

Inwentaryzacja dużych ssaków z wykorzystaniem fotopułapek – przykład realizacji w trzech nadleśnictwach północno-zachodniej Polski

Camera trap survey of large mammals – a case study from three forest districts in north-western Poland

Stanisław Pagacz* , Julia Witeczuk 

Muzeum i Instytut Zoologii Polskiej Akademii Nauk
ul. Twarda 51/55, 00-818 Warszawa

*Tel. +48 13 461 32 03, e-mail: spagacz@miiz.eu

Abstract. Camera traps are frequently used in wildlife research, including biodiversity assessment, behavioral studies, and abundance estimation. New statistical methods, such as the Random Encounter Model (REM) – which allows population density estimation without the need for individual recognition – offer an opportunity to integrate camera traps into wildlife management practice. In this study, we demonstrate how camera trapping combined with REM can be applied to survey large mammal populations, using case studies from three forest districts in north-western Poland: Drawsko (290 km² forest area, 81 camera traps), Złocieniec (170 km² forest area, 60 camera traps) and Lutówko (100 km² forest area, 46 camera traps). The camera traps were placed randomly and operated for about a month. Over 4,000 video sequences of mammal encounters were recorded, mainly of ungulates and carnivores. The most frequently detected species were the red deer (*Cervus elaphus*), the roe deer (*Capreolus capreolus*) and the wild boar (*Sus scrofa*), which were recorded at 70–90% of the locations in each district. Population densities estimated using the REM ranged from 2.2 to 4.2 individuals/100 ha for red deer, 1.6 to 4.7 individuals/100 ha for roe deer and 1.0 to 4.9 individuals/100 ha for wild boar. The most precise estimates with a coefficient of variation of approximately 0.25 were obtained in the Drawsko district, where the highest number of camera traps was used. In the Złocieniec and Lutówko districts, the precision was lower, with a coefficient of variation between 0.28 and 0.44. The camera traps also documented the presence of protected carnivores, such as the gray wolf (*Canis lupus*) and the Eurasian lynx (*Lynx lynx*) as well as invasive species – the raccoon dog (*Nyctereutes procyonoides*) and the common raccoon (*Procyon lotor*). The quality and variety of data collected through camera trap monitoring show that this method is superior to conventional techniques such as drive counts or snow tracking. This approach not only improves decision-making in ungulate management but also supports the assessment of the carnivore status and distribution.

Słowa kluczowe: monitoring dzikich zwierząt, zagęszczenie populacji, model losowego spotkania, kopytne, drapieżniki

Keywords: wildlife monitoring, population density, Random Encounter Model, ungulates, carnivores

1. Wstęp

Fotopułapki są powszechnie wykorzystywanym narzędziem w badaniach ekologii dzikich zwierząt (O'Connell i in. 2011; Wearn, Glover-Kapfer 2019; Smith i in. 2020). Używane są do oceny bioróżnorodności, badań behawioralnych, a także do określania liczebności lub zagęszczeń populacji (Caravaggi i in. 2017; Gilbert i in. 2021; Oliver i in. 2023). Do niedawna szacowanie liczebności ograniczone było do gatunków takich jak np. lamparty i tygrysy, których osobniki możliwe są do rozróżnienia na podstawie indywidualnych cech umaszczenia (Karanth 1995). Jednak obecnie opracowano kilka metod umożliwiających ocenę liczebności populacji bez konieczności rozpoznawania osobników (Gilbert i in. 2021). Metody te stanowią

alternatywę dla dotychczas stosowanych sposobów inwentaryzacji zwierzyny grubej, takich jak pędzenia próbne, czy tropienia na śniegu i otwierają drogę do szerszego zastosowania fotopułapek nie tylko w badaniach, ale także w ochronie przyrody i gospodarce łowieckiej (Pfeffer i in. 2018; Palencia i in. 2021; Waller i in. 2024).

W sytuacji, kiedy na zdjęciach lub filmach z fotopułapek niemożliwe jest rozróżnienie poszczególnych osobników, podstawową informacją jaką uzyskujemy jest liczba detekcji danego gatunku (y) – do detekcji dochodzi, kiedy zwierzę „spotyka się” z fotopułapką i uruchamia czujnik ruchu inicjujący rejestrację. Dzieląc liczbę detekcji przez łączny czas pracy wszystkich zastosowanych fotopułapek, czyli liczbę „pułapko-dni” (t), otrzymujemy częstość detekcji (y/t). Na tym parametrze

Wpłynęło: 11.03.2025 r., zrecenzowano: 27.03.2025 r., zaakceptowano: 06.06.2025 r.

 BY-NC-ND 4.0 © 2025 S. Pagacz, J. Witeczuk

bazuje metoda szacowania zagęszczenia populacji REM (ang. *random encounter model – model przypadkowego spotkania*) opracowana przez Marcusa Rowcliffe’a i jego zespół (Rowcliffe i in. 2008). Wywodzi się ona z modelu „gazu doskonałego”, który umożliwia obliczenie spodziewanej częstości zderzenia się cząsteczek gazu na podstawie takich zmiennych jak stężenie tych cząsteczek, prędkość z jaką się poruszają oraz ich rozmiar. Model ten był wielokrotnie wykorzystywany w naukach biologicznych (Hutchinson, Waser 2007), w tym do szacowania zagęszczenia populacji na podstawie danych z tropień na śniegu (Stephens i in. 2006). W metodzie REM Rowcliffe zmodyfikował ten model tak, aby można było przewidzieć częstość detekcji zwierząt, biorąc pod uwagę analogiczne zmienne, tj.: zagęszczenie populacji (D), średnią prędkość poruszania się zwierząt (v) oraz średnią szerokość strefy wykrycia fotopułapki (W).

Model REM opisuje równanie:

$$\frac{y}{t} = D * v * W \quad (1)$$

Średnią szerokość strefy wykrycia fotopułapki (W), oblicza się wzorem:

$$W = \frac{r * (2 + \theta)}{\pi} \quad (2)$$

gdzie r to promień (zasięg) wykrycia fotopułapki, a θ to kąt wykrycia (Rowcliffe i in. 2008).

Po przekształceniu równania (1) otrzymujemy wzór na zagęszczenie populacji (D):

$$D = \frac{y}{t} * \frac{1}{v} * \frac{1}{W} \quad (3)$$

Pomimo tego, że REM jest prostym modelem, jego stosowanie w praktyce nie jest łatwe. Wynika to z konieczności obliczenia dodatkowych, poza częstością detekcji, parametrów modelu – średniej prędkości poruszania się zwierząt oraz promienia i kąta wykrycia. Parametry te są zwykle oszacowywane na podstawie analizy danych zarejestrowanych przez fotopułapki podczas inwentaryzacji. Ponieważ prędkość wędrówki zwierząt zależeć może od lokalnych warunków środowiskowych, pory roku, a nawet od zagęszczenia populacji (Broadley i in. 2019), powinna ona być szacowana niezależnie dla każdego gatunku i każdej inwentaryzacji (Wohlfahrt i in. 2025). Podobnie, oddzielnie dla każdego inwentaryzowanego gatunku powinien być określany promień wykrycia fotopułapki, jako że jest on zależny nie tylko od parametrów technicznych detektora, ale także od wielkości ciała zwierzęcia – gatunki o dużych rozmiarach mogą być wykrywane z większej odległości niż gatunki małe (Hofmeester i in. 2017). Aby oszacować promień wykrycia konieczne jest określenie odległości zwierząt od fotopułapki w momencie jej uruchomienia (Hofmeester i in. 2017). Ostatni parametr – kąt wykrycia fotopułapki, ustala się na pod-

stawie testu terenowego lub przyjmuje zgodnie ze specyfikacją techniczną producenta urządzenia.

