

## Porównanie trzech metod szacowania liczebności kopytnych na przykładzie Roztoczańskiego Parku Narodowego

Comparing three methods for estimating the population abundance of ungulates,  
on the Roztocze National Park example

Zbigniew Borowski <sup>1\*</sup>, Jakub Borkowski<sup>2</sup>, Przemysław Stachyra<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Zakład Ekologii Lasu, Instytut Badawczy Leśnictwa, <sup>2</sup>Katedra Leśnictwa i Ekologii Lasu, Uniwersytet Warmińsko-Mazurski,

<sup>3</sup>Roztoczański Park Narodowy

\*e-mail: Z.Borowski@ibles.waw.pl

**Abstract.** Ungulates, primarily cervids, are keystone species as they play a crucial role in the forest ecosystem functioning. In commercial forests, hunting is the most intuitive and straightforward solution to regulate ungulate population density; managing large herbivores in protected areas is much more complicated. On the one hand, deer pressure on vegetation is a part of the natural processes shaping these ecosystems. On the other hand, however, when at high densities, deer can alter natural plant succession trajectories and generate conflicts in nature conservation. Nevertheless, information on population density or trends of these mammals is necessary to predict the potential role of ungulates in forest ecosystems and manage herbivore population densities. Unfortunately, most often, the managers of protected areas do not know the current population status of the large mammals living there. Furthermore, it could be impossible to analyse the large herbivore population trends based on historical inventory data collected using different methods with unknown accuracy. Here we discuss the advantages and disadvantages of three most commonly used inventory methods for large mammals in Poland, such as snow tracking, driving censuses, and pellet group counting. Conclusions on the reliability of the three methods were drawn based on the results of ungulate inventories in the Roztocze National Park, Poland. Snow tracking generates an error of unknown magnitude; therefore, historical data estimated by this method should be cautiously approached. Additionally, with this method, only coefficients are obtained, based on which it is impossible to estimate the population size. The pellet group counting is the least variable method regarding errors; it is cheap and logistically straightforward. Moreover, it also allows the analysis of winter habitat preferences of ungulates. It is therefore recommended as a method for estimating deer and wild boar abundance in many countries worldwide. In summary, long-term trends in abundance are most important for analysing and managing large mammal populations. Therefore, it is necessary to carry out inventories over several years, for which, due to the minor estimation errors and simple logistics, the pellet group counting method seems best.

**Słowa kluczowe:** kopytne, jeleń szlachetny, sarna, dzik, oszacowanie zagęszczeń

**Keywords:** ungulates, red deer, roe deer, wild boar, density estimation

### 1. Wstęp

Zarządzanie parkami narodowymi i innymi obszarami chronionymi w kontekście gospodarowania populacjami dużych ssaków jest zadaniem trudnym, ze względu na niejasne, a czasem nawet sprzeczne cele, jakie planuje się osiągnąć na tych obszarach. Głównym i nadrzędnym celem parków narodowych jest ochrona różnorodności biologicznej

i procesów naturalnych. Jednakże, istnieje uzasadniona obawa, że przy wysokich zagęszczeniach ssaki kopytne modyfikując szatę roślinną mogą negatywnie wpływać na inny cel istnienia parków narodowych – ochronę bioróżnorodności (Borkowski i in. 2019; Borowski i in. 2021). Z drugiej strony można obawiać się także spadku liczebności populacji tych zwierząt w parkach narodowych, w wyniku presji łowieckiej odbywającej się poza ich

Wpłynęło: 23.09.2023 r., zrecenzowano: 19.12.2023 r., zaakceptowano: 3.01.2024 r., zaakceptowano powtórnie: 12.02.2024 r.

granicami (Borowik i in. 2018), a także rozprzestrzeniania się chorób odzwierzęcych (Putman i in. 2011). Do celów wymienionych wyżej dochodzą inne, takie jak: utrzymanie żywotnych i ekologicznie funkcjonalnych populacji, czy wniesienie wkładu w lokalną gospodarkę poprzez turystykę (Dudley 2008). Jak widać, cele jakie przyświecają parkom narodowym, bardzo często się wykluczają i zdarza się, że wkład w lokalną gospodarkę poprzez turystykę znajduje się na pierwszym miejscu, spychając główny cel, jakim jest ochrona bioróżnorodności i procesów naturalnych na drugi plan (Dupke i in. 2019). Zważywszy na fakt, że w otoczeniu obszarów chronionych występują tereny zagospodarowane przez człowieka, co jakichś czas dotyka je pewna forma interwencji ludzkiej (np. odstrzał dzików w związku z ASF, lub wycinanie drzew trocinkowych w związku z gradacją kornika itp.) (Hansen, DeFries 2007). W teorii zaś interwencja gospodarcza i inny wpływ człowieka na terenie parku narodowego, dozwolone są jedynie na takim poziomie, który nie powoduje znacznej degradacji biologicznej lub ekologicznej (Dudley 2008), co w odniesieniu np. do populacji kopytnych żyjących w parkach narodowych oznacza, że powinny być one regulowane przez dostępność pożywienia, konkurencję międzygatunkową i drapieżnictwo dużych drapieżników (Sinclair 1998). Sytuacja taka jest w rzeczywistości niespotykana, gdyż liczba wolno żyjących dużych drapieżników wydaje się niewystarczająca do naturalnej kontroli populacji ssaków kopytnych. Co więcej, zaobserwowano, że regulacje odgórne typu „top-down” powodowane przez drapieżnictwo, są niewystarczające w żyznych ekosystemach, w których żyją wysoko produktywne populacje dużych ssaków (Melis i in. 2009). Natomiast populacje kopytnych mogą zmieniać strukturę roślinności i wpływać na procesy naturalne, a następnie na lokalną różnorodność biologiczną (Demarais i in. 2012). Co zrozumiałe, te bezpośrednie i pośrednie skutki wywołują wiele dyskusji na temat odpowiedniego zarządzania zwierzętami kopytnymi na terenach chronionych (Demarais i in. 2012). Często uważa się wręcz za konieczną interwencję człowieka w postaci zarządzania łowieckiego lub dokarmiania, celem ograniczenia presji na naturalną roślinność. Dlatego, władze parków narodowych powinny równoważyć stawiane tym terenom chronionym cele tak, by chronić różnorodność biologiczną, ograniczyć do minimum ingerencję człowieka i określić odpowiednie ramy zarządzania populacjami dużych ssaków. Jest to o tyle skomplikowane, że decyzje zarządcze nie powinny skupiać się na pożądanym (wymagowanym) stanie naturalności, ale również, lub może przede wszystkim, wskazywać te procesy naturalne, które powinny zostać zachowane.

W ostatnich dziesięcioleciach populacje zwierząt kopytnych zarówno w Europie, jak i na świecie zwiększyły swój zasięg i liczebność tak bardzo, że uważa się je obecnie za występujące w nadmiarze (Côté i in. 2004; Valente i in. 2020). Z uwagi na fakt, że ssaki te są kluczowymi ekologicznymi, ekonomicznymi i społeczno-kulturowymi składnikami wielu różnych ekosystemów (Gordon i in. 2004; Linnell i in. 2020), zarządzanie łowieckie ich populacjami

jest niezmiernie ważne i polega zarówno na zwiększaniu liczebności zagrożonych, jak i redukcji nadmiernie licznych populacji.

