in grounds neighboring the parks should be obligatorily and legally approved by parks directors.