W celu oszacowania wszystkich wymaganych w metodzie REM parametrów, a w efekcie otrzymania rzetelnego szacunku zagęszczenia populacji, konieczne jest uzyskanie odpowiednio licznej próby filmów lub zdjęć. Może to być trudne w przypadku mało liczebnych populacji (< 1 os./100 ha) lub przy niewielkiej liczbie monitorowanych punktów (< 30) i krótkim czasie inwentaryzacji (2–3 tygodnie). Według Palencia i Barroso (2024) do oszacowania prędkości wędrówki i promienia wykrycia konieczne jest zarejestrowanie około 100 niezależnych nagrań z każdym gatunkiem, a optymalny czas inwentaryzacji powinien wynosić od 30 do 60 dni.

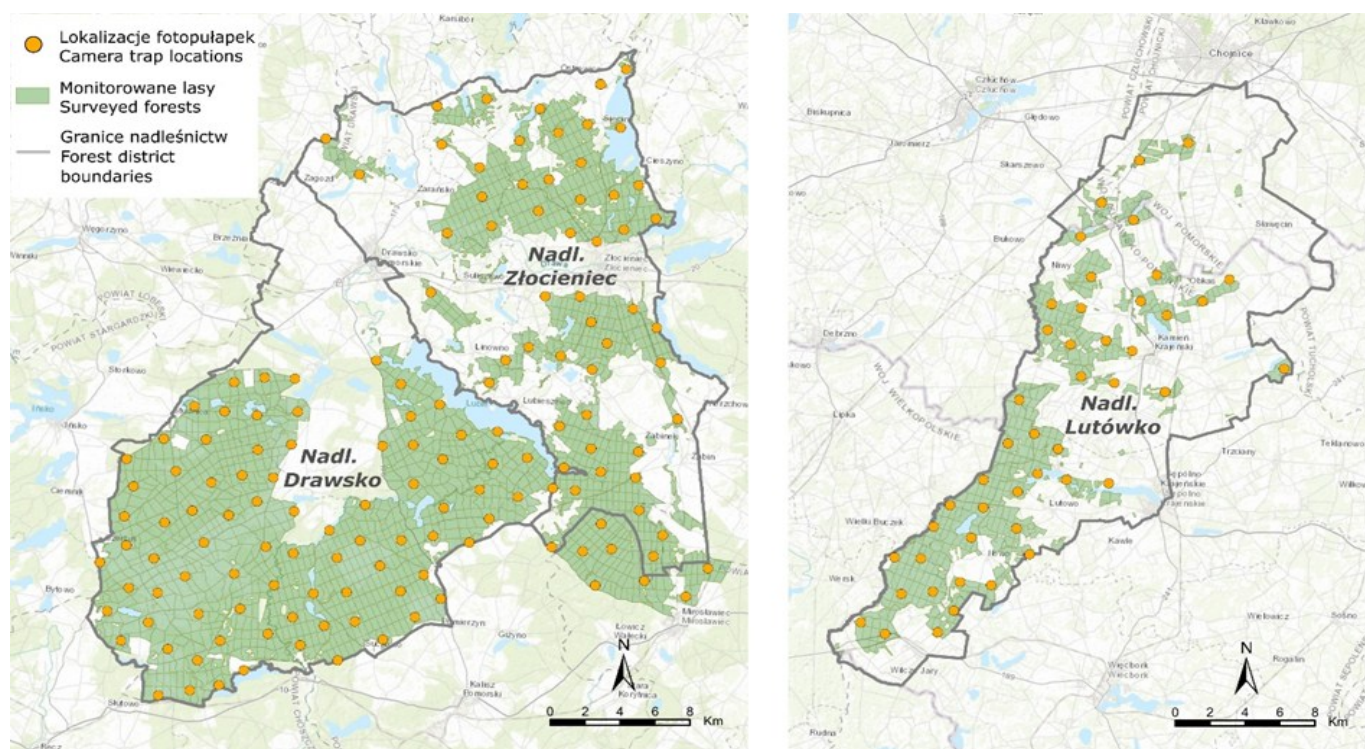
Kluczowym założeniem metody REM jest to, że zwierzęta poruszają się niezależnie względem fotopułapek (Rowcliffe i in. 2008, 2013). Oznacza to, że niedopuszczalne jest celowe umieszczanie urządzeń, np. przy ścieżkach lub drogach, ponieważ poszczególne gatunki mogą preferować poruszanie się po nich lub ich unikać (Harmsen i in. 2010). W przypadku niektórych innych badań z użyciem fotopułapek, wskazane jest montowanie urządzeń w miejscach częściej odwiedzanych przez zwierzęta lub nawet zanęcanie ich w celu zwiększenia prawdopodobieństwa rejestracji. Jednak przy stosowaniu metody REM, prowadziłoby to do zafałszowania częstości detekcji, a w rezultacie do zawyżenia szacowanego zagęszczenia populacji. Ponadto lokalizacje fotopułapek muszą być reprezentatywne dla całego obszaru badań – aby spełnić ten warunek muszą one być wybrane w sposób losowy lub systematyczny.

Metoda REM jest obecnie jedną z najczęściej wykorzystywanych metod do szacowania zagęszczenia populacji dzikich zwierząt na podstawie danych z fotopułapek (Palencia i in. 2022). W Polsce została wdrożona przez firmę Taxus SI i zastosowana w kilkunastu inwentaryzacjach na terenach Lasów Państwowych. Niniejsza praca przedstawia wyniki trzech z tych inwentaryzacji, przeprowadzonych na obszarach nadleśnictw Złocieniec, Drawsko oraz Lutówko, położonych w północno-zachodniej Polsce.

2. Metody

Badania prowadzono w Nadleśnictwie Złocieniec (N 53°31', E 15°57') w styczniu i lutym 2022 r. oraz w Nadleśnictwie Drawsko (N 53°25', E 15°46') i Nadleśnictwie Lutówko (N 53°32', E 17°29') w marcu i kwietniu 2022 r. W wybranych nadleśnictwach monitoringiem objęto wyłącznie tereny leśne określone granicami oddziałów Lasów Państwowych (ryc. 1). Powierzchnia obszaru inwentaryzacji wyniosła 17 tys. ha w Nadleśnictwie Złocieniec, blisko 29 tys. ha w Nadleśnictwie Drawsko, oraz 10 tys. ha w Nadleśnictwie Lutówko. Na każdym z tych trzech obszarów badawczych zainstalowano odpowiednio 60, 81 i 46 fotopułapek (tab. 1). Fotopułapki rozmieszczono w sposób losowy, jednak przy założeniu, że dystans między sąsiadującymi lokalizacjami będzie nie mniejszy niż 1500 m – dzięki temu uzyskano stosunkowo równomierne pokrycie powierzchni inwentaryzowanych obszarów (ryc. 1).

Fotopułapki (*Browning Spec Ops Advantage* oraz *Browning*



Rycina 1. Rozmieszczenie fotopułapek podczas inwentaryzacji dużych ssaków w nadleśnictwach Złocieniec, Drawsko i Lutówko. Podkład: OpenStreetMap

Figure 1. Locations of the camera traps used in large mammal surveys in the Złocieniec, Drawsko and Lutówko forest districts. Background map: OpenStreetMap

Tabela 1. Podstawowe informacje dotyczące inwentaryzacji dużych ssaków z wykorzystaniem fotopułapek w nadleśnictwach Złocieniec, Drawsko i Lutówko

Table 1. Basic information on camera trap surveys of large mammals in the Złocieniec, Drawsko and Lutówko forest districts

Nadleśnictwo	Pow. leśna [ha]	Okres inwentaryzacji	Liczba monitorowanych lokalizacji	Liczba monitorowanych lokalizacji na 1 km ²	Liczba pułapko-dni
Forest district	Forest area [ha]	Survey period	Number of camera trap locations	Number of camera trap locations per 1 km ²	Number of camera trap days
Złocieniec	17 033	26 stycznia – 28 lutego 2022 26 January – 28 February 2022	60	0,35	1774
Drawsko	28 824	1 marca – 10 kwietnia 2022 1 March – 10 April 2022	81	0,28	2937
Lutówko	10 051	14 marca – 15 kwietnia 2022 14 March – 15 April 2022	46	0,46	1350

Spec Ops Edge) montowano do drzew na wysokości około 60–80 cm zabezpieczając je metalową obudową i zapięciem antykradzieżowym. Urządzenia orientowano obiektywem na północ, z wyjątkiem lokalizacji, w których pole widzenia było w tym kierunku ograniczone. Po zamontowaniu fotopułapki, w każdej lokalizacji rejestrowano filmy referencyjne umożliwiające późniejsze określenie odległości w jakiej znajdowało się zwierzę, gdy uruchomiło czujnik ruchu (Hofmeester i in. 2017). Fotopułapki pozostawały włączone przez 24 godziny na dobę, nocą oświetlając pole widzenia niewidocznym dla zwierząt promieniowaniem podczerwonym. W przypadku wykrycia zwierzęcia fotopułapki rejestrowały nagrania wideo o minimalnej długości 10 sekund, przy czym nagrywanie było kontynuowane jeżeli zwierzę w dalszym ciągu pozostawało w polu widzenia fotopułapki.

Zarejestrowane materiały wideo analizowano wykorzystując program Timelapse 2 (<https://timelapse.ualgary.ca/>). W przypadku serii filmów nagranych w danej lokalizacji jeden po drugim w odstępie do 10 minut i przedstawiających ten sam gatunek,

przyjmowano, że dokumentują one jedno niezależne zdarzenie i zapisywano je jako pojedynczy rekord w bazie danych. Podobnie, jako jedno zdarzenie traktowano sytuację, gdy ewidentnie ten sam osobnik lub grupa osobników ponownie uruchamiała fotopułapkę po czasie dłuższym niż 10 minut (przykłady żerowania lub odpoczynku w pobliżu fotopułapki). Dla każdego zarejestrowanego zdarzenia określano gatunek zwierzęcia oraz liczbę wykrytych osobników. Dla ssaków kopytnych ustalano także płeć oraz określano przedział odległości zwierzęcia od fotopułapki w momencie jej uruchomienia (0–5, 5–10, 10–15, 15–20, 20–25 m). Sumaryczna liczba wszystkich osobników danego gatunku zaobserwowanych podczas wszystkich niezależnych zdarzeń stanowiła miarę detekcji (y) wykorzystywaną w modelu REM.

Średnią prędkość poruszania się zwierząt (v) oszacowano osobno dla każdego gatunku i nadleśnictwa jako średnią harmoniczną prędkości obserwowanych na 50–90 losowo wybranych nagraniach zarejestrowanych podczas inwentaryzacji (Rowcliffe i in. 2016). Tak obliczone prędkości odnoszą się wyłącznie

do okresów aktywności zwierząt. Aby uwzględnić fakt, że przez część doby zwierzęta pozostają nieaktywne, uzyskane wartości średniej prędkości pomnożono przez poziom aktywności dobowej, czyli udział czasu, w którym zwierzęta są aktywne. Poziom aktywności określono na podstawie estymacji jądrowej rozkładu czasu rejestracji wszystkich nagrań z danym gatunkiem w programie „activity” (Rowcliffe i in. 2014).

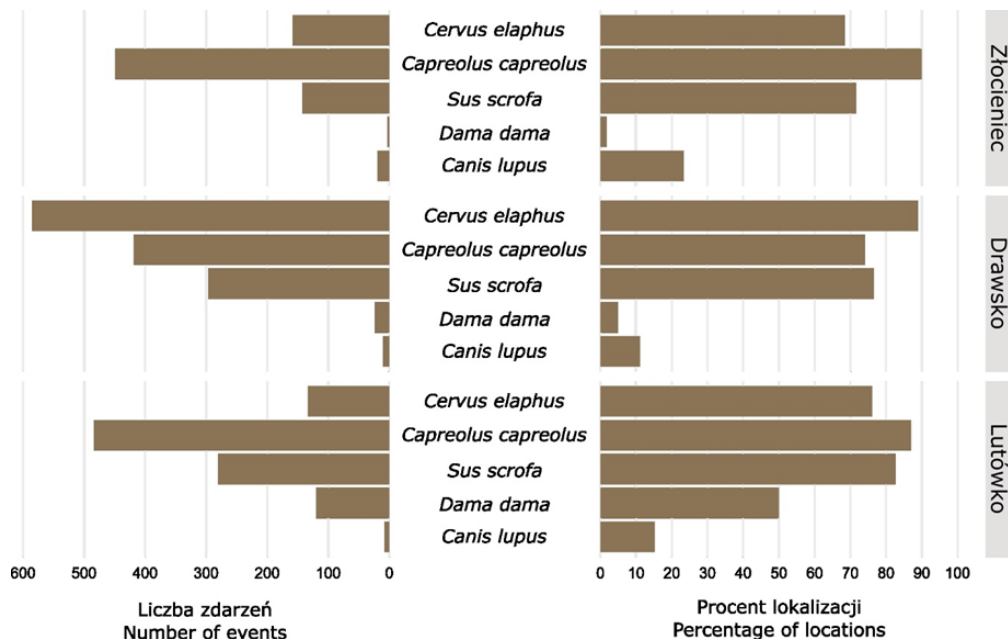
Promień wykrycia fotopułapki (r) obliczono analizując rozkłady częstości detekcji zwierząt w poszczególnych przedziałach odległości, wykorzystując wszystkie zarejestrowane niezależne zdarzenia dla danego gatunku (Hofmeester i in. 2017). Kąt wykrycia $\theta = 0,698$ radiana ustalono poprzez pomiar w terenie.

Zagęszczenie populacji (D) obliczono zgodnie z wzorem (3). Ponieważ nie istnieje wzór umożliwiający oszacowanie wariancji szacunków zagęszczenia metodą REM, do określenia błędu standardowego (SE) uzyskanych wyników wykorzystano metodę bootstrap (Tibshirani, Efron 1994), natomiast błędy standardowe parametrów r i r zostały uwzględnione w wartości błędu standardowego za pomocą metody delta (Powell 2007).

Współczynnik zmienności (CV) szacunków zagęszczenia, który jest miarą ich precyzji obliczono jako $CV = SE/D$ – mniejsze wartości CV świadczą o większej precyzji oszacowań. Wszystkie obliczenia wykonano w programie R (R Core Team 2025).

3. Wyniki

W każdym z inwentaryzowanych nadleśnictw fotopułapki pracowały przez około miesiąc (tab. 1) rejestrując w sumie 4006 niezależnych zdarzeń dokumentujących detekcje zwierząt: 1205 w Nadleśnictwie Złocieniec, 1346 w Nadleśnictwie Drawsko i 1455 w Nadleśnictwie Lutówko. Prawie 75% wszystkich zarejestrowanych zdarzeń stanowiły detekcje jelenia szlachetnego (*Cervus elaphus*), sarny (*Capreolus capreolus*) i dzika (*Sus scrofa*). We wszystkich trzech nadleśnictwach gatunki te wykryto w 70–90% monitorowanych lokalizacji (ryc. 2). Oszacowane zagęszczenia populacji jelenia, sarny oraz dzika osiągnęły maksymalnie 4–5 osobników na 100 ha powierzchni leśnej, a najniższe 1–2 osobniki na 100 ha, przy czym poszcze-



Rycina 2. Liczba niezależnych zdarzeń oraz procent lokalizacji, w których zarejestrowano poszczególne gatunki ssaków kopytnych oraz wilka podczas inwentaryzacji z wykorzystaniem fotopułapek w nadleśnictwach Złocieniec, Drawsko i Lutówko
Figure 2. Number of independent events and the percentage of locations where ungulates and wolves were recorded during camera trap surveys in the Złocieniec, Drawsko and Lutówko forest districts

Tabela 2. Zagęszczenie populacji (osobniki na 100 ha $\pm$ SE), współczynnik zmienności (CV) oraz struktura płci (σ^7 : σ^8) dla ssaków kopytnych w nadleśnictwach Złocieniec, Drawsko i Lutówko na podstawie inwentaryzacji z wykorzystaniem fotopułapek
Table 2. Population density (individuals per 100 ha $\pm$ SE), coefficient of variation (CV) and sex ratio (σ^7 : σ^8) of ungulates based on data from camera trap surveys in the Złocieniec, Drawsko and Lutówko forest districts

	<i>Cervus elaphus</i>			<i>Dama dama</i>			<i>Capreolus capreolus</i>			<i>Sus scrofa</i>	
	Zagęszczenie Density	CV	Struktura płci Sex ratio	Zagęszczenie Density	CV	Struktura płci Sex ratio	Zagęszczenie Density	CV	Struktura płci Sex ratio	Zagęszczenie Density	CV
Złocieniec	2,2 $\pm$ 0,7	0,32	1:1,2	– *	– *	– *	4,7 $\pm$ 1,3	0,28	1:1,3	1,0 $\pm$ 0,4	0,40
Drawsko	4,2 $\pm$ 1,1	0,26	1:2,0	– *	– *	– *	1,6 $\pm$ 0,4	0,25	1:1,3	1,6 $\pm$ 0,4	0,25
Lutówko	2,8 $\pm$ 0,9	0,32	1:1,6	1,8 $\pm$ 0,8	0,44	1:1,3	3,3 $\pm$ 1,2	0,36	1:1,2	4,9 $\pm$ 1,6	0,33

* Liczba detekcji niewystarczająca do oszacowania zagęszczenia populacji i struktury płci

* Insufficient number of detections to estimate population density or sex ratio

gólne nadleśnictwa znacząco różniły się pod względem zagęszczeń populacji tych gatunków (tab. 2). W Nadleśnictwie Złocieniec gatunkiem o najwyższym zagęszczeniu była sarna ($4,7 \pm 1,3$ os./100 ha), w Nadleśnictwie Drawsko jeleni szlachetny ($4,2 \pm 1,1$ os./100 ha), a w Nadleśnictwie Lutówko dzik ($4,9 \pm 1,6$ os./100 ha). Największe zróżnicowanie zagęszczenia odnotowano w przypadku dzika – w Nadleśnictwie Złocieniec szacowane zagęszczenie było prawie pięciokrotnie niższe ($1,0 \pm 0,4$ os./100 ha), niż w Nadleśnictwie Lutówko. Daniela (*Dama dama*) najczęściej obserwowano w Nadleśnictwie Lutówko, gdzie został zarejestrowany w 50% lokalizacji, a zagęszczenie jego populacji oszacowano tam na $1,8 \pm 0,8$ os./100 ha. Na pozostałych dwóch obszarach gatunek ten występował sporadycznie (stwierdzony w mniej niż 10% lokalizacji). Występowanie żubra (*Bos bonasus*) udokumentowano kilkukrotnie na obszarze nadleśnictw Złocieniec i Drawsko, a łosia (*Alces alces*) tylko raz w Nadleśnictwie Drawsko.

Wartość współczynnika zmienności (CV) oszacowań zagęszczenia populacji dla jelenia, sarny i dzika zawierała się w przedziale 0,25–0,40, a w przypadku daniela wyniosła 0,44 (tab. 2).

Struktura płciowa populacji jelenia, daniela i sarny wskazywała na niewielką przewagę samic (stosunek samców do samic 1:1,2–1,3) z wyjątkiem populacji jelenia w nadleśnictwach Lutówko i Drawsko, gdzie różnice te były większe – na jednego byka przypadało tam odpowiednio 1,6 i 2,0 łań (tab. 2).

W trzech badanych nadleśnictwach zaobserwowano znaczne zróżnicowanie wielkości grup u poszczególnych gatunków (ryc. 3). W Nadleśnictwie Drawsko, o największym zagęszczeniu populacji jelenia, odnotowywano chmary liczące po kilkadziesiąt osobników (największa liczyła 56 osobników), podczas gdy w Nadleśnictwie Lutówko zarejestrowane chmary liczyły do 20 osobników, a w Nadleśnictwie Złocieniec rzadko przekraczały 10 osobników. W przypadku dzika i daniela najlicz-

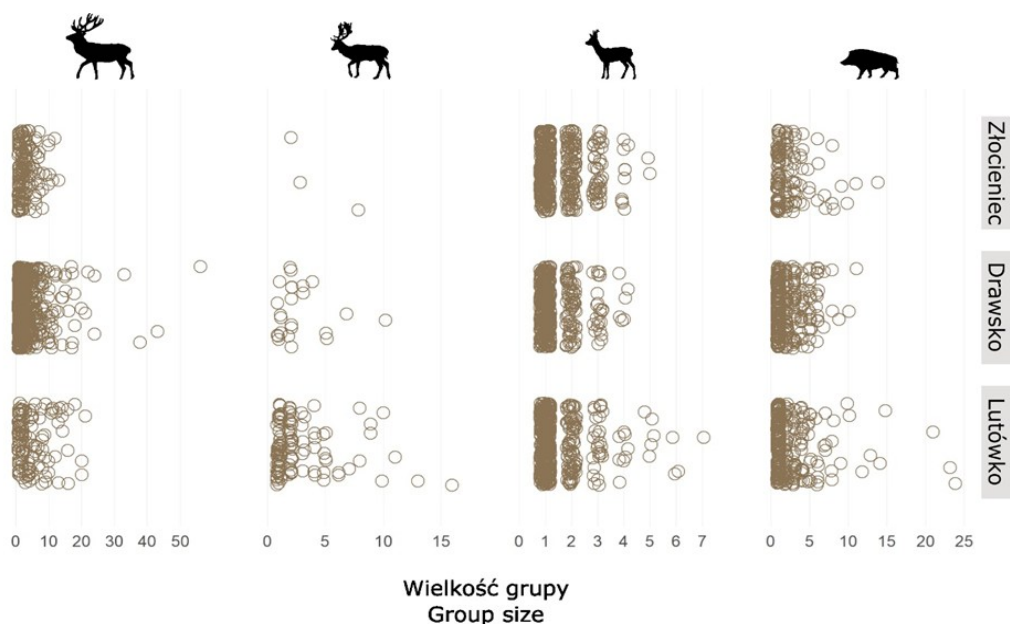
niejsze grupy obserwowano w Nadleśnictwie Lutówko, odpowiednio 24 i 16 osobników. Sarny występowały zazwyczaj samotnie, a najliczniejsze grupy składały się z 7 osobników.

Podczas inwentaryzacji odnotowano także drapieżniki. Wilk (*Canis lupus*) obserwowany był stosunkowo rzadko (niewielka liczba zarejestrowanych filmów), jednak we wszystkich badanych nadleśnictwach został stwierdzony w ponad 10% lokalizacji (ryc. 2). Najczęściej rejestrowano pojedyncze wilki, rzadko grupy złożone z 3–5 osobników. W nadleśnictwach Drawsko i Złocieniec inwentaryzacja wykazała także obecność rysi (*Lynx lynx*) pochodzących z programu reintrodukcji. Wśród pozostałych drapieżników najczęściej rejestrowano lisa (*Vulpes vulpes*), borsuka (*Meles meles*), oraz kunę (*Martes spp.*) We wszystkich trzech nadleśnictwach odnotowano jenota (*Nyctereutes procyonoides*), natomiast szop prac (*Procyon lotor*) został zarejestrowany tylko w Nadleśnictwie Drawsko. Pozostałe zarejestrowane filmy ze zwierzętami przedstawiały małe ssaki (zające, gryzonie) oraz ptaki.

4. Dyskusja

Przeprowadzone inwentaryzacje dostarczyły danych umożliwiających oszacowanie zagęszczeń populacji głównych gatunków kopytnych (wraz z miarą ich zmienności *SE*) na badanych obszarach, a także ustalenie struktury płciowej oraz wielkości grup. Dodatkowo, uzyskano informacje o występowaniu gatunków chronionych i inwazyjnych, np. wilka i szopa pracza.

Oszacowane modelem REM wartości zagęszczeń populacji charakteryzowały się średnim stopniem precyzji (rozumianym tutaj jako stopień zmienności lub powtarzalności wyników) wyrażonym wartością współczynnika zmienności *CV* (tab. 2). W Nadleśnictwie Drawsko, gdzie zastosowano najwięcej foto-pułapek i gdzie pracowały one najdłużej (81 lokalizacji, 40 dni), osiągnięto najbardziej precyzyjne wyniki – wartość współczyn-



Rycina 3. Liczebność grup jelenia, daniela, sarny i dzika na filmach zarejestrowanych podczas inwentaryzacji w nadleśnictwach Złocieniec, Drawsko i Lutówko. Każdy punkt reprezentuje niezależne zdarzenie zarejestrowane podczas inwentaryzacji

Figure 3. Group sizes of red deer, fallow deer, roe deer and wild boar observed during camera trap surveys in the Złocieniec, Drawsko and Lutówko forest districts. Each point represents an independent event recorded during the surveys

nika zmienności wyniosła około 0,25. W pozostałych nadleśnictwach, gdzie wykorzystano mniejszą liczbę fotopułapek (46 i 60) współczynnik zmienności szacunków był wyższy i zawierał się w przedziale 0,28–0,40 (Złocieniec) oraz 0,32–0,44 (Lutówko). Należy zaznaczyć, że większa liczba fotopułapek w Nadleśnictwie Drawsko wynikała głównie z dużej powierzchni nadleśnictwa, natomiast średnie zagęszczenie fotopułapek było tam niższe niż na pozostałych obszarach (tab. 1). Oznacza to, że jakość uzyskiwanych wyników w większym stopniu zależy od bezwzględnej liczby monitorowanych punktów, niż od ich zagęszczenia. Inwentaryzując większe obszary (powyżej 20 tys. ha) i stosując większą liczbę fotopułapek można osiągnąć bardziej precyzyjne szacunki, niż w przypadku obszarów mniejszych. Zmienność otrzymanych w naszych badaniach wyników była podobna do zmienności szacunków zagęszczeń kopytnych uzyskanych metodą REM w innych obszarach Europy. Przykładowo, mediany współczynnika zmienności dla szacunków zagęszczeń jelenia, sarny i dzika z 37 obszarów badawczych w 20 krajach podanych w raporcie konsorcjum ENETWILD i in. (2023) zawierały się w przedziale 0,31–0,41.

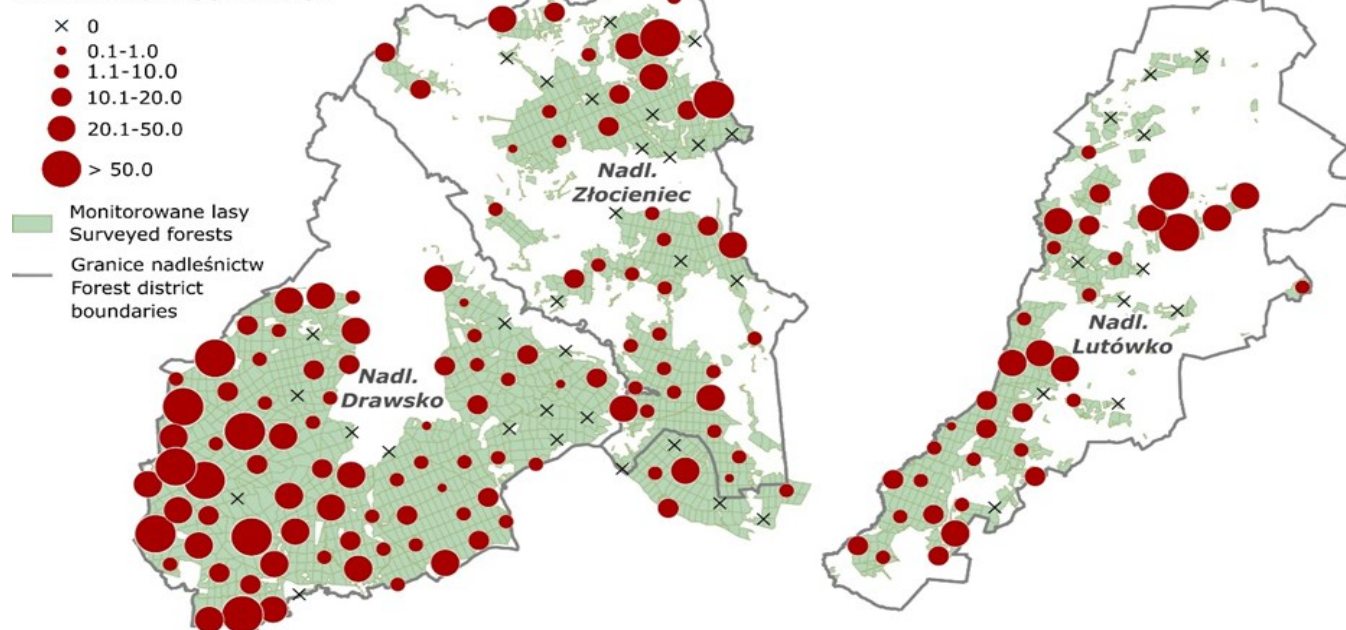
Ponieważ w metodzie REM do obliczenia zagęszczenia populacji wykorzystywane są wartości średniej prędkości poruszania się zwierząt oraz promienia wykrycia fotopułapki, błędy w ustaleniu tych parametrów przekładają się bezpośrednio na wielkość błędu szacunków zagęszczenia. Aby określić wartość tych parametrów z możliwie najniższym błędem i przy ograniczonym nakładzie pracy, wskazane jest wykorzystanie losowej próby 100 niezależnych zdarzeń zarejestrowanych przez fotopułapki podczas badań (Palencia, Barroso 2024). W opisywanych inwentaryzacjach prędkość wędrówki ustalono na podstawie 70–90 losowo wybranych nagrań, co oznacza, że potencjalnie możliwe było poprawienie precyzji szacunków poprzez zwiększenie liczebności tej próby.

Dużą zaletą inwentaryzacji za pomocą fotopułapek jest możliwość przedstawiania danych w kontekście przestrzennym (ryc. 4). Zobrazowanie częstości detekcji zwierząt na mapach umożliwia identyfikację miejsc koncentracji zwierzyny, co może być pomocne w planowaniu gospodarki łowieckiej i ochrony lasu. Pozwala to także na wykrywanie obserwacji odstających, np. powstałych w wyniku nieintencjonalnej instalacji fotopułapki w pobliżu miejsca dokarmiania zwierzyny.

Inwentaryzacja z wykorzystaniem fotopułapek dostarcza także danych o dobowej aktywności zwierząt (ryc. 5). Wykazane w tych badaniach wzorce aktywności dobowej poszczególnych gatunków kopytnych są zgodne z obserwowanymi w innych miejscach w Europie (Brivio i in. 2017; Donini i in. 2025). Dla jelenia i sarny wyraźne były dwa szczyty aktywności – o świcie i o zmierzchu. Daniel wykazywał aktywność dzienną, natomiast dzik wyraźnie nocną. Inspekcja wzorców aktywności jest ważnym elementem weryfikacji danych uzyskiwanych z fotopułapek. Nietypowe wzorce aktywności mogą wskazywać na błędy w bazie danych, wynikające na przykład z nieprawidłowego ustawienia godziny na zegarze fotopułapki. Błędy te mogą fałszować wartość szacowanego poziomu aktywności i powiązanego z nim dystansu dobowej wędrówki, a w konsekwencji ostateczną wartość szacunku zagęszczenia populacji.

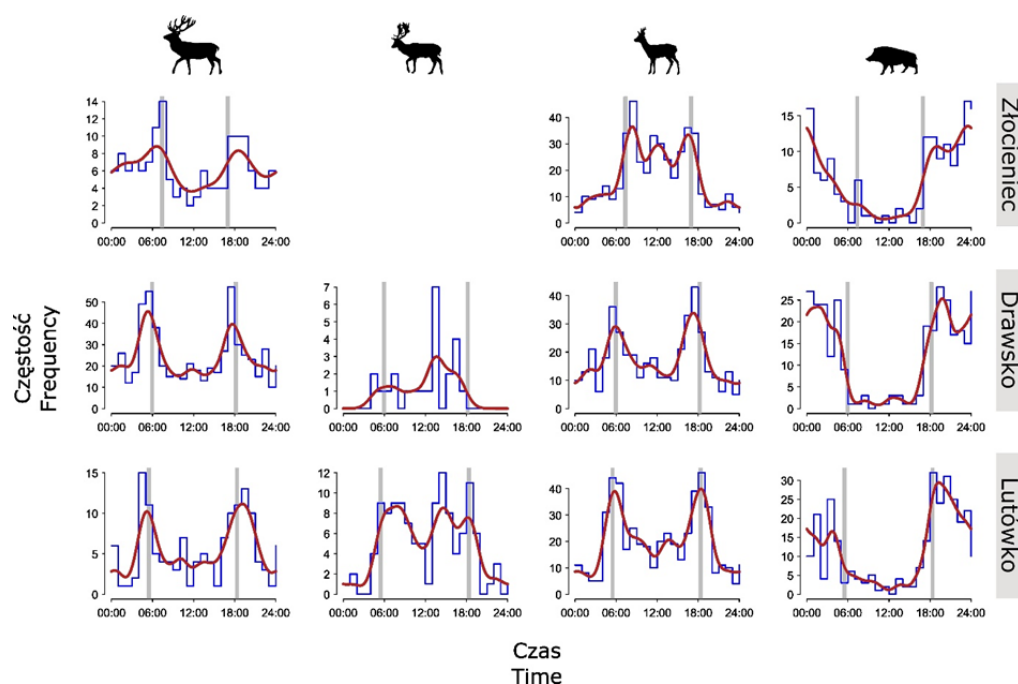
Monitoring z wykorzystaniem fotopułapek generuje ogromną ilość danych w postaci plików graficznych lub wideo. Fotopułapki są na tyle czułe, że czasem uruchamiane są przez poruszające się na wietrze gałęzie lub roślinność runa. Ponadto rejestrują wiele zwierząt niebędących celem inwentaryzacji, np. ptaki i owady. W związku z tym, skatalogowanie i opisanie uzyskanych zdjęć lub filmów jest zajęciem bardzo czasochłonnym. Zmniejszenie pracochłonności tego etapu prac możliwe jest dzięki programom komputerowym oraz serwisom

Częstość detekcji na 30 dni
Detection frequency per 30 days



Rycina 4. Częstość detekcji jelenia na obszarach nadleśnictw Złocieniec, Drawsko i Lutówko podczas inwentaryzacji dużych ssaków z wykorzystaniem fotopułapek

Figure 4. Frequency of detection of red deer during camera trap surveys of large mammals in the Złocieniec, Drawsko and Lutówko forest districts



Rycina 5. Wzorce aktywności dobowej (czerwone linie) uzyskane na podstawie analizy danych zarejestrowanych przez fotopułapki podczas inwentaryzacji dużych ssaków w nadleśnictwach Złocieniec, Drawsko i Lutówko. Niebieskie linie oznaczają liczbę niezależnych zdarzeń zarejestrowanych w danej godzinie; szare pionowe linie oznaczają czas wschodu i zachodu słońca w środkowym dniu okresu inwentaryzacji. Brak wzorca dla daniela w Nadleśnictwie Złocieniec wynika z niewystarczającej liczby detekcji

Figure 5. Activity patterns (red lines) derived from the analysis of camera trap data collected during large mammals surveys in the Złocieniec, Drawsko and Lutówko forest districts. The blue lines indicate the number of independent events recorded in each hour; the gray vertical lines represent the sunrise and the sunset times in the middle of the survey period. The lack of an activity pattern for fallow deer in the Złocieniec forest district is due to an insufficient number of observations

internetowym, które, wykorzystując algorytmy sztucznej inteligencji, pozwalają na automatyczną selekcję zarejestrowanych materiałów oraz rozpoznawanie gatunków zwierząt (Vélez i in. 2023). Wdrożenie monitoringu przy użyciu fotopułapek do ochrony przyrody i praktyki łowieckiej na większą skalę wymagać będzie opracowania narzędzi umożliwiających automatyczne szacowanie dystansu wykrycia zwierząt, a także śledzenie i liczenie osobników rejestrowanych na zdjęciach lub filmach. Prace takie zostały już zainicjowane i wydaje się, że automatyzacja tych procesów jest kwestią najbliższych lat (Haucke i in. 2022; Johannis i in. 2022; Henrich i in. 2024).

Istotną zaletą inwentaryzacji z wykorzystaniem fotopułapek jest fakt, że zarejestrowane dane, w przeciwieństwie do tych pozyskiwanych tradycyjnymi metodami, są obiektywne i mogą być archiwizowane, a więc możliwa jest ich późniejsza weryfikacja. Jest to niezwykle istotne w sytuacji konfliktu interesów pomiędzy myśliwymi, zainteresowanymi użytkowaniem populacji dzikich zwierząt, leśnikami i rolnikami zabiegającymi o ograniczenie strat powodowanych przez zwierzęta i wreszcie organizacjami ochrony przyrody postulującymi ograniczenie polowań. Dotychczas, inwentaryzacje za pomocą pędzeń próbnych czy tropień na śniegu wykonywane były przez pracowników Lasów Państwowych i myśliwych, czyli osoby bezpośrednio zainteresowane ich wynikami, co w pewnym stopniu ograniczało zaufanie do tak pozyskanych danych. Przeprowadzenie inwentaryzacji przez osobny podmiot, niezwiązany z żadną z zainteresowanych stron, daje szansę na uzyskanie ogólnie akceptowalnych wyników, które mogą być podstawą do prowa-

dzenia rzeczowej polemiki oraz racjonalnego zarządzania populacjami dzikich zwierząt.

Podziękowania

Autorzy dziękują dwóm anonimowym recenzentom za cenne uwagi do pierwszej wersji manuskryptu.

Konflikt interesów

Autorzy deklarują brak potencjalnych konfliktów.

Źródła finansowania badań

Badania były dofinansowane przez Regionalną Dyрекcję Ochrony Środowiska w Szczecinie (Nadleśnictwo Złocieniec, projekt „Monitoring dziko żyjących dużych ssaków (wilk, ryś, żubr, łos, jelen, daniel, sarna, dzik) na obszarach Natura 2000 Ostoja Drawska, Jeziora Czaplineckie, Jezioro Lubie i Dolina Drawy oraz w ich sąsiedztwie, znajdujących się na terenie administrowanym przez Nadleśnictwa Złocieniec i Mirosławiec”) oraz Wojewódzki Fundusz Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej w Szczecinie (Nadleśnictwo Drawsko, projekt „Monitoring dziko żyjących dużych ssaków na obszarach Natura 2000 oraz w ich sąsiedztwie, w ramach działalności OHZ Nadleśnictwo Drawsko”). Badania w Nadleśnictwie Lutówko były finansowane z funduszy nadleśnictwa.

Wkład autorów

S.P. – koncepcja, analiza statystyczna, przygotowanie tekstu; J.W. – koncepcja, przygotowanie tekstu, opracowanie rycin.

Literatura

- Brivio F., Grignolio S., Brogi R., Benazzi M., Bertolucci C., Apollonio M. 2017. An analysis of intrinsic and extrinsic factors affecting the activity of a nocturnal species: The wild boar, *Mammalian Biology* 84: 73–81. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2017.01.007>.
- Broadley K., Burton A.C., Avgar T., Boutin S. 2019. Density-dependent space use affects interpretation of camera trap detection rates, *Ecology and Evolution* 9: 14031–14041. DOI: <https://doi.org/10.1002/ece3.5840>.
- Caravaggi A., Banks P.B., Burton A.C., Finlay C.M.V., Haswell P.M., Hayward M.W., Rowcliffe J.M., Wood M.D. 2017. A review of camera trapping for conservation behaviour research, *Remote Sensing in Ecology and Conservation* 3: 109–122. DOI: <https://doi.org/10.1002/rse2.48>.
- Donini V., Pedrotti L., Ferretti F., Iacona E., Lorenzetti L., Cozzi F., Corlatti L. 2025. Spatial and temporal relationships between roe and red deer in an alpine area, *Ecology and Evolution* 15: e70777. DOI: <https://doi.org/10.1002/ece3.70777>.
- ENETWILD, Guerrasio T., Pelayo Acevedo P., Apollonio M., Arnon A., Barroqueiro C., Belova O., Berdion O., Blanco-Aguar J.A., Bijl H., Bleier N., Bučko J., Elena Bužan E., Carniato D., Carro F., Casar J., Carvalho J., Csányi S., Lucia del Rio L., Aliaga H.D.V., Ertürk A., Escibano F., Duniš L., Fernández-Lopez J., Ferroglio E., Fonseca C., Gačić D., Gavashelishvili A., Giannakopoulos A., Gómez-Molina A., Gómez-Peris C., Gruychev G., Gutiérrez I., Veith Häberlein V., Hasan S.M., Hillström L., Hoxha B., Iranzo M., Mihael Janječić M., Jansen P., Illanas S., Kashyap B., Keuling O., Laguna E., Lefranc H., Licoppe A., Liefing Y., Martínez-Carrasco C., Mrdenović D., Nežaj M., Xosé Pardavila X., Palencia P., Pereira G., Pereira P., Pinto N., Plhal R., Plis K., Podgórski T., Pokorný B., Preite L., Radonjic M., Marcus Rowcliffe M., Ruiz-Rodríguez C., Santos J., Rodríguez O., Scandura M., Sebastián M., Sereno J., Šestovic B., Shyti I., Somoza E., Soriguer R., de la Torre J.S., Soyumert A., Šprem N., Stoyanov S., Smith G.C., Sulce M., Torres R.T., Trajçe A., Urbaitis G., Urbani N., Uguzashvili T., Vada R., Zanet S., Vicente J. 2023. Wild ungulate density data generated by camera trapping in 37 European areas: first output of the European Observatory of Wildlife (EOW), *EFSA Supporting Publications* 20: 7892E. DOI: <https://doi.org/10.2903/sp.efsa.2023.EN-7892>.
- Gilbert N.A., Clare J.D.J., Stenglein J.L., Zuckerberg B. 2021. Abundance estimation of unmarked animals based on camera-trap data, *Conservation Biology* 35: 88–100. DOI: <https://doi.org/10.1111/cobi.13517>.
- Harmen B.J., Foster R.J., Silver S., Ostro L., Doncaster C.P. 2010. Differential use of trails by forest mammals and the implications for camera-trap studies: A case study from Belize, *Biotropica* 42: 126–133. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2009.00544.x>.
- Hauke T., Kühl H.S., Hoyer J., Steinhage V. 2022. Overcoming the distance estimation bottleneck in estimating animal abundance with camera traps, *Ecological Informatics* 68: 101536. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2021.101536>.
- Henrich M., Burgueño M., Hoyer J., Hauke T., Steinhage V., Kühl H.S., Heurich M. 2024. A semi-automated camera trap distance sampling approach for population density estimation, *Remote Sensing in Ecology and Conservation* 10: 156–171. DOI: <https://doi.org/10.1002/rse2.362>.
- Hofmeester T.R., Rowcliffe J.M., Jansen P.A. 2017. A simple method for estimating the effective detection distance of camera traps, *Remote Sensing in Ecology and Conservation* 3: 81–89. DOI: <https://doi.org/10.1002/rse2.25>.
- Hutchinson J.M.C., Waser P.M. 2007. Use, misuse and extensions of “ideal gas” models of animal encounter, *Biological Reviews* 82: 335–359. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.2007.00014.x>.
- Johanns P., Hauke T., Steinhage V. 2022. Automated distance estimation for wildlife camera trapping, *Ecological Informatics* 70: 101734. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2022.101734>.
- Karanth K.U. 1995. Estimating tiger *Panthera tigris* populations from camera-trap data using capture–recapture models, *Biological Conservation* 71: 333–338. DOI: [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(94\)00057-W](https://doi.org/10.1016/0006-3207(94)00057-W).
- O’Connell A.F., Nichols J.D., Karanth K.U. (red.) 2011. Camera traps in animal ecology: methods and analyses. Springer, New York, 272 s. ISBN: 978-4-431-99495-4.
- Oliver R.Y., Iannarilli F., Ahumada J., Fegraus E., Flores N., Kays R., Birch T., Ranipeta A., Rogan M.S., Sica Y.V., Jetz W. 2023. Camera trapping expands the view into global biodiversity and its change, *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 378: 20220232. DOI: <https://doi.org/10.1098/rstb.2022.0232>.
- Palencia P., Barroso P. 2024. How many sequences should I track when applying the random encounter model to camera trap data?, *Journal of Zoology* 324: 155–162. DOI: <https://doi.org/10.1111/jzo.13204>.
- Palencia P., Barroso P., Vicente J., Hofmeester T.R., Ferreres J., Acevedo P. 2022. Random encounter model is a reliable method for estimating population density of multiple species using camera traps, *Remote Sensing in Ecology and Conservation* 8: 670–682. DOI: <https://doi.org/10.1002/rse2.269>.
- Palencia P., Rowcliffe J.M., Vicente J., Acevedo P. 2021. Assessing the camera trap methodologies used to estimate density of unmarked populations, *Journal of Applied Ecology* 58: 1583–1592. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13913>.
- Pfeffer S.E., Spitzer R., Allen A.M., Hofmeester T.R., Ericsson G., Widemo F., Singh N.J., Crooms J.P.G.M. 2018. Pictures or pellets? Comparing camera trapping and dung counts as methods for estimating population densities of ungulates, *Remote Sensing in Ecology and Conservation* 4: 173–183. DOI: <https://doi.org/10.1002/rse2.67>.
- Powell L.A. 2007. Approximating variance of demographic parameters using the delta method: A reference for avian biologists, *The Condor: Ornithological Applications* 109: 949–954. DOI: <https://doi.org/10.1093/condor/109.4.949>.
- R Core Team 2025. R: A language and environment for statistical computing. <https://www.R-project.org/> (dostęp 30.05.2025).
- Rowcliffe J.M., Field J., Turvey S.T., Carbone C. 2008. Estimating animal density using camera traps without the need for individual recognition, *Journal of Applied Ecology* 45: 1228–1236. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2008.01473.x>.
- Rowcliffe J.M., Jansen P.A., Kays R., Kranstauber B., Carbone C. 2016. Wildlife speed cameras: measuring animal travel speed and day range using camera traps, *Remote Sensing in Ecology and Conservation* 2: 84–94. DOI: <https://doi.org/10.1002/rse2.17>.
- Rowcliffe J.M., Kays R., Carbone C., Jansen P.A. 2013. Clarifying assumptions behind the estimation of animal density from camera trap rates, *The Journal of Wildlife Management* 77: 876–876. DOI: <https://doi.org/10.1002/jwmg.533>.
- Rowcliffe J.M., Kays R., Kranstauber B., Carbone C., Jansen P.A. 2014. Quantifying levels of animal activity using camera trap data, *Methods in Ecology and Evolution* 5: 1170–1179. DOI: <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12278>.
- Smith J.A., Suraci J.P., Hunter J.S., Gaynor K.M., Keller C.B., Palmer M.S., Atkins J.L., Castañeda I., Cherry M.J., Garvey P.M., Huebner S.E., Morin D.J., Teckentrup L., Weterings M.J.A., Beaudrot L. 2020. Zooming in on mechanistic predator–prey ecology: Integrating camera traps with experimental methods to reveal the drivers of ecological interactions, *Journal of Animal Ecology* 89: 1997–2012. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2656.13264>.
- Stephens P.A., Znamyslova O.Y., Miquelle D.G., Myslenskoy A.I., Hayward G.D. 2006. Estimating population density from indirect sign: track counts and the Formozov–Malyshev–Pereleshin formula, *Animal Conservation* 9: 339–348. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2006.00044.x>.
- Tibshirani R.J., Efron B. 1994. An introduction to the bootstrap. Chapman and Hall/CRC, New York, 456 s. ISBN: 9780429246593.
- Vélez J., McShea W., Shamon H., Castiblanco-Camacho P.J., Tabak M.A., Chalmers C., Fergus P., Fieberg J. 2023. An evaluation of platforms for processing camera-trap data using artificial intelligence, *Methods in Ecology and Evolution* 14: 459–477. DOI: <https://doi.org/10.1111/2041-210X.14044>.
- Waller S.J., Hebblewhite M., Brodie J.F., Soutyrina S.V., Miquelle D.G. 2024. Cameras or camus? Comparing snow track surveys and camera traps to estimate densities of unmarked wildlife populations, *Ecology and Evolution* 14: e70747. DOI: <https://doi.org/10.1002/ece3.70747>.
- Wearn O.R., Glover-Kapfer P. 2019. Snap happy: camera traps are an effective sampling tool when compared with alternative methods, *Royal Society Open Science* 6: 181748. DOI: <https://doi.org/10.1098/rsos.181748>.
- Wohlfahrt S., Balkenhol N., Edelhoff H., Anderwald P., Signer J., Leitner H., Klück P., Schueler S., Langmaier M., Kohlross H., Hackländer K. 2025. Exploring the use of REM in compact hunting grounds comparing site specific to average parameters, *European Journal of Wildlife Research* 71: 34. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10344-025-01913-8>.