Początkowo, obserwowany wzrost liczebności w populacjach zwierząt kopytnych odbierany był jako pozytywna zmiana, dająca szanse obserwacji tych ssaków w warunkach naturalnych, możliwości łowieckiego użytkowania ich populacji, a także zwiększająca zasób naturalnej bazy pokarmowej dużych drapieżników. Jednakże, poza oczywistym pozytywnym wpływem wynikającym ze zwiększenia się liczebności populacji, wzrost ten powiększał pole konfliktów między zwierzętami kopytnymi a ludźmi. Ssaki te mogą bowiem generować znaczne szkody zarówno w rolnictwie, jak i leśnictwie, powodować kolizje z pojazdami oraz być odpowiedzialne za rozprzestrzenianie się chorób odzwierzęcych (dobrym przykładem jest tutaj ASF). Dodatkowo, wysokie zagęszczenia kopytnych mogą mieć znaczny wpływ na funkcjonowanie ekosystemów, w których żyją (Danell i in. 2006). Dlatego też, w wielu krajach opinia publiczna jest zdania, że populacje tych ssaków powinny być kontrolowane poprzez zarządzanie łowieckie (Sinclair 1997). W praktyce zarządzanie populacjami zwierząt kopytnych polega na ustalaniu w wieloletnim, a następnie rocznym planie łowieckim, odpowiednich do założonych celów kwot odstrzału (liczby osobników z rozbiem na gatunek, płęć i wiek). Jednakże, do określenia celów łowieckiego zarządzania populacjami oraz określenia szczegółowego planu pozyskania, niezbędna jest informacja o sytuacji demograficznej konkretnej populacji, trendach jej liczebności i zagęszczeniu (Williams i in. 2002). W związku z tym, że celem wyjściowym do jakiegokolwiek wniosku zarządczego jest liczebność/wielkość populacji, w wielu krajach stosuje się różne metody szacowania liczebności zwierzyny, których wybór podyktowany jest najczęściej ograniczeniami siedliskowymi, kosztowymi i praktycznymi. W Polsce na przykład stosuje się obecnie wiele różnych metod szacowania liczebności ssaków kopytnych, przy czym każda z nich generuje nieznaną błąd oszacowania. Wiarygodne szacowanie liczebności lub zagęszczenia populacji jest ważne dla określenia trendu w populacji (wzrost, spadek, stabilizacja) (Williams i in. 2002). Należy jednak pamiętać, iż rzeczywista liczebność wolno żyjących populacji kopytnych bardzo rzadko jest znana, choć zwykle możliwy do oszacowania jest błąd standardowy (SE), przedział ufności (CI) (Thompson i in. 1998; Williams i in. 2002) lub ich bayesowskie odpowiedniki (odchylenie standardowe [SD] lub przedział wiarygodności [CrI]). Względna precyzję oszacowań można porównać za pomocą współczynnika zmienności (CV), który jest stosunkiem zmienności próbek do oszacowanej wartości (Thompson i in. 1998). Im mniejsze CV, tym dokładniejsze i bardziej przydatne jest oszacowanie.

Tropienia na śniegu, to jedna z najstarszych metod, populama w XIX i w pierwszej połowie XX wieku. Uznawana jest ona za metodę niedoszacowującą liczebność populacji ssaków kopytnych w porównaniu do pędzeń próbnych (Pucek i in. 1975; Jędrzejewska i in. 1994), czy foto-pułapek (Romani i in. 2018). Poza tym,

podstawowym ograniczeniem tej metody w XXI wieku jest ocieplanie się klimatu i występowanie bezśnieżnych zim. Metoda pędzeń próbnych z kolei jest metodą często stosowaną w Polsce, począwszy od XIX wieku aż do dzisiaj. Jednak poza wysokimi kosztami jej przeprowadzenia i trudnościami natury logistycznej, należy pamiętać, że dla jeleni i saren minimalny błąd oszacowania tej metody wynosi co najmniej 20% i to przy wysokich zagęszczeniach tych zwierząt, zawierających się w przedziale od 5 do 7 os. na 100 ha (Borkowski i in. 2011).

Kolejną metodą szacowania liczebności jeleniowatych, często stosowaną w Europie i Ameryce Północnej, jest metoda tzw. „grup odchodów”. Jej popularność wynika z prostej metodyki, braku konieczności wykorzystania specjalistycznego sprzętu i dużej liczby ludzi oraz powtarzalności wyników w kolejnych latach (Campbell i in. 2004; Delisle i in. 2022).

Z uwagi na wspomniane problemy z dokładnością oceny liczebności zwierząt (Yacozz i in. 2001), w zarządzaniu łowieckim coraz częściej stosowane są metody wskaźnikowe. Za ich pomocą, zamiast liczebności populacji możliwe jest określenie wieloletniego trendu liczebności stanowiącego podstawę podejmowania decyzji związanych z zarządzaniem populacjami ssaków kopytnych (Carvalho i in. 2021). Zazwyczaj do szacowania trendów liczebności populacji dużych ssaków stosuje się wiele metod o nieznanym dokładności i zmienności oszacowań (Rönnegård i in. 2008). W celu określenia wiarygodności wspomnianych wcześniej metod oraz wskazania najbardziej przydatnej w przyszłym monitorowaniu populacji ssaków kopytnych przeanalizowaliśmy wieloletnie dane dotyczące liczebności populacji ssaków kopytnych w Roztoczańskim Parku Narodowym zebrane różnymi metodami (Mysłajek i in. 2021; Stachyra i in. 2022; Mysłajek i in. 2024).

## 2. Teren badań

Roztoczański Park Narodowy (RPN) położony jest w środkowo-wschodniej części Polski (50°31' – 50°40', N 22°53' – 23°07' E) i zajmuje obszar 8483 ha. Lasy są tutaj dominującym typem ekosystemu - 8102 ha (95,5%). Na terenie Parku strefy ochrony ścisłej obejmują 1029,22 ha (12,1%), a strefy ochrony czynnej 7241,13 ha (85,4%), natomiast 212,48 ha pozostaje w strefie ochrony krajobrazu (2,5%). Najbardziej zbliżone do naturalnych zbiorowisk są te, w których występują drzewostany z przewagą buka (*Fagus sylvatica* L.), jodły (*Abies alba* Mill.) i grabu (*Carpinus betulus* L.) które stanowią 64%. Znaczną część powierzchni Parku (30%) zajmują także siedliska przekształcone, głównie z dominującą sosną (*Pinus sylvestris* L.) (Tittenbrun 2013). Najczęstszymi typami gleb w RPN są rędziny, gleby bielcowe i rdzawe. Klimat cechuje się ciepłymi, suchymi latami i mroźnymi zimami, średnią roczną temperaturą powietrza 7,9°C (lata 2007–2017). Najzimniejszym miesiącem jest styczeń (średnio –2,7°C), a najcieplejszym lipiec (średnio 19,0°C). Średnie roczne opady wynoszą 736 mm (<http://roztoczanski.pn.pl>), a sezon wegetacyjny trwa zwykle 216 dni. Pokrywa śnieżna utrzymuje się przez dwa i pół

miesiąca. Na terenie RPN występują cztery główne typy lasu (z dominującymi drzewami w nawiasach): las iglasty (*Pinus sylvestris*), las mieszany iglasty (*Pinus sylvestris*, *Picea abies*, *Abies alba* i *Quercus robur*), las mieszany liściasty (*Abies alba*, *Fagus sylvatica* i *Carpinus betulus*) oraz las liściasty (*Fagus sylvatica*, *Quercus robur*, *Carpinus betulus* i *Acer platanoides*).

