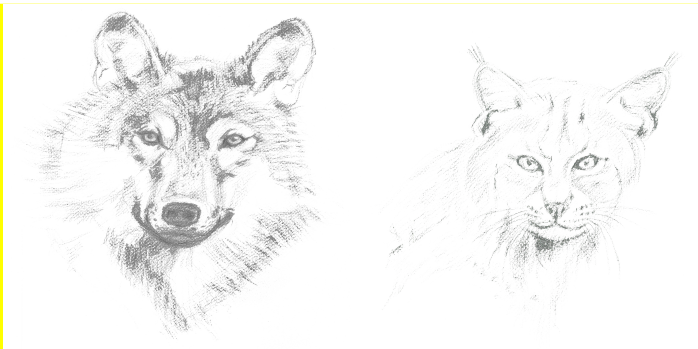




**Pilotażowy monitoring wilka i rysia w Polsce realizowany w ramach państwowego monitoringu środowiska – prace terenowo-kameralne
lata 2017-2020**

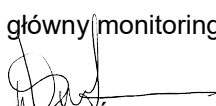
Zadanie nr 8

RAPORT KOŃCOWY Z PROJEKTU

Kraków, listopad 2020 r.

Wykonawca: Krameko sp. z o.o.
30-023 Kraków, ul. Mazowiecka 108
e-mail: sekretariat@krameko.com.pl
tel: +48(12) 294-52-22
fax: +48(12) 376-73-94

Koordinator główny monitoringu wilka


dr Wojciech Smietana

Koordinator główny monitoringu rysia


dr Marcin Bielecki

Koordinator projektu


dr hab. Jakub Borkowski, prof.
UWM

Koordinator krajowy


dr hab. inż. Marek Wajdzik, prof.
UR

Prezes Zarządu


mgr inż. Ryszard Krynicki

Spis treści

A. CZĘŚĆ A.....	11
1. Wstęp.....	11
2. Założenia projektu (zadanie nr 1).....	12
2.1. Metodyka monitoringu wilka <i>Canis lupus</i> w Polsce na lata 2017-2020.....	12
2.1.1. Wstęp.....	12
2.1.2. Koncepcja monitoringu.....	12
2.1.3. Określanie zasięgu występowania (rozmieszczenia) gatunku w skali całego kraju.....	13
2.1.4. Określanie stanu populacji na stanowiskach monitoringowych.....	15
2.1.5. Określanie stanu siedlisk na stanowiskach monitoringowych.....	17
2.2. Metodyka monitoringu rysia <i>Lynx lynx</i> w Polsce na lata 2017-2020.....	19
2.2.1. Wstęp.....	19
2.2.2. Koncepcja monitoringu.....	19
2.2.3. Określanie zasięgu występowania (rozmieszczenia) gatunku w skali całego kraju.....	19
2.2.4. Określanie stanu populacji na stanowiskach monitoringowych.....	21
2.2.5. Określanie stanu siedlisk na stanowiskach monitoringowych.....	22
3. Metody prac terenowych.....	23
4. Wykonane prace terenowe.....	25
4.1. Tropienia rysia w najważniejszych ostojach tego gatunku.....	25
4.2. Zbiór materiału genetycznego wilka na wybranych stanowiskach monitoringowych.....	26
4.3. Określenie bazy pokarmowej rysia i wilka w najważniejszych ostojach tych gatunków na podstawie inwentaryzacji kopytnych metodą rejestracji skupisk odchodów na transektach – (opis prac terenowych).....	30
4.4. Informacje o ewentualnym wykorzystaniu wyników z innych projektów.....	31
5. Uzyskane informacje.....	31
6. Najważniejsze wyniki.....	31
7. Koordynacja prac terenowych.....	32
B. CZĘŚĆ B.....	33
1. Opracowanie wyników i ich analiza (zadanie nr 4).....	33
1.1. Opracowanie mapy rozmieszczenia i zasięgu wilka i rysia na podstawie danych ankietowych od Nadleśnictw i PZŁ.....	33
1.1.1. Wprowadzenie.....	33
1.1.2. Ankietowa analiza występowania wilka i rysia na podstawie danych pozyskanych z nadleśnictw, parków narodowych, leśnych zakładów doświadczalnych, obwodów łowieckich oraz innych źródeł.....	34
1.1.3. Dane ankietowe dotyczące obserwacji osobników żywych, śladów ich obecności oraz odnalezionych w terenie osobników martwych.....	38
1.1.4. Przypadki śmierci i wilków i rysi w latach 2013-2018 wg informacji pozyskanych od regionalnych dyrekcji ochrony środowiska i parków narodowych.....	39
1.1.5. Literatura.....	39
1.2. Tropienia rysia w najważniejszych ostojach tego gatunku.....	40
1.2.1. Ocena stanu populacji rysia na stanowiskach monitoringowych.....	41
1.2.2. Określenie bazy pokarmowej rysia w najważniejszych ostojach tego gatunku na podstawie wyników pędzeń.....	43
1.3. Opracowanie wyników monitoringu wilka.....	44
1.3.1. Zbiór materiału genetycznego wilka w najważniejszych ostojach występowania tego gatunku.....	44
1.3.2. Badania genetyczne wilka.....	44
1.3.3. Ocena liczebności i stanu populacji.....	48
1.3.4. Komentarze i wnioski.....	49
1.3.5. Literatura.....	54
1.4. Określenie bazy pokarmowej rysia i wilka w najważniejszych ostojach tych gatunków na podstawie inwentaryzacji kopytnych metodą rejestracji skupisk odchodów na transektach - sezony 2018 i 2019 (wyniki).....	56
1.4.1. Obszar inwentaryzacji.....	56
1.4.2. Metodyka.....	56
1.4.3. Liczebność kopytnych na stanowiskach monitoringowych.....	57
1.4.4. Zagęszczenie kopytnych na stanowiskach monitoringowych.....	61

1.4.5. Porównanie wyników pędzeń próbnych oraz metody liczenia skupisk odchodów	63
1.4.6. Podsumowanie wyników.....	65
1.4.7. Charakterystyka metody liczenia grup odchodów.....	67
1.4.8. Literatura.....	68
1.5. Ocena stanu ochrony wilka i rysia na stanowiskach monitoringowych.....	70
1.5.1. Metodyka oceny stanu ochrony wilka i rysia.....	70
1.5.2. Ocena stanu ochrony wilka i rysia na poziomie krajowym (zadanie nr 6).....	71
1.5.3. Ocena stanu ochrony wilka i rysia na poziomie stanowisk monitoringowych.....	72
2. Informacje dotyczące sieci obserwacyjnej i wykonawcy projektu	82
C. ZAŁĄCZNIKI.....	83
1. Mapy.....	83
2. Warstwy geometryczne.....	86
3. Bazy danych.....	88
4. Raporty i opracowania.....	88
5. Korespondencja.....	88
6. Prezentacje.....	88
7. Instrukcje.....	88
8. Płyta DVD z raportem i załącznikami w wersji elektronicznej.....	88

Spis tabel

Tabela nr 1. Wskaźniki stanu populacji - wilk.....	16
Tabela nr 2. Waloryzacja wskaźników stanu populacji - wilk.....	16
Tabela nr 3. Wskaźniki stanu siedliska - wilk.....	17
Tabela nr 4. Waloryzacja wskaźnika stanu siedliska - wilk.....	18
Tabela nr 5. Wskaźniki stanu populacji - ryś.....	21
Tabela nr 6. Waloryzacja wskaźników stanu populacji - ryś.....	22
Tabela nr 7. Wskaźniki stanu siedliska - ryś.....	22
Tabela nr 8. Waloryzacja wskaźnika stanu siedliska - ryś.....	22
Tabela nr 9. Liczba osobodni spędzonych na poszukiwaniach odchodów wilka do analiz genetycznych (sezon 2017/2018).....	27
Tabela nr 10. Okres poszukiwania i zbioru próbek odchodów wilka do analiz genetycznych (sezon 2017/2018).....	28
Tabela nr 11. Zestawienie parametrów prac terenowych związanych ze zbiorem odchodów wilka do analiz genetycznych w sezonie 2018/2019.....	29
Tabela nr 12. Liczba transektów liczeń odchodów kopytnych w latach 2018 i 2019.....	30
Tabela nr 13. Powierzchnia występowania, liczebność, oceny parametrów i stan ochrony wilka i rysia w regionach biogeograficznych.....	31
Tabela nr 14. Zestawienie ocen stanu ochrony gatunków na stanowiskach monitoringowych (2017-2019) – wilk.....	32
Tabela nr 15. Zestawienie ocen stanu ochrony gatunków na stanowiskach monitoringowych (2017-2018) – ryś.....	32
Tabela nr 16. Powierzchnie obszarów występowania wilka określone na podstawie mapy występowania gatunku w siatce kwadratów (10 x 10 km) sporządzonej w oparciu o dane ankietowe dostarczone przez nadleśnictwa, parki narodowe, leśne zakłady doświadczalne i Polski Związek Łowiecki. Dane dotyczą sezonu 2017/2018 (od 01.05.2017 do 30.04.2018) oraz 2019/2020 (01.05.2019 do 30.04.2020).....	36
Tabela nr 17. Powierzchnie obszarów występowania rysia określone na podstawie mapy występowania gatunku w siatce kwadratów (10 x 10 km) sporządzonej w oparciu o dane ankietowe dostarczone przez nadleśnictwa, parki narodowe, leśne zakłady doświadczalne i Polski Związek Łowiecki. Dane dotyczą okresu od 01.05.2019 do 30.04.2020 r.....	38
Tabela nr 18. Zestawienie danych z lat 2013-2018 o upadkach wilka i rysia. Opracowano na podstawie informacji dostarczonych przez regionalne dyrekcje ochrony środowiska oraz parki narodowe	39
Tabela nr 19. Zestawienie danych z jesiennych tropień rysia przeprowadzonych na stanowiskach monitoringowych.....	40
Tabela nr 20. Zestawienie danych z tropień zimowych rysia na stanowiskach monitoringowych.....	41
Tabela nr 21. Zestawienie danych dotyczących grup rodzinnych rysia stwierdzonych na stanowiskach monitoringowych w oparciu o łączne dane z tropień zimowych oraz obserwacji całorocznych	

udostępnionych w ankietach wypełnionych przez nadleśnictwa, parki narodowe i leśne zakłady doświadczalne.....	42
Tabela nr 22. Wyniki waloryzacji stanu populacji rysia na poszczególnych stanowiskach monitoringowych.....	43
Tabela nr 23. Zagęszczenie sarny oraz dostępność bazy pokarmowej rysia na stanowiskach monitoringowych, określone na podstawie pędzeń próbných wykonanych przez nadleśnictwa i parki narodowe.....	44
Tabela nr 24. Zestawienie danych dotyczących liczby zebranych i poddanych analizie genetycznej próbek odchodów wraz z wynikiem identyfikacji gatunkowej i osobniczej w pełni zgenotypowanych próbek. Stanowiska monitoringowe: Bieszczady, Beskid Sądecki, Beskid Żywiecki i Śląski, Puszcza Augustowska, Puszcza Białowieska, Puszcza Knyszyńska, Roztocze i Puszcza Solska. Stanowiska wytypowane do zbioru odchodów: Bory Tucholskie, Puszcza Notecka, Bory Dolnośląskie. Stanowisko dodatkowe (stanowisko monitoringowe rysia): Puszcza Piska.....	46
Tabela nr 25. Zestawienie wyników oceny liczebności wilka metodą capwire (model ECM) oraz waloryzacja stanu populacji na poszczególnych stanowiskach. Stanowiska monitoringowe: Bieszczady, Beskid Sądecki, Beskid Żywiecki i Śląski, Puszcza Augustowska, Puszcza Białowieska, Puszcza Knyszyńska, Roztocze i Puszcza Solska. Stanowiska wytypowane do zbioru odchodów: Bory Tucholskie, Puszcza Notecka, Bory Dolnośląskie. Stanowisko dodatkowe (stanowisko monitoringowe rysia): Puszcza Piska.....	49
Tabela nr 26. Zestawienie aktualnych oraz dotychczasowych wyników badań zagęszczenia populacji wilka w różnych regionach kraju (os./100km ²).....	51
Tabela nr 27. Liczebność zwierząt kopytnych na poszczególnych stanowiskach monitoringowych.....	57
Tabela nr 28. Liczebność zwierząt kopytnych w poszczególnych Nadleśnictwach/Stano­wiskach monitoringowych. Porównanie wyników z 2018 i 2019 roku.....	58
Tabela nr 29. Zagęszczenie kopytnych w poszczególnych stanowiskach monitoringowych.....	61
Tabela nr 30. Zagęszczenie zwierząt kopytnych w poszczególnych Nadleśnictwach/Stano­wiskach monitoringowych. Porównanie wyników z 2018 i 2019 roku.....	62
Tabela nr 31. Metodyka oceny stanu ochrony wilka.....	70
Tabela nr 32. Metodyka oceny stanu ochrony rysia.....	71
Tabela nr 33. Zestawienie ocen stanu ochrony gatunków na poziomie krajowym - wilk.....	71
Tabela nr 34. Zestawienie ocen stanu ochrony gatunków na poziomie krajowym - ryś.....	72
Tabela nr 35. Zestawienie ocen stanu ochrony gatunków na stanowiskach monitoringowych - wilk.....	72
Tabela nr 36. Zestawienie ocen stanu ochrony gatunków na stanowiskach monitoringowych - ryś.....	72
Tabela nr 37. Ocena stanu ochrony wilka (Canis lupus) na stanowisku monitoringowym BIESZCZADY.....	73
Tabela nr 38. Ocena stanu ochrony rysia (Lynx lynx) na stanowisku monitoringowym BIESZCZADY.....	73
Tabela nr 39. Ocena stanu ochrony wilka (Canis lupus) na stanowisku monitoringowym BESKID SĄDECKI.....	74
Tabela nr 40. Ocena stanu ochrony rysia (Lynx lynx) na stanowisku monitoringowym BESKID SĄDECKI.....	74
Tabela nr 41. Ocena stanu ochrony wilka (Canis lupus) na stanowisku monitoringowym BESKID ŻYWIECKI I ŚLĄSKI.....	75
Tabela nr 42. Ocena stanu ochrony rysia (Lynx lynx) na stanowisku monitoringowym BESKID ŻYWIECKI I ŚLĄSKI.....	75
Tabela nr 43. Ocena stanu ochrony wilka (Canis lupus) na stanowisku monitoringowym PUSZCZA AUGUSTOWSKA.....	76
Tabela nr 44. Ocena stanu ochrony rysia (Lynx lynx) na stanowisku monitoringowym PUSZCZA AUGUSTOWSKA.....	76
Tabela nr 45. Ocena stanu ochrony wilka (Canis lupus) na stanowisku monitoringowym PUSZCZA BIAŁOWIESKA.....	77
Tabela nr 46. Ocena stanu ochrony rysia (Lynx lynx) na stanowisku monitoringowym PUSZCZA BIAŁOWIESKA.....	77
Tabela nr 47. Ocena stanu ochrony wilka (Canis lupus) na stanowisku monitoringowym PUSZCZA KNYSZYŃSKA.....	78
Tabela nr 48. Ocena stanu ochrony rysia (Lynx lynx) na stanowisku monitoringowym PUSZCZA KNYSZYŃSKA.....	78
Tabela nr 49. Ocena stanu ochrony wilka (Canis lupus) na stanowisku monitoringowym ROZTOCZE I PUSZCZA SOLSKA.....	79

Tabela nr 50. Ocena stanu ochrony rysia (<i>Lynx lynx</i>) na stanowisku monitoringowym ROZTOCZE I PUSZCZA SOLSKA.....	79
Tabela nr 51. Ocena stanu ochrony wilka (<i>Canis lupus</i>) na stanowisku monitoringowym BORY TUCHOLSKIE.....	80
Tabela nr 52. Ocena stanu ochrony wilka (<i>Canis lupus</i>) na stanowisku monitoringowym PUSZCZA NOTECKA.....	80
Tabela nr 53. Ocena stanu ochrony wilka (<i>Canis lupus</i>) na stanowisku monitoringowym BORY DOLNOŚLĄSKIE.....	81
Tabela nr 54. Ocena stanu ochrony rysia (<i>Lynx lynx</i>) na stanowisku monitoringowym PUSZCZA PISKA.....	81
Tabela nr 55. Zestawienie liczby ekspertów lokalnych.....	82

Spis map

Mapa nr 1. Stwierdzenia gatunku (ryś, wilk) – stanowisko monitoringowe: Roztocze i Puszcza Solska.....	83
Mapa nr 2. Stwierdzenia gatunku (ryś, wilk) – stanowisko monitoringowe: Puszcza Piska.....	83
Mapa nr 3. Stwierdzenia gatunku (ryś, wilk) – stanowisko monitoringowe: Puszcza Notecka.....	83
Mapa nr 4. Stwierdzenia gatunku (ryś, wilk) – stanowisko monitoringowe: Puszcza Knyszyńska.....	83
Mapa nr 5. Stwierdzenia gatunku (ryś, wilk) – stanowisko monitoringowe: Puszcza Białowieńska.....	83
Mapa nr 6. Stwierdzenia gatunku (ryś, wilk) – stanowisko monitoringowe: Puszcza Augustowska.....	83
Mapa nr 7. Stwierdzenia gatunku (ryś, wilk) – stanowisko monitoringowe: Bory Tucholskie.....	83
Mapa nr 8. Stwierdzenia gatunku (ryś, wilk) – stanowisko monitoringowe: Bory Dolnośląskie.....	83
Mapa nr 9. Stwierdzenia gatunku (ryś, wilk) – stanowisko monitoringowe: Bieszczady.....	83
Mapa nr 10. Stwierdzenia gatunku (ryś, wilk) – stanowisko monitoringowe: Beskid Żywiecki i Śląski.....	83
Mapa nr 11. Stwierdzenia gatunku (ryś, wilk) – stanowisko monitoringowe: Beskid Sądecki.....	83
Mapa nr 12. Mapa występowania gatunku wilk <i>Canis lupus</i> w kwadratach EEA 10x10 (sezon 2016/2017).....	83
Mapa nr 13. Mapa występowania gatunku ryś eurazjatycki <i>Lynx lynx</i> w kwadratach EEA 10x10 (sezon 2016/2017).....	83
Mapa nr 14. Mapa występowania gatunku wilk <i>Canis lupus</i> w leśnictwach i obwodach ochronnych (sezon 2016/2017).....	83
Mapa nr 15. Mapa występowania gatunku ryś eurazjatycki <i>Lynx lynx</i> w leśnictwach i obwodach ochronnych (sezon 2016/2017).....	83
Mapa nr 16. Mapa występowania gatunku wilk <i>Canis lupus</i> w kwadratach EEA 10x10 (sezon 2017/2018).....	83
Mapa nr 17. Mapa występowania gatunku ryś eurazjatycki <i>Lynx lynx</i> w kwadratach EEA 10x10 (sezon 2017/2018).....	83
Mapa nr 18. Mapa występowania gatunku wilk <i>Canis lupus</i> w leśnictwach i obwodach ochronnych (sezon 2017/2018).....	83
Mapa nr 19. Mapa występowania gatunku ryś eurazjatycki <i>Lynx lynx</i> w leśnictwach i obwodach ochronnych (sezon 2017/2018).....	83
Mapa nr 20. Mapa występowania gatunku wilk <i>Canis lupus</i> w kwadratach EEA 10x10 (sezon 2019/2020).....	84
Mapa nr 21. Mapa występowania gatunku ryś eurazjatycki <i>Lynx lynx</i> w kwadratach EEA 10x10 (sezon 2019/2020).....	84
Mapa nr 22. Mapa występowania gatunku wilk <i>Canis lupus</i> w leśnictwach i obwodach ochronnych (sezon 2019/2020).....	84
Mapa nr 23. Mapa występowania gatunku ryś eurazjatycki <i>Lynx lynx</i> w leśnictwach i obwodach ochronnych (sezon 2019/2020).....	84
Mapa nr 24. Mapa zasięgu gatunku wilk (<i>Canis lupus</i>).....	84
Mapa nr 25. Mapa zasięgu gatunku ryś eurazjatycki (<i>Lynx lynx</i>).....	84
Mapa nr 26. Mapa rozmieszczenia gatunku wilk (<i>Canis lupus</i>).....	84
Mapa nr 27. Mapa rozmieszczenia gatunku ryś eurazjatycki (<i>Lynx lynx</i>).....	84
Mapa nr 28. Mapa poglądowa stanowisk monitoringowych gatunku wilk <i>Canis lupus</i>	84
Mapa nr 29. Mapa sytuacyjna stanowiska monitoringowego Bory Dolnośląskie dla gatunku wilk <i>Canis lupus</i>	84
Mapa nr 30. Mapa sytuacyjna stanowiska monitoringowego Puszcza Notecka dla gatunku wilk <i>Canis lupus</i>	84

Mapa nr 31. Mapa sytuacyjna stanowiska monitoringowego Pomorze Środkowe dla gatunku wilk <i>Canis lupus</i>	84
Mapa nr 32. Mapa sytuacyjna stanowiska monitoringowego Bory Tucholskie dla gatunku wilk <i>Canis lupus</i>	84
Mapa nr 33. Mapa sytuacyjna stanowiska monitoringowego Puszcza Piska dla gatunku wilk <i>Canis lupus</i>	84
Mapa nr 34. Mapa sytuacyjna stanowiska monitoringowego Puszcza Augustowska dla gatunku wilk <i>Canis lupus</i>	84
Mapa nr 35. Mapa sytuacyjna stanowiska monitoringowego Puszcza Knyszyńska dla gatunku wilk <i>Canis lupus</i>	84
Mapa nr 36. Mapa sytuacyjna stanowiska monitoringowego Puszcza Białowieska dla gatunku wilk <i>Canis lupus</i>	84
Mapa nr 37. Mapa sytuacyjna stanowiska monitoringowego Lasy Świętokrzyskie dla gatunku wilk <i>Canis lupus</i>	84
Mapa nr 38. Mapa sytuacyjna stanowiska monitoringowego Roztocze i Puszcza Solska dla gatunku wilk <i>Canis lupus</i>	84
Mapa nr 39. Mapa sytuacyjna stanowiska monitoringowego Beskid Żywiecki i Śląski dla gatunku wilk <i>Canis lupus</i>	85
Mapa nr 40. Mapa sytuacyjna stanowiska monitoringowego Beskid Sądecki dla gatunku wilk <i>Canis lupus</i>	85
Mapa nr 41. Mapa sytuacyjna stanowiska monitoringowego Bieszczady dla gatunku wilk <i>Canis lupus</i>	85
Map no 42. Overview map of the monitoring sites for species wolf <i>Canis lupus</i>	85
Map no 43. Situational map of the monitoring sites Bory Dolnośląskie for species wolf <i>Canis lupus</i>	85
Map no 44. Situational map of the monitoring sites Puszcza Notecka for species wolf <i>Canis lupus</i>	85
Map no 45. Situational map of the monitoring sites Pomorze Środkowe for species wolf <i>Canis lupus</i>	85
Map no 46. Situational map of the monitoring sites Bory Tucholskie for species wolf <i>Canis lupus</i>	85
Map no 47. Situational map of the monitoring sites Puszcza Piska for species wolf <i>Canis lupus</i>	85
Map no 48. Situational map of the monitoring sites Puszcza Augustowska for species wolf <i>Canis lupus</i>	85
Map no 49. Situational map of the monitoring sites Puszcza Knyszyńska for species wolf <i>Canis lupus</i>	85
Map no 50. Situational map of the monitoring sites Puszcza Białowieska for species wolf <i>Canis lupus</i>	85
Map no 51. Situational map of the monitoring sites Lasy Świętokrzyskie for species wolf <i>Canis lupus</i>	85
Map no 52. Situational map of the monitoring sites Roztocze i Puszcza Solska for species wolf <i>Canis lupus</i>	85
Map no 53. Situational map of the monitoring sites Beskid Żywiecki i Śląski for species wolf <i>Canis lupus</i>	85
Map no 54. Situational map of the monitoring sites Beskid Sądecki for species wolf <i>Canis lupus</i>	85
Map no 55. Situational map of the monitoring sites Bieszczady for species wolf <i>Canis lupus</i>	85
Mapa nr 56. Mapa poglądowa stanowisk monitoringowych gatunku ryś eurazjatycki <i>Lynx lynx</i>	85
Mapa nr 57. Mapa sytuacyjna stanowiska monitoringowego Puszcza Piska dla gatunku ryś eurazjatycki <i>Lynx lynx</i>	85
Mapa nr 58. Mapa sytuacyjna stanowiska monitoringowego Puszcza Augustowska dla gatunku ryś eurazjatycki <i>Lynx lynx</i>	86
Mapa nr 59. Mapa sytuacyjna stanowiska monitoringowego Puszcza Knyszyńska dla gatunku ryś eurazjatycki <i>Lynx lynx</i>	86
Mapa nr 60. Mapa sytuacyjna stanowiska monitoringowego Puszcza Białowieska dla gatunku ryś eurazjatycki <i>Lynx lynx</i>	86
Mapa nr 61. Mapa sytuacyjna stanowiska monitoringowego Roztocze i Puszcza Solska dla gatunku ryś eurazjatycki <i>Lynx lynx</i>	86
Mapa nr 62. Mapa sytuacyjna stanowiska monitoringowego Beskid Żywiecki i Śląski dla gatunku ryś eurazjatycki <i>Lynx lynx</i>	86
Mapa nr 63. Mapa sytuacyjna stanowiska monitoringowego Beskid Sądecki dla gatunku ryś eurazjatycki <i>Lynx lynx</i>	86
Mapa nr 64. Mapa sytuacyjna stanowiska monitoringowego Bieszczady dla gatunku ryś eurazjatycki <i>Lynx lynx</i>	86
Map no 65. Overview map of the monitoring sites for species lynx <i>Lynx lynx</i>	86

Map no 66. Situational map of the monitoring sites Puszcza Piska for species lynx Lynx lynx.....	86
Map no 67. Situational map of the monitoring sites Puszcza Augustowska for species lynx Lynx lynx	86
Map no 68. Situational map of the monitoring sites Puszcza Knyszyńska for species lynx Lynx lynx. .	86
Map no 69. Situational map of the monitoring sites Puszcza Białowieska for species wolf lynx Lynx lynx.....	86
Map no 70. Situational map of the monitoring sites Roztocze i Puszcza Solska for species lynx Lynx lynx.....	86
Map no 71. Situational map of the monitoring sites Beskid Żywiecki i Śląski for species lynx Lynx lynx	86
Map no 72. Situational map of the monitoring sites Beskid Sądecki for species lynx Lynx lynx.....	86
Map no 73. Situational map of the monitoring sites Bieszczady for species lynx Lynx lynx.....	86

Spis warstw geometrycznych

Warstwa nr 1. Ryś: PL_Art17_species_distribution.shp (w tym .dbf).....	86
Warstwa nr 2. Ryś: PL_Art17_species_distribution_range.shp (w tym .dbf).....	86
Warstwa nr 3. Wilk: PL_Art17_species_distribution.shp (w tym .dbf).....	86
Warstwa nr 4. Wilk: PL_Art17_species_distribution_range.shp (w tym .dbf).....	86
Warstwa nr 5. TRANSEKTY_TROPIENIA_RYS_BESKID_SADECKI_2017.shp.....	86
Warstwa nr 6. TRANSEKTY_TROPIENIA_RYS_BESKID_ZYWIECKI_I_SLASKI_2017.shp.....	86
Warstwa nr 7. TRANSEKTY_TROPIENIA_RYS_BIESZCZADY_2017.shp.....	86
Warstwa nr 8. TRANSEKTY_TROPIENIA_RYS_PUSZCZA_AUGUSTOWSKA_2017.shp.....	86
Warstwa nr 9. TRANSEKTY_TROPIENIA_RYS_PUSZCZA_BIALOWIESKA_2017.shp.....	87
Warstwa nr 10. TRANSEKTY_TROPIENIA_RYS_PUSZCZA_KNYSZYNSKA_2017.shp.....	87
Warstwa nr 11. TRANSEKTY_TROPIENIA_RYS_PUSZCZA_PISKA_2017.shp.....	87
Warstwa nr 12. TRANSEKTY_TROPIENIA_RYS_ROZTOCZE_I_PUSZCZA_SOLSKA_2017.shp.....	87
Warstwa nr 13. TRANSEKTY_TROPIENIA_RYS_BESKID_SADECKI_2018.shp.....	87
Warstwa nr 14. TRANSEKTY_TROPIENIA_RYS_BESKID_ZYWIECKI_I_SLASKI_2018.shp.....	87
Warstwa nr 15. TRANSEKTY_TROPIENIA_RYS_BIESZCZADY_2018.shp.....	87
Warstwa nr 16. TRANSEKTY_TROPIENIA_RYS_PUSZCZA_AUGUSTOWSKA_2018.shp.....	87
Warstwa nr 17. TRANSEKTY_TROPIENIA_RYS_PUSZCZA_BIALOWIESKA_2018.shp.....	87
Warstwa nr 18. TRANSEKTY_TROPIENIA_RYS_PUSZCZA_KNYSZYNSKA_2018.shp.....	87
Warstwa nr 19. TRANSEKTY_TROPIENIA_RYS_PUSZCZA_PISKA_2018.shp.....	87
Warstwa nr 20. TRANSEKTY_TROPIENIA_RYS_ROZTOCZE_I_PUSZCZA_SOLSKA_2018.shp.....	87
Warstwa nr 21. TRASY_WILK_ODCHODY_BESKID_SADECKI_2017.shp.....	87
Warstwa nr 22. TRASY_WILK_ODCHODY_BESKID_ZYWIECKI_I_SLASKI_2017.shp.....	87
Warstwa nr 23. TRASY_WILK_ODCHODY_BIESZCZADY_2017.shp.....	87
Warstwa nr 24. TRASY_WILK_ODCHODY_BORY_DOLNOSLASKIE_2017.shp.....	87
Warstwa nr 25. TRASY_WILK_ODCHODY_BORY_TUCHOLSKIE_2017.shp.....	87
Warstwa nr 26. TRASY_WILK_ODCHODY_PUSZCZA_AUGUSTOWSKA_2017.shp.....	87
Warstwa nr 27. TRASY_WILK_ODCHODY_PUSZCZA_BIALOWIESKA_2017.shp.....	87
Warstwa nr 28. TRASY_WILK_ODCHODY_PUSZCZA_KNYSZYNSKA_2017.shp.....	87
Warstwa nr 29. TRASY_WILK_ODCHODY_PUSZCZA_NOTECKA_2017.shp.....	87
Warstwa nr 30. TRASY_WILK_ODCHODY_PUSZCZA_PISKA_2017.shp.....	87
Warstwa nr 31. TRASY_WILK_ODCHODY_ROZTOCZE_I_PUSZCZA_SOLSKA_2017.shp.....	87
Warstwa nr 32. TRASY_WILK_ODCHODY_BESKID_SADECKI_2017_2018.shp.....	87
Warstwa nr 33. TRASY_WILK_ODCHODY_BESKID_ZYWIECKI_I_SLASKI_2017_2018.shp.....	87
Warstwa nr 34. TRASY_WILK_ODCHODY_BIESZCZADY_2017_2018.shp.....	87
Warstwa nr 35. TRASY_WILK_ODCHODY_BORY_DOLNOSLASKIE_2017_2018.shp.....	87
Warstwa nr 36. TRASY_WILK_ODCHODY_BORY_TUCHOLSKIE_2017_2018.shp.....	87
Warstwa nr 37. TRASY_WILK_ODCHODY_PUSZCZA_AUGUSTOWSKA_2017_2018.shp.....	87
Warstwa nr 38. TRASY_WILK_ODCHODY_PUSZCZA_BIALOWIESKA_2017_2018.shp.....	87
Warstwa nr 39. TRASY_WILK_ODCHODY_PUSZCZA_KNYSZYNSKA_2017_2018.shp.....	87
Warstwa nr 40. TRASY_WILK_ODCHODY_PUSZCZA_NOTECKA_2017_2018.shp.....	87
Warstwa nr 41. TRASY_WILK_ODCHODY_PUSZCZA_PISKA_2017_2018.shp.....	87
Warstwa nr 42. TRASY_WILK_ODCHODY_ROZTOCZE_I_PUSZCZA_SOLSKA_2017_2018.shp.....	87
Warstwa nr 43. TRASY_WILK_ODCHODY_BESKID_SADECKI_2018_2019.shp.....	87
Warstwa nr 44. TRASY_WILK_ODCHODY_BESKID_ZYWIECKI_I_SLASKI_2018_2019.shp.....	87
Warstwa nr 45. TRASY_WILK_ODCHODY_BORY_TUCHOLSKIE_2018_2019.shp.....	87

Warstwa nr 46. TRASY_WILK_ODCHODY_BORY_DOLNOSLASKIE_2018_2019.shp.....	87
Warstwa nr 47. TRASY_WILK_ODCHODY_PUSZCZA_NOTECKA_2018_2019.shp.....	87
Warstwa nr 48. LICZENIA_ODCHODOW_KOPYTNYCH_TRANSEKTY_2018.shp.....	87
Warstwa nr 49. LICZENIA_ODCHODOW_KOPYTNYCH_TRANSEKTY_2019.shp.....	87
Warstwa nr 50. STWIERDZENIA_RYS_sezon_2017_2018.shp.....	87
Warstwa nr 51. STWIERDZENIA_WILK_sezon_2017_2018.shp.....	87
Warstwa nr 52. STWIERDZENIA_WILK_sezon_2018_2019.shp.....	87
Warstwa nr 53. POWIERZCHNIE_MONITORINGOWE.shp.....	87
Warstwa nr 54. POWIERZCHNIE_MONITORINGOWE_centroidy.shp.....	87
Warstwa nr 55. WYTYPOWANE_OBSZARY_WILK.shp.....	87

Spis rycin

Rycina nr 1. Zależność pomiędzy względną liczbą zgenotypowanych próbek a dokładnością oceny wielkości populacji. Rozmiary symboli są proporcjonalne do stwierdzonej wielkości populacji. Kody stanowisk: B- Bieszczady, BS- Beskid Sądecki, BŻiŚ- Beskid Żywiecki i Śląski , PA- Puszcza Augustowska, PK- Puszcza Knyszyńska, PB- Puszcza Białowieska, BT- Bory Tucholskie, PN- Puszcza Notecka, BD- Bory Dolnośląskie, RiPS- Roztocze i Puszcza Solska.....	52
Rycina nr 2. Zależność pomiędzy czasem (liczba dni) jaki dzieli pary próbek pochodzących od tego samego osobnika (ten sam genotyp) a odległością pomiędzy miejscami ich pobrania. Na wykresie zaznaczono: A – wynik dla pary próbek pochodzących od osobnika, który był obecny najpierw w Borach Dolnośląskich (sezon 2017/2018) a następnie w Puszczy Noteckiej (sezon 2018/2019), B – wyniki dla par próbek pochodzących od tych samych osobników, które były wykryte na tych samych stanowiskach monitoringowych w kolejnych sezonach badań (2017/2018 i 2018/2019). Linia czerwona zaznaczono odległość progową (130 m) – pary próbek znajdujące się poniżej zaznaczonego progu prawdopodobnie nie są od siebie niezależne.....	53
Rycina nr 3. Porównanie sumy miesięcznych opadów z sezonu 2017/2018 i 2018/2019 na podstawie stacji IMGW Babimost (Polska zachodnia).....	59
Rycina nr 4. Porównanie sumy miesięcznych opadów z sezonu 2017/2018 i 2018/2019 na podstawie stacji IMGW Białowieża (Polska wschodnia).....	59
Rycina nr 5. Porównanie sumy miesięcznych opadów z sezonu 2017/2018 i 2018/2019 na podstawie stacji IMGW Muszyna (Polska południowa).....	59
Rycina nr 6. Zagęszczenie jeleni na stanowiskach monitoringowych.....	64
Rycina nr 7. Zagęszczenie dzików na stanowiskach monitoringowych.....	65
Rycina nr 8. Zagęszczenie saren na stanowiskach monitoringowych.....	65

A. CZĘŚĆ A

1. Wstęp

Niniejsze opracowanie zostało przygotowane zgodnie z układem treści narzuconym w opisie przedmiotu zamówienia. Merytoryczna zawartość niniejszego opracowania została zaakceptowana przez koordynatorów głównych monitoringu wilka i rysia, koordynatora projektu i koordynatora krajowego działających pod nadzorem generalnego wykonawcy.

W ramach projektu wykonano 9 zadań:

Zadanie 1. Opracowanie metodyk monitoringu wilka i rysia. W ramach tego zadania opracowano najpierw założenia metodyczne i metodykę pilotażowego monitoringu na lata 2017-2020, następnie opracowano ostateczną metodykę na następne cykle monitoringu.

Zadanie 2. Szkolenie sieci obserwacyjnej. W ramach tego zadania zorganizowano dwa szkolenia. Pierwsze dla sieci obserwacyjnej bieżących prac monitoringowych w latach 2017-2020 wg metodyki wstępnej, drugie dla służb ochrony przyrody wg metodyki ostatecznej na następne cykle monitoringowe.

Zadanie 3. Monitoring wilka i rysia: badania terenowe (prace terenowo-kameralne), z podziałem na 5 działań:

Działanie 1. Analiza stanu siedlisk wilka i rysia. W ramach tego działania dokonano oceny wskaźników stanu siedliska na wszystkich stanowiskach monitoringowych wilka i rysia.

Działanie 2. Ankietowa analiza występowania, rozmieszczenia i zasięgu wilka i rysia. W ramach tego działania zebrano trzykrotnie dane ankietowe (sezony 2016/2017, 2017/2018 i 2019/2020) i dokonano ich analizy.

Działanie 3. Zbiór materiału do analiz genetycznych wilka. W ramach tego działania zebrano materiał genetyczny w postaci próbek odchodów na 10 stanowiskach monitoringowych, z których na 5 zbiór powtórzono.

Działanie 4. Tropienia rysia. W ramach tego działania przeprowadzono dwukrotne tropienia rysia na 8 stanowiskach monitoringowych, pierwsze jesienią 2017 roku, drugie zimą 2018 roku.

Działanie 5. Określenie bazy pokarmowej rysia. W ramach tego działania zebrano dane z przeprowadzonych przez nadleśnictwa Państwowego Gospodarstwa Leśnego „Lasy Państwowe” (PGL LP), parki narodowe i leśne zakłady doświadczalne (LZD) pędzeń próbnych i na ich podstawie określono bazę pokarmową rysia. Dodatkowo przetestowano metodę określania bazy pokarmowej rysia i rysia na podstawie liczeń odchodów kopytnych na transektach, wykonanych na wszystkich stanowiskach monitoringowych wilka i rysia, na niektórych z nich częściowo dwukrotnie.

Zadanie 4. Opracowanie wyników i ich analiza. W ramach tego zadania dokonano analizy wskaźników populacyjnych wilka i rysia oraz ocen stanu ochrony tych gatunków na stanowiskach monitoringowych.

Zadanie 5. Opracowanie raportów z wykonania prac w poszczególnych etapach. W ramach tego zadania opracowano 5 raportów (dwóch w roku 2017 oraz po jednym w latach 2018, 2019, 2020).

Zadanie 6. Opracowanie raportu dla Komisji Europejskiej z wdrażania Dyrektywy Siedliskowej w zakresie monitoringu rysia i wilka. W ramach tego zadania opracowano raporty dla KE, w których przedstawiono wyniki monitoringu wilka i rysia na poziomie regionów biogeograficznych.

Zadanie 7. Opracowanie planu monitoringu rysia i wilka w ramach PMŚ na kolejny okres raportowania do KE (2021-2024). W ramach tego zadania opracowano system monitoringu wilka i rysia do wdrożenia w następnym cyklu monitoringowym (2021-2024), określono zakres i miejsca monitoringu oraz sporządzono harmonogram prac. Ponadto oszacowano koszty jego wykonania.

Zadanie 8. Opracowanie raportu końcowego z projektu. W ramach tego zadania sporządzono niniejszy raport podsumowujący cały projekt.

Zadanie 9. Zorganizowanie i przeprowadzenie seminarium otwierającego. W ramach tego zadania zorganizowano seminarium otwierające projekt, na którym upowszechniono wiedzę o sposobie inwestowania środków finansowych UE w przedmiotowy projekt.

2. Założenia projektu (zadanie nr 1)

2.1. Metodyka monitoringu wilka *Canis lupus* w Polsce na lata 2017-2020

2.1.1. Wstęp

Metodykę monitoringu wilka, która została wykorzystana w ramach projektu pt. „Pilotażowy monitoring wilka i rysia w Polsce realizowany w ramach państwowego monitoringu środowiska - prace terenowo-kameralne, lata 2017-2020” opracowano na podstawie zmodyfikowanej przez Bojarską i in. (2016) metodyki, którą szczegółowo opisał Jędrzejewski i in. (2010). Do opracowania niniejszej metodyki wykorzystano również publikację Śmietany (2013). W porównaniu do metodyki zaproponowanej przez Bojarską i in. (2016), istotne zmiany dotyczą między innymi pytań ankietowych, które zostały skierowane do nadleśnictw PGL LP, leśnych zakładów doświadczalnych i parków narodowych. W tych nadleśnictwach i parkach narodowych, gdzie występują wilki, istotne dla monitoringu informacje były zbierane na poziomie leśnictw i obwodów ochronnych. Dzięki temu zostały uzyskane dane, które pozwoliły na przygotowanie bardzo dokładnych map rozmieszczenia wilka w skali kraju. W ramach ankiety odstąpiono od zadawania pytania o liczbę osobników bytujących w danej jednostce terytorialnej, gdyż pozyskana informacja nie wniosłaby nic w kwestii występowania (rozmieszczenia) gatunku. W ramach ogólnokrajowej ankiety szczegółowe informacje ograniczono do osobników widzianych oraz zarejestrowanych na materiałach zdjęciowych, czyli do danych o najwyższej jakości, którym można przypisać dokładną datę i czas. Jednakże respondenci ankiet dostarczyli również informacje o innych stwierdzeniach obecności badanych gatunków (tropy, ofiary, odchody, odgłosy, itd.). Ponadto w przeciwieństwie do Bojarskiej i współautorów (2016), którzy dla oceny stanu populacji wilka bez podania uzasadnienia obniżyli wartości graniczne wskaźników o 20%, utrzymaliśmy wartości dotychczasowe, czyli zaproponowane przez Jędrzejewskiego i in. (2010). Pozwoliło to porównać aktualny stan gatunku z wynikami uzyskanymi w latach ubiegłych.

2.1.2. Koncepcja monitoringu

Monitoring wilka był prowadzony na dwóch poziomach:

- 1) poziom ogólnokrajowy, który miał na celu określenie zasięgu występowania (rozmieszczenia) gatunku,
- 2) poziom lokalny, którego celem było uzyskanie szczegółowych informacji o stanie populacji i siedliska na wybranych stanowiskach.

2.1.3. Określanie zasięgu występowania (rozmieszczenia) gatunku w skali całego kraju

Rozmieszczenia wilka było określane na podstawie badań ankietowych skierowanych do nadleśnictw, leśnych zakładów doświadczalnych i parków narodowych. Ankiety były wypełniane drogą elektroniczną. Podstawową informację stanowiło występowanie gatunku bądź jego brak w danej jednostce terenowej (leśnictwo w nadleśnictwach lub obwód ochronny w parkach narodowych). Dla jednostek, w których wilk występuje, zebrane zostały dalsze informacje dotyczące charakteru tego występowania (regularne lub sporadyczne), a także czy związane ono było z pojedynczymi osobnikami, parami, czy też z grupami tych osobników (z podaniem zakresu wielkości grupy: 3-5; ≥ 6). Przy czym należy zauważyć, że w tym przypadku nie należy pary osobników utożsamiać z parą rodzicielską, choć w niektórych przypadkach będzie to para rodzicielska. Biorąc pod uwagę, że nawet w okresie zimowym grupy rodzinne wilków mogą się okresowo dzielić (Mech i Boitani 2003) oraz, że na terenie danego leśnictwa lub obwodu ochronnego mogą pojawiać się osobniki należące do różnych grup rodzinnych o różnej wielkości, pary wilków oraz osobniki samotne, w ankiecie dla każdej z tych jednostek terytorialnych możliwe było wskazanie występowania nawet wszystkich możliwych kategorii wielkości – od 1 do ≥ 6 osobników. Opracowując metodykę założono, że pojawianie się wilków na terenie danego leśnictwa lub obwodu ochronnego co najmniej raz w miesiącu świadczy o występowaniu regularnym, a pojawianie się rzadsze niż raz w miesiącu o występowaniu sporadycznym. Jędrzejewski i in. (2001) wykazał, że w okresie jesienno-zimowym cykl rotacji wykorzystania poszczególnych części terytorium przez watahy wilków w Puszczy Białowieskiej wynosił średnio 6 dni. W związku z tym założenie, że leśniczy lub konserwator obwodu ochronnego powinien zauważyć pojawienie się na „swoim” terenie wilka/wilków co najmniej raz w miesiącu aby zakwalifikować jego/ich występowanie jako regularne, było zasadne. Pytania zawarte w ankiecie skonstruowano w taki sposób, aby możliwe było nie tylko określenie, czy na danym terenie wilki występują czy nie występują i czy występują regularnie, czy sporadycznie, ale również zidentyfikowanie:

- obszarów rozrodu – obszary, na których grupy składające się z co najmniej 3 osobników występują regularnie,
- obszarów kolonizowanych lub bez rozrodu – obszary, na których stwierdzono regularne występowanie osobników pojedynczych lub par wilków,
- obszarów peryferyjnych – obszary przylegające do terenów występowania regularnego, na których wilki pojawiają się sporadycznie
- miejsc stwierdzenia osobników migrujących (przechodnich) – obszary nie przylegające do obszarów regularnego występowania ani do obszarów peryferyjnych, na których stwierdzono sporadyczne występowanie pojedynczych osobników.

Warunkiem niezbędnym dla zakwalifikowania danego obszaru jako obszaru rozrodu miało być stwierdzenie regularnego występowania grupy wilków składającej się z co najmniej 3 osobników. Takie samo założenie jest stosowane w ramach monitoringu wilków w krajach Skandynawskich (Liberg i in. 2012). Dane ankietowe pozwoliły zróżnicować obszary rozrodu na dwie kategorie: (1) obszary, na których stwierdza się małe grupy rodzinne (3-5 osobników) oraz (2) obszary, na których stwierdza się duże grupy rodzinne (≥ 6 osobników). Z dużym prawdopodobieństwem można założyć, że występowanie na danym obszarze małych grup rodzinnych związane jest z niską przeżywalnością szczeniąt (patrz Ausband i in. 2017) co

pośrednio świadczy o jakości siedliska. W trakcie realizacji projektu okazało się jednak, że określanie charakteru występowania (regularne, sporadyczne) przez respondentów ankiet jest mało precyzyjne. Dlatego ostatecznie zrezygnowano z tak precyzyjnej identyfikacji obszarów. Niemniej jednak opracowane dane oraz mapy zawierają wszystkie w/w informacje, czyli charakter występowania i wielkość grup.

Oprócz tego były gromadzone szczegółowe dane o osobnikach widzianych i zarejestrowanych na materiałach zdjęciowych, w tym na foto- i wideo-pułapkach z podaniem dokładnej lokalizacji oraz liczby osobników dorosłych i młodych (jeśli odróżnienie ich było możliwe). Kolejnym elementem monitoringu wilka na terenie całego kraju była informacja o osobnikach martwych zarejestrowanych na terenie danej jednostki. Informacja ta została wykorzystana również dla oceny zagrożeń populacji wilka. Dane otrzymane w ankietach wypełnianych przez nadleśnictwa zostały porównane z danymi udostępnionymi przez Zarząd Główny PZŁ. Były to dane typu „występuje/nie występuje” dla każdego obwodu łowieckiego znajdującego się pod zarządem PZŁ. Zwrócono się również z prośbą o udostępnienie danych o występowaniu wilka do jednostek naukowych aktualnie prowadzących badania terenowe nad tym gatunkiem.

Ankietyzacja nadleśnictw została przeprowadzona na podstawie porozumienia o współpracy, które zostało zawarte w 2014 r. pomiędzy Głównym Inspektorem Ochrony Środowiska a Dyrektorem Generalnym Lasów Państwowych. Należy w tym miejscu zaznaczyć, że w ramach dotychczasowego systemu monitoringu wilka realizowanego przez Główny Inspektorat Ochrony Środowiska oraz w programie „Ogólnopolskiej inwentaryzacji wilków i rysi w nadleśnictwach i parkach narodowych”, który był koordynowany przez Instytut Biologii Ssaków PAN, Stowarzyszenie dla Natury „Wilk” oraz Instytut Ochrony Przyrody PAN, dane terenowe były również dostarczane przez nadleśnictwa i parki narodowe <<http://www.zbs.bialowieza.pl/arttykul/527.html>>. Pracownicy terenowi tych jednostek organizacyjnych dostarczali danych z (1) całorocznych obserwacji, polegających na notowaniu wszystkich zauważonych śladów i obserwacji wilków i rysi oraz (2) inwentaryzacji zimowych wykonywanych metodą tropień po świeżym opadzie śniegu (Jędrzejewski i in. 2002). Praktycznie tę samą metodę monitoringu wilka zaproponowano w przewodniku „Monitoring gatunków zwierząt. Przewodnik metodyczny” (Jędrzejewski i in. 2010). Jednakże wg Okarmy i in. (2011) ten system monitoringu wilka był zbyt skomplikowany, a możliwości jego realizacji wątpliwe. Potwierdzają to fakty dotyczące zaangażowania służb terenowych nadleśnictw i parków narodowych w realizację tego programu. W 2001 roku, czyli w pierwszym roku jego trwania, nadesłano dane z 431 nadleśnictw i 17 parków narodowych (Jędrzejewski i in. 2002), a w 2012 roku zaledwie z 76 nadleśnictw oraz 3 parków narodowych <<http://www.zbs.bialowieza.pl/arttykul/557.html>>. Coraz mniejsza liczba danych dostarczanych koordynatorom doprowadziła do zamknięcia programu. Jedną z istotnych przyczyn spływania coraz mniejszej liczby danych była najprawdopodobniej konieczność prowadzenia stałej rejestracji wszystkich stwierdzeń obecności wilka (ślady, odchody, znakowanie moczem, wycie, osobniki widziane, ofiary, itd.), oraz brak środków finansowych na pokrycie kosztów inwentaryzacji zimowych. Należy w tym miejscu zauważyć, że w ramach tego programu wszelkie dane terenowe były zbierane całkowicie nieodpłatnie, a ściślej na koszt nadleśnictw i parków narodowych. Okarma i in. (2011) zwrócili również uwagę, że stosowana metodyka monitoringu wilka budzi wątpliwości głównie w kwestii sposobu rozpoznawania osobników, watah i wyznaczania ich arealów. Potwierdziły to

badania Śmietany (2013), który wykazał że interpretacja danych terenowych przez koordynatorów programu polegająca na określaniu wielkości watah i ich przestrzennego rozmieszczenia odbiega znacznie od wyników badań telemetrycznych połączonych z tropieniami. Należy jednak zauważyć, że do chwili obecnej w zasadzie nikt nie kwestionował przydatności informacji dostarczanych przez nadleśnictwa i parki narodowe dla sporządzenia mapy występowania/rozmieszczenia gatunku na terenie kraju. Dopiero ostatnio, Reinhardt i in. (2015) dane dostarczane przez nadleśnictwa i parki narodowe plasują na równi z informacjami uzyskiwanymi od przypadkowych osób. Według Reinhardt i in. (2015) informacje takie wymagają weryfikacji przez eksperta, którym może być jedynie osoba mająca dorobek publikacyjny w czasopismach naukowych oraz posiadająca szeroką wiedzę na temat biologii i ekologii wilka, drapieżnictwa na gatunkach dzikich i hodowlanych. Można się zgodzić, że opinia wyrażona przez w/w autorów jest właściwa w przypadku krajów, które wilki zaczęły rekolonizować po dziesiątkach lat nieobecności a ich pojawienie się wywołuje niemal zbiorową histerię. Jednakże w przypadku Polski oraz innych krajów, gdzie wilki nigdy nie zostały wytępione, a ich populacje są stosunkowo liczne, takie podejście do kwestii określania zasięgu występowania/rozmieszczenia gatunku wydaje się być przesadzone. Autorzy proponowanej niniejszym metodyki założyli, że pracownik terenowy nadleśnictwa lub parku narodowego, który niemal codziennie przebywa na terenie swojego leśnictwa lub obwodu ochronnego jest w stanie stwierdzić czy na podlegającym mu terenie: wilk występuje, czy nie występuje, pojawia się regularnie, czy sporadycznie oraz potrafi określić czy pojawia się tylko pojedynczy osobnik/osobniki, para (dwa osobniki), czy grupy składające z 3-5 lub ≥ 6 osobników. Słuszność tego założenia została zweryfikowana w oparciu o niezależne dane terenowe oraz o analizę materiału genetycznego wyizolowanego z prób odchodów zbieranych na 10 stanowiskach monitoringowych (patrz niżej), których łączna powierzchnia stanowi 20-30% powierzchni obszarów zasiedlonych przez wilka w Polsce. [Według Kaczęski i in. (2013) w latach 2009-2012 wilki bytowały stale na obszarze ok. 47 900 km², a sporadycznie na 17 900 km².] Jeżeli dane pozyskane od nadleśnictw i parków narodowych istotnie odbiegałyby od danych zebranych w trakcie niezależnie przeprowadzonych prac terenowych i wyników badań genetycznych, to metodyka określania zasięgu występowania/rozmieszczenia wilków zostałaby zmodyfikowana. Wątpliwości budziło jedynie określanie charakteru występowania (regularne/sporadyczne), dlatego w ostatecznych metodykach monitoringu zrezygnowano z określania charakteru występowania wilka i rysia przez respondentów ankiety.

2.1.4. Określanie stanu populacji na stanowiskach monitoringowych

- Stanowiska monitoringowe

Szczegółowe badania monitoringowe mające na celu ocenę stanu lokalnych populacji wilka i ich siedlisk zostały wykonane dla następujących dziesięciu stanowisk: 1) Puszcza Białowieża, 2) Puszcza Knyszyńska, 3) Puszcza Augustowska, 4) Roztocze i Puszcza Solska, 5) Bieszczady, 6) Beskid Sądecki, 7) Beskid Żywiecki i Śląski, 8) Bory Dolnośląskie, 9) Puszcza Notecka oraz 10) Bory Tucholskie.

- Wskaźniki i waloryzacja stanu populacji na stanowiskach monitoringowych

Metoda określania stanu populacji została oparta o analizę materiału genetycznego z odchodów wilków. Całkowita liczebność wilka na danym stanowisku monitoringowym została określona metodą ponownego odłowu (CMR, ang. capture-

mark-recapture), a wskaźnikiem stanu populacji było jej zagęszczenie (Tabela nr 1). Waloryzacja uzyskanych wyników została przeprowadzona zgodnie z dotychczasowymi wartościami granicznymi (Tabela nr 2).

Tabela nr 1. Wskaźniki stanu populacji - wilk

Wskaźnik	Miara	Sposób pomiaru
Zagęszczenie	N/100 km ²	Określany metodą ponownego odłowu na podstawie genetycznej identyfikacji osobników z prób odchodów

Tabela nr 2. Waloryzacja wskaźników stanu populacji - wilk

Wskaźnik	Ocena*		
	FV	U1	U2
Zagęszczenie	>2,5	1,5-2,5	<1,5

*FV - stan właściwy, U1 - stan niezadowolający, U2 - stan zły.

- Metodyka pomiaru (określania) wskaźników stanu populacji wilka

Zbiór próbek i analizy genetyczne. Opis metody prac terenowych zawiera rozdział 3. Metody prac terenowych.

DNA z próbek odchodów zostało wyekstrahowane i oczyszczone przy użyciu, odpowiednich dla tego typu materiałów biologicznych, zestawów do izolacji materiału genetycznego. We wstępnym etapie analiz genetycznych został określony najbardziej optymalny zestaw markerów mikrosatelitarnych, wspólny dla wszystkich badanych populacji wilka. Markery zostały wytypowane na drodze empirycznej. W tym celu przed rozpoczęciem właściwej analizy wszystkich próbek została zbadana seria ok. 100 próbek dobrej jakości pochodzących z różnych stanowisk. Wstępne badania zostały wykonane przy użyciu zestawu 18 markerów mikrosatelitarnych autosomalnego DNA. Zestaw ten jest rekomendowany przez Międzynarodowe Towarzystwo Genetyki Zwierząt (ISAG) < <http://www.isag.us/index.asp?autotry=true&ULnotkn=true> > do kontroli pochodzenia psów, jednakże te same markery są również wykorzystywane do badań wilków w Europie (np. Godinho i in. 2011, Jansson i in. 2012). Wstępne wyniki analiz (Śmietana i Radko, dane niepublikowane) wskazują, że markery te mogą być z powodzeniem wykorzystywane również do identyfikacji osobniczej wilków bytujących na terenie Polski. Dużą zaletą zastosowania tych markerów jest możliwość przeprowadzenia amplifikacji wszystkich (18) matryc podczas jednej reakcji PCR (multipleks PCR), co znacznie obniża koszty analiz. Podobne rozwiązanie (jeden multipleks PCR), ale dotyczące badań genetycznych niedźwiedzia brunatnego zaproponował Skrbinek i in. (2010). Dla porównania Czarnomska i in. (2013), badając zróżnicowanie genetyczne wilków bytujących w Polsce, prowadziła amplifikację DNA (11 markerów) w aż czterech oddzielnych panelach (multipleksach PCR), natomiast Andersen i in. (2015) w trzech panelach, stosując zestaw złożony z 13 markerów używanych przez Central European Wolf Consortium. Spośród wszystkich testowanych markerów został wyłoniony najbardziej optymalny zestaw około 10 markerów cechujących się łatwością amplifikacji w przypadku prób nieinwazyjnych, wysokim polimorfizmem i dający gwarancję identyfikacji wszystkich osobników, od których pochodzi materiał genetyczny. Próby o słabej jakości, dające słaby wynik, w tym również te potencjalnie

obciążone błędami genotypowania, zostały odrzucone we wczesnym etapie analiz. Podobne do siebie genotypy były analizowane powtórnie (wielokrotnie) w celu usunięcia błędów genotypowania (Paetkau 2003). Odchody wilków są bardzo charakterystyczne (Jędrzejewski i in. 2010). W warunkach Polski można je czasami pomylić z odchodami psów i lisów, zwłaszcza gdy ich pokarm stanowiły zwierzęta kopytne. Odróżnienie genotypów wilków od innych psowatych jest łatwe do wykonania metodami statystycznymi (patrz Montana i in. 2017). Analizy genetyczne zostały przeprowadzone w Laboratorium Genetyki Molekularnej Instytutu Zootechniki PIB, które posiada akredytację Państwowego Centrum Akredytacji oraz certyfikat ISAC zaświadczaający o bardzo wysokiej dokładności genotypowania <<http://lgm.izoo.krakow.pl/>>.

W celu oceny liczebności wilka metodą ponownego odłowu została wykorzystana odpowiednia dla tego sposobu zbierania danych metoda *capwire* (Miller i in. 2005), która została implementowana do pakietu R przez Pennell i in. (2013). Jak wykazały to badania, w których liczebność populacji była znana (np. Miller i in. 2005, Stenglein i in. 2010, Granjon i in. 2016) metoda ta dostarcza wyniki o dużej dokładności i precyzji (wąski przedział ufności) zarówno w przypadku populacji niejednorodnej (zróżnicowane prawdopodobieństwo wykrycia osobników), jak i jednorodnej. Dokładność tej metody wykazały również pilotażowe badania Śmietany (2013), w których ocena liczebności tą metodą różniła się tylko o 9% w stosunku do oceny przeprowadzonej w oparciu o tropienia identyfikowanej genetycznie grupy rodzinnej wilków.

Obserwacje całoroczne. Opis metody prac terenowych zawiera rozdział 3. Metody prac terenowych.

2.1.5. Określanie stanu siedlisk na stanowiskach monitoringowych

- Wskaźniki i waloryzacja stanu siedlisk

Wskaźniki stanu siedliska na poszczególnych stanowiskach monitoringowych zostały określone zgodnie z przyjętą metodyką monitoringu wilka. Wskaźniki te, to: fragmentacja siedliska, zagęszczenie dróg, lesistość oraz stopień izolacji siedlisk (Tabela nr 3). Waloryzacja tych wskaźników została przeprowadzona zgodnie z przyjętymi wartościami granicznymi (Tabela nr 4). W metodyce zaproponowanej przez Bojarską i in. (2016) wskaźnik „baza pokarmowa” został pominięty ze względu na trudności logistyczne i kosztowność metody. Biorąc jednak pod uwagę fakt, że zagęszczenie kopytnych jest czynnikiem mogącym istotnie wpływać na zagęszczenie wilka, to całkowita rezygnacja z oceny dostępności potencjalnych ofiar wydaje się nie mieć uzasadnienia. Dlatego została przetestowana możliwość wykorzystania metody oceny wskaźnika „baza pokarmowa” opartej na liczeniu skupisk odchodów ssaków kopytnych na transektach.

Tabela nr 3. Wskaźniki stanu siedliska - wilk

Wskaźnik	Miara	Sposób pomiaru
Lesistość	%	Stosunek powierzchni leśnej do powierzchni ogólnej
Fragmentacja siedlisk	%	Udział powierzchni zajętej przez zabudowę
Zagęszczenie dróg	km/km ²	Długość dróg krajowych i wojewódzkich w przeliczeniu na 1 km ² obszaru
Stopień izolacji siedlisk	-	1- ciągłe połączenie z innymi obszarami zasiedlonymi przez populację wilka, 2- połączenie słabe, przerywane, 3- całkowita izolacja

Tabela nr 4. Waloryzacja wskaźnika stanu siedliska - wilk

Wskaźnik	Ocena*		
	FV	U1	U2
Lesistość	>40	20-40	<20
Fragmentacja siedliska	<3	3-5	>5
Zagęszczenie dróg	<0,1	0,1-0,2	>0,2
Stopień izolacji siedlisk	1	2	3

*FV - stan właściwy, U1 - stan niezadowalający, U2 - stan zły.

- Metodyka pomiaru (określania) wskaźników stanu siedlisk

Lesistość. Wskaźnik lesistości został określony jako procentowy stosunek powierzchni leśnej do ogólnej powierzchni danego stanowiska monitoringowego. Wyliczenia zostały wykonane w oparciu o aktualne bazy danych topograficznych.

Fragmentacja siedliska. Jako wskaźnik fragmentacji został zastosowany procentowy udział powierzchni wszystkich terenów zajętych przez zabudowę mieszkaniową, usługową i przemysłową w ogólnej powierzchni stanowiska monitoringowego. Udział ten został określony na podstawie informacji zawartych w aktualnych bazach danych topograficznych.

Zagęszczenie dróg. Wskaźnik zagęszczenia dróg został obliczony jako długość dróg krajowych i wojewódzkich przypadająca na 1 km² powierzchni stanowiska monitoringowego. Udział ten został określony w oparciu o wektorowe warstwy infrastruktury drogowej zawarte w aktualnej bazie danych obiektów ogólnogeograficznych.

Stopień izolacji siedlisk. Stopień izolacji siedlisk został określony arbitralnie (ocena ekspercka) w skali trójstopniowej: 1- ciągłe połączenia z innymi obszarami zasiedlonymi przez populację wilka, 2- połączenia słabe, przerywane, 3- całkowita izolacja.

Baza pokarmowa. Biorąc pod uwagę fakt, że w 7 z 10 stanowisk wilka wskaźnik zagęszczenia kopytnych został pilotażowo określony metodą liczenia skupisk odchodów w ramach monitoringu rysia, wykonano te badania również na pozostałych trzech stanowiskach. W obrębie każdego leśnictwa i obwodu ochronnego leżącego w granicach stanowiska monitoringowego został wyznaczony transekt o długości 2,5 km i szerokości 3 m, na którym zostały policzone wszystkie skupiska odchodów ssaków kopytnych. Odchody były rejestrowane dla każdego 500 m transektu. Transekty obejmowały wyłącznie tereny zalesione (z pominięciem pól, łąk, itp.). Wskaźnik zagęszczenia kopytnych został obliczony jako liczba skupisk odchodów przypadająca na 1 km transektu podzielona przez liczbę dni jakie upłynęły od dnia 15 listopada do dnia wykonania liczenia, które odbyło się w warunkach braku pokrywy śnieżnej lecz nie wcześniej niż w lutym. Ocena liczebności kopytnych metodą liczenia grup odchodów jest stosunkowo często używana (np. Acevedo i in. 2010, Smart i in. 2004, Marques i in. 2001). Acevedo i in. (2010) uznają ją za szybką i wydajną alternatywę dla metod wymagających znacznego zaangażowania sił i środków. Również deCalesta (2013) twierdzi, że dostarcza wiarygodnych i powtarzalnych danych, jest niedroga i nie wymaga specjalnego doświadczenia.

2.2. Metodyka monitoringu rysia *Lynx lynx* w Polsce na lata 2017-2020

2.2.1. Wstęp

Metodykę monitoringu rysia, która została wykorzystana w ramach projektu pt. „Pilotażowy monitoring wilka i rysia w Polsce realizowany w ramach państwowego monitoringu środowiska - prace terenowo-kameralne, lata 2017-2020” opracowano na podstawie zmodyfikowanej przez Schmidta i Borowika (2016) metodyki opisanej przez Jędrzejewskiego i in. (2010). W porównaniu do metodyki zaproponowanej przez Schmidta i Borowika (2016) istotne zmiany dotyczyły jedynie pytań ankietowych, które zostały skierowane do nadleśnictw PGL „Lasy Państwowe” i parków narodowych. W tych nadleśnictwach i parkach narodowych, gdzie występują rysie, informacje były zbierane na poziomie leśnictw i obwodów ochronnych. Dzięki temu zostały pozyskane dane, które pozwoliły opracować bardzo dokładne mapy rozmieszczenia rysia w skali kraju. W ramach ankiety odstąpiono od zadawania pytania o liczbę osobników bytujących w danej jednostce terytorialnej, gdyż ta informacja nie wniosłaby nic w kwestii występowania (rozmieszczenia) gatunku. W ramach ogólnokrajowej ankiety szczegółowe informacje ograniczono do osobników widzianych oraz zarejestrowanych na materiałach zdjęciowych, czyli do danych o najwyższej jakości, którym można przypisać dokładną datę i czas. Ponadto do metodyki określania bazy pokarmowej dodano, jako metodę uzupełniającą w stosunku do pędzeń próbnych, liczenie skupisk odchodów ssaków kopytnych na transektach.

2.2.2. Koncepcja monitoringu

Monitoring rysia był prowadzony na dwóch poziomach:

- 1) poziom ogólnokrajowy, który miał na celu określenie zasięgu występowania (rozmieszczenia) gatunku,
- 2) poziom lokalny, którego celem było uzyskanie szczegółowych informacji o stanie populacji i siedliska na wybranych stanowiskach.

2.2.3. Określanie zasięgu występowania (rozmieszczenia) gatunku w skali całego kraju

Rozmieszczenie rysia było określane na podstawie badań ankietowych skierowanych do nadleśnictw PGL „Lasy Państwowe” i parków narodowych. Ankiety były wypełniane drogą elektroniczną. Podstawową informację stanowiły dane o występowaniu/ nie występowaniu gatunku w danej jednostce terenowej (leśnictwo w nadleśnictwie lub obwód ochronny w parku narodowym). Dla jednostek, w których ryś występuje, zebrane zostały dalsze informacje dotyczące charakteru tego występowania (regularne lub sporadyczne), a także czy związane ono było z pojedynczymi osobnikami, czy też z grupami rodzinnymi (z podaniem maksymalnej liczebności grupy). Biorąc pod uwagę, że na terenie danego leśnictwa lub obwodu ochronnego mogły pojawiać się zarówno grupy rodzinne, jak i osobniki samotne, w ankiecie, dla każdej z tych jednostek terytorialnych, możliwe było wskazanie obu kategorii osobników. Założono, że pojawianie się rysia, na terenie danego leśnictwa lub obwodu ochronnego, co najmniej raz w miesiącu świadczy o występowaniu regularnym, a pojawianie się rzadsze niż raz w miesiącu, świadczy o występowaniu sporadycznym. W opracowanej na początku projektu metodyce pytania zawarte w ankiecie skonstruowano w taki sposób, aby możliwe było zidentyfikowanie:

- obszarów rozrodu – obszary, na których grupy rodzinne rysia (samice z młodymi) występują regularnie,

- obszarów bez rozrodu lub kolonizowanych – obszary, na których stwierdzono regularne występowanie wyłącznie osobników pojedynczych,
- obszarów peryferyjnych – obszary przylegające do terenów występowania regularnego, na których rysie pojawiają się sporadycznie
- miejsc stwierdzenia osobników migrujących (przechodnich) – obszary nie przylegające do obszarów regularnego występowania ani do obszarów peryferyjnych, na których stwierdzono sporadyczne występowanie pojedynczych osobników.

Jednakże w trakcie realizacji projektu okazało się, że określanie charakteru występowania (regularne, sporadyczne) przez respondentów ankiety jest mało precyzyjne. W związku z tym ostatecznie zrezygnowano z tak precyzyjnego określania poszczególnych rodzajów występowania. Niemniej jednak opracowane wyniki oraz mapy zawierają informacje dotyczącą charakteru występowania (regularne, sporadyczne), jak i wielkości grup osobników.

Oprócz tego były gromadzone szczegółowe dane o osobnikach widzianych i zarejestrowanych na materiałach zdjęciowych, w tym na foto- i wideo-pułapkach z podaniem dokładnej lokalizacji oraz liczby osobników dorosłych i młodych. Kolejnym elementem monitoringu rysia na terenie całego kraju była informacja o osobnikach martwych odnalezionych na terenie danej jednostki terytorialnej. Informacja ta została wykorzystana również dla oceny zagrożeń populacji rysia. Dane otrzymane w ankietach wypełnianych przez nadleśnictwa zostały porównane z danymi udostępnionymi przez Zarząd Główny PZŁ. Były to dane typu „występuje/nie występuje” dla każdego obwodu łowieckiego zarządzanego przez PZŁ.

Zwrócono się również z prośbą o udostępnienie danych o występowaniu rysia do jednostek naukowych, aktualnie prowadzących badania terenowe nad tym gatunkiem.

Ankietyzacja nadleśnictw została przeprowadzona na podstawie porozumienia o współpracy, które zostało zawarte w 2014 r. pomiędzy Głównym Inspektorem Ochrony Środowiska a Dyrektorem Generalnym Lasów Państwowych. Należy w tym miejscu zaznaczyć, że w ramach dotychczasowego systemu monitoringu rysia realizowanego przez Główny Inspektorat Ochrony Środowiska oraz w programie „Ogólnopolskiej inwentaryzacji wilków i rysi w nadleśnictwach i parkach narodowych”, który był koordynowany przez Instytut Biologii Ssaków PAN, Stowarzyszenie dla Natury „Wilk” oraz Instytut Ochrony Przyrody PAN, dane terenowe były również dostarczane przez nadleśnictwa i parki narodowe <<http://www.zbs.bialowieza.pl/arttykul/527.html>>. Pracownicy terenowi tych jednostek organizacyjnych dostarczali danych z (1) całorocznych obserwacji, polegających na notowaniu wszystkich zauważonych śladów i obserwacji rysia oraz (2) inwentaryzacji zimowych wykonywanych metodą tropień po świeżym opadzie śniegu (Jędrzejewski i in. 2002). Praktycznie tę samą metodę monitoringu rysia zaproponowano w przewodniku „Monitoring gatunków zwierząt. Przewodnik metodyczny” (Jędrzejewski i in. 2010). System monitoringu prawdopodobnie był zbyt skomplikowany i ilość wpływających danych z roku na rok była coraz mniejsza. W 2001 roku, czyli w pierwszym roku jego trwania, dane nadesłano z 431 nadleśnictw i 17 parków narodowych (Jędrzejewski i in. 2002), a w 2012 roku zaledwie z 76 nadleśnictw oraz 3 parków narodowych <<http://www.zbs.bialowieza.pl/arttykul/557.html>>. Coraz mniejsza liczba danych dostarczanych koordynatorom doprowadziła do zamknięcia programu. Należy w tym miejscu zauważyć, że w ramach tego programu wszelkie dane terenowe były zbierane całkowicie nieodpłatnie, a ściślej na koszt nadleśnictw i

parków narodowych. Należy również zauważyć, że do chwili obecnej w zasadzie nikt nie kwestionował przydatności informacji dostarczanych przez nadleśnictwa i parki narodowe dla sporządzenia mapy występowania/ rozmieszczenia rysia i wilka na terenie kraju. Autorzy niniejszej metodyki założyli, że pracownik terenowy nadleśnictwa lub parku narodowego, który niemal codziennie przebywa na terenie swojego leśnictwa lub obwodu ochronnego jest w stanie stwierdzić czy, na podlegającym mu terenie, ryś występuje, czy się występuje, czy pojawia się regularnie, czy sporadycznie oraz potrafi określić czy pojawia się osobnik pojedynczy, czy grupa rodzinna i potrafi określić jej wielkość. Słuszność tego założenia została zweryfikowana w oparciu o niezależne dane terenowe, które zostały zebrane na 8 stanowiskach monitoringowych (patrz niżej), których łączna powierzchnia stanowi 30% powierzchni obszarów zasiedlonych przez rysia w Polsce. [Według Kaczensky i in. (2013) w latach 2008-2011 rysie bytowały stale na obszarze ok. 25 400 km².] Dane terenowe na stanowiskach monitoringowych były zbierane i dokumentowane przez przeszkolony w tym celu zespół 20 osób z wykształceniem przyrodniczym - każde stanowisko w ciągu jednego dnia. Jeżeli dane pozyskane od nadleśnictw i parków narodowych istotnie odbiegałyby od danych zebranych w trakcie niezależnie przeprowadzonych prac terenowych, to metodyka określania zasięgu występowania/ rozmieszczenia rysia zostałaby zmodyfikowana.

2.2.4. Określanie stanu populacji na stanowiskach monitoringowych

- Stanowiska monitoringowe

Szczegółowe badania monitoringowe mające na celu ocenę stanu lokalnych populacji rysia i ich siedlisk zostały wykonane dla następujących ośmiu stanowisk: 1) Puszcza Białowieska, 2) Puszcza Knyszyńska, 3) Puszcza Augustowska, 4) Puszcza Piska, 5) Puszcza Solska i Roztocze, 6) Bieszczady, 7) Beskid Sądecki, 8) Beskid Żywiecki i Śląski.

- Wskaźniki i waloryzacja stanu populacji na stanowiskach monitoringowych

Ocena stanu populacji obejmowała określenie zagęszczenia grup rodzinnych rysia oraz średniej liczby młodych prowadzonych przez samice. Wskaźniki te zostały określone na podstawie tropień na śniegu i obserwacji całorocznych. Określenie wartości wskaźników i ocena stanu populacji została przeprowadzona zgodnie z dotychczasową metodyką monitoringu rysia, ale z pominięciem wskaźnika „zagęszczenie populacji”, zgodnie z modyfikacją wprowadzoną przez Schmidta i Borowika (2016) (Tabela nr 5, Tabela nr 6).

Tabela nr 5. Wskaźniki stanu populacji - ryś

Wskaźnik	Miara	Sposób pomiaru
Liczba samic prowadzących młode	N/100 km ²	Określany w oparciu o szczegółowe tropienia zimowe oraz obserwacje całoroczne
Średnia liczba młodych na samice	N	j.w.

Tabela nr 6. Waloryzacja wskaźników stanu populacji - rys

Wskaźnik	Ocena*		
	FV	U1	U2
Liczba samic prowadzących młode	>0,5	0,3-0,5	<0,3
Średnia liczba młodych na samicę	>2	1-2	<1

*FV - stan właściwy, U1 - stan niezadowalający, U2 - stan zły.

- Metodyka pomiaru (określania) wskaźników stanu populacji rysia

Szczegółowe tropienia zimowe. Opis metody prac terenowych zawiera rozdział 3. Metody prac terenowych.

Obserwacje całoroczne. Opis metody prac terenowych zawiera rozdział 3. Metody prac terenowych.

2.2.5. Określanie stanu siedlisk na stanowiskach monitoringowych

- Wskaźniki i waloryzacja stanu siedlisk

Wskaźniki stanu siedliska na poszczególnych stanowiskach monitoringowych zostały określone zgodnie z metodyką zaproponowaną przez Schmidta i Borowika (2016). Wskaźniki te obejmują: fragmentację siedliska, zagęszczenie dróg, lesistość, stopień izolacji siedliska oraz dostępność bazy pokarmowej (Tabela nr 7). Waloryzacja tych wskaźników została również przeprowadzona zgodnie z metodyką zaproponowaną przez Schmidta i Borowika (2016) (Tabela nr 8).

Tabela nr 7. Wskaźniki stanu siedliska - rys

Wskaźnik	Miara	Sposób pomiaru
Lesistość	%	Stosunek powierzchni leśnej do powierzchni ogólnej
Fragmentacja siedlisk	%	Procent powierzchni zajętej przez zabudowę
Zagęszczenie dróg	km/km ²	Długość dróg krajowych i wojewódzkich w przeliczeniu na 1 km ² obszaru
Izolacja siedlisk	Skala trzystopniowa	1- ciągłe połączenie z innymi obszarami zasiedlonymi przez populację rysia, 2- połączenie słabe, przerywane, 3- całkowita izolacja
Dostępność bazy pokarmowej	kg/km ²	Biomasa sarny w przeliczeniu na 1 km ² obszaru

Tabela nr 8. Waloryzacja wskaźnika stanu siedliska - rys

Wskaźnik	Ocena*		
	FV	U1	U2
Lesistość	>40	20-40	<20
Fragmentacja siedliska	<3	3-5	>5
Zagęszczenie dróg	<0,1	0,1-0,2	>0,2
Stopień izolacji siedlisk	1	2	3
Dostępność bazy pokarmowej	>100	50-100	<50

*FV - stan właściwy, U1 - stan niezadowalający, U2 - stan zły.

- Metodyka pomiaru (określania) wskaźników stanu siedlisk

Lesistość. Wskaźnik lesistości został określony jako procentowy stosunek powierzchni leśnej do ogólnej powierzchni danego stanowiska monitoringowego. Wyliczenia zostały wykonane w oparciu o aktualne bazy danych topograficznych.

Fragmentacja siedliska. Jako wskaźnik fragmentacji został zastosowany procentowy udział powierzchni wszystkich terenów zajętych przez zabudowę mieszkaniową, usługową i przemysłową w ogólnej powierzchni stanowiska monitoringowego. Udział ten został określony na podstawie informacji zawartych w aktualnych bazach danych topograficznych.

Zagęszczenie dróg. Wskaźnik zagęszczenia dróg został obliczony jako długość dróg krajowych i wojewódzkich przypadająca na 1 km² powierzchni stanowiska monitoringowego. Udział ten został określony w oparciu o wektorowe warstwy infrastruktury drogowej zawarte w aktualnej bazie danych obiektów ogólnogeograficznych.

Stopień izolacji siedlisk. Stopień izolacji siedlisk został określony na podstawie oceny eksperckiej w skali trójstopniowej: 1- ciągle połączenia z innymi obszarami zasiedlonymi przez populacje rysia, 2- połączenia słabe, przerywane, 3- całkowita izolacja.

Dostępność bazy pokarmowej. W ocenie siedliska rysia została uwzględniona biomasa sarny - podstawowego gatunku ofiary tego drapieżnika. Biomasa sarny na poszczególnych stanowiskach monitoringowych została oszacowana na podstawie wyników ostatnich inwentaryzacji wykonanych metodą pędzeń próbnych przez nadleśnictwa i parki narodowe. Jako uzupełnienie tej metody została przeprowadzona ocena liczebności sarny w oparciu o liczenia skupisk odchodów na transektach. W obrębie każdego leśnictwa i obwodu ochronnego leżącego w granicach stanowiska monitoringowego został wyznaczony transekt o długości 2,5 km i szerokości 3 m, na którym zostały policzone wszystkie skupiska odchodów ssaków kopytnych. Odchody były rejestrowane dla każdych 500 m transektu. Transekty obejmowały wyłącznie tereny zalesione (z pominięciem pól, łąk, itp.). Wskaźnik zagęszczenia sarny został obliczony jako liczba skupisk odchodów sarny przypadająca na 1 km transektu podzielona przez liczbę dni jakie upłynęły od dnia 15 listopada do dnia wykonania liczenia, które odbyło się w warunkach braku pokrywy śnieżnej, lecz nie wcześniej niż w lutym. Ocena liczebności kopytnych metodą liczenia grup odchodów jest stosunkowo często używana (np. Acevedo i in. 2010, Smart i in. 2004, Marques i in. 2001). Acevedo i in. (2010) uznają ją za szybką i wydajną alternatywę dla metod wymagających znacznego zaangażowania sił i środków. Również deCalesta (2013) twierdzi, że dostarcza wiarygodnych i powtarzalnych danych, jest niedroga i nie wymaga specjalnego doświadczenia.

3. Metody prac terenowych

Wilk

Zbiór próbek. Określanie stanu populacji wilka na stanowiskach monitoringowym polegało na oszacowaniu zagęszczeń populacji. Osobniki były identyfikowane na podstawie analizy materiału genetycznego wyizolowanego z prób nieinwazyjnych. Ocena liczebności została przeprowadzona metodą ponownego odłowu (ang. genetic mark-recapture). Do analizy materiału genetycznego zostały wykorzystane próbki pobrane z odchodów. Włosów ani śladów krwi, które też mogłyby stanowić materiał do badań nie odnaleziono w terenie. Natomiast sukces genotypowania próbek moczu wg dotychczasowych doświadczeń (Śmietana,

niepubl.) okazał się bardzo niski. Dodatkowo na większości stanowisk nie było pokrywy śnieżnej, która jest konieczna dla zebrania tego typu materiału.

Sukces genotypowania DNA wyizolowanego z próbek pobranych z odchodów może wahać się od 44% (Caniglia i in. 2014) do 81% (Stenglein i in. 2010). Duże znaczenie dla jakości prób ma ich świeżość oraz warunki pogodowe trwające podczas ich zbierania (Stenglein i in. 2010, Stransbury i in. 2014, Nakamura i in. 2017). Odchody były wyszukiwane na drogach i ścieżkach leśnych podczas regularnego patrolowania terenu oraz podczas tropień rysi. Planowano zebranie w sumie do 1500 próbek, czyli około 150 na stanowisko. Biorąc jednak pod uwagę, że zagęszczenie wilka okazało się być bardzo zróżnicowane, liczba zebranych prób znacznie różniła się pomiędzy poszczególnymi stanowiskami. Również specyfika danego obszaru oraz panujące w okresie prac terenowych warunki pogodowe mogły mieć wpływ na liczbę zebranych próbek. W miarę możliwości poszukiwanie odchodów było prowadzone równomiernie na całym obszarze danego stanowiska monitoringowego, tak aby wykryć osobniki należące do wszystkich grup rodzinnych, jednakże wydaje się, że nie zawsze to zalecenie zostało w pełni zrealizowane (patrz. B.1.3.4).

W przypadku szczególnie dużych stanowisk, np. Bory Tucholskie, do monitoringu genetycznego zostały wyznaczone mniejsze obszary, o powierzchni ok. 1000 km². Próbki były zbierane przez przeszkolony w tym celu zespół 20 osób z wykształceniu przyrodniczym. Z odnalezionych świeżych odchodów były pobierane próbki o objętości ok. 2-3 cm³, które zostały umieszczone w fiolkach wypełnionych 96% etanolem oraz wymazy z powierzchni odchodów. Każda pobrana próbka została opatrzona etykietą z dokładną datą i miejscem pobrania oraz dodatkowymi informacjami, np. wielkość stwierdzonej na podstawie tropów grupy wilków. Do momentu rozpoczęcia prac laboratoryjnych próbki były przechowywane w temperaturze pokojowej bez dostępu światła słonecznego.

Obserwacje całoroczne. Dodatkowo w trakcie prac terenowych rejestrowano w kartach obserwacji stwierdzenia wszelkich śladów obecności wilków. We wstępnej metodyce zakładano wykorzystanie tych danych do celów porównawczych, ale ich liczba, ze względu na brak lub mierną pokrywę śniegową na wielu stanowiskach, okazała się jednak zbyt mała, aby wykorzystać je do tego celu.

Ryś

Szczegółowe tropienia zimowe. Tropienia zimowe zostały przeprowadzone nie później niż do 15 lutego na całym obszarze wytypowanych stanowisk, po świeżym opadzie śniegu. Świeże tropy drapieżników były poszukiwane przy użyciu pojazdów silnikowych oraz pieszo wzdłuż transektów wyznaczonych w oparciu o sieć dróg leśnych. Trasy piesze przebiegały tylko w miejscach, gdzie użycie pojazdów silnikowych było niemożliwe. Transekty zostały wyznaczone w ten sposób, aby jak najbardziej równomiernie pokryć cały obszar danego stanowiska. W miarę możliwości transekty przecinały co około 2 km. Napotkane na transektach tropy były identyfikowane pod kątem przynależności gatunkowej osobników, które je pozostawiły oraz została określona liczba osobników w grupie. Lokalizacja tropów został określony przy pomocy odbiorników GPS. Jeżeli specyfika danego obszaru na to pozwalała, to zostały podjęte próby ustalenia miejsca, w którym grupa rysia aktualnie się znajdowała. Miejsce to było określane poprzez okrążenie pojazdem terenu, do którego prowadzą tropy. Brak tropów wyjściowych wskazywał, że rysie zatrzymały się na danym terenie. Zebrane dane zostały naniesione na mapy z

zaznaczonymi transektami. Stosując zgodnie z zaleceniem Schmidta i Borowika (2016) kryterium minimalnej odległości 8 km pomiędzy stwierdzonymi grupami rodzinnymi oraz kryterium wielkości grup rodzinnych została oszacowana całkowita liczba samic prowadzących młode i średnia liczba młodych jaka na nie przypadła.

Dane terenowe na stanowiskach monitoringowych były zbierane i dokumentowane przez przeszkolony w tym celu zespół 20 osób z wykształceniem przyrodniczym - każde stanowisko w ciągu jednego dnia.

Obserwacje całoroczne. Dodatkowych informacji dostarczyły okazjonalne stwierdzenia wszelkich śladów obecności rysia dokonywane w trakcie prowadzenia prac terenowych i notowane w kartach obserwacji oraz obserwacje ujęte w ankietach wypełnianych przez nadleśnictwa i parki narodowe. Dane z obserwacji okazjonalnych zostały wykorzystane do uzupełnienia danych otrzymanych na podstawie tropień zimowych. W celu dokonania porównania otrzymanych wyników z wynikami monitoringu z lat ubiegłych oraz w celu oszacowania liczebności rysia w skali całego kraju zostało również oszacowane całkowite zagęszczenie tych drapieżników na każdym stanowisku, ale wskaźnik ten nie został wykorzystany do waloryzacji stanu populacji.

4. Wykonane prace terenowe

W ramach prac terenowych przeprowadzonych w ramach projektu wykonano:

1. Dwukrotne tropienia rysia (jesień 2017, zima 2018). Tropienia jesienne wykazały całkowitą nieprzydatność tego okresu do prowadzenia tropień.

2. Zbiór materiału do analiz genetycznych wilka w dwóch sezonach 2017/2018 i 2018/2019. W pierwszym sezonie, w przypadku trzech stanowisk monitoringu wilka, liczba i/lub jakość zebranych próbek nie pozwoliła na wykonanie oceny liczebności tego drapieżnika. Dlatego w drugim sezonie wykonano ponowny zbiór materiału do badań genetycznych wilka na tych powierzchniach oraz na dwóch dodatkowych, na których liczba zebranych próbek była mała. Powtórny zbiór próbek został wykonany na następujących stanowiskach monitoringowych: Bory Tucholskie, Puszcza Notecka, Bory Dolnośląskie, Beskid Żywiecki i Śląski, Beskid Sądecki.

3. Liczenia skupisk odchodów kopytnych na transektach przeprowadzono w 2018 i 2019 roku. W pierwszym roku wykonano badania na 10 z 11 stanowisk monitoringowych, natomiast w drugim roku wykonano liczenia skupisk odchodów kopytnych na stanowisku Bieszczady oraz przeprowadzono powtórne liczenia na stanowiskach: Bory Dolnośląskie i Puszcza Notecka. Ponadto na pozostałych stanowiskach w 2019 roku, liczenia odchodów kopytnych zostały przeprowadzone w jednym, reprezentatywnym dla danego stanowiska nadleśnictwie.

4.1. Tropienia rysia w najważniejszych ostojach tego gatunku

Tropienia rysia wykonano dwukrotnie zgodnie z przyjętą metodyką i w terminie określonym przez Zamawiającego.

Pierwsze tropienia wykonano w okresie 8-22 listopada 2017 r. Na każdym stanowisku monitoringowym, przez jeden dzień, 10 dwuosobowych zespołów przemieszczało się po uprzednio wyznaczonych transektach biegnących po drogach i ścieżkach leśnych. Sumaryczna długość wszystkich transektów wyniosła 7202 km.

Drugie tropienia zostały wykonane zimą. Przeprowadzono je na 8 wyznaczonych stanowiskach monitoringowych o łącznej powierzchni 10 398 km² w okresie od 18 stycznia do 14 lutego 2018 r. Na każdym stanowisku przez jeden dzień

10 dwuosobowych zespołów przemieszczało się po uprzednio wyznaczonych transektach biegnących po drogach leśnych. Sumaryczna długość wszystkich transektów wyniosła 7805 km. Zagęszczenie transektów wyniosło średnio 0,75 km/km² i wahało się od 0,56 km/ km² na stanowisku Puszcza Białowieska do 0,95 km/km² na stanowisku Beskid Sądecki (Tabela nr 20).

Stwierdzone w terenie ślady obecności rysia były stosownie zapisywane w raptularzach. Tropy były podejmowane na odcinku umożliwiającym stwierdzenie liczby osobników, które pozostawiły tropy. Przy okazji tych prac terenowych odnotowywano również ślady obecności wilków oraz pobierano próbki ich odchodów do analiz genetycznych.

4.2. Zbiór materiału genetycznego wilka na wybranych stanowiskach monitoringowych

Poszukiwania odchodów wilka do analiz genetycznych prowadzone były na każdym stanowisku monitoringowym lub jego części (obszarze wytypowanym do zbioru próbek) przez kilka osób (od 4 do 8). Część z nich poruszało się parami. Obserwatorami były osoby o wykształceniu biologicznym lub leśnym. Przed przystąpieniem do zbioru próbek obserwatorzy zostali dwukrotnie przeszkoleni w zakresie metod pobierania i przechowywania próbek. W ramach III etapu prac trasy przeszukiwano od połowy października 2017 roku do połowy maja 2018 roku, a w ramach IV etapu od połowy grudnia 2018 roku do połowy maja 2019 roku. Podjęte próby zbierania materiału genetycznego w maju, czerwcu i lipcu 2018 roku, potwierdziły niską skuteczność zbioru prób w tym okresie (zebrano tylko 1 próbkę nadającą się do genotypowania).

Na znacznej części dróg możliwe było poruszanie się samochodami, pozostałą część penetrowano pieszo. Taka sytuacja występowała najczęściej w górach, gdzie część tras była całkowicie nieprzejezdna. Zbiór odchodów wilka prowadzony był również w trakcie dwukrotnych jednodniowych tropień rysia przez 21 do 23 osób oraz przez 15 osób w trakcie liczeń odchodów kopytnych na transektach (częściowo wykonanych dwukrotnie). Dodatkowo w pracach związanych ze zbiorem próbek odchodów wilka uczestniczyło w zimie 2017/2018 kilkanaście przeszkolonych grupowo i indywidualnie pracowników nadleśnictw: Jeleśnia (stanowisko monitoringowe Beskid Żywiecki i Śląski), Krościenko, Piwniczna i Nawojowa (stanowisko monitoringowe Beskid Sądecki) oraz Lutowiska (stanowisko monitoringowe Bieszczady). Trasy, które były penetrowane przedstawiają warstwy geometryczne w formacie .shp zamieszczone w załącznikach w folderze „TRASY_WILK_ODCHODY”. Zasadą było prowadzenie prac codziennie z wyjątkiem dni deszczowych oraz niektórych niedziel.

W zależności od stanowiska monitoringowego liczba osobodni poświęconych na poszukiwania odchodów wilka wahała się od 80 do 140. Pod pojęciem „osobodzień” rozumie się umożliwiający pracę fragment doby spędzony przez obserwatora na penetrowaniu tras. Długość tego fragmentu była bardzo różna, uzależniona od warunków atmosferycznych - wahała się od 2 do 12 godzin, przeciętnie 8 godzin. Długość trasy spenetrowanej w ciągu jednego dnia była również bardzo różna, od kilku km w przypadku konieczności przejścia pieszo do kilkudziesięciu km w przypadku przejazdu samochodem przy istniejącej pokrywie śnieżnej.

Eksperci lokalni, oprócz niezbędnych materiałów w postaci zaetykietowanych 50 ml fiolek wypełnionych etanolem, szpatulek, wymazówek i zaetykietowanych

kopert, otrzymali również szczegółową instrukcję opisującą metodę pobierania i opisywania próbek. Odchody znalezione w terenie były na miejscu oceniane pod względem ich przydatności do badań genetycznych wilka, i jeśli się do tego kwalifikowały, to próbki (fragmenty odchodów) były pobierane i stosownie opisywane. Na fiolkach i kopertach notowano datę pobrania próbki, lokalizację GPS oraz informacje dodatkowe takie jak np. wielkość stwierdzonej na podstawie tropów grupy wilków. Przed przystąpieniem do prac laboratoryjnych, zebrane w terenie próbki były przechowywane w miejscach zakwaterowania obserwatorów oraz w pomieszczeniach Wykonawcy projektu. Temperatura przechowywania próbek wynosiła ok. 20°C, a okres przechowywania od 18 do 136 dni.

W sezonie zimowym 2018/2019 został powtórzony zbiór materiału genetycznego wilka na 5 stanowiskach monitoringowych: Beskid Sądecki, Beskid Żywiecki i Śląski, Bory Dolnośląskie, Puszcza Notecka i Bory Tucholskie.

Dodatkowo, wykonano również ponowną izolację DNA i analizę genetyczną dobrze rokujących próbek odchodów zebranych w sezonie 2017/2018, w przypadku których dotychczasowe genotypowanie nie powiodło się. Probki te pochodziły z następujących stanowisk: Puszcza Augustowska, Puszcza Knyszyńska oraz Roztocze i Puszcza Solska. Probki do powtórnej izolacji DNA i analizy genetycznej zostały wyselekcjonowane w oparciu o zgromadzone materiały fotograficzne. Do ponownego zbadania wybrano 99 próbek odchodów, których genotypowanie się nie powiodło oraz, do celów kontrolnych, jedną próbkę odchodu która została już wcześniej z sukcesem zgenotypowana. Probki te przechowywane były w temperaturze pokojowej (ok. 20°C) przez okres od 384 do 545 dni.

Tabela nr 9. Liczba osobodni spędzonych na poszukiwaniach odchodów wilka do analiz genetycznych (sezon 2017/2018)

Lp.	Stanowisko monitoringowe	Obszar stanowiska monitoringowego, na którym były prowadzone poszukiwania odchodów wilka do analiz genetycznych (km ²)	Długość tras, które penetrowano w poszukiwaniu odchodów wilka do analiz genetycznych [km]	Zagęszczenie tras, które penetrowano w poszukiwaniu odchodów wilka do analiz genetycznych [km/km ²]	Liczba osobodni spędzonych na poszukiwaniach odchodów wilków do analiz genetycznych w okresie od października 2017 roku do maja 2018 roku
1	Bieszczady	1222	818	0,67	140
2	Beskid Sądecki	783	748	0,96	90
3	Beskid Żywiecki i Śląski	1042	868	0,83	120
4	Puszcza Augustowska	1583	1241	0,78	130
5	Puszcza Białowieska	769	433	0,56	100
6	Puszcza Knyszyńska	1793	1181	0,66	120
7	Puszcza Piska	1707	1376	0,81	80
8	Roztocze i Puszcza Solska	1499	1140	0,76	130
9	Bory Tucholskie	1014	800	0,79	120
10	Bory Dolnośląskie	1049	824	0,79	120
11	Puszcza Notecka	1100	909	0,83	130

Tabela nr 10. Okres poszukiwania i zbioru próbek odchodów wilka do analiz genetycznych (sezon 2017/2018)

Lp.	Stanowisko monitoringowe	Okres poszukiwania próbek	Okres zbioru próbek
1	Bieszczady	X 2017 – V 2018	od 2017-10-13 do 2018-05-13
2	Beskid Sądecki	X 2017 – V 2018	od 2017-11-09 do 2018-04-08
3	Beskid Żywiecki i Śląski	X 2017 – V 2018	od 2017-11-08 do 2018-04-05
4	Puszcza Augustowska	X 2017 – V 2018	od 2017-11-14 do 2018-03-22
5	Puszcza Białowieska	X 2017 – V 2018	od 2017-11-15 do 2018-03-23
6	Puszcza Knyszyńska	X 2017 – V 2018	od 2017-11-11 do 2018-04-26
7	Puszcza Piska	X 2017 – V 2018	od 2017-11-14 do 2018-04-15
8	Roztocze i Puszcza Solska	X 2017 – V 2018	od 2017-11-22 do 2018-04-10
9	Bory Tucholskie	X 2017 – V 2018	od 2017-11-29 do 2018-03-24
10	Bory Dolnośląskie	X 2017 – V 2018	od 2018-02-14 do 2018-02-22
11	Puszcza Notecka	X 2017 – V 2018	od 2017-11-27 do 2018-04-02

Tabela nr 11. Zestawienie parametrów prac terenowych związanych ze zbiorem odchodów wilka do analiz genetycznych w sezonie 2018/2019

Lp.	Stanowisko monitoringowe	Obszar stanowiska monitoringowego, na którym były prowadzone poszukiwania odchodów wilka do analiz genetycznych (km ²)	Długość tras, które penetrowano w poszukiwaniu odchodów wilka do analiz genetycznych [km]	Zagęszczenie tras, które penetrowano w poszukiwaniu odchodów wilka do analiz genetycznych [km/km ²]	Liczba osobodni spędzonych na poszukiwaniach odchodów wilków do analiz genetycznych	Szacunkowa przeciętna długość penetrowanych w ciągu dnia tras	Szacunkowa całkowita długość penetrowanych tras	Szacunkowa długość penetrowanych tras na km ²	Okres poszukiwania próbek	Okres zbioru próbek	Liczba obserwatorów
1	Beskid Sądecki	783	854	1,09	95	70	3500	4,45	XII 2018 - V 2019	od 2018-12-22 do 2019-05-17	4
2	Beskid Żywiecki i Śląski	1042	1015	0,97	125	70	4500	4,32	XII 2018 - V 2019	od 2019-04-03 do 2019-05-17	6
3	Bory Tucholskie	1014	1234	1,22	120	70	4200	4,14	XII 2018 - V 2019	od 2019-02-05 do 2019-03-24	4
4	Bory Dolnośląskie	1049	1359	1,30	120	70	4200	4,00	XII 2018 - V 2019	od 2019-02-21 do 2019-03-21	8
5	Puszcza Notecka	1100	1224	1,11	125	70	4500	4,09	XII 2018 - V 2019	od 2019-01-09 do 2019-01-24	4

4.3. Określenie bazy pokarmowej rysia i wilka w najważniejszych ostojach tych gatunków na podstawie inwentaryzacji kopytnych metodą rejestracji skupisk odchodów na transektach – (opis prac terenowych)

Liczenia odchodów kopytnych na transektach w 2018 roku prowadzone były przez 15 osób o wykształceniu biologicznym lub leśnym. Jedna osoba wykonywała liczenia w ciągu jednego dnia na 1 do 5 transektów o długości 2,5 km każdy. Przeciętnie na stanowisku monitoringowym usytuowanym na niżu jedna osoba wykonywała liczenia na 4 transektach dziennie, natomiast na stanowisku monitoringowym usytuowanym w górach jedna osoba wykonywała liczenia na 2 transektach dziennie.

Pracochłonność liczeń odchodów kopytnych na transektach w roku 2019 była podobna. Na stanowisku monitoringowym Bieszczady wykonano liczenia po raz pierwszy, na stanowiskach monitoringowych Puszcza Notecka i Bory Dolnośląskie liczenia w 2019 roku powtórzono w całości, natomiast na pozostałych stanowiskach liczenia powtórzono tylko w jednym z reprezentatywnych nadleśnictw.

Tabela nr 12. Liczba transektów liczeń odchodów kopytnych w latach 2018 i 2019

Lp.	Stanowisko monitoringowe	Nadleśnictwo lub stanowisko, w którym wykonano powtórne liczenia	Liczba założonych transektów (szt.)		Liczba osobodni spędzonych na zakładaniu transektów	
			2018	2019	2018	2019
1	Beskid Sądecki	Piwniczna	37	12	19	6
2	Beskid Żywiecki i Śląski	Ujsoly	65	18	33	9
3	Bory Dolnośląskie	Bory Dolnośląskie	50	50	13	13
4	Bory Tucholskie	Lubichowo	50	17	13	4
5	Puszcza Augustowska	Augustów	69	13	17	3
6	Puszcza Białowieska	Hajnówka	34	10	9	3
7	Puszcza Knyszyńska	Krynki	71	8	18	2
8	Puszcza Notecka	Puszcza Notecka	52	52	13	13
9	Puszcza Piska	Spychowo	71	13	18	3
10	Roztocze i Puszcza Solska	Zwierzyniec	50	10	13	3
11	Bieszczady	Bieszczady	-	68	0	34
12	Razem:		549	271	166	93

4.4. Informacje o ewentualnym wykorzystaniu wyników z innych projektów

W ramach prac terenowych nie korzystano z wyników innych projektów. Natomiast w ramach prac kameralnych opublikowane wyniki z innych projektów wykorzystano do celów porównawczych. Stosowna bibliografia została zamieszczona w poszczególnych rozdziałach i na końcu niniejszego podrozdziału.

Poza tym zwrócono się pisemnie do regionalnych dyrekcji ochrony środowiska (RDOŚ), instytutów naukowych oraz organizacji pozarządowych, które prowadzą badania nad tymi gatunkami o udostępnienie danych o ich występowaniu. Tylko RDOŚ w Gdańsku¹, oraz RDOŚ^{2,3} w Krakowie dostarczyły informacji, które w pewnym stopniu pozwoliły potwierdzić dane ankietowe o aktualnym występowaniu wilka na Pobrzeżu Kaszubskim (Jaszewski, Jaszewski 2019) oraz wilka i rysia w Górcach i Beskidzie Sądeckim (Bojarska i in. 2019, Bojarska i in. 2019).

1. Jaszewski J., Jaszewski B. (2019) Sprawozdanie z nadzoru przyrodniczego oraz patrolowego dozoru rezerwatu przyrody "Bielawa" wykonywanym w roku 2019. Stowarzyszenie Bielawy z Norde. Połączyno: 1-40 (manuskrypt)
2. Bojarska K., Maugeri L., Baś G., Okarma H. (2019) Raport częściowy dla zadania „Wykonanie ekspertyzy na potrzeby inwentaryzacji dodatkowych na obszarze Natura 2000 Ostoja Górczańska PLH120018”: 1-16 (manuskrypt)
3. Bojarska K., Maugeri L., Baś G., Okarma H. (2019) Raport częściowy dla zadania „Wykonanie ekspertyzy na potrzeby inwentaryzacji dodatkowych na obszarze Natura 2000 Ostoja Popradzka PLH120019”: 1-13 (manuskrypt)

5. Uzyskane informacje

W ramach całego projektu uzyskano kompletne informacje dotyczące rozmieszczenia wilka i rysia w skali kraju oraz określono liczbę osobników wilka na stanowiskach monitoringowych i dokonano oceny stanu ochrony wilka i rysia na stanowiskach monitoringowych, sporządzono raport zgodnie z art. 17 dyrektywy siedliskowej, w tym między innymi dokonano oceny stanu ochrony wilka i rysia na poziomie regionów biogeograficznych: alpejskiego i kontynentalnego, oszacowano liczebność krajowych populacji wilka i rysia w podziale na regiony biogeograficzne alpejski i kontynentalny. Poza tym, na poziomie stanowisk monitoringowych uzyskano informacje o stanie populacji kopytnych stanowiących bazę pokarmową dużych drapieżników na podstawie metody liczenia odchodów na transektach. Zgromadzono również informacje o martwych osobnikach wilka i rysia, szkodach poczynionych przez te gatunki oraz o innych prowadzonych w Polsce inwentaryzacjach tych gatunków.

6. Najważniejsze wyniki

Najważniejsze wyniki uzyskane w trakcie wykonania projektu zmieszczono w poniższych tabelach.

Tabela nr 13. Powierzchnia występowania, liczebność, oceny parametrów i stan ochrony wilka i rysia w regionach biogeograficznych

Gatunek	Region biogeograficzny	Powierzchnia występowania [km ²]	Liczebność populacji	Oceny parametrów				Stan ochrony
				Zasięg	Populacja	Siedlisko gatunku	Perspektywy ochrony	
Wilk	Alpejski	7341	294	FV	FV	FV	FV	FV

Wilk	Kontynentalny	76361	1592	U1	U1	FV	FV	U1
Ryś eurazjatycki	Alpejski	6715	56	FV	U1	FV	U1	U1
Ryś eurazjatycki	Kontynentalny	10539	67	U1	U1	U1	U2	U2

Tabela nr 14. Zestawienie ocen stanu ochrony gatunków na stanowiskach monitoringowych (2017-2019) – wilk

Lp.	Nazwa stanowiska	Ocena parametru „populacja”	Ocena parametru „siedlisko”	Ocena parametru „szanse zachowania gatunku”	Łączna ocena stanu ochrony
1	Beskid Sądecki	U2	U2	U1	U2
2	Beskid Żywiecki i Śląski	U2	U2	U1	U2
3	Bieszczady	FV	FV	FV	FV
4	Bory Dolnośląskie	FV	U1	FV	U1
5	Bory Tucholskie	U1	FV	FV	U1
6	Puszcza Augustowska	FV	FV	FV	FV
7	Puszcza Białowieska	FV	FV	FV	FV
8	Puszcza Knyszyńska	U1	FV	FV	U1
9	Puszcza Notecka	U1	U1	FV	U1
10	Roztocze i Puszcza Solska	U2	U1	U1	U2

Tabela nr 15. Zestawienie ocen stanu ochrony gatunków na stanowiskach monitoringowych (2017-2018) – ryś

Lp.	Nazwa stanowiska	Ocena parametru „populacja”	Ocena parametru „siedlisko”	Ocena parametru „szanse zachowania gatunku”	Łączna ocena stanu ochrony
1	Beskid Sądecki	U2	U2	U1	U2
2	Beskid Żywiecki i Śląski	U2	U2	U1	U2
3	Bieszczady	U2	U2	FV	U2
4	Puszcza Augustowska	U2	U1	U1	U2
5	Puszcza Białowieska	U2	U1	U1	U2
6	Puszcza Knyszyńska	U2	U1	U1	U2
7	Puszcza Piska	U2	U1	U2	U2
8	Roztocze i Puszcza Solska	U2	U2	U2	U2

7. Koordynacja prac terenowych

Prowadzone prace terenowe koordynowali pod względem organizacyjnym, technicznym i formalnym: mgr inż. Ryszard Krynicki i mgr inż. Marcin Czerny, pod nadzorem merytorycznym dr hab. inż. Marka Wajdzika.

B. CZĘŚĆ B

1. Opracowanie wyników i ich analiza (zadanie nr 4)

W ramach prac kameralnych opracowano wyniki trzech ankietyzacji i przeprowadzono ich analizę oraz przygotowano i przekazano do laboratorium zebrany materiał genetyczny.

Wykonane prace terenowo-kameralne pozwoliły na przygotowanie map występowania, rozmieszczenia i zasięgu wilka oraz rysia, wykonanie kompletnej oceny stanu ochrony wilka i rysia na poziomie krajowym, regionalnym i na poziomie poszczególnych stanowisk monitoringowych. Prace umożliwiły również przygotowanie Raportu dla Komisji Europejskiej w zakresie wdrażania Dyrektywy Siedliskowej w zakresie monitoringu wilka i rysia. Przetestowano również alternatywną metodę określania wskaźnika „dostępność bazy pokarmowej” dla rysia (wg liczeń odchodów kopytnych na transektach).

1.1. Opracowanie mapy rozmieszczenia i zasięgu wilka i rysia na podstawie danych ankietowych od Nadleśnictw i PZŁ

1.1.1. Wprowadzenie

W ramach projektu trzykrotnie określano obszar występowania wilka i rysia na terenie kraju. W tym celu opracowana na początku projektu ankietka została skierowana do nadleśnictw, leśnych zakładów doświadczalnych i parków narodowych. Wszystkie instytucje zostały poproszone o wypełnienie przedmiotowych ankiet w sposób elektroniczny – poprzez wprowadzenie stosownych danych za pośrednictwem zabezpieczonej strony internetowej. Polski Związek Łowiecki przekazywał dane o występowaniu wilka i rysia na terenie obwodów łowieckich w formie bazy danych arkusza kalkulacyjnego. W sumie przeprowadzono trzy ankietyzacje. Pierwsza ankietyzacja została przeprowadzona w 2017 r. i dotyczyła okresu 01.05.2016-30.04.2017 (sezon 2016/2017). Druga ankietyzacja została przeprowadzona w 2018 r. i dotyczyła okresu 01.05.2017-30.04.2018 (sezon 2017/2018). Natomiast trzecia ankietyzacja została przeprowadzona w 2020 r. i dotyczyła okresu 01.05.2019-30.04.2020 (sezon 2019/2020). Podczas trwania pierwszej ankietyzacji (sezon 2016/2017) wystąpiły trudności natury formalno-organizacyjnej. Konieczne okazało się zawarcie nowego porozumienia w sprawie współpracy na potrzeby monitoringu rysia i wilka na terenie kraju pomiędzy Głównym Inspektorem Ochrony Środowiska (GIOŚ) a Dyrektorem Generalnym Lasów Państwowych. Porozumienie to zostało podpisane 8 sierpnia 2017 roku. Na mocy tego porozumienia dane ankietowe zostały przekazane przez Lasy Państwowe bezpośrednio do GIOŚ, który z kolei udostępnił je Wykonawcy projektu. Ostateczna baza danych zawierająca informacje z terenu nadleśnictw została przekazana Wykonawcy projektu w dniu 17.11.2017 r. Wystąpił również techniczny problem dotyczący wykorzystania informacji przekazanych przez PZŁ. Podstawowym problemem był brak spójności pomiędzy numerami obwodów łowieckich w bazie danych i w warstwie wektorowej. Okazało się bowiem, że jest wiele przypadków powtarzania się tych samych numerów obwodów łowieckich w obrębie województwa, dlatego utworzenie mapy występowania wilka w sezonie 2016/2017 z wykorzystaniem danych PZŁ było niemożliwe. W związku z powyższym mapy występowania wilka i rysia w sezonie 2016/2017 zostały oparte o dane ankietowe pozyskane tylko od nadleśnictw, parków narodowych oraz leśnych zakładów doświadczalnych. W kolejnych ankietyzacjach, obejmujących sezon 2017/2018 oraz

2019/2020, do sporządzania map występowania gatunku wykorzystano również dane PZŁ (niezgodności pomiędzy numerami obwodów łowieckich w bazie danych i w warstwie wektorowej zostały wyjaśnione). Mapy dotyczące okresu 2017/2018 i 2019/2020 zostały opracowane na podstawie identycznych założeń i w związku z tym są w pełni porównywalne. Dlatego w dalszej części raportu porównywane są wyniki badania wielkości obszaru występowania wilka i rysia tylko z tych dwóch okresów. Dla obu gatunków sporządzano mapy (1) z dokładnością do leśnictw, obwodów ochronnych i leśnych zakładów doświadczalnych oraz (2) mapy w siatce referencyjnej (10×10 km) Europejskiej Agencji Środowiska (EEA). Mapy występowania wilka i rysia w siatce referencyjnej 10×10 km EEA obejmujące sezon 2017/2018 zostały wykorzystane do sporządzenia map rozmieszczanie i zasięgu obu gatunków. Mapy te stały się integralną częścią raportu złożonego w 2019 r. do Komisji Europejskiej na podstawie art. 17 dyrektywy siedliskowej.

1.1.2. Ankieta analiza występowania wilka i rysia na podstawie danych pozyskanych z nadleśnictw, parków narodowych, leśnych zakładów doświadczalnych, obwodów łowieckich oraz innych źródeł

WILK

Na podstawie danych ankietowych sporządzono mapy występowania z dokładnością do leśnictw, obwodów ochronnych i leśnych zakładów doświadczalnych: Mapa nr 14. Mapa występowania gatunku wilk *Canis lupus* w leśnictwach i obwodach ochronnych (sezon 2016/2017); Mapa nr 18. Mapa występowania gatunku wilk *Canis lupus* w leśnictwach i obwodach ochronnych (sezon 2017/2018); Mapa nr 22. Mapa występowania gatunku wilk *Canis lupus* w leśnictwach i obwodach ochronnych (sezon 2019/2020). Mapy te są prostą wizualizacją informacji zawartych w ankietach.

Dane ankietowe posłużyły również do sporządzenia map występowania gatunku w referencyjnej siatce kwadratów 10×10 km Europejskiej Agencji Środowiska: Mapa nr 12. Mapa występowania gatunku wilk *Canis lupus* w kwadratach EEA 10x10 (sezon 2016/2017); Mapa nr 16. Mapa występowania gatunku wilk *Canis lupus* w kwadratach EEA 10x10 (sezon 2017/2018); Mapa nr 20. Mapa występowania gatunku wilk *Canis lupus* w kwadratach EEA 10x10 (sezon 2019/2020). Do sporządzenia tych mapy wykorzystano dane ankietowe odnoszące się zarówno do powierzchni (jednostki terytorialne w obrębie nadleśnictw, leśnych zakładów doświadczalnych i parków narodowych) oraz dane dotyczące konkretnych obserwacji udostępnionych przez respondentów ankiety. Zgodnie z opracowaną ankietą, respondenci określali charakter występowania wilka. W przypadku gdy na terenie danej jednostki terytorialnej obecność tego drapieżnika stwierdzano co najmniej raz w miesiącu zaznaczono w ankiecie "występowanie regularne". Natomiast stwierdzenia obecności rzadsze niż raz w miesiącu określano jako występowanie sporadyczne. W celu przygotowania mapy przeobrażono dane odnoszące się do powierzchni na dane odnoszące się do punktów (centroidy jednostek terytorialnych). Następnie, dane te (centroidy i informacje punktowe – lokalizacje obserwacji osobników) porównano z danymi otrzymanymi od PZŁ (nie dotyczy sezonu 2016/2017, w którym nie wykorzystano danych od PZŁ). Do sporządzenia mapy występowania wilka wykorzystano tylko te dane, które nie były wzajemnie sprzeczne. Jeśli dane PZŁ wskazywały, że na terenie danego obwodu łowieckiego wilk nie występuje, a dane przekazane przez nadleśnictwo wskazywały,

że występuje, to przyjmowano, że wilk nie występuje. Analogicznie, jeśli dane przekazane przez nadleśnictwo wskazywały, że wilk nie występuje a dane PZŁ, że występuje, to przyjmowano, że wilk nie występuje. Dodatkowo na opracowanej mapie zaznaczono maksymalną wielkość grup wilków stwierdzonych w obrębie poszczególnych kwadratów siatki. Należy jednak zwrócić uwagę, że określenie charakteru występowania jako sporadyczne i regularne mogło być w ankietach mało precyzyjne. Należałoby się spodziewać, że wszystkie grupy wilków będą deklarowane jako występujące regularnie, albowiem watahy wilków są osiadłe - zajmują określone terytoria. Prawdopodobnie duże terytoria watah powodują, że w obrębie poszczególnych jednostek terytorialnych nadleśnictw i parków narodowych wilki pojawiają się stosunkowo rzadko, zwłaszcza na obrzeżach terytoriów watah, i w związku z tym ich występowanie było klasyfikowane jako sporadyczne. Dlatego analizując zmiany wielkości obszaru występowania wilka pominięto kwestię charakteru tego występowania (regularne, sporadyczne). Również ostateczna metodyka monitoringu wilka została tak zmodyfikowana, żeby respondenci ankiet nie musieli określać charakteru występowania tego gatunku.

Porównanie map sporządzonych na podstawie danych ankietowych dotyczących sezonów 2017/2018 i 2019/2020 wskazuje, że na terenie kraju populacja wilka nadal się rozwija, głównie w północnej i zachodniej Polsce. We wschodniej części kraju rozmieszczenie wilka wydaje się być stabilne. Natomiast w centralnej części rozwój populacji jest stosunkowo słaby, co należy wiązać ze stosunkowo małą lesistością tego terenu. W sezonie 2019/2020 występowanie wilka zostało stwierdzone na obszarze 139,2 tys. km² (Tabela nr 16). W porównaniu do poprzedniego okresu ankietyzacji (sezon 2017/2018) nastąpiło poszerzenie obszaru występowania wilka o blisko 22%. Wzrost obszaru występowania dotyczył wszystkich kategorii grup osobników. Wielkość obszarów występowania wyłącznie osobników pojedynczych wzrósł w analizowanym okresie o blisko 16%. Obszar występowania grup dwuosobnikowych wzrósł o niemal 31%. Natomiast obszar występowania watah wilków (>2 osobniki w grupie) wzrósł o nieco ponad 23%. Przy czym szczególnie duży wzrost obszaru występowania dotyczył grup złożonych z co najmniej 6 osobników (wzrost o 38%). Wskazuje to na umacnianie się populacji wilka na zajmowanych terenach. Poza terenem Puszczy Augustowskiej, Puszczy Białowieskiej oraz wschodniej części Karpat, coraz więcej obszarów w zachodniej i północnej części kraju zasiedlonych jest również przez duże watahy wilków (grupy liczące >5 osobników).

Do sporządzenia mapy występowania wykorzystano jedynie dane uzyskane w ramach ankietyzacji. Natomiast wyniki innych projektów zostały wykorzystane w celach porównawczych. Mapa występowania wilka w siatce kwadratów 10x 10 km dobrze koresponduje z obszarami występowania wilka uzyskanymi w innych projektach o skali regionalnej (Borowik i Schmidt 2015, Geldon i in. 2015, Gula i in. 2018, Okarma 2018) i lokalnej (Mysłajek i in. 2018, Romański i in. 2018, Mysłajek i in. 2019a) oraz z danymi osiągniętymi w ramach niniejszego projektu w skali stanowisk monitoringowych. Dlatego należy uznać, że mapy sporządzone w ramach niniejszego projektu dobrze odzwierciedlają aktualny obszar występowania tego gatunku w skali kraju. Określone na podstawie badań ankietowych obszary występowania wilka w kraju są generalnie zbliżone do tych prezentowanych przez Instytut Ochrony Przyrody PAN w Krakowie na stronie internetowej pn. Atlas Ssaków Polski (<https://www.iop.krakow.pl/Ssaki/>). Mapa rozmieszczenia wilka zamieszczona w tym internetowym atlasie przedstawia występowanie gatunku w siatce pól

geograficznych 10'×5'. Mapa ta jest co pewien czas aktualizowana. Jednakże na stronie Atlasu Ssaków Polski nie można znaleźć wyjaśnienia z jakiego okresu pochodzą dane, na bazie których opracowywana jest „aktualna” mapa. I raczej nie należy przypuszczać, że mapa ta odzwierciedla rozmieszczenie wilka na dzień aktualizacji mapy.

Tabela nr 16. Powierzchnie obszarów występowania wilka określone na podstawie mapy występowania gatunku w siatce kwadratów (10 x 10 km) sporządzonej w oparciu o dane ankietowe dostarczone przez nadleśnictwa, parki narodowe, leśne zakłady doświadczalne i Polski Związek Łowiecki. Dane dotyczą sezonu 2017/2018 (od 01.05.2017 do 30.04.2018) oraz 2019/2020 (01.05.2019 do 30.04.2020).

Sezon	Obszar występowania wyłącznie osobników pojedynczych [km ²]	Obszar występowania grup dwuosobnikowych [km ²]	Obszar występowania grup złożonych z 3-5 osobników [km ²]	Obszar występowania grup złożonych z co najmniej 6 osobników [km ²]	Obszar występowania wilka z nieokreśloną wielkością grup [km ²]	Razem [km ²]
2017/2018	27 487	23 303	42 183	18 216	3 155	114 344
2019/2020	31 815	30 481	49 198	25 179	2 554	139 227

RYŚ

Zebrane dane ankietowe umożliwiły sporządzenie map występowania rysia z dokładnością do leśnictw, obwodów ochronnych i leśnych zakładów doświadczalnych dla wszystkich badanych sezonów: Mapa nr 15. Mapa występowania gatunku ryś eurazjatycki *Lynx lynx* w leśnictwach i obwodach ochronnych (sezon 2016/2017); Mapa nr 19. Mapa występowania gatunku ryś eurazjatycki *Lynx lynx* w leśnictwach i obwodach ochronnych (sezon 2017/2018); Mapa nr 23. Mapa występowania gatunku ryś eurazjatycki *Lynx lynx* w leśnictwach i obwodach ochronnych (sezon 2019/2020). Mapy te stanowią prostą wizualizację informacji zawartych w ankietach.

Dane ankietowe posłużyły również do sporządzenia map obrazujących aktualny stan występowania rysia na terenie kraju w referencyjnej siatce kwadratów 10×10 km² Europejskiej Agencji Środowiska: Mapa nr 13. Mapa występowania gatunku ryś eurazjatycki *Lynx lynx* w kwadratach EEA 10x10 (sezon 2016/2017); Mapa nr 17. Mapa występowania gatunku ryś eurazjatycki *Lynx lynx* w kwadratach EEA 10x10 (sezon 2017/2018); Mapa nr 21. Mapa występowania gatunku ryś eurazjatycki *Lynx lynx* w kwadratach EEA 10x10 (sezon 2019/2020). Do sporządzenia tych map wykorzystano zarówno dane odnoszące się do jednostek terytorialnych nadleśnictw, leśnych zakładów doświadczalnych oraz parków narodowych, jak i przekazane przez respondentów dane dotyczące konkretnych obserwacji terenowych - osobniki widziane, materiały zdjęciowe, zarejestrowane tropy, itp. Zgodnie z opracowaną ankietą, respondenci określali rodzaj występowania rysia. W przypadku gdy na terenie danego leśnictwa lub obwodu ochronnego obecność tego drapieżnika stwierdzano co najmniej raz w miesiącu zaznaczono w ankiecie "występowanie regularne". Natomiast stwierdzenia obecności rzadsze niż raz w miesiącu określono jako występowanie sporadyczne. Mapę występowania gatunku stworzono po uprzednim przekształceniu danych odnoszących się do obszarów (jednostek terytorialnych) na dane odnoszące się do punktów (centroidy jednostek terytorialnych). Następnie, uzyskany wynik porównano z danymi otrzymanymi od PZŁ. Do sporządzenia ostatecznej mapy występowania gatunku wykorzystano tylko te dane, które nie były wzajemnie sprzeczne. Jeśli dane PZŁ

wskazywały, że na terenie danego obwodu łowieckiego ryś nie występuje, a dane przekazane przez nadleśnictwo wskazywały, że występuje, to przyjmowano, że ryś nie występuje. I podobnie, jeśli dane przekazane przez nadleśnictwo wskazywały, że ryś nie występuje a dane PZŁ, że występuje, to przyjmowano, że ryś nie występuje. Dodatkowo na mapie tej zaznaczono odpowiednimi symbolami występowanie wyłącznie osobników pojedynczych oraz maksymalną wielkość grup rodzinnych rysii stwierdzonych w obrębie poszczególnych kwadratów siatki.

Porównanie map sporządzonych na podstawie danych ankietowych z sezonów 2017/2018 i 2019/2020 wskazuje, że na terenach leżących na wschód od Wisły obszar występowania rysia jest stabilny. Natomiast na zachód od Wisły pojawił się nowy zwarty obszar zasiedlony przez rysie. Położone w północno-zachodniej części kraju nowe stanowisko rysia jest niewątpliwie efektem prowadzonego programu reintrodukcji tego gatunku do lasów Pomorza Zachodniego (<http://www.rysie.org/rysie-strona-glowna>). Na pozostałym obszarze występowanie tego drapieżnika ma charakter bardzo oddalonych od siebie wysp, na których notowane są głównie sporadycznie pojawiające się pojedyncze osobniki.

W sezonie 2019/2020 występowanie rysia zostało stwierdzone na obszarze 19,9 tys. km² (Tabela nr 17). W porównaniu do poprzedniego okresu ankietyzacji (sezon 2017/2018) nastąpiło poszerzenie obszaru występowania rysia o 13%. Wzrost obszaru występowania nastąpił w efekcie wspomnianej wyżej reintrodukcji. Obszar występowania wyłącznie pojedynczych osobników wzrósł w porównywanym okresie o 22%. Natomiast obszar, na którym została stwierdzona obecność grup rodzinnych zmalał o 1%. Należy więc stwierdzić, że pomimo wzrostu wielkości obszaru występowania rysia (efekt reintrodukcji gatunku do lasów Pomorza Zachodniego) jego stan w skali całego kraju nie uległ jak na razie poprawie (obszar zajęty przez rozmnażające się samice nie zwiększył się).

Do sporządzenia mapy występowania wykorzystano jedynie dane ankietowe. Natomiast opublikowane wyniki innych projektów wykorzystano jedynie do celów porównawczych. Obszar występowania rysia wyznaczony na mapie w siatce kwadratów 10 x 10 km jest zbieżny z obszarami wskazanymi w publikacji Mysłajka i in. (2019b). Również porównując wyniki w skali regionalnej (Borowik i Schmidt 2015, Geldon i in. 2015, Okarma 2018) i lokalnej (Romański i Mysłajek 2018) należy uznać, że opracowana w ramach niniejszego projektu mapa dobrze odzwierciedla aktualny obszar występowania tego gatunku.

Określone na podstawie badań ankietowych, obszary występowania rysia na terenie kraju tylko w przypadku terenów położonych na wschód od Wisły są zbliżone do obszarów występowania gatunku prezentowanych przez Instytut Ochrony Przyrody PAN w Krakowie na stronie internetowej Atlasu Ssaków Polski (<https://www.iop.krakow.pl/Ssaki/>). Natomiast duże różnice dotyczą terenów położonych na zachód od Wisły. Po pierwsze, dane ankietowe wskazują wyraźnie na tworzenie się nowego stanowiska w Polsce północno-zachodniej (mapa zamieszczona w Atlasie nie wskazuje na to tak jednoznacznie). Po drugie, dane ankietowe, w przeciwieństwie do informacji zawartej w Atlasie, nie wskazują na istnienie, czy tworzenie się, stałej ostoi rysia w Sudetach. Podobnie jak w przypadku wilka i innych gatunków ssaków, mapa występowania rysia prezentowana w Atlasie jest co pewien czas aktualizowana. Jednakże na stronie Atlasu nie można znaleźć wyjaśnienia z jakiego okresu pochodzą dane wykorzystywane do opracowywania „zaktualizowanej” mapy. W związku z powyższym, mapa ta nie może być wykorzystywana do śledzenia zmian rozmieszczenia gatunku na terenie kraju.

Tabela nr 17. Powierzchnie obszarów występowania rysia określone na podstawie mapy występowania gatunku w siatce kwadratów (10 x 10 km) sporządzonej w oparciu o dane ankietowe dostarczone przez nadleśnictwa, parki narodowe, leśne zakłady doświadczalne i Polski Związek Łowiecki. Dane dotyczą okresu od 01.05.2019 do 30.04.2020 r.

Sezon	Obszar występowania wyłącznie osobników pojedynczych [km ²]	Obszar występowania grup rodzinnych dwu osobnikowych [km ²]	Obszar występowania grup rodzinnych trzy-osobnikowych [km ²]	Obszar występowania grup rodzinnych cztero-osobnikowych [km ²]	Obszar występowania grup rodzinnych pięcio-osobnikowych [km ²]	Obszar występowania z nieokreśloną wielkością grup [km ²]	Razem [km ²]
2017/2018	11 644	1 883	3 107	563	-	372	17 569
2019/2020	14 213	2 302	2 967	153	100	200	19 925

1.1.3. Dane ankietowe dotyczące obserwacji osobników żywych, śladów ich obecności oraz odnalezionych w terenie osobników martwych

WILK

Przeprowadzone trzy ankietyzacje dostarczyły łącznie 7552 punktowych (współrzędne geograficzne) stwierdzeń obecności żywych osobników wilka oraz oznak ich aktywności. Respondenci przekazali informacje o 4780 przypadkach obserwacji bezpośrednich (osobniki widziane), 2305 stwierdzonych obserwacji pośrednich (tropy, odchody, szczątki ofiar, znakowanie moczem, wycie) oraz o 467 przypadkach zarejestrowania żyjących osobników na materiałach zdjęciowych. Obserwacje te stanowiły odpowiednio 63,3%, 30,5% i 6,2% wszystkich przekazanych informacji punktowych o stwierdzeniu żywych osobników oraz oznak ich aktywności.

Ankiety dostarczyły również informacje o odnalezieniu w terenie łącznie 195 martwych osobników. Z czego w 159 (81,5%) przypadkach udało się, wg respondentów ankiet, ustalić przyczynę ich śmierci. Najczęściej wilki ginęły w następstwie kolizji z pojazdem (125 przypadków, 78,6%). Znacznie rzadszą przyczyną śmierci było kłusownictwo (22 przypadki, 13,8%). Poza tym wilki ginęły z powodu zagryzienia przez inne osobniki swojego gatunku (5 przypadków), świerzb (3 przypadki), w następstwie ataku ze strony niedoszłych ofiar (3 przypadki; koń, dzik, jeleń) oraz w wyniku otrucia (1 przypadek). W sumie czynniki antropogeniczne odpowiadały aż za 93,1%, a czynniki naturalne za jedynie 6,9% upadków wilków.

RYŚ

Udostępnione w ankietach obserwacje bezpośrednie żywych rysii oraz śladów ich aktywności obejmują łącznie 642 informacje. Najwięcej stwierdzeń obecności rysia dotyczyło obserwacji bezpośrednich (osobniki widziane) – 57,9% wszystkich obserwacji. Pozostałe informacje obejmują obserwacje pośrednie (tropy, szczątki ofiar, odgłosy) – 23,4% oraz materiały zdjęciowe – 18,7%.

Poza tym ankiety dostarczyły informacji o 20 przypadkach śmierci rysii. Jednakże tylko w 10 przypadkach możliwe było, wg respondentów ankiet, ustalenie przyczyny upadku. Wszystkie te osobniki padły w wyniku kolizji z pojazdem.

1.1.4. Przypadki śmierci i wilków i rysia w latach 2013-2018 wg informacji pozyskanych od regionalnych dyrekcji ochrony środowiska i parków narodowych

WILK

Regionalne dyrekcje ochrony środowiska dostarczyły informacje dotyczące upadków 206 wilków z lat 2013-2018 (Tabela nr 18). Wg tych danych najczęstszą stwierdzoną przyczyną śmierci była kolizja z pojazdem – 75,4% przypadków, w których przyczyna śmierci została ustalona. Drugą co do częstości przyczyną śmierci było kłusownictwo – 13,1%. Pozostałe przypadki śmierci obejmowały: przyczyny naturalne (15 przypadków, w tym 6 przypadków w wyniku walki z innymi osobnikami i 3 przypadki z powodu świerzb), zaplątanie w siatkę ogrodzeniową (2 przypadki), nieznanego pochodzenia uszkodzenia mechaniczne głowy (2 przypadki), eutanazję (1 przypadek – młody osobnik w stanie agonalnym, chory na świerzb). W przypadku 31 stwierdzonych upadków wilka nie udało się określić przyczyny śmierci, przy czym w 1 przypadku podejrzewano kłusownictwo, a w kolejnym, że przyczyną były rany powstałe z powodu pułapek używanych do odłowu wilka w celach naukowo-badawczych (tuż przy granicy z Niemcami w woj. zachodniopomorskim).

RYŚ

Dostarczone informacje dotyczą upadku 12 osobników rysia. Najczęstszą przyczyną śmierci była kolizja z pojazdem- 77,8% przypadków, w których ustalono przyczynę śmierci. Poza tym, 1 osobnik padł z powodu świerzb i 1 z powodu nieznanego pochodzenia ran na szyi. W trzech przypadkach nie ustalono przyczyny śmierci (Tabela nr 18).

Tabela nr 18. Zestawienie danych z lat 2013-2018 o upadkach wilka i rysia. Opracowano na podstawie informacji dostarczonych przez regionalne dyrekcje ochrony środowiska oraz parki narodowe

Gatunek	Przyczyna śmierci					Razem
	Kolizja z pojazdem	Kłusownictwo	Naturalna	Inne	Nieznana	
Wilk	132	23	15	5*	31	206
Ryś	7	-	1	1**	3	12

*zaplątanie w siatkę ogrodzeniową- 2 przypadki, rany nieznanego pochodzenia- 2 przypadki, eutanazja osobnika w stanie agonalnym (chory na świerzb) – 1 przypadek

** rany nieznanego pochodzenia

1.1.5. Literatura

Borowik T, Schmidt K. (2015). Raport z inwentaryzacji wilków i rysia metodą tropień zimowych oraz ocena stanu zachowania populacji tych gatunków w Puszczy Augustowskiej, Knyszyńskiej i okolicach w sezonie 2014/2015. Manuskrypt. WWF Polska. Warszawa. 5-30.

Geldon A., Pierużek-Nowak S., Mysłajek R.W. (2015) Sprawozdanie z inwentaryzacji dużych drapieżników w sezonie 2014/2015 w wybranych nadleśnictwach Regionalnej Dyrekcji Lasów Państwowych w Białymstoku oraz Regionalnej Dyrekcji Lasów Państwowych w Olsztynie. LP, Olsztyn.

<http://www.spychowo.olsztyn.lasy.gov.pl/documents/21862804/0/Sprawozdanie+z+inwentaryzacji+du%C5%BCych+drapie%C5%BCnik%C3%B3w+2015/45b0ff6d-93b7-41ce-9cd5-e84ec38d9119>

Gula R., Bojarska K., Milanowski A., Major J. (2018) Badania, monitoring i działania edukacyjne na rzecz ochrony wilków. Raport nr 7- Wrzesień 2018. Manuskrypt. SAVE- Wildlife Conservation Fund, 1-11. http://wilknet.pl/userdata/downloads/7%20SAVE%20Raport%20Wilki_10.9.2018_PL.pdf

Instytut Ochrony Przyrody PAN. Atlas ssaków Polski. Wilk *Canis lupus* Linnaeus, 1758. <http://www.iop.krakow.pl/Ssaki/gatunek/101>

Mysłajek R.W., Stachyra P., Szewczyk M., Figura M., Stefański R., Niedźwiecka N., Nowak S. (2018) Wilk *Canis lupus* i ryś *Lynx lynx* w Roztoczańskim Parku Narodowym w latach 2016-2017. Przegląd Przyrodniczy 29, 71-83.

Mysłajek R.W., Szewczyk M., Zwijacz-Kozica T., Niedźwiecka N., Rabiasz J., Chovancová G., Feriancová E., Figura M., Nowak S. (2019a) Różnorodność genetyczna tatrzańskiej populacji wilka *Canis lupus*. Studia i Materiały CEPL w Rogowie R. 21. Zeszyt 59, 38-45.

Mysłajek R.W., Kwiatkowska I., Diserens T.A., Haidt A., Nowak S. (2019b) Occurrence of Eurasian lynx in western Poland after two decades of strict protection. Cat News 69, 12-23.

Okarma H. (2018) Inwentaryzacja dużych drapieżników. [W: Ocena stanu różnorodności biologicznej w wybranych nadleśnictwach RDLP Krosno na podstawie wybranych elementów przyrodniczych i kulturowych. Sprawozdanie końcowe z projektu, IBL, Stary Sękocin], 49-77. https://tbr.lasy.gov.pl/apex/f?p=102:3::NO::P3_TEMAT:4343

Romański M., Szewczyk M., Niedźwiecka N., Nowak S., Mysłajek R.W. (2018) Monitoring wilków (*Canis lupus*) z wykorzystaniem fotopułapek i analiz genetycznych w Wigierskim Parku Narodowym, 2013-2017. Przegląd Przyrodniczy 29, 78-95.

Romański M., Mysłajek R.W. (2018) Nowe stwierdzenia rysia euroazjatyckiego *Lynx lynx* w Wigierskim Parku Narodowym. Przegląd Przyrodniczy 29, 3, 120-123.

1.2. Tropienia rysia w najważniejszych ostojach tego gatunku

Ze względu na porę roku, pierwsze tropienia (2017) były przeprowadzone w warunkach braku pokrywy śnieżnej na wszystkich stanowiskach, za wyjątkiem Bieszczadów, gdzie prace terenowe zostały wykonane zaraz po świeżym opadzie śniegu. W wyniku przeprowadzonych prac terenowych wykryto ślady, a dokładniej tropy rysia tylko w jednym miejscu, w Bieszczadach. Na innych stanowiskach nie wykryto żadnych śladów obecności rysia (Tabela nr 2). Ponieważ z innych źródeł wiadomo, że ryś na badanych stanowiskach występuje, należy stwierdzić, że jesienne tropienia rysia są nieefektywne.

Tabela 19. Zestawienie danych z jesiennych tropień rysia przeprowadzonych na stanowiskach monitoringowych

Lp.	Stanowisko monitoringowe	Powierzchnia stanowiska [km ²]	Długość transektów [km]	Zagęszczenie transektów [km/km ²]	Data wykonania tropień	Liczba stwierdzonych tropów
1	Bieszczady	1222	801	0,66	21.11.2017	1
2	Beskid Sądecki	783	646	0,82	09.11.2017	0
3	Beskid Śląski i Żywiecki	1042	769	0,74	08.11.2017	0
4	Puszcza Augustowska	1583	1141	0,72	16.11.2017	0

Lp.	Stanowisko monitoringowe	Powierzchnia stanowiska [km ²]	Długość transektów [km]	Zagęszczenie transektów [km/km ²]	Data wykonania tropień	Liczba stwierdzonych tropów
5	Puszcza Białowieska	769	620	0,81	15.11.2017	0
6	Puszcza Knyszyńska	1793	1072	0,60	17.11.2017	0
7	Puszcza Solska i Roztocze	1499	901	0,60	22.11.2017	0
8	Puszcza Piska	1707	1252	0,73	18.11.2017	0

W sumie na wszystkich stanowiskach monitoringowych, w trakcie drugich jednodniowych tropień (2018) wykonanych po opadzie śniegu, odnotowano 49 tropów rysia z czego tylko 3 stanowiły tropy grup rodzinnych. Najwięcej tropów rysia stwierdzono w Puszczy Białowieskiej (18 tropów) a najmniej w Puszczy Augustowskiej (1 trop). Tropy grup rodzinnych rysia stwierdzono jedynie na stanowiskach: Bieszczady, Puszcza Augustowska, Puszcza Białowieska. Wszystkie stwierdzone grupy rodzinne składały się z samicy i tylko jednego młodego (Tabela nr 20).

Tabela nr 20. Zestawienie danych z tropień zimowych rysia na stanowiskach monitoringowych

Lp.	Stanowisko monitoringowe	Powierzchnia stanowiska [km ²]	Tropienia zimowe				
			Długość transektów [km]	Zagęszczenie transektów [km/km ²]	Data wykonania tropień	Liczba stwierdzonych tropów	Liczba stwierdzonych tropów grup rodzinnych (skład grup rodzinnych) ¹
1	Bieszczady	1222	818	0,67	13.02.2018	10	1 (1f+1j)
2	Beskid Sądecki	783	748	0,95	27.01.2018	6	0
3	Beskid Żywiecki i Śląski	1042	868	0,83	24.01.2018	3	0
4	Puszcza Augustowska	1583	1241	0,78	13.02.2018	1	1 (1f+1j)
5	Puszcza Białowieska	769	433	0,56	18.01.2018	18	1 (1f+1j)
6	Puszcza Knyszyńska	1793	1181	0,66	8.02.2018	4	0
7	Roztocze i Puszcza Solska	1499	1140	0,76	14.02.2018	4	0
8	Puszcza Piska	1707	1376	0,81	9.02.2018	3	0

¹f – samica, j – młody

1.2.1. Ocena stanu populacji rysia na stanowiskach monitoringowych

Zgodnie z założeniami metodycznymi oraz Opisem Przedmiotu Zamówienia dla celów waloryzacji stanu populacji rysia wykorzystano zarówno dane z jednodniowych tropień zimowych, jak i pozostałych zebranych danych, w tym danych dotyczących tropów, osobników widzianych lub zarejestrowanych na materiałach zdjęciowych, które zostały udostępnione przez nadleśnictwa, parki narodowe i leśne zakłady doświadczalne w ramach przeprowadzonej ankietyzacji. Do analizy wykorzystano informacