



Maciej Romański, Maciej Szewczyk, Natalia Niedźwiecka, Sabina Nowak,
Robert W. Mysłajek

MONITORING WILKÓW (*CANIS LUPUS*) Z WYKORZYSTANIEM FOTOPUŁAPEK I ANALIZ GENETYCZNYCH W WIGIERSKIM PARKU NARODOWYM, 2013-2017

Monitoring of wolves (*Canis lupus*) by camera trapping and genetic analysis in Wigry National Park, 2013-2017

ABSTRAKT: Do oceny liczby grup rodzinnych oraz czynników śmiertelności wilków w Wigierskim Parku Narodowym (północno-wschodnia Polska) zastosowano fotopułapki oraz analizy genetyczne oparte na 13 loci mikrosatelitarnego DNA. Park narodowy wchodził w skład terytoriów trzech wilczych grup rodzinnych, które użytkowały także duże obszary sąsiednich lasów gospodarczych. Średnia wielkość grupy wynosiła 6,4 osobników (zakres 2-11), podczas gdy średnia liczba szceniąt obserwowanych latem (lipiec-sierpień) wynosiła 4,6 (zakres 1-8). Najważniejszym czynnikiem śmiertelności było kłusownictwo. Świerzbowiec był obserwowany w jednej z grup przez cztery kolejne lata i dotyczył od jednego do trzech osobników. Stwierdzono wysoką heterozygotyczność populacji ($H_o=0,729$, $SE\pm0,006$). Powierzchnia parku narodowego (150,8 km²), podobnie jak pokrywającego się z nim obszaru Natura 2000 "Ostoja Wigierska" (160,7 km²) jest zbyt mała, by zapewnić odpowiedni stan ochrony lokalnej populacji wilka, dlatego jego ochrona powinna być realizowana w znacznie większej skali przestrzennej.

SŁOWA KLUCZOWE: monitoring dużych drapieżników, genetyka populacyjna, fotopułapki, świerzb

ABSTRACT: Camera trapping and non-invasive genetic sampling based on 13 microsatellite loci were used to determine the number of family groups and mortality factors of wolves in Wigry National Park (north-west Poland). The national park formed parts of the territories of three wolf family groups, which also utilized large areas of neighbouring forest districts. Mean pack size was 6.4 individuals (range 2-11), while the mean number of pups observed in summer (July-August) was 4.6 (range 1-8). The most important mortality factor was poaching. Sarcoptic mange was observed in one group for four consecutive years, and affected from one to three individuals annually. High heterozygosity ($H_o=0.729$, $SE\pm0.006$) and a low level of inbreeding ($F_{is}=-0.269$, $SE\pm0.053$) was recorded. The areas of the national park (150.8 km²) and overlapping Natura 2000 site "Ostoja Wigierska" (160.7 km²) are too small to secure favourable conservation status of the local wolf population: thus species protection should be conducted at a much larger spatial scale.

KEY WORDS: large carnivore monitoring, population genetics, camera trapping, sarcoptic mange

Wstęp

W połowie XX wieku zasięg występowania wilka *Canis lupus* w Polsce został znacznie ograniczony, a jego liczebność drastycz-

nie zredukowano. Po trwającej ponad dwie dekady (1955-1975) akcji zwalczania - w trakcie której oprócz polowań z bronią palną wykorzystywano także trucizny i wybierano szczenięta z nor - spotykano go wyłącznie w

lasach położonych na wschodnich krańcach kraju (Wolsan et al. 1992), a wielkość populacji oceniano na ok. 60 osobników (Sumiński 1975). Jednak już w trakcie tzw. „akcji wilczej” zaczęto nawoływać do powstrzymania eksterminacji gatunku (Sumiński 1970, Klarski 1973) i podkreślać istotną rolę pełnioną przez wilki w ekosystemie (Wołk 1974). Dzięki temu status prawny tego drapieżnika został zmieniony ze szkodnika, którego zwalczaniem mógł się zajmować każdy, na gatunek łowny, którego populacja zarządzana była przez myśliwych (Mysłajek i Nowak 2015).

Choć działania te poskutkowały rozszerzeniem zasięgu i wzrostem liczebności populacji, to w dalszym ciągu polowania nie pozwalały na powrót tego drapieżnika do wielu dogodnych dla niego kompleksów leśnych (Jędrzejewski et al. 2008), zwłaszcza tych położonych na zachód od Wisły (Nowak i Mysłajek 2011). Dopiero stopniowe wprowadzanie ochrony gatunkowej, najpierw w poszczególnych województwach, a w 1998 r. w całym kraju (Mysłajek i Nowak 2015), umożliwiło osiedlanie się wilka w niemal wszystkich jego dawnych ostojach (Nowak i Mysłajek 2016, Nowak et al. 2017). Ochrona wilka w Polsce przyczyniła się także do zrekolonizowania przez ten gatunek terenu Niemiec i osiedlenia się pierwszych wilków w Danii i Holandii (Reinhardt et al. 2013, Chapron et al. 2014, Andersen et al. 2015).

Wilki, zarówno bezpośrednio poprzez drapieżnictwo, jak i pośrednio np. kształtując tzw. „krajobraz strachu”, wpływa na funkcjonowanie całego ekosystemu (Miller et al. 2012, Kuijper et al. 2013). Dostarcza także ważnych usług ekosystemowych (Duffield et al. 2008, Ripple et al. 2014). Jest to gatunek priorytetowy w dyrektywie siedliskowej Unii Europejskiej, zgodnie z którą dla jego ochrony tworzy się specjalne obszary ochrony siedlisk w ramach sieci Natura 2000 (Diserens et al. 2016). W Polsce ważne obszary występowania tego drapieżnika chronione są również w parkach narodowych (Jamroz 2015).

Jednym z kluczowych działań dla planowania ochrony wilka jest ocena zmian jego liczebności oraz identyfikacja czynników śmiertelności (Mysłajek i Nowak 2014,

Boitani et al. 2015). Monitoring jest jednak trudny, ponieważ gatunek ten żyje w niskich zagęszczeniach, użytkuje ogromne terytoria, a dystanse dyspersji młodych osobników często przekraczają kilkaset kilometrów (Fuller et al. 2003). Klasyczne metody oceny liczebności populacji polegające na tropieniach są pracochłonne i w dużej mierze uzależnione od obecności śniegu (Blanco i Cortés 2012, Nowak et al. 2008). Współcześnie dostępne są jednak nowocześniejsze techniki, takie jak analizy genetyczne oparte na materiale nieinwazyjnym, telemetria oraz fotopułapki (Nowak i Mysłajek 2007, Galaverni et al. 2012). Ostatnia z wymienionych metod pozwala także na analizę behawioru zwierząt oraz stwierdzenie osobników wykazujących objawy chorobowe (Oleaga et al. 2015).

Celem niniejszej pracy była ocena liczebności populacji wilka oraz identyfikacja potencjalnych czynników śmiertelności dla tego gatunku w Wigierskim Parku Narodowym. W naszych badaniach wykorzystaliśmy kombinację intensywnych obserwacji za pomocą fotopułapek oraz analizy oparte na markerach mikrosatelitarnych z DNA uzyskanego z prób nieinwazyjnych.

Teren badań

Wigierski Park Narodowy (150,8 km²) wraz z otuliną (118,2 km²) położony jest w północno-zachodniej części Puszczy Augustowskiej, w województwie podlaskim. Fragmenty tego obszaru są chronione od 1931 r., kiedy to utworzono rezerwat częściowy „Wigry”, obejmujący jez. Białe Wigierskie i fragment półwyspu Wysoki Węgiel, o łącznej powierzchni 5 km². Po II wojnie światowej ochroną częściową objęto część doliny Czarnej Hańczy i jez. Wigry (1959 r., rez. „Ostoja Bobrów Stary Folwark”, 1,2 km²) oraz teren wokół jez. Klonek (1962 r., „Ostoja Bobrów Zakąty”, 7 ha). W 1970 r. powstał niewielki (2 ha) rezerwat ścisły chroniący jezioro polihumusowe (tzw. suchar) Wądołek wraz z przylegającym do niego lasem. Większą powierzchnię zaczęto formalnie chronić w 1976 r., w ramach Wigierskiego Parku Krajobrazo-

wego, zajmującego powierzchnię 124,2 km², z dodatkową strefą ochronną liczącą 27,4 km². Jednak w dalszym ciągu lasy i wody były użytkowane gospodarczo. Kolejne tereny objęto ochroną ścisłą w 1985 r., tworząc dziesięć rezerwatów o łącznej powierzchni 3,86 km² (Drzymulska i Zieliński 2013, Jamroz 2015).

Sam park narodowy istnieje od 1989 r. Jego powierzchnię stanowią głównie lasy (63%), a wody i zbiorniki wodne nieleśne odpowiednio 19 i 18%. W 2002 r. park został uznany za obszar wodno-błotny o znaczeniu międzynarodowym w ramach Konwencji Ramsarskiej. Z kolei w 2004 r. został objęty ochroną w ramach europejskiej sieci Natura 2000 - wchodzi w skład obszaru specjalnej ochrony ptaków „Puszcza Augustowska” (PLB200002) i w 94% pokrywa się z granicami specjalnego obszaru ochrony siedlisk „Ostoja Wigierska” (PLH200004) (Jamroz 2015). Jednym z przedmiotów ochrony obszaru „Ostoja Wigierska” jest wilk.

Większość (80%) obszarów leśnych w Wigierskim PN zajmują drzewostany z panującą sosną zwyczajną *Pinus sylvestris*, a znacznie mniejsze fragmenty z panującym świerkiem *Picea abies*, olszą czarną *Alnus glutinosa*, brzoza *Betula* sp. i dębem szypułkowym *Quercus robur* (Łoziński 2002). Park pozo- staje pod wpływem klimatu kontynentalnego z wydłużoną zimą, rozpoczynającą się już w trzeciej dekadzie listopada i trwającą do pierwszej dekady kwietnia. W latach 2002-2016 średnia roczna temperatura powietrza wynosiła 6,3°C, a średnia roczna suma opadów 589 mm (dane stacji Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego „Wigry” w Sobolewie).

Wysoka pokrywa leśna i niskie zagęszczenie dróg sprawiają, że teren ten jest dogodnym siedliskiem dla dużych ssaków drapieżnych (Jędrzejewski et al. 2004, 2008). Dodatkowym atutem jest dobra łączność z sąsiednimi kompleksami leśnymi, pomiędzy którymi może zachodzić swobodna wymiana osobników (Huck et al. 2010, 2011). Spośród dużych drapieżników oprócz wilka w Wigierskim PN występuje także ryś *Lynx lynx* (Jędrzejewski et al. 2002, Niedziałkow-

ska et al. 2006, Romański M. obserwacje niepubl.). Ogółem zanotowano tu 19 gatunków dużych i średnich ssaków (Jamroz 2015), w tym zwierzęta stanowiące podstawę diety wilka. Wcześniejsze badania wykazały, że w Puszczy Augustowskiej wilki odżywiają się przede wszystkim jeleniem *Cervus elaphus*, sarną *Capreolus capreolus* i dzikiem *Sus scrofa*, a spośród innych dzikich zwierząt ważną rolę w ich diecie odgrywa bóbr *Castor fiber* (Jędrzejewski et al. 2012).

Materiał i metody

Do oceny liczebności wilka w Wigierskim Parku Narodowym wykorzystano obserwacje z fotopułapek oraz wyniki analiz genetycznych. Zgodnie z kryteriami monitoringu dużych ssaków drapieżnych tego typu dane należą do najwyższej kategorii wiarygodności, tzw. C1 (Reinhardt et al. 2015). Za sezon monitoringowy uznano okres od początku kwietnia pierwszego roku do końca marca roku kolejnego. Dla zilustrowania rozmieszczenia wilczych grup rodzinnych posłużono się okręgami o powierzchni 100 km², odpowiadającej średniej wielkości terytorium uzyskanemu za pomocą radiotelemetrii w Puszczy Białowieskiej, z wykorzystaniem 75% namiarów radiotelemetrycznych (metoda najmniejszych wielokątów wypukłych - *minimum convex polygon*, MCP75%). Zgodnie z badaniami przeprowadzonymi w Puszczy Białowieskiej u niespokrewnionych grup rodzinnych terytoria wykreślone za pomocą MCP75% nie pokrywają się (Jędrzejewski et al. 2007).

Rejestracja fotopułapkami

Rejestrację wilków za pomocą fotopułapek prowadzono cztery lata, od sierpnia 2013 r. do października 2017 r. Łącznie zakupiono 54 fotopułapki, w tym 51 ze środków uzyskanych z Funduszu Leśnego (9 szt. w 2013 r., 10 w 2014 r., 20 w 2016 r. i 12 w 2017 r.). W 2015 r., ze środków własnych Wigierskiego PN, zakupiono 3 fotopułapki, na potrzeby monito-

ringu pokrywy śnieżnej i zlodzenia rzek. W okresie letnim są one także używane do monitoringu zwierząt. Wykorzystywano głównie fotopułapki LTL-Acorn 6240 (52 szt.), a od 2017 r. także Reconyx XR6 (2 szt.). Model LTL-Acorn 6240 został wybrany ze względu na umiejscowienie monitora na odchylanym ku dołowi panelu, co pozwala precyzyjnie ustawić pole widzenia kamery. Jest to szczególnie istotne w trudnych warunkach terenowych, np. na skarpach i wąskich ścieżkach wykorzystywanych przez wilki.

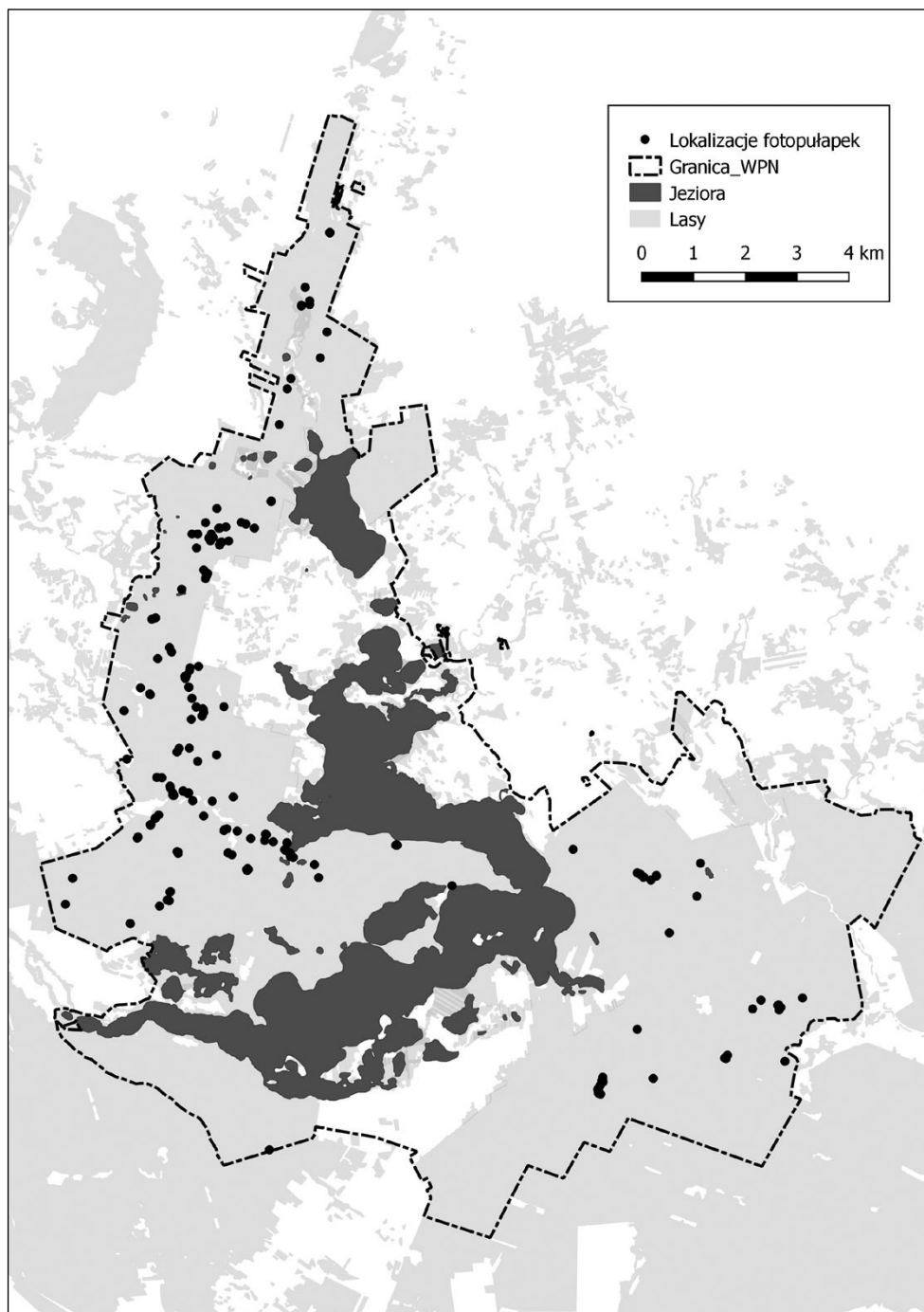
Fotopułapki nie były rozmieszczane losowo, lecz w oparciu o dane zebrane podczas długodystansowych tropień zimowych. Priorytet miały lokalizacje, w których najczęściej notowano ślady drapieżników. Kamery montowano również przy wodopojach, a także w miejscach, które ze względu na konfigurację terenu, kanalizują ruch zwierząt. Gdy w danej lokalizacji wilki nagrywały się regularnie, fotopułapki pozostawały tam dłużej, nawet do kilku lat. Współrzędne punktów z kamerami zarejestrowane przy użyciu odbiornika GPS umieszczane były w systemie GIS (ryc. 1).

Fotopułapki firmy LTL-Acorn po wzbudzeniu dość późno rozpoczynają rejestrację. Gdy zwierzę szybko zbliża się do kamery, często w momencie rozpoczęcia nagrywania znajduje się już poza polem jej widzenia. Precyzyjne ustawienie obszaru wzbudzenia czujników ruchu pozwalało na zniwelowanie takich ograniczeń technicznych. Innym sposobem, stosowanym w miejscach szczególnie istotnych, było rozmieszczanie dwóch kamer skierowanych w przeciwne strony wzdłuż przewidywanego szlaku poruszania się zwierząt. Kamery instalowane były zwykle na wysokości ok. 50 cm nad ziemią. Wilki nie były przywabiane zanętą, ponieważ celem projektu było rejestrowanie ich naturalnych zachowań, bez ingerencji człowieka. Wszystkie kamery ustawiane były w trybie rejestracji filmów o długości 1 minuty, z zerowym interwałem pomiędzy kolejnymi nagraniami. Taka konfiguracja pozwala nie tylko na rejestrację przejść wilków ale też zachowań i interakcji pomiędzy osobnikami.

Do zapisu nagrań wykorzystywane były karty pamięci o pojemności 32 GB. Czas ustawiono zgodnie z geograficzną strefą czasową GMT+1. Ze względu na niską jakość układów odpowiedzialnych za pomiar czasu w fotopułapkach, konieczna była częsta korekta zegara wewnętrznego. Kontrola kamer odbywała się co miesiąc. W okresach, w których spodziewana była większa aktywność zwierząt, zwiększano częstość kontroli. W szczególnych przypadkach (np. przy wodopojach podczas upałów) wymiana kart i akumulatorów konieczna była co kilka dni. Stosowane akumulatory i karty pamięci, pozwalały na zgromadzenie około 750 nagrań w jednym cyklu.

Wszystkie nagrania po przeniesieniu do komputera, były przeglądane i opisywane. Nazwy plików zamieniano według schematu [Kod fotopułapki]-[data i czas rejestracji]=[opis zdarzenia], [pliki umieszczano w folderach zawierających nagrania z konkretnej lokalizacji. W „opisie zdarzenia” wpisywano gatunek, liczbę osobników, płeć (o ile możliwe było ustalenie) oraz inne informacje. Ponadto oznaczano nagrania stanowiące kontynuację poprzedniego nagrania. W przypadku nagrań z wilkami, dodatkowo zapisywano kierunek, w którym wilk się poruszał oraz identyfikację konkretnych osobników. Listy opisanych nagrań początkowo gromadzone były w postaci plików tekstowych. W 2017 roku zachowane listy zostały przeniesione do bazy danych działającej pod kontrolą oprogramowania MS Access. Wyborem miejsc instalacji kamer w Wigierskim PN, a także ich obsługą oraz przeglądaniem i opisem zgromadzonego materiału zajmowała się jedna osoba.

Ze względu na stosowanie grup fotopułapek instalowanych w tej samej lokalizacji, rejestrujących te same zdarzenia z udziałem tych samych zwierząt, w krótkich odstępach czasu, oraz na fakt, że obserwowane zwierzę mogło przebywać w polu widzenia jednej kamery przez dłuższy czas, zebrany materiał był zliczany na dwa sposoby. Sumowano całkowitą liczbę filmów, na których zarejestrowano wilki oraz liczbę niezależnych zdarzeń z udziałem tego gatunku. Podczas sumowania



Ryc. 1. Lokalizacje fotopułapek do monitoringu wilka w Wigierskim Parku Narodowym, 2013-2017.
Fig. 1. Locations of camera traps for monitoring wolves in Wigry National Park, 2013-2017.

niezależnych zdarzeń, wykluczano nagrania stanowiące kontynuację pierwszego z serii, a także nagrania z sąsiednich fotopułapek umieszczonych w tej samej lokalizacji oraz sekwencje, na których identyfikacja gatunku była wątpliwa. Łącznie w latach 2013-2017 zebrano materiał z 36309 fotopułapkodni. Zarejestrowano 1252 nagrania (745 niezależnych zdarzeń) z udziałem wilków, w tym odpowiednio: 17 (6) w 2013 r., 277 (141) w 2014 r., 424 (203) w 2015 r., 338 (253) w 2016 r. i 196 (142) w 2017 r.

Analizy genetyczne

W latach 2015-2017 zebrano 105 prób materiału biologicznego, w tym z odchodów (n=82), moczu (n=15), sierści (n=4), krwi rufowej (n=3) oraz tkanki (n=1) z martwego osobnika. Wilcze odchody i fragmenty tkanki były przechowywane w plastikowych pojemnikach (50 ml) wypełnionych 96% alkoholem etylowym. Krew rufową znajdującą na śniegu utrwalano na kartach FTA. Sierść znajdowana na legowiskach wilków przechowywana była na sucho, w papierowych kopertach z dodatkiem żelu krzemionkowego w celu pochłaniania wilgoci. Mocz (15 ml) zbierano zimą ze śniegu do probówek typu Falcon zawierających 30 ml 96% etanolu, i 1,5 ml 3 M octanu sodu.

DNA izolowano przy pomocy QIAamp DNA Stool Mini Kit, QIAamp Blood&Tissue Kit oraz QIAamp DNA Investigator Kit (Qiagen). Wszystkie procedury były wykonywane w wydzielonym laboratorium przeznaczonym do przetwarzania materiału zebranego w sposób nieinwazyjny. Wyekstrahowane DNA użyto jako matrycę do amplifikacji następujących autosomalnych loci mikrosatelitarne DNA, wykorzystywanych przez Central European Wolf Consortium do badań nad genetyką populacyjną wilka (de Groot et al. 2016): FH2001, FH2010, FH2017, FH2137, FH2087, FH2088, FH2096, FH2140, FH2054, FH2161 (Francisco et al. 1996), CPH5 (Fredholm i Winterø 1995), vWF (Shibuya et al. 1994) oraz PEZ17 (Neff et al. 1999). Do oce-

ny płci zamplifikowano fragment chromosomów DBX intron 6 oraz DBY intron 7.

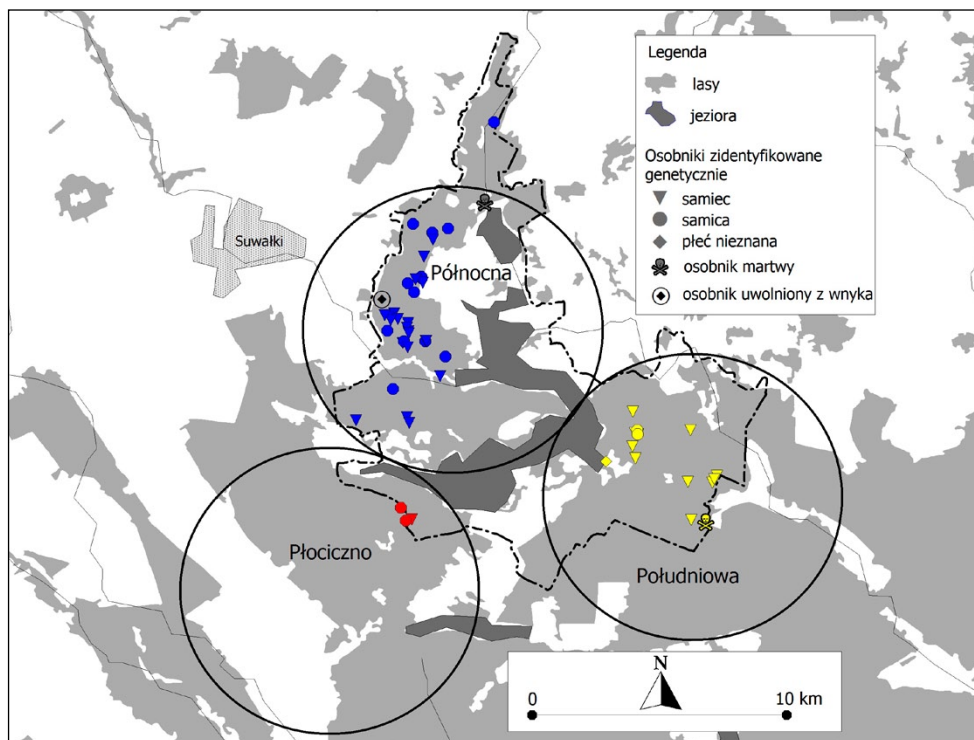
Reakcje multiplex PCR przeprowadzono w 10- μ l roztworu HotStarTaq Master Mix (Qiagen), z dodatkiem odpowiednich starterów w stężeniu 0,2 μ M, 0,2 mg/ml BSA oraz 4,2 μ l izolatu DNA. Reakcje PCR wykonano w termocyklerze MJ Research Dyad PTC-220 Peltier Thermal Cycler (BioRad) z początkową temperaturą denaturacji 95°C przez 15 min, po której następowało 5 cykli w temperaturze 94°C przez 30 s, 60°C przez 90 s oraz 72°C przez 60 s; następnie 5 cykli w temperaturze 94°C przez 30 s, 58°C przez 90 s oraz 72°C przez 60 s; 5 cykli w temperaturze 94°C przez 30 s, 54°C przez 90 s oraz 72°C przez 60 s; 25 cykli w temperaturze 94°C przez 30 s, 50°C przez 90 s i 72°C przez 60 s; a końcowe wydłużanie w temperaturze 72°C przez 30 min.

Produkty PCR analizowano w sekwencjatorze ABI3130 DNA Analyzer (Life Technologies, Germany), a długość sekwencji określano za pomocą oprogramowania PeakScanner (Applied Biosystems, USA). Próby z materiału nieinwazyjnego były amplifikowane niezależnie co najmniej trzy razy (Taberlet et al. 1996). Akceptowano allele konsensusowe potwierdzone w co najmniej dwóch niezależnych reakcjach PCR. Pokrewieństwa wewnątrz grup rodzinnych wilków rekonstruowano poprzez analizy w programach Cervus (Kalinowski et al. 2007) oraz Kingroup (Kononov et al. 2004), których wyniki następnie weryfikowano poprzez porównanie genotypów.

Wyniki

Liczebność wilka w Wigierskim Parku Narodowym

W oparciu o lokalizację zebranych prób genetycznych i przeprowadzone analizy DNA, na terenie Wigierskiego PN stwierdzono obecność wilków należących do trzech różnych grup rodzinnych, których terytoria obejmują fragmenty Parku oraz sąsiednie nadleśnictwa (ryc. 2). Obszar na północ



Ryc. 2. Rozmieszczenie grup rodzinnych wilków oraz lokalizacje prób genetycznych, na podstawie których zidentyfikowano poszczególne osobniki w Wigierskim Parku Narodowym, 2016-2017. Kolorami wyróżniono wilki z odrębnych grup rodzinnych. Okręgami o powierzchni 100 km² oznaczono położenie schematycznych terytoriów.

Fig. 2. Distribution of wolf family groups and locations of the genetic samples used to identify individual wolves in Wigry National Park, 2016-2017. Colours denote wolves from separate family groups. The circles have areas of 100 km² and indicate the locations of schematic territories.

od jeziora Wigry zajmuje grupa nazwana „Północna”. Jej terytorium obejmuje również część lasów administrowanych przez Nadleśnictwo Suwałki oraz tereny prywatne, głównie o charakterze otwartym. Południowo-wschodni kompleks leśny, położony pomiędzy wsiami Krusznik na zachodzie i Maćkowa Ruda na wschodzie i sięgający na południe w głąb kompleksu leśnego Nadleśnictwa Głęboki Bród, zajęty jest przez grupę nazywaną „Południowa”. Terytorium trzeciej grupy („Płociczno”) pokrywa tylko niewielki fragment Parku, pomiędzy wsiami Płociczno i Bryzgiel, główna jego część znajduje się w kompleksie leśnym administrowanym przez Nadleśnictwo Suwałki i Szczerba (ryc. 2).

Liczba wilków w grupie Północnej (fot. 1) w latach 2013-2017 wahała się od 5 do 11 osobników (średnia 7,6, SD=2,2, n=5), a w grupie Południowej (fot. 2) w latach 2014-2017 od 2 do 11 osobników (średnia 5,8, SD=3,9, n=4). Liczebność grupy Płociczno określono tylko w 2016 r. na minimum 3 osobniki. Łącznie dla wszystkich grup średnia wielkość grupy rodzinnej wynosiła 6,4 osobnika (zakres od 2 do 11, SD=3,2, n=10).

Pięciokrotnie ustalono liczbę szceniąt w sezonach letnich (lipiec-sierpień), trzykrotnie dla grupy Północnej i dwukrotnie dla Południowej. Średnia liczba szceniąt wynosiła 4,6 osobnika (zakres od 1 do 8, SD=2,3, n=5).



Fot. 1. Szczenięta wilków z grupy Północnej w Wigierskim Parku Narodowym – kadr z filmu zarejestrowanego fotopułapką (fot. Maciej Romański, 02.10.2014).

Photo 1. Wolf pups from the Northern group in Wigry National Park – a frame from a camera trap video (photo by Maciej Romański, 02.10.2014).



Fot. 2. Wilki z grupy Południowej w Wigierskim Parku Narodowym – kadr z filmu zarejestrowanego fotopułapką (fot. Maciej Romański, 12.09.2016).

Photo 2. Wolves from the Southern group in Wigry National Park – a frame from a camera trap video (photo by Maciej Romański, 12.09.2016).

Śmiertelność, zranienia i choroby

W latach 2013-2017 w Wigierskim PN odnotowano dwa martwe wilki. Pierwszy z nich został odnaleziony 10.04.2015 r. w obrębie terytorium grupy Północnej, na północnym brzegu jeziora Pierty. Rozkład ciała uniemożliwił rozpoznanie płci oraz wieku. Na szyi zwierzęcia zaciśnięta była stalowa linka, świadcząca o tym, że wilk zginął z powodu zranień wyrządzonych przez wnyk. Wcześniej za pomocą fotopułapek zarejestrowano wilka z pętlą na szyi - prawdopodobnie właśnie tego osobnika. Drugiego martwego wilka, młodego samca (fot. 3), odnaleziono 12.01.2016 r. w obrębie terytorium grupy Południowej. Oględziny wykazały, że wilk zginął w wyniku postrzału. Ślady pozostawione na śniegu ujawniły, że osobnik ten został postrzelony poza granicą Parku, na przylegających do lasu ugorach, jednak uciekając zdołał przekroczyć granicę WPN. Od strony ugorów aż do miejsca znalezienia ciała, pod śniegiem były widoczne plamy krwi. Badania genetyczne jednoznacznie wykazały, że zastrzelony wilk pochodził z grupy Połu-

dniowej. Ponadto 04.01.2015 r. odnaleziono młodą samicę uwięzioną we wnykach (fot. 4) w obrębie terytorium grupy Północnej. Została ona uwolniona, a po dwóch dniach zarejestrowała ją jedna z fotopułapek.

Fotopułapki nagrywały również inne osobniki ranne lub kulejące. W sezonie 2013/2014 w terytorium grupy Północnej zarejestrowany został młody wilk lekko utykający na przednią prawą łapę. W sezonie 2014/2015 w tej samej grupie zostały sfilmowane dwa kulejące osobniki - latem dorosły samiec utykający na prawą tylną łapę, a zimą dorosły samiec, kulejący na lewą tylną łapę, z wyraźnym śladem po wnyku i dodatkowo zgrubieniem na lewej przedniej łapie. Przez cały sezon 2015/2016 rejestrowany był w grupie Północnej dorosły samiec kulejący na lewą, przednią łapę z widocznym wyraźnym zgrubieniem. Opuchlizna zmieniała rozmiary, jednak wyraźnie przeszkadzała w sprawnym poruszaniu się, wilk ten często szedł jako ostatni w grupie, silnie utykając. Na początku 2016 roku sfilmowany został w Północnej kolejny wilk, lekko utykający na



Fot. 3. Samiec wilka z grupy Południowej zastrzelony na obrzeżach Wigierskiego Parku Narodowego (fot. Maciej Romański, 12.01.2016).

Photo 3. A male wolf from the Southern group shot on the edge of Wigry National Park (photo by Maciej Romański, 12.01.2016).



Fot. 4. Samica wilka z grupy Północnej uwięziona we wnyku w Wigierskim Parku Narodowym (fot. Maciej Romański, 15.01.2015).

Photo 4. A female wolf from the Northern group trapped in a snare in Wigry National Park (photo by Maciej Romański, 15.01.2015).



Fot. 5. Wilk zainfekowany świerzbowcem w Wigierskim Parku Narodowym – kadr z filmu zarejestrowanego fotopułapką (fot. Maciej Romański, 15.01.2015).

Photo 5. A wolf infected with sarcoptic mange in Wigry National Park – a frame from a camera trap video (photo by Maciej Romański, 15.01.2015).

lewą tylną łapę. W sezonie 2016/2017, latem nagrany został wilk z podkuloną lewą, tylną łapą. Prawdopodobnie inny osobnik, z podkuloną lewą, tylną łapą, zarejestrowany został w marcu 2017 roku. Natomiast w terytorium grupy Południowej, kulejący osobnik został stwierdzony tylko raz, w lutym 2017 roku.

Wśród wilków z grupy Północnej w latach 2014-2017 rejestrowano zwierzęta zainfekowane świerzbowcem (fot. 5), w sezonie 2014/2015 był to jeden osobnik (7 filmów), w sezonie 2015/2017 - min. 3 osobniki (58 filmów), w sezonie 2016/2017 - 3 osobniki (39 filmów), a w sezonie 2017/2018 - 1 osobnik (1 film). We wszystkich przypadkach były to osobniki młode, dorastające szczeniaki. Pierwsze, rozpoznawalne objawy zarażenia pojawiały się pod koniec grudnia lub na początku stycznia. Najprawdopodobniej, zainfekowane wilki rejestrowane w kolejnych sezonach od 2015 do 2017 roku, na terytorium

grupy Północnej, były tymi samymi osobnikami. Objawy chorobowe wywołane pasażem rejestrowane były wyłącznie w grupie Północnej. W grupie Południowej, nie odnotowano ani jednego takiego przypadku.

Różnorodność genetyczna

Wszystkie loci w populacji wilka w Wigierskim Parku Narodowym były polimorficzne. Średnia liczba alleli na locus była wysoka i wyniosła 4,538 ($SE \pm 0,386$). Z kolei średnia efektywna liczba alleli wyniosła 2,503 ($SE \pm 0,194$). Średnia liczba alleli występujących z frekwencją większą lub równą 5% wyniosła 3,462 ($SE \pm 0,243$). Heterozygotyczność obserwowana była wyższa ($H_o = 0,729$, $SE \pm 0,006$) od heterozygotyczności oczekiwanej ($H_e = 0,568$, $SE \pm 0,037$) (tab. 1), z czego wynikała ujemna wartość współczynnika wsobności (dla wszystkich analizowanych markerów wynosił średnio $F = -0,269$, $SE \pm 0,053$).

Tab. 1. Różnorodność genetyczna u wilków w Wigierskim Parku Narodowym (2015-2017) w oparciu o analizę 13 loci mikrosatelitarnych (n=46 osobników).

Tab. 1. Genetic diversity of wolves from Wigry National Park (2015-2017) based on 13 microsatellite loci (n=46 individuals).

Locus	Liczba prób N	Liczba alleli N _a	Efektywna liczba alleli N _e	Heterozygotyczność obserwowana H _o	Heterozygotyczność oczekiwana H _e	Współczynnik wsobności F
FH2001	44	4	1,941	0,432	0,485	0,109
FH2087	45	5	3,887	0,889	0,743	-0,197
FH2096	46	2	1,488	0,370	0,328	-0,128
PEZ17	46	3	2,132	0,804	0,531	-0,515
FH2010	43	5	2,842	0,907	0,648	-0,399
FH2017	44	3	2,206	0,864	0,547	-0,580
FH2137	45	5	1,457	0,333	0,314	-0,063
vWF	46	7	2,957	0,783	0,662	-0,182
FH2088	45	4	2,106	0,667	0,525	-0,269
FH2140	45	4	2,807	0,756	0,644	-0,174
FH2054	44	6	2,606	0,864	0,616	-0,402
FH2161	42	6	2,829	0,881	0,647	-0,363
CPH5	43	5	3,287	0,930	0,696	-0,337
Średnia	44,5	4,5	2,503	0,729	0,568	-0,269
SE	0,35	0,39	0,194	0,059	0,037	0,053

Dyskusja

Nasze badania potwierdziły wcześniejsze obserwacje (Harmuszkiewicz 2011) wskazujące na to, że na teren Wigierskiego Parku Narodowego zachodzą fragmenty terytoriów trzech grup rodzinnych wilków. Park Narodowy, o powierzchni 150,8 km², podobnie jak pokrywający się z nim obszar Natura 2000 „Ostoja Wigierska” (160,7 km²), mają zbyt małą powierzchnię, by samodzielnie stanowić wystarczający obszar bytowania nawet dla jednej wilczej grupy. Badania radiotelemetryczne w Puszczy Białowieskiej wykazały bowiem, że rodziny wilcze użytkują terytoria o powierzchni wynoszącej od 162 do 350 km² (MCP100%, Jędrzejewski et al. 2007).

Informacja ta ma ważne implikacje dla ochrony wilka będącego przedmiotem ochrony w „Ostoi Wigierskiej”. Zachowanie właściwego stanu ochrony tego gatunku w obszarze Natura 2000 wymaga utrzymania odpowiednich parametrów liczebności jego populacji (Jędrzejewski et al. 2010). Tymczasem proponowane zmiany w zarządzaniu populacją wilka w Polsce, zmierzające do przywrócenia polowania na ten gatunek (Okarma et al. 2011, Bobek et al. 2015), miałyby negatywny wpływ na stan ochrony gatunku w obu obszarach chronionych. Nawet gdyby polowania na wilki nie były prowadzone w obrębie samego parku narodowego czy też obszaru Natura 2000, a jedynie na terenach administrowanych przez sąsiednie nadleśnictwa, to i tak objęłyby wilki z grup rodzinnych użytkujących tereny chronione.

Odstrzały nie tylko zmniejszają liczebność i zagęszczenie populacji, mają też negatywny wpływ na trwałość grup rodzinnych, strukturę przestrzenną populacji i przeżywalność szczeniąt (Brainerd et al. 2008, Borg et al. 2014). Zwiększają także ryzyko inbrodu oraz krzyżowania się wilków z psami (Jędrzejewski et al. 2005, Liberg et al. 2005, Hindrikson et al. 2010, Räikkönen et al. 2013). Wpływa to negatywnie na właściwy stan ochrony gatunku.

Warto podkreślić, że autorzy opracowań proponujących powrót do polowań na wilki (Okarma et al. 2011, Brewczyński 2013,

Bobek et al. 2015), jako główne powody wskazują konflikt z gospodarką łowiecką, konieczność nadania wilkom „wartości” i zmniejszenie poziomu kłusownictwa na ten gatunek. Tymczasem nie obserwuje się w Polsce spadku liczebności dzikich kopytnych znajdujących się na liście gatunków łownych, nie istnieje więc żadne zagrożenie dla trwałości ich populacji, a co za tym idzie dla zysku kół łowieckich. Świadczy o tym sukcesywny wzrost łowieckiego pozyskania jeleni, saren, danieli i dzików (GUS 2016). Co więcej, obecnie ze względu na walkę z afrykańskim pomorem świń prowadzi się intensywne działania zmierzające do obniżenia liczebności dzika, a w celu ograniczenia poziomu szkód wyrządzanych przez bobry nakazuje się ich odstrzał. W północno-wschodniej Polsce zarówno dziki, jak i bobry są istotnym elementem diety wilka (Jędrzejewski et al. 2012). Ponadto drapieżniki te eliminują ze środowiska naturalnego wałęsające się psy i koty, które mają negatywny wpływ na lokalną faunę (Krauze-Gryz et al. 2012, Wierzbowska et al. 2012, Krauze-Gryz i Gryz 2014), w tym na gatunki łowne (Wierzbowska et al. 2016). Tak więc nadanie wilkom „wartości” nie może następować wyłącznie z wąskiej perspektywy łowieckiej, gdzie główną (bardzo krótkowzroczną i przeznaczoną dla ograniczonej grupy beneficjentów) „wartością” zwierzęcia jest uzyskanie z niego trofeum, ale musi uwzględniać wycenę wszystkich świadczonych przez tego drapieżnika „usług ekosystemowych” (Mysłajek 2014). Również argument o ograniczeniu liczby wilków zabijanych nielegalnie dzięki wprowadzeniu tego gatunku na listę zwierząt łownych nie znajduje potwierdzenia. Badania wskazują bowiem, że legalne polowania nie obniżają poziomu kłusownictwa, szczególnie nielegalnych odstrzałów, nie zmieniają też negatywnego nastawienia myśliwych i społeczności lokalnych do wilków (Chapron i Treves 2016, Suutarienen i Kojola 2017).

Liczebność grup rodzinnych i liczba szczeniąt w Wigierskim PN mieści się w zakresie obserwowanym w innych rejonach Polski (Jędrzejewski et al. 2002, Nowak et al. 2008, Nowak i Mysłajek 2016), w tym i

w samej Puszczy Augustowskiej (Harmuszkiewicz 2011). Podobnie było z czynnikami śmiertelności, wśród których istotne miejsce zajmowało kłusownictwo i to zarówno z broni palnej, jak i wnykarstwo. O ile jednak wyniki zakładane są głównie z myślą o schwytaniu ssaków kopytnych, a wilki stają się ich ofiarami przypadkowo, o tyle kłusownictwo z broni palnej związane jest z celowym działaniem wymierzonym bezpośrednio w ten gatunek (Mysłajek i Nowak 2014). Zdaniem autorów plan ochrony dla Wigierskiego PN oraz obszaru Natura 2000 „Ostoja Wigierska” powinien zawierać działania zmierzające do ograniczenia kłusownictwa na wilki. Zintensyfikować należy również adekwatne działania Policji, prokuratury, straży parku narodowego, a także straży leśnej w sąsiadujących z parkiem narodowym nadleśnictwach, tym bardziej, że sprawcy dotychczasowych przypadków kłusownictwa nie zostali ujawnieni.

U wilków w Wigierskim PN stwierdzono objawy zakażenia świerzbowcem. Pasożyt ten powoduje ubytki sierści oraz uszkodzenia skóry, co szczególnie w chłodniejszych porach roku może prowadzić do znacznych strat ciepła u wilków i ich śmierci (Cross et al. 2016). Wykorzystanie fotopułapek pozwala na szybkie wykrycie choroby i monitorowanie zasięgu jej występowania (Oleaga et al. 2011). Świerzbowiec może być ważnym naturalnym czynnikiem śmiertelności u wilków, jednak część osobników pozbywa się samodzielnie pasożyta (Mörner et al. 2005). W Polsce stwierdza się świerzb zarówno u wilków na nizinach (Jędrzejewska et al. 1996), jak i w górach (Nowak et al. 2008). Świerzbowiec bardzo często jest obecny w populacjach lisów (Carricondo-Sanchez et al. 2017) i to one zapewne są źródłem zarażenia dla wilków, ponieważ drapieżniki te regularnie zabijają małe ssaki drapieżne (Nowak et al. 2005, 2011, Jędrzejewski et al. 2012).

Różnorodność genetyczna u wilków w Wigierskim PN jest stosunkowo wysoka.

Dane te dobrze wpisują się w obserwowany w Europie gradient różnorodności genetycznej, gdzie jego wartość rosła od południowego-zachodu ku północnemu-wschodowi (Hindrikson et al. 2017). Osobniki tworzące rozmnażające się pary w poszczególnych grupach rodzinnych były od siebie znacząco odmienne genetycznie co wskazuje, że wilki w tym regionie mają dostęp do wystarczającej liczby niespokrewnionych osobników, z którymi mogą się krzyżować bez zagrożenia wsobnością genetyczną. Wymianie osobników sprzyja wciąż jeszcze dobra łączność ekologiczna pomiędzy kompleksami leśnymi północno-wschodniej części kraju (Huck et al. 2010, 2011, Czarnomska et al. 2013) i bezpośrednie sąsiedztwo rozległych lasów na Białorusi i w mniejszym stopniu na Litwie. Puszcza Augustowska nie jest, jak dotąd, narażona na fragmentację drogami szybkiego ruchu, jednak jest ona coraz bardziej izolowana od innych obszarów m.in. poprzez budowę drogi ekspresowej S8. Dlatego niezwykle ważne jest zapewnienie możliwości dyspersji wilków poprzez budowę odpowiednich przejść dla zwierząt na nowopowstających drogach (Jędrzejewski et al. 2009).

Przeprowadzone w Wigierskim Parku Narodowym badania nad populacją wilka pokazały, że łączne zastosowanie fotopułapek i analiz genetycznych daje bardzo dobre rezultaty. Obie metody dostarczają danych bezspornie świadczących o obecności monitorowanego gatunku (Galaverni et al. 2012), tzw. kategoria danych C1 według kryteriów przyjętych dla monitoringu dużych drapieżników (Reinhardt et al. 2015), ponadto wzajemnie się uzupełniają i dostarczają ważnych informacji o liczebności, rozrodzie, pokrewieństwie, różnorodności genetycznej i kondycji zdrowotnej populacji, które są niezbędne dla prawidłowego sformułowania zadań ochronnych dla tego gatunku w obrębie obszarów chronionych.

Podziękowania

Praca dofinansowana ze środków Funduszu Leśnego w ramach projektu „Doposażenie systemu obserwacji środowiska przyrodniczego ekosystemów leśnych Wigierskiego Parku Narodowego”. Badania genetyczne

sfinansowano ze środków Narodowego Centrum Nauki przyznanych w ramach stażu po uzyskaniu stopnia naukowego doktora (program Fuga 3) na podstawie decyzji numer DEC-2014/12/S/NZ8/00624. Dziękujemy Tomowi A. Diserensowi za korektę języka angielskiego.

LITERATURA

- ANDERSEN L.W., HARMS V., CANIGLIA R., CZARNOMSKA S.D., FABBRI E., JĘDRZEJEWSKA B., KLUTH G., MADSEN A.B., NOWAK C., PERTOLDI C., RANDI E., REINHARDT I., STRONEN A.V. 2015. Long-distance dispersal of a wolf, *Canis lupus*, in northwestern Europe. *Mammal Res.* 60: 163-168.
- BLANCO J.C., CORTÉS Y. 2012. Surveying wolves without snow: a critical review of the methods used in Spain. *Hystrix It. J. Mammal.* 23, 1: 35-48.
- BOBEK B., FURTEK J., TRĘTOWSKA K., BOBEK B., ORŁOWSKA L. 2015. Dynamika liczebności i rozmieszczenie wilka w Polsce oraz konflikt tego gatunku z człowiekiem. In: GORCZYCA S. (Ed.). *Łowiectwo w Polsce w XXI wieku. Realia i oczekiwania. Tom 2.* Wyd. Mantis, Gdańsk: 167-180.
- BOITANI L., ALVAREZ F., ANDERS O., ANDREN H., AVANZINELLI E., BALYS V., BLANCO J.C., BREITENMOSER U., CHAPRON G., CIUCCI P., DUTSOV A., GROFF C., HUBER D., IONESCU O., KNAUER F., KOJOLA I., KUBALA J., KUTAL M., LINNELL J., MAJIC A., MANNIL P., MANZ R., MARUCCO F., MELOVSKI D., MOLINARI A., NORBERG H., NOWAK S., OZOLINS J., PALAZON S., POTOČNIK H., QUENETTE P.-Y., REINHARDT I., RIGG R., SELVA N., SERGIEL A., SHKVYRIA M., SWENSON J., TRAJCE A., VON ARX M., WOLFL M., WOTSCHIKOWSKY U., ZLATANOVA D. 2015. Key actions for large carnivore populations in Europe. Report to DG Environment. Institute of Applied Ecology, Rome.
- BORG B.L., BRAINERD S.M., MEIER T.J., PRUGH L.R. 2014. Impacts of breeder loss on social structure, reproduction and population growth in a social canid. *J. Anim. Ecol.* 84: 177-187.
- BRAINERD S.M., ANDRÉN H., BANGS E.E., BRADLEY E.H., FONTAINEE J.A., HALL W., ILIOPOULOS Y., JIMENEZ M.D., JOZWIAK E.A., LIBERG O., MACK C.M., MEIER T.J., NIEMEYER C.C., PEDERSEN H.C., SAND H., SCHULTZ R.N., SMITH D.W., WABAKKEN P., WYDEVEN A.P. 2008. Effects of breeder loss on wolves. *J. Wildl. Managem.* 72: 89-98.
- BREWCZYŃSKI P. 2013. Ochrona wilka a gospodarka łowiecka w Polsce – konflikt nieunikniony? *Chrońmy Przyr. Ojcz.* 69: 204-220.
- BRYAN H.M., SMITS J.E.G., KOREN L., PAQUET P.C., WYNNE-EDWARDS K.E., MUSIANI M. 2014. Heavily hunted wolves have higher stress and reproductive steroids than wolves with lower hunting pressure. *Funct. Ecol.* 29: 347-356.
- CARRICONDO-SANCHEZ D., ODDEN M., LINNELL J.D.C., ODDEN J. 2017. The range of the mange: Spatiotemporal patterns of sarcoptic mange in red foxes (*Vulpes vulpes*) as revealed by camera trapping. *PLoS One* 12, 4: e0176200.
- CHAPRON G., TREVES A. 2016. Blood does not buy goodwill: allowing culling increases poaching of a large carnivore. *Proc. R. Soc. B.* 283: 0152939.
- CHAPRON G., KACZENSKY P., LINNELL J.D.C., VON ARX M., HUBER D., ANDRÉN H., LÓPEZ-BAO J.V., ADAMEC M., ÁLVARES F., ANDERS O., BALČIAUSKAS L., BALYS V., BEDÓ P., BEGO F., BLANCO J.C., BREITENMOSER U., BRÖSETH H., BUFKA L., BUNIKYTE R., CIUCCI P., DUTSOV A., ENGLER T., FUXJÄGER C., GROFF C., HOLMALA K., HOXHA B., ILIOPOULOS Y., IONESCU O., JEREMIĆ J., JERINA K., KLUTH G., KNAUER F., KOJOLA I., KOS I., KROFEL M., KUBALA J., KUNOVAC S., KUSAK J., KUTAL M., LIBERG O., MAJIC A., MÄNNIL P., MANZ R., MARBOUTIN E., MARUCCO F., MELOVSKI D., MERSINI K., MERTZANIS Y., MYSLAJEK R.W., NOWAK S., ODDEN J., OZOLINS J., PALOMERO G., PAUNOVIĆ M., PERSSON J., POTOČNIK H., QUENETTE P.-Y., RAUER G., REINHARDT I., RIGG

- R., RYSER A., SALVATORI V., SKRBINŠEK T., STOJANOV A., SWENSON J.E., SZEMETHY L., TRAJČE A., TSINGARSKA-SEDEFICHEVA E., VÁŇA M., VEEROJA R., WABAKKEN P., WÖFL M., WÖFL S., ZIMMERMANN F., ZLATANOVA D., BOITANI L. 2014. Recovery of large carnivores in Europe's modern human-dominated landscapes. *Science* 346: 1517-1519.
- CROSS P., ALMBERG E.S., HAASE C.G., HUDSON P.J., MALONEY S.K., METZ M.C., MUNN A.J., NUGENT P., PUTZEYS O., STAHLER D.R., STEWART A.C., SMITH D.W. 2016. Energetic costs of mangle in wolves estimated from infrared thermography. *Ecology* 97: 1938-1948.
- CZARNOMSKA S.D., JĘDRZEJEWSKA B., BOROWIK T., NIEDZIAŁKOWSKA M., STRONEN A.V., NOWAK S., MYŚLAJEK R.W., OKARMA H., KONOPINŃSKI M., PILOT M., ŚMIETANA W., CANIGLIA R., FABBRI E., RANDI E., PERTOLDI C., JĘDRZEJEWSKI W. 2013. Concordant mitochondrial and microsatellite DNA structuring between Polish lowland and Carpathian Mountain wolves. *Conserv. Genet.* 14: 573-588.
- DE GROOT G.A., NOWAK C., SKRBINSEK T., ANDERSEN L.W., ASPI J., FUMAGALI L., GODINHO R., HARMS V., JANSMAN H.A.H., LIBERG O., MARUCCO F., MYŚLAJEK R.W., NOWAK S., PILOT M., RANDI E., REINHARDT I., ŚMIETANA W., SZEWCZYK M., TABERLET P., VILÁ C., MUÑOZ-FUENTES V. 2016. Decades of population genetic research call for harmonization of molecular markers: the grey wolf, *Canis lupus*, as a case study. *Mammal Rev.* 46: 44-59.
- DISERENS T.A., BOROWIK T., NOWAK S., SZEWCZYK M., NIEDŹWIECKA N., MYŚLAJEK R.W. 2017. Deficiencies in Natura 2000 for protecting recovering large carnivores: A spotlight on the wolf *Canis lupus* in Poland. *PLoS One* 12, 9: e0184144.
- DUFFIELD J.W., PATTERSON D.A., NEHER C.J. 2008. Wolf recovery in Yellowstone Park visitor attitudes, expenditures, and economic impacts. *Yellowstone Sc.* 16: 20-25.
- DRZYMULSKA D., ZIELIŃSKI P. 2013. Developmental changes in the historical and present-day trophic status of brown water lakes. Are humic water bodies a uniform aquatic ecosystem? *Wetlands* 33: 909-919.
- GUS. 2016. Leśnictwo. GUS, Warszawa.
- FRANCISCO L.V., LANGSTON A.A., MELLERSH C.S., NEAL C.L., OSTRANDER E.A. 1996. A class of highly polymorphic tetranucleotide repeats for canine genetic mapping. *Mammal. Gen.* 7: 359-362.
- FREDHOLM M., WINTERØ A.K. 1995. Variation of short tandem repeats within and between species belonging to the Canidae family. *Mammal. Gen.* 6: 11-18.
- FULLER T.K., MECH L.D., COCHRANE J.F. 2003. Wolf population dynamics. In: MECH L.D., BOITANI L. (Eds.). *Wolves: behaviour, ecology, and conservation*. Chicago University Press, Chicago-London: 161-191.
- GALAVERNI M., PALUMBO D., FABBRI E., CANIGLIA C., GRECO C., RANDI E. 2012. Monitoring wolves (*Canis lupus*) by non-invasive genetics and camera trapping: a small-scale pilot study. *Eur. J. Wildl. Res.* 58: 47-58.
- HARMUSZKIEWICZ J. 2011. Dynamika liczebności, organizacja przestrzenna oraz wybiórczość pokarmowa wilka (*Canis lupus* Linnaeus, 1758) na terenie Puszczy Augustowskiej. Praca doktorska. Wydział Leśny SGGW, Warszawa.
- HINDRIKSON M., MÄNNIL P., OZOLINS J., KRZYWIŃSKI A., SAARMA U. 2012. Bucking the trend in wolf-dog hybridization: first evidence from Europe of hybridization between female dogs and male wolves. *PLoS One* 7, 10: e46465.
- HUCK M., JĘDRZEJEWSKI W., BOROWIK T., MIŁOSZ-CIELMA M., SCHMIDT K., JĘDRZEJEWSKA B., NOWAK S., MYŚLAJEK R.W. 2010. Habitat suitability, corridors and dispersal barriers for large carnivores in Poland. *Acta Theriol.* 55: 177-192.
- HUCK M., JĘDRZEJEWSKI W., BOROWIK T., JĘDRZEJEWSKA B., NOWAK S., MYŚLAJEK R.W. 2011. Analyses of least cost paths for determining effects of habitat types on landscape permeability: wolves in Poland. *Acta Theriol.* 56: 91-101.
- JAMROZY G. (Ed.). 2015. *Ssaki polskich parków narodowych. Drapieżne, kopytne, zajączy, duże gryzonie*. Instytut Bioróżnorodności Leśnej Wydział Leśny UR, Magurski Park Narodowy, Kraków-Krempna.
- JĘDRZEJEWSKA B., JĘDRZEJEWSKI W., BUNEVICH A.N., MIŁKOWSKI L., OKARMA H. 1996. Population dynamics of wolves *Canis lupus* in Białowieża Primeval Forest (Poland and Belarus) in relation to hunting by humans, 1847-1993. *Mammal Rev.* 26: 103-126.

- JĘDRZEJEWSKI W., NOWAK S., SCHMIDT K., JĘDRZEJEWSKA B. 2002. Wilk i ryś w Polsce – wyniki inwentaryzacji w 2001 roku. *Kosmos* 51: 491-499.
- JĘDRZEJEWSKI W., NIEDZIAŁKOWSKA M., NOWAK S., JĘDRZEJEWSKA B. 2004. Habitat variables associated with wolf (*Canis lupus*) distribution and abundance in northern Poland. *Diver. Distrib.* 10: 225-233.
- JĘDRZEJEWSKI W., BRANICKI W., VEIT C., MEDUGORAC I., PILOT M., BUNEVICH A.N., JĘDRZEJEWSKA B., SCHMIDT K., THEUERKAUF J., OKARMA H., GULA R., SZYMURA L., FÖRSTER M. 2005. Genetic diversity and relatedness within packs in an intensely hunted population of wolves *Canis lupus*. *Acta Theriol.* 50: 1-22.
- JĘDRZEJEWSKI W., JĘDRZEJEWSKA B., ZAWADZKA B., BOROWIK T., NOWAK S., MYŚLAJEK R.W. 2008. Habitat suitability model for Polish wolves *Canis lupus* based on long-term national census. *Anim. Conserv.* 11: 377-390.
- JĘDRZEJEWSKI W., NOWAK S., KUREK R., MYŚLAJEK R.W., STACHURA K., ZAWADZKA B., PCHAŁEK M. 2009. Animals and roads. Methods of mitigating the negative impact of roads on wildlife. Mammal Research Institute Polish Academy of Sciences, Białowieża.
- JĘDRZEJEWSKI W., BOROWIK T., NOWAK S. 2010. Wilk *Canis lupus* Linnaeus, 1758. In: MAKOMASKA-JUCHIEWICZ M. (Ed.). Monitoring gatunków zwierząt. Przewodnik metodyczny. Część 1. GIOŚ, Warszawa: 297-318.
- JĘDRZEJEWSKI W., NIEDZIAŁKOWSKA M., HAYWARD M. W., GOSZCZYŃSKI J., JĘDRZEJEWSKA B., BOROWIK T., BARTOŃ K.A., NOWAK S., HARMUSZKIEWICZ J., JUŚCZYK A., KAŁAMARZ T., KLOCH A., KONIUCH J., KOTIUK K., MYŚLAJEK R.W., NĘDZYŃSKA M., OLCZYK A., TELEON M., WOJTULEWICZ M. 2012. Prey choice and diet of wolves related to ungulate communities and wolf subpopulations in Poland. *J. Mammal.* 93: 1480-1492.
- KALINOWSKI S.T., TAPER M.L., MARSHALL T.C. 2007. Revising how the computer program CER-VUS accommodates genotyping error increases success in paternity assignment. *Mol. Ecol.* 16: 1099-1106.
- KONVALOV D.A., MANNING C., HENSHAW M.T. 2004. KINGROUP: a program for pedigree relationship reconstruction and kin group assignments using genetic markers. *Mol. Ecol. Notes* 4: 779-782.
- KLAROWSKI R. 1973. Wilkowi grozi wymarcie. *Chrońmy Przyr. Ojcz.* 29, 6: 66-70.
- KRAUZE-GRYZ D., GRYZ J. 2014. Free-ranging domestic dogs (*Canis familiaris*) in Central Poland: density, penetration range and diet composition. *Pol. J. Ecol.* 62: 183-193.
- KRAUZE-GRYZ D., GRYZ J., GOSZCZYŃSKI J. 2012. Predation by domestic cats in rural areas of central Poland: an assessment based on two methods. *J. Zool.* 288: 260-266.
- KUIJPER D.P.J., DE KLEINE C., CHURSKI M., VAN HOOFT P., BUBNICKI J., JĘDRZEJEWSKA B. 2013. Landscape of fear in Europe: wolves affect spatial patterns of ungulate browsing in Białowieża Primeval Forest, Poland. *Ecography* 36: 1-13.
- LIBERG O., ANDRÉN H., PEDERSEN H., SAND H., SEJBERG D., WABAKKEN P., ÅKESSON M., BENSCHE S. 2005. Severe inbreeding depression in a wild wolf (*Canis lupus*) population. *Biol. Lett.* 1: 17-20.
- ŁOZIŃSKI J. 2002. Zmiany drzewostanów świerkowych objętych ochroną ścisłą w Wigierskim Parku Narodowym. *Prace IBL ser. A* 1, 929: 53-74.
- MILLER B.J., HARLOW H.J., HARLOW T.S., BIGGINS D., RIPPLE W.J. 2012. Trophic cascades linking wolves (*Canis lupus*), coyotes (*Canis latrans*), and small mammals. *Can. J. Zool.* 90: 70-78.
- MÖRNER T., ERIKSSON H., BRÖJER C., NILSSON K., UHLHORN H., ÅGREN E., HÅRD AF SEGERSTAD C., JANSSON D.S., GAVIER-WIDÉN D. 2005. Diseases and mortality in free-ranging brown bear (*Ursus arctos*), gray wolf (*Canis lupus*), and wolverine (*Gulo gulo*) in Sweden. *J. Wildl. Dis.* 41: 298-303.
- MYŚLAJEK R.W. 2014. Identyfikacja i wycena wartości ekonomicznej usług ekosystemów. In: BAB-CZYŃSKA A., NAKONIECZNY M. (Eds.). Problemy środowiska i jego ochrony 22. Centrum Badań nad Człowiekiem i Środowiskiem UŚ, Katowice: 43-49.
- MYŚLAJEK R.W., NOWAK S. 2014. Podręcznik najlepszych praktyk w ochronie wilka, rysia i niedźwiezia brunatnego. CKPŚ, Warszawa.

- MYŚLAJEK R.W., NOWAK S. 2015. Not an easy road to success: the history of exploitation and restoration of the wolf population in Poland after World War Two. In: MASIUS M., SPRENGER J. (Eds.). *Fairytales in question: Historical interactions between humans and wolves*. White Horse Press, Cambridge: 247-258.
- NEFF M.W., BROMAN K.W., MELLERSH C.S., RAY K., ACLAND G.M., ARUIRE G.D., ZIEGLE J.S., OSTRANDER E.A., RINE J. 1999. A second-generation linkage map of the domestic dog, *Canis familiaris*. *Genetics* 151: 803-820.
- NIEDZIAŁKOWSKA M., JĘDRZEJEWSKI W., MYŚLAJEK R.W., NOWAK S., JĘDRZEJEWSKA B., SCHMIDT K. 2006. Environmental correlates of Eurasian lynx occurrence in Poland – Large scale census and GIS mapping. *Biol. Conserv.* 133: 63-69.
- NOWAK S., MYŚLAJEK R.W. 2007. Żeby chronić trzeba znać – nowoczesne metody badań i monitoringu rzadkich gatunków ssaków w lasach. *Studia i Mat. CEPL* 2-3, 16: 438-445.
- NOWAK S., MYŚLAJEK R.W. 2011. Wilki na zachód od Wisły. Stowarzyszenie dla Natury "Wilk", Twardorzeczka.
- NOWAK S., MYŚLAJEK R.W. 2016. Wolf recovery and population dynamics in Western Poland, 2001-2012. *Mammal Res.* 61: 83-98.
- NOWAK S., MYŚLAJEK R.W. 2017. Response of the wolf (*Canis lupus* Linnaeus, 1758) population to various management regimes at the edge of its distribution range in Western Poland, 1951-2012. *Appl. Ecol. Envir. Res.* 15, 3: 187-203.
- NOWAK S., MYŚLAJEK R.W., JĘDRZEJEWSKA B. 2005. Patterns of wolf *Canis lupus* predation on wild and domestic ungulates in the Western Carpathian Mountains (S Poland). *Acta Theriol.* 50: 263-276.
- NOWAK S., MYŚLAJEK R.W., JĘDRZEJEWSKA B. 2008. Density and demography of wolf *Canis lupus* population in the western-most part of the Polish Carpathian Mountains, 1996-2003. *Folia zool.* 57: 392-402.
- NOWAK S., MYŚLAJEK R.W., KŁOSIŃSKA A., GABRYŚ G. 2011. Diet and prey selection of wolves *Canis lupus* recolonising Western and Central Poland. *Mammal Biol.* 76: 709-715.
- NOWAK S., MYŚLAJEK R.W., TOMCZAK P., SZEWCZYK M., BOROWIK T., JĘDRZEJEWSKA B. 2017. Sedentary but not dispersing wolves *Canis lupus* recolonising western Poland (2001-2016) conform to the predictions of a habitat suitability model. *Diver. Distrib.* 23: 1231-1364.
- OKARMA H., GULA R., BREWCZYŃSKI P. 2011. Krajowa strategia ochrony wilka *Canis lupus* warunkująca trwałość populacji gatunku w Polsce. SGGW, Warszawa.
- OLEAGA A., CASAS R., BALSEIRO A., FELGUEROSO A.E., LLANEZA L., HARTASÁNCHEZ A., GORTÁZAR C. 2011. New techniques for an old disease: Sarcoptic mange in the Iberian wolf. *Vet. Parasitol.* 181, 2-4: 255-266.
- RÄIKÖNEN J., VUCETICH J.A., VUCETICH L.M., PETERSON R.O., NELSON M.P. 2013. What the inbred Scandinavian wolf population tells us about the nature of conservation. *PLOS ONE* 8, 6: e67218.
- REINHARDT I., KLUTH G., NOWAK S., MYŚLAJEK R.W. 2013. A review of wolf management in Poland and Germany with recommendations for future transboundary collaboration. BfN-Skripten 356. Bundesamt für Naturschutz, Bonn.
- REINHARDT I., KLUTH G., NOWAK S., MYŚLAJEK R.W. 2015. Standards for the monitoring of the Central European wolf population in Germany and Poland. BfN-Skripten 398. Bundesamt für Naturschutz, Bonn.
- RIPPLE W.J., ESTES J.A., BESCHTA R.L., WILMERS C.C., RITCHIE E.G., HEBBLEWHITE M., BERGER J., ELMHAGEN B., LETNIC M., NELSON M.P., SCHMITZ O.J., SMITH D.W., WALLACH A.D., WIRSING A.J. 2014. Status and ecological effects of the World's largest carnivores. *Science* 343: 1241484.
- SHIBUYA H., COLLINS B.K., HUANG T.H., JOHNSON G.S. 1994. A polymorphic (AGGAAT)_n tandem repeat in an intron of the canine von Willebrand factor gene. *Anim. Genet.* 25: 122.
- SUMIŃSKI P. 1970. Jeszcze raz w obronie wilka. *Chrońmy Przyr. Ojcz.* 21, 5: 59-61.
- SUMIŃSKI P. 1975. The wolf in Poland. In: PIMLOTT D.H. (Ed.). *Wolves. Proceedings of the First Working Meeting of Wolf Specialists and of the First International Conference on Conservation of the Wolf*. International Union for Conservation of Nature and Natural Resources, Morges: 44-52.

- SUUTARINEN J., KOJOLA I. 2017. Poaching regulates the legally hunted wolf population in Finland. *Biol. Conserv.* 2015: 11-18.
- TABERLET P., GRIFFIN S., GOOSSENS B., QUESTIAU S., MANCEAU V., ESCARAVAGE N., WAITS L.P., BOUVET J. 1996. Reliable genotyping of samples with very low DNA quantities using PCR. *Nucleic Acids Res.* 24: 3189-3194.
- WIERZBOWSKA I.A., OLKO J., HĘDRZAK M., CROOKS K.R. 2012. Free-ranging domestic cats reduce the effective protected area of a Polish national park. *Mammal. Biol.* 77: 204-210.
- WIERZBOWSKA I.A., HĘDRZAK M., POPCZYK B., OKARMA H., CROOKS K.R. 2016. Predation of wildlife by free-ranging domestic dogs in Polish hunting grounds and potential competition with the grey wolf. *Biol. Conserv.* 201: 1-9.
- WOLSAN M., BIENIEK M., BUCHALCZYK T. 1992. The history of distributional and numerical changes of the wolf *Canis lupus* L. in Poland. In: BOBEK B., PERZANOWSKI K., REGELIN W.L. (Eds.). *Global trends in wildlife management. Trans. 18th IUGB Congress, Krakow 1987.* Wyd. Świat Press, Krakow-Warszawa: 375-380.
- WOLK E. 1974. O roli wilka w biocenozach. *Łow. Pol.* 7: 7.

Summary

The wolf population has flourished across the whole of Poland since its strict protection in 1998. Wolves are also protected within the national parks and Natura 2000 sites that secure their habitats. Precise data on the status of local populations are required to plan conservation actions. For this reason, we applied camera trapping and non-invasive genetic sampling based on 13 microsatellite loci to determine the number of family groups, mortality factors, and occurrence of diseases in wolves inhabiting Wigry National Park (150.8 km²), which overlaps with the Natura 2000 site "Ostoja Wigierska" (160.7 km²), in north-west Poland. This area formed parts of the territories of three wolf family groups, which also utilized large areas of neighbouring managed forests. Pack size varied from 2 to 11 individuals (mean 6.4). The mean number of pups recorded in summer (July-August) was 4.6 individuals (range 1-8). Poaching, including snaring and illegal shooting, was the most important mortality factor. Sarcoptic mange was also observed; however it only affected one group, for four consecutive years, in which from one to three individuals were infected annually. Heterozygosity of the local wolf population was high ($H_o=0.729$, $SE\pm0.006$). We conclude that the area of Wigry National Park and the overlapping Natura 2000 site "Ostoja Wigierska" are too small to secure favourable conservation status of the local wolf population: thus species protection should be conducted at a much larger spatial scale.

Adresy autorów:

Maciej Romański
Wigierski Park Narodowy
Krzywe 82, 16-402 Suwałki
e-mail: maciej.romanski@wigry.org.pl

Natalia Niedźwiecka, Sabina Nowak
Stowarzyszenie dla Natury "Wilk"
Twardorzeczka 229, 34-324 Lipowa
e-mail: n.niedzwiecka@gmail.com, sabina.nowak@polskiwilk.org.pl

Maciej Szewczyk, Robert W. Mysłajek
Instytut Genetyki i Biotechnologii
Wydział Biologii, Uniwersytet Warszawski
ul. Pawińskiego 5a, 02-106 Warszawa
e-mail: mszewczyk@biol.uw.edu.pl, robert.myslajek@igib.uw.edu.pl