W RPN występują cztery gatunki ssaków kopytnych: jelen szlachetny (*Cervus elaphus*), sarna (*Capreolus capreolus*), dzik (*Sus scrofa*) i nieliczny łoś (*Alces alces*), a także naturalne drapieżniki tych ssaków: wilk i ryś (Mysłajek i in. 2022a, Mysłajek i in. 2022b).

## 3. Materiał i metody

Do analizy oceny trendów liczebności dzikich ssaków kopytnych w RPN wykorzystano dane Parku zebrane trzema wspomnianymi wcześniej metodami (Mysłajek i in. 2021; Stachyra i in. 2022; Mysłajek i in. 2024):

1. Pędzenia próbne (od 2003 do 2020), w trakcie kolejnych inwentaryzacji prowadzonych tą metodą dokonano zmian zarówno liczby, jak i wielkości inwentaryzowanych powierzchni.
2. Tropienia na śniegu (od 2007 do 2021), w trakcie kolejnych inwentaryzacji, podobnie jak w przypadku pędzeń próbnych, dokonywano korekt liczby otrąpianych transektów.
3. Liczenie grup odchodów na transektach (2021 rok).

Poniżej opisano wszystkie trzy metody zastosowane w Roztoczańskim Parku Narodowym do oszacowania liczebności populacji ssaków kopytnych.

### 3.1. Materiał i metody

Pędzenia kopytnych w RPN wykonywano w różnych latach na różnych powierzchniach. W roku 2003 wykonano pędzenia 19 powierzchni (tzw. miotów) o średnim areale wynoszącym 43,5 ha, który wahał się w przedziale od 23,34 do 50,88 ha. W latach 2016, 2017 i 2019 inwentaryzację pędzeniami wykonano w oparciu o 10 tych samych miotów, z których każdy liczył średnio 96,13 ha (zakres wielkości miotów wahał się od 87,99 do 102,65 ha). Natomiast w latach 2018 i 2020 liczbę miotów zmniejszono do 8, a inwentaryzowana powierzchnia wyniosła 770 ha. Łącznie, wieloletnia powierzchnia miotów objęła 11,7% powierzchni RPN (972,02 ha), a mioty rozłożone były równomiernie na terenie całego Parku.

Zagęszczenia (Zn) obserwowanych w trakcie inwentaryzacji poszczególnych gatunków ssaków kopytnych obliczono według poniższego wzoru w przeliczeniu na 100 ha (km<sup>2</sup>).

$$Z_n = \frac{L_p}{P_p} \times 100 \quad (1)$$

gdzie:

$L_p$  – liczba osobników zarejestrowanych w pędzeniu na danej powierzchni próbnej

$P_p$  – areal danej powierzchni próbnej (ha)

Liczebność ssaków kopytnych w całym RPN uzyskano przeliczając średnie zagęszczenia na zsumowaną powierzchnie lasów i terenów rolnych tj. 8278 ha (Mysłajek i in. 2021; Mysłajek i in. 2024).

### 3.2. Liczenie tropów na śniegu

Liczenie tropów na śniegu wykonywano w latach 2007–2021. Tropy były liczone wzdłuż transektów rozmieszczonych na terenie całego RPN, których liczba i długość różniła się między poszczególnymi latami, od 13 w 2007 r. i 2009 r., przez 15 w latach 2009–2010, po 18 w latach 2013–2021. Łączna długość tropionych transektów wahała się od 112 km w roku 2009 do 148,5 km w latach 2013–2021. Liczenie tropów wykonywano raz lub dwa razy w ciągu roku, pomiędzy listopadem i marcem. Dla danych uzyskanych w trakcie tropień wyliczono średnią liczbę tropów danego gatunku w przeliczeniu na 1 kilometr transektu ( $N/1 \text{ km}$ ) (Mysłajek i in. 2021; Stachyra i in. 2022).

### 3.3. Liczenie grup odchodów

W roku 2021 ocenę liczebności wykonano w oparciu o liczenie grup odchodów, które wykonano na przełomie marca i kwietnia na transektach o długości 200 m i szerokości 2 m (Mysłajek i in. 2021; Mysłajek i in. 2024). Czas liczenia odchodów wyznaczono na okres pomiędzy stopniem śniegu i rozpoczęciem sezonu wegetacyjnego, tak by wykrywalność odchodów nie była utrudniana przez rośliny zielne. Transekty ( $n=362$ ) były zlokalizowane we wszystkich oddziałach leśnych RPN proporcjonalnie do ich udziału powierzchniowego. Liczbę grup odchodów na transektach przeliczano na zagęszczenia zwierząt zgodnie z poniższym wzorem:

gdzie:

$D$  – zagęszczenie zwierząt ( $n/\text{km}^2$ )

$$D = \frac{n}{a \times t \times d} \quad (2)$$

$n$  – liczba grup odchodów

$a$  – całkowita powierzchnia badań ( $\text{km}^2$ )

$t$  – czas akumulacji odchodów (dni)

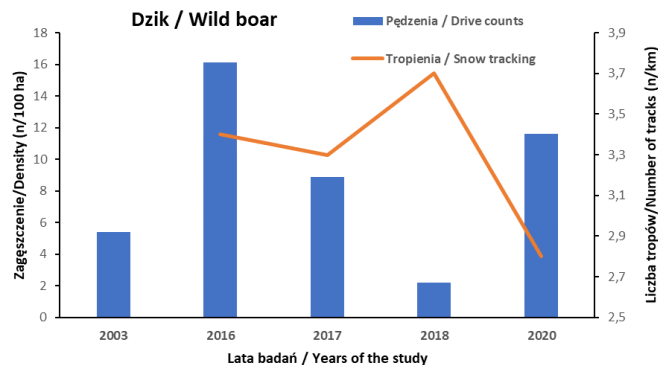
$d$  – częstość defekacji w ciągu doby.

Na podstawie literatury przyjęto następującą częstość defekacji dla poszczególnych gatunków: 14 – łoś, 25 – jelen szlachetny, 20 – sarna i 6,7 – dzik (Mitchell i in. 1985, Deer Initiative 2008, Persson i in. 2000, Rönnegård i in. 2008, Fattorini i Ferretti 2020).

## 4. Wyniki

Najpełniejszy materiał dotyczący liczebności populacji ssaków kopytnych w RPN (zawierający dane wieloletnie) zebrany został metodą pędzeń próbnych i tropień na śniegu. Jednak, jeśli chodzi o wyniki uzyskane metodą pędzeń próbnych, to wykazywały one wartości o dużej zmienności pomiędzy latami, przy czym największe różnice otrzymano w przypadku dzika. Najwyższe zagęszczenie tego gatunku zarejestrowano w roku 2016 i wyniosło ono 16 os./100 ha, podczas gdy w dwóch kolejnych latach obserwowano wyraźny, skokowy spadek zagęszczenia dzika, osiągający swoje minimum w 2018 r. Stwierdzone wówczas zagęszczenie dzików wyniosło zaledwie 2,2 os./100 ha, co było wartością ponad siedmiokrotnie niższą w porównaniu z rokiem 2016. Dla roku 2019 brakuje danych, ale w kolejnym 2020 r. zanotowano zdecydowany wzrost zagęszczenia dzika szacowany na 11,6 os./100 ha.

Niewątpliwie na zmiany liczebności dzika w RPN miało wpływ zarówno pojawienie się afrykańskiego pomoru świń (ASF), jak i intensywna redukcja tego gatunku prowadzona w Parku celem spadku transmisji ASF. Tym niemniej zauważyć należy, że trendy w zagęszczeniu dzika otrzymane w analogicznym okresie za pomocą metody tropień na śniegu dość wyraźnie różniły się od tych otrzymanych na podstawie obserwacji z pędzeń próbnych (ryc. 1). Tropienia wskazały rok 2018 jako ten o najwyższym wskaźniku zagęszczenia tego gatunku. Dwa lata później, w roku 2020, wyraźnemu wzrostowi zagęszczenia wykazanemu przez pędzenia towarzyszył gwałtowny spadek wskaźnika zagęszczenia otrzymanego metodą tropień na śniegu (do wartości najniższej dla zebranych przez kilka lat danych).

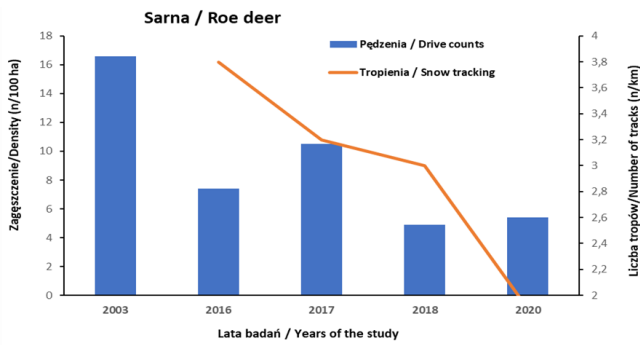


**Rycina 1. Zagęszczenie dzików (os./100 ha) w Rostoczańskim Parku Narodowym w latach 2003–2020 otrzymane metodą pędzeń próbnych oraz wskaźnik zagęszczenia tego gatunku otrzymany za pomocą tropień na śniegu (liczba tropów/km).** Figure 1. Wild boar density (ind./100 ha) estimated by drive counts and density index estimated by snow tracking (n/km) in the Rostocze National Park in 2003–2020.

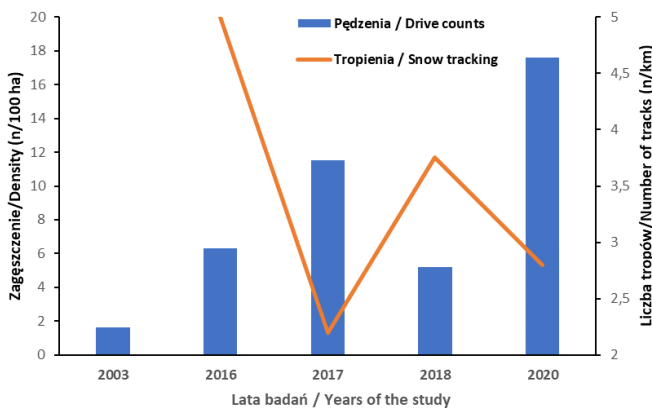
Podobnie jak u dzika, w przypadku sarny europejskiej zagęszczenia uzyskane metodą pędzeń próbnych również wykazywały znaczną zmienność (ryc. 2), były one jednak bardziej stabilne pomiędzy latami. Dość zastanawiający wydaje się wyraźny spadek zagęszczenia sarny obserwowany w latach 2016–2020, w porównaniu do zagęszczeń z 2003 roku. Wyniki inwentaryzacji saren metodą pędzeń próbnych przeprowadzone w latach 2016–2020 (nie licząc roku 2017) wskazują na dalszy spadek zagęszczenia tego gatunku na terenie RPN. Dane dotyczące wskaźnika zagęszczenia otrzymanego metodą liczenia tropów, w przypadku saren wydają się stosunkowo spójne i jednoznacznie wykazują systematyczny spadek zagęszczenia sarny w okresie od 2016 do 2020 roku.

Zagęszczenie jeleni szlachetnych, jeśli wnioskować o nim na podstawie wyników inwentaryzacji metodą pędzeń próbnych, od roku 2003 do roku 2020 wykazywało systematyczny wzrost (ryc. 3). Wyjątkiem był tutaj rok 2018, kiedy spadło ono do poziomu porównywalnego z rokiem 2016. Z kolei pomiędzy rokiem 2018 a 2020 nastąpił zdecydowany (ponad trzykrotny) wzrost zagęszczenia jelenia. Biorąc pod uwagę biologię tego gatunku, wspomniany wyżej wzrost liczebności populacji w przypadku jelenia szlachetnego jest mało prawdopodobny.

Wskaźnik zagęszczenia jeleni w badanym okresie otrzymany z tropień również charakteryzował się znacznymi wahaniem. Co ciekawe, wyniki otrzymane za pomocą tej metody różniły się od zmian w zagęszczeniu tego gatunku wskazywanymi na podstawie pędzeń próbnych. W latach 2016 oraz 2018 pędzenia próbne wykazały minima w liczebności populacji tego gatunku, podczas gdy zgodnie



**Rycina 2. Zagęszczenie saren (os./100 ha) w Rostoczańskim Parku Narodowym w latach 2003–2020 otrzymane metodą pędzeń próbnych oraz wskaźnik zagęszczenia tego gatunku otrzymany za pomocą tropień na śniegu (liczba tropów/km).** Figure 2. Roe deer density (ind./100 ha) estimated by drive counts and density index estimated by snow tracking (n/km) in the Roztocze National Park in years 2003–2020.



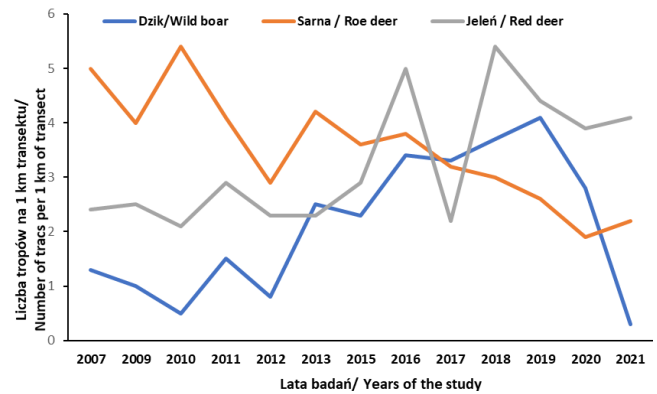
**Rycina 3. Zagęszczenie jeleni (os./100 ha) w Rostoczańskim Parku Narodowym w latach 2003–2020 otrzymane metodą pędzeń próbnych oraz wskaźnik zagęszczenia tego gatunku otrzymany za pomocą tropień na śniegu (liczba tropów/km).** Figure 3. Red deer density (ind./100 ha) estimated by drive counts and density index estimated by snow tracking (n/km) in the Roztocze National Park in years 2003–2020.

z wynikami tropień, w obu przypadkach zagęszczenia populacji jeleni było najwyższe. Analogiczną sytuację, tyle że z odwrotnymi wartościami (wyniki najwyższe dla pędzeń i najniższe w okresie 2016–2020 dla tropień) zanotowano w latach 2017 i 2020.

Wskaźniki zagęszczenia populacji otrzymane metodą tropień dla RPN mają jedną dużą zaletę: dostępne są dla długiego okresu od roku 2007 aż do 2021 (z niewielkimi lukami w latach 2008 i 2014). Pomimo wspomnianych rozbieżności z wynikami pędzeń próbnych warto im się przyjrzeć się pod kątem ewentualnych trendów w dynamice populacji (ryc. 4). W przypadku dzika zauważyć można systematyczny wzrost liczebności jego populacji w latach 2007–2019, po czym w dwóch ostatnich latach zanotowano gwałtowny spadek jego liczebności, do najniższego poziomu dla całego okresu odnotowanego w roku 2021. Nieco bardziej spójne są rezultaty dotyczące jeleniowatych. Otóż, we wzmiankowanym okresie widać jednocześnie dwa trendy: spadek populacji sarny przy jednoczesnym wzroście populacji jelenia. O ile w latach 2007–2010 na jednego jelenia (zgodnie z wynikami tropień) przypadało od 1,6 do 2,6 sarny, to w latach 2019–2021 wskaźnik ten był już tylko na poziomie 0,5–0,6 sarny na 1 jelenia.

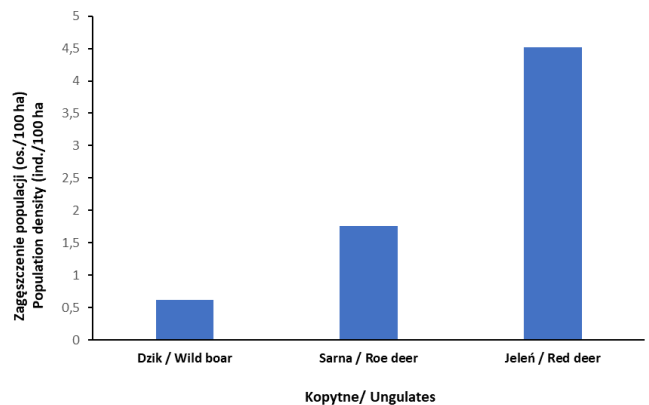
Jeśli chodzi o łosia, to w przypadku tego gatunku

nie stwierdzono jego obecności w trakcie pędzeń, natomiast w przypadku tropień oraz liczenia grup odchodów pojawiał się on incydentalnie. W przypadku tej ostatniej metody wyniki dostępne są jedynie dla roku 2021 (ryc. 5), i dla wszystkich trzech gatunków kopytnych (jeleni, sarna i dzik) są one niższe niż zagęszczenia otrzymane za pomocą pędzeń próbnych w roku poprzednim, 2020 (czyli ostatnim, w którym pędzenia były prowadzone). Największa różnica wystąpiła w przypadku dzika, którego zagęszczenie stwierdzone metodą grup odchodów (0,6 os./100 ha) jest aż niemal dwudziestokrotnie niższe w porównaniu do pędzeń próbnych (11,6 os./100 ha). Dla jeleni i saren zagęszczenia otrzymane metodą pędzeń były również wyższe niż wyniki liczenia grup odchodów, ale różnice były znacznie mniejsze (sarna 3x, jeleni 3,9x).



**Rycina 4. Wyniki tropień na śniegu trzech gatunków ssaków kopytnych: dzika, sarny i jelenia w Rostoczańskim Parku Narodowym w latach 2003–2021**

Figure 4. Results of snow tracking for three ungulates: wild boar, roe and red deer in the Roztocze National Park in 2003–2021.



**Rycina 5. Zagęszczenia trzech gatunków ssaków kopytnych (dzika, sarny i jelenia szlachetnego) w Rostoczańskim Parku Narodowym otrzymane metodą grup odchodów w 2021 roku.**

Figure 5. Three ungulate species density (wild boar, roe and red deer) estimated by pellet group method in the Roztocze National Park in 2021.

## 5. Dyskusja

Materiał zebrany na terenie Rostoczańskiego Parku Narodowego dotyczący liczebności ssaków kopytnych (Mysłajek i in. 2021; Stachyra i in. 2022; Mysłajek i in. 2024) bardzo dobrze ilustruje fakt, że zagadnienie oceny liczebności populacji dużych ssaków nie jest zadaniem łatwym, a różne metody inwentaryzacji wykazują rozbieżne wyniki. Było to wyraźnie widoczne m.in. przy porównywaniu wyników pędzeń próbnych i tropień. Ta druga metoda dostarcza co prawda wyłącznie danych

wskaźnikowych, tym niemniej nawet w tym zakresie rezultaty obu metod są praktycznie dla wszystkich trzech gatunków (dzika, sarny i jelenia; łoś jest zbyt mało liczny, aby go w tym świetle rozpatrywać) mocno rozbieżne. Zasadnicze pytanie dotyczy czynników wpływających na wspomniane rozbieżności.

Wydaje się, że szczególnie dużo elementów zewnętrznych i wewnętrznych wpływa na wyniki uzyskane metodą pędzeń próbnych. Z literatury wiadomo, że posiadają one satysfakcjonującą dokładność, kiedy zagęszczenia zwierząt wynoszą co najmniej 5 os./100 ha (Borkowski i in. 2011). Jednak zarówno w przypadku dzika, jak i jelenia (u sarny tak dużych rozbieżności nie stwierdzono), pomiędzy rokiem 2018 a 2020 zanotowano na tyle wyraźne różnice, że nie mogą one odzwierciedlać faktycznych zmian w liczebności populacji obu gatunków. W tym czasie bowiem, według zebranych danych, zagęszczenie jelenia miałyby wzrosnąć ponad trzy razy, a dzika aż ponad siedem razy. Dodatkowo, pędzenia próbne są metodą skomplikowaną logistycznie, wymagają uczestnictwa dużej grupy osób, dlatego czynnik ludzki odgrywa tutaj szczególnie duże znaczenie. Dla przykładu, istotny wpływ na wyniki może mieć zarówno zachowanie osób wypłaszających zwierzęta z lasu (naganiaczy), jak i obserwatorów, szczególnie podczas obstawiania miotu. Zachowanie cisyzy jest tu czynnikiem kluczowym, którego brak może przekładać się na opuszczenie miotu przez część zwierząt, zanim zostaną one policzone. Innym elementem o fundamentalnym znaczeniu jest liczba i współpraca naganiaczy. Zbyt mała ich liczba (co jest niestety częstym problemem), obniża precyzję uzyskanych przy użyciu tej metody informacji. Dodatkowym czynnikiem silnie modyfikującym precyzję oszacowania liczebności zwierząt jest struktura drzewostanu. O ile w starodrzewie bez podszytu mniejsza liczba naganiaczy nie wydaje się dużym problemem, o tyle w młodszych fazach rozwojowych drzewostanu, zwłaszcza ze znacznym udziałem gatunków iglastych, osoby uczestniczące w inwentaryzacji nie są w stanie nawiązać między sobą kontaktu wzrokowego. Ma to bardzo istotny wpływ na dokładność oszacowań, gdyż nie wszystkie zwierzęta (szczególnie dziki) wychodzą z inwentaryzowanej powierzchni (miotu). Poza tym, te zwierzęta, które przechodzą do tyłu przez linię naganki, najczęściej nie zostają zauważone i policzone. Dodatkowo, mogą pojawić się trudności w utrzymaniu naganki w jednej linii, co wzmacnia problemy wskazane powyżej. Niezmiernie ważną sprawą jest też losowy wybór miotów, tak aby były one reprezentatywne dla całego inwentaryzowanego obszaru. Biorąc więc pod uwagę koszty, wspomniane ograniczenia metody oraz ogromną rozbieżność wyników dostarczonych w wyniku jej zastosowania, w RPN trudno jest jednoznacznie polecić tę metodę do regularnego i efektywnego wykorzystania.

Wiedza na temat dokładnej liczebności populacji zwierząt, czy to dla celów zarządzania łowieckiego, czy też monitorowania zachodzących trendów nie dość, że jest obciążona błędem oszacowania, to zwyczajnie nie jest niezbędnie konieczna (Yoccoz i in. 2001). Bazowanie na wiarygodnych wskaźnikach zagęszczenia może być w pełni wystarczające (Morellet i in. 2001; Morellet i in. 2007; Maublanc i in. 2016; Refoyo i in. 2022). Jednym z takich wskaźników są wyniki liczeń tropów na śniegu. Przyglądając się wynikom tropień z lat 2007 – 2021 można stwierdzić, że zakres różnic w ich wartościach jest bez porównania mniejszy niż w przypadku wyników pędzeń próbnych. Rozstępnik wskaźnika (liczba tropów na 1 km transektu) dla poszczególnych gatunków mieści się

w zakresie 0,3 – 4,5 dla dzika, 2,1 – 4,5 dla sarny oraz 2,1 – 6,8 dla jelenia. Powstaje jednak ważne pytanie, czy zmiany w liczebności wspomnianych gatunków na przestrzeni 14 lat były stosunkowo niewielkie, czy też metoda tropień ich nie oddaje? Z pewnością, jak wszystkie inne metody, posiada ona swoje ograniczenia. Po pierwsze, zachodzące zmiany klimatu powodują, że trudno z tropieniami wiązać nadzieje jako metody monitoringu ssaków kopytnych w przyszłości. Po drugie, z przyczyn organizacyjnych, trudno zachować taki sam okres między ponową (okresem depozycji śniegu), a czasem wykonania tropień. Z powodzeniem można wyobrazić sobie, że między tymi dwoma momentami mija doba, półtorej lub dwie, co potencjalnie znacząco wpływa na liczbę rejestrowanych tropów. Ponadto, zależnie od tego wspomniane momenty dzieli dzień lub noc, a z uwagi na różnice w trybie aktywności zwierząt w różnych porach doby, uzyskane w ten sposób wyniki mogą się znacznie różnić. Trudno nie wspomnieć o grubości pokrywy śnieżnej (choć ostatnio czynnik ten ma zapewne mniejsze znaczenie), zwłaszcza w przypadku gatunków mniejszych ssaków, jak dzik czy sarna, które mogą znacznie ograniczać swoją aktywność ruchową (Rivrud i in. 2010; Gilbert i in. 2017). Jednak brak radykalnych wzrostów lub spadków zagęszczenia w sąsiadujących latach, jak w przypadku tych notowanych metodą pędzeń próbnych, na pewno działa na korzyść wiarygodności danych zebranych za pomocą tropień.

Wyniki dostarczone przez liczenie grup odchodów dla obszaru RPN dostępne są niestety tylko dla jednego 2021 roku. Zasada dotycząca określania liczebności populacji mówi, że dane z jednego roku są bezwartościowe. Należy bowiem brać poprawkę na możliwość popełnienia błędów w trakcie inwentaryzacji, zmiany w wykorzystaniu środowisk przez ssaki kopytne, nieoczekiwane migracje lub ich brak oraz nieznaną wcześniej liczebności, dysponowanie którymi pozwala na ocenę wiarygodności metody. W związku z powyższym, trudno odnieść się do jakości danych zebranych za pomocą tej metody dla konkretnych warunków środowiska. Można jednak stwierdzić, że rezultaty dotyczące proporcji poszczególnych gatunków zwierząt są bardzo podobne do tych uzyskiwanych za pomocą tropień w przeciągu ostatnich kilku lat. Najwyższy jest udział jelenia, najniższy zaś dzika. W kilku innych miejscach Polski dane zebrane za pomocą grup odchodów w 2021 r. były najprawdopodobniej znacznie zaniżone, ze względu na mokrą i stosunkowo ciepłą jesień, co sprzyjało rozmywaniu i zanikaniu odchodów (Borkowski b.d.). Powtórne zebranie analogicznych danych w 2024 roku i kolejnych latach może teoretycznie dać wyższe wartości zagęszczeń niż te oszacowane w roku 2021 r. Niezależnie od tego, podkreślić należy, że liczenie grup odchodów jest jedną z najczęściej stosowanych metod oceny liczebności, wykorzystywanych w różnych krajach Europy i świata zarówno dla celów badań, jak i planowania łowieckiego (Campbell i in. 2004; Jenkins, Manly 2008; Alves i in. 2013). Metoda ta uznawana jest za stosunkowo dokładną, logistycznie bardzo prostą (wystarczy jedna osoba, która pokona długość transektów w kilka dni) oraz umożliwiającą zebranie danych nt. wykorzystania środowiska przez poszczególne gatunki. Najważniejszym jej ograniczeniem jest umiejętność rozpoznawania odchodów (niektóre bywają trudne do rozpoznania np. cielęta jelenia oraz odchody dorosłych saren czy danieli) oraz odsetek zauważanych odchodów.

Błędy w przypadku osób początkujących w tym zakresie mogą być znaczne. Stąd też, powierzanie zbioru danych tej samej

osobie z roku na rok wspomniane błędy znacznie ogranicza.

Podsumowując, ocena liczebności populacji nie jest kwestią łatwą i na wielu etapach można popełniać różne błędy. Z uwagi na niezwykle duże rozbieżności w wynikach pędzeń próbnych oraz ich kosztowność i problemy logistyczne, trudno metodę tę rekomendować do regularnego stosowania, choć wyeliminowanie wspomnianych wcześniej źródeł błędów z pewnością częściowo mogłoby wzmocnić jej wiarygodność. Pozytywnie należy ocenić wieloletnie dane uzyskiwane za pomocą zimowego liczenia tropów wzdłuż transektów. Wydaje się, że kiedy wystarczający jest wskaźnik zagęszczenia populacji zamiast liczebności, liczenie tropów może być z powodzeniem stosowane. Jednak dynamicznie postępujące zmiany klimatu mogą w przyszłości powodować znaczące ograniczenia w możliwości wykorzystywania tej metody. Spośród dostępnych metod, liczenie grup odchodów wydają się być godne polecenia. Są tanie, często stosowane na świecie, a ich wykonywanie przez tę samą osobę z roku na rok, może wyeliminować znaczącą część potencjalnych błędów. Być może, należałoby przez kilka lat zbierać dane zarówno za pomocą liczenia tropów, jak i odchodów, co pozwoliłoby na porównanie wyników otrzymywanych za pomocą obu metod.

## Konflikt interesów

Autorzy deklarują brak potencjalnych konfliktów.

## Źródło finansowania

Zadanie realizowane ze środków Funduszu Leśnego w ramach dofinansowania badań naukowych w Roztoczańskim Parku Narodowym w latach 2021–2022 (umowy nr EZ.0290.1.16.2021 r., EZ.0290.1.16.2022 r.). Tytuł tematu badawczego „Porównanie metod oraz wyników oceny liczebności ssaków kopytnych w Roztoczańskim Parku Narodowym z wykorzystaniem dotychczas zgromadzonych oraz nowych danych - etap drugi”.

## Wkład autorów

Z.B., J.B. – koncepcja badań i struktura artykułu naukowego; zredagowanie pierwotnej i poprawionej wersji artykułu.

P.S. – gromadzenie danych terenowych i ich analiza.

## Literatura

- Alves J., da Silva A., Soares A.M.V.M., Fonseca C. 2013. Pellet group count methods to estimate red deer densities: precision, potential accuracy and efficiency, *Mammalian Biology* 78: 134–141. DOI: 10.1016/j.mambio.2012.08.003.
- Barasona J.A., Mulero-Pázmány M., Acevedo P., Negro J.J., Torres M.J., Gortázar C., Vicente J. 2014. Unmanned Aircraft Systems for Studying Spatial Abundance of Ungulates: Relevance to Spatial Epidemiology, *PLoS ONE* 9(12): e115608. DOI: 10.1371/journal.pone.0115608.
- Borkowski J. b.d. Dane w postaci rękopisu w posiadaniu autora.
- Borkowski J., Palmer S.C., Borowski Z. 2011. Drive counts as a method of estimating ungulate density in forests: mission impossible?, *Acta Theriologica* 56: 239–253. DOI: 10.1007/s13364-010-0023-8.
- Borkowski J., Banul R., Jurkiewicz J., Hołdyński C., Świczowska J., Nasiadko M., Załuski D. (2019). High density of keystone herbivore vs. conservation of natural resources: Factors affecting red deer distribution and impact on vegetation in Słowiński National Park, Poland. *Forest Ecology and Management* 450: 117503. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117503>.
- Borowik T., Ratkiewicz M., Maślanko W., Duda N., Rode P., Kowalczyk R. 2018. Living on the edge – The predicted impact of renewed hunting on moose in national parks in Poland, *Basic and Applied Ecology* 30: 87–95. DOI: 10.1016/j.baaec.2018.05.003.
- Borowski Z., Gil W., Bartoń K., Zajączkowski G., Łukaszewicz J., Tittenbrun A., Radliński B. 2021. Density-related effect of red deer browsing on palatable and unpalatable tree species and forest regeneration dynamics, *Forest Ecology and Management* 496: 119442. DOI: 10.1016/j.foreco.2021.119442.
- Campbell D., Swanson G.M. and Sales J. 2004. Methodological Insights: Comparing the precision and cost-effectiveness of faecal pellet group count methods, *Journal of Applied Ecology* 41: 1185–1196. DOI: 10.1111/j.0021-8901.2004.00964.x.
- Carvalho J., Leite P., Valente A. M., Fonseca C., Torres R. T. 2021. Stakeholders engagement as an important step for the long-term monitoring of wild ungulate populations, *Ecological Solutions and Evidence* 2: e12088. DOI: 10.1002/2688-8319.12088.
- Côté S.D., Rooney T.P., Tremblay J.P., Dussault C., Waller D.M. 2004. Ecological impacts of deer overabundance. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics 35: 113–147.
- Danell K., Bergstrom R., Duncan P., Pastor J. 2006. Large Herbivore Ecology, Ecosystem Dynamics and Conservation. Cambridge, UK: Cambridge University Press.
- Deer Initiative. 2008. Records & surveys. Dung counting. England & Wales Best Practice Guides. [www.thedeerinitiative.co.uk](http://www.thedeerinitiative.co.uk) (dostęp 1.12.2023)
- Delisle Z.J., Swihart R.K., Quinby B.M., Sample R.D., Kinser-Mcbee K.J., Tauber E.K., Flaherty E.A. 2022. Density from pellet groups: comparing methods for estimating dung persistence time, *Wildlife Society Bulletin* 46: e1325. DOI: 10.1002/wsb.1325.
- Demarais S., Cornicelli L., Kahn R., Merrill E., Miller C., Peek J.M., Porter W.F., Sargeant G.A. 2012. Ungulate management in national parks of the United States and Canada, *The Wildlife Society Technical Review* 12.
- Dudley N. 2008. Guidelines for Applying Protected Area Management Categories. IUCN. DOI: <https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2008.PAPS.2.en>.
- Dupke C., Dormann C.F., Heurich M., 2019. Does public participation shift German national park priorities away from nature conservation?, *Environmental Conservation* 46: 84–91. DOI: 10.1017/S0376892918000310.
- Fattorini N., Ferretti F. 2020. Estimating wild boar density and rooting activity in a Mediterranean protected area, *Mammalian Biology* 100: 241–251.
- Gilbert S.L., Hundertmark K.J., Person D.K., Lindberg M.S., Boyce M.S. 2017. Behavioral plasticity in a variable environment: snow depth and habitat interactions drive deer movement in winter, *Journal of Mammalogy* 98: 246–259. DOI: 10.1093/jmammal/gyw167.
- Gordon I.J., Hester A.J., Festa-Bianchet M. 2004. The management of wild herbivores to meet economic, conservation and environmental objectives, *Journal of Applied Ecology* 41: 1021–1031.
- Hansen A.J., DeFries R. 2007. Ecological mechanisms linking protected areas to surrounding lands, *Ecological Applications* 17: 974–988.
- Jenkins K.J., and Manly B.F.J. 2008. A double-observer method for reducing bias in faecal pellet surveys of forest ungulates, *Journal of Applied Ecology* 45: 1339–1348. DOI: 10.1111/j.1365-2664.2008.01512.x.
- Jędrzejewska B., Okarma H., Jędrzejewski W., Milkowski L. 1994. Effects of exploitation and protection on forest structure, ungulate density and wolf predation in Białowieża Primeval Forest, Poland, *Journal of Applied Ecology* 31: 664–676.
- Linnell J.D.C., Cretois B., Nilsen E.B., Rolandsen C.M., Solberg E.J., Veiberg V., Kaczensky P., Van Moorter B., Panzacchi M., Rauset G.R., Kaltenborn B. 2020. The challenges and opportunities of coexisting with wild ungulates in the human-dominated landscapes of Europe's Anthropocene, *Biological Conservation* 244: 108500. DOI: 10.1016/j.biocon.2020.108500.
- Maublanc M.L., Bideau E., Launay C., Monthuir B., Gerard J.F. 2016. Indicators of ecological change (IEC) as efficient tools for

- managing roe deer populations: a case study, *European Journal for Wildlife Research* 62: 189–197. DOI: 10.1007/s10344-016-0992-2.
- Melis C., Jędrzejewska B., Apollonio M., Bartoń K.A., Jędrzejewski W., Linnell J.D., Kojola I., Kusak J., Adamic M., Ciuti S. 2009. Predation has a greater impact in less productive environments: variation in roe deer, *Capreolus capreolus*, population density across Europe, *Global and Ecological Biogeography* 18: 724–734.
- Mitchell B., Rowe J.J., Ratcliffe P., Hinge M. 1985. Defecation frequency in roe deer (*Capreolus capreolus*) in relation to the accumulation rates of faecal deposits, *Journal of Zoology* 207: 1–7.
- Morellet N., Champely S., Gaillard J.M., Ballon P., Boscardin Y. 2001. The browsing index: new tool uses browsing pressure to monitor deer populations, *Wildlife Society Bulletin* 29: 1243–1252.
- Morellet N., Gaillard J.M., Hewison A.J.M., Ballon P., Boscardin Y., Duncan P., Klein F., Maillard D. 2007. Indicators of ecological change: new tools for managing populations of large herbivore, *Journal of Applied Ecology* 44: 634–643. DOI: 10.1111/j.1365-2664.2007.01307.x.
- Mysłajek R.W., Nowak S., Figura, M., Stachyra P. 2021. Porównanie metod oraz wyników oceny liczebności ssaków kopytnych w Roztoczańskim Parku Narodowym z wykorzystaniem dotychczas zgromadzonych oraz nowych danych. Raport ogólny, Stowarzyszenie dla Natury „Wilk”, Twardorzeczka : 1–24.
- Mysłajek R.W., Stachyra P., Figura M., Nędzyńska-Styggar M., Stefański R., Korga M., Kwiatkowska I., Stępiak K.M., Tołkacz K., Nowak S. 2022. Diet of the grey wolf *Canis lupus* in Roztocze and Solska Forest, south-east Poland, *Journal of Vertebrate Biology* 71: 22040. DOI: 10.25225/jvb.22040
- Mysłajek R.W., Stachyra P., Figura M., Nowak S. 2022. Food habits of the Eurasian lynx *Lynx lynx* in south-east Poland. *Journal of Vertebrate Biology* 71: 21061. DOI: 10.25225/jvb.21061
- Mysłajek R.W., Stachyra P., Figura, M., Nowak S. 2023. Drive counts fail to properly estimate species diversity and population density of wild ungulates in Roztocze National Park, south-east Poland, *Journal of Vertebrate Biology* 73: 24002. DOI: 10.25225/jvb.24002 .
- Persson I.L., Danell K., Bergström R. 2000. Disturbance by large herbivores in boreal forests with special reference to moose, *Annales Zoologici Fennici* 73: 251–263
- Pucek Z., Bobek B., Łabudzki L., Miłkowski L., Morow K., Tomek A. 1975. Estimates of density and number of ungulates, *Acta Theriologica* 1: 21–135.
- Putman R., Apollonio M., Andersen R. 2011. Ungulate Management in Europe: Problems and Practices. Cambridge University Press.
- Refoyo P., Peláez M., García-Rodríguez M., López-Sánchez A., Perea A. 2022. Moss cover and browsing scores as sustainability indicators of mountain ungulate populations in Mediterranean environments, *Biodiversity and Conservation* 31: 2741–2761. DOI: 10.1007/s10531-022-02454-1.
- Rivrud I.M., Loe L.E., Mysterud A. 2010. How does local weather predict red deer home range size at different temporal scales?, *Journal of Animal Ecology* 79: 1280–1295. DOI: 10.1111/j.1365-2656.2010.01731.x.
- Romani T., Giannone C., Mori E., Filacorda S. 2018. Use of track counts and camera traps to estimate the abundance of roe deer in North-Eastern Italy: are they effective methods?, *Mammal Research* 63: 477–484. DOI: 10.1007/s13364-018-0386-9.
- Rönnegård L., Sand H., Andrén H., Månsson J., Pehrson Å. 2008. Evaluation of four methods used to estimate population density of moose *Alces alces*, *Wildlife Biology* 14: 358–371. DOI:10.2981/0909-6396(2008)14[358:EOFMUT]2.0.CO;2
- Sinclair A.R.E. 1997. Carrying capacity and the overabundance of deer, w: W.J. McShea, H.B. Underwood, J.H. Rappole (red.) *The Science of Overabundance: Deer Ecology and Population Management*. Washington, DC: Smithsonian Institution Press, ss. 380–394.
- Sinclair A.R.E. 1998. Natural regulation of ecosystems in protected areas as ecological baselines, *Wildlife Society Bulletin*: 399–409.
- Thompson W.L., White G.C., Gowan C. 1998. Monitoring vertebrate populations. Academic Press, San Diego, California, USA.
- Stachyra P., Nowak S., Mysłajek R.W. 2022. Data on the abundance of wild ungulates and large carnivores in the Roztocze National Park (south-east Poland), 2007–2022. Zenodo. DOI 10.5281/zenodo.6985674
- Tittenbrun A. 2013. Skład gatunkowy i struktura lasów Roztoczańskiego Parku Narodowego. Roztoczański Park Narodowy. Zwierzyniec.
- Williams B.K., Nichols J.D., Conroy M.J. (red.). 2002. Analysis and management of animal populations. Elsevier Academic Press, San Diego.
- Valente A.M., Acevedo P., Figueiredo A.M., Fonseca C., Torres R.T. 2020. Overabundant wild ungulate populations in Europe: management with consideration of socio-ecological consequences, *Mammal Review* 50: 353–366.
- Yoccoz N.G., Nichols J.D., Boulinier T. 2001. Monitoring of biological diversity in space and time, *Trends in Ecology and Evolution* 16: 446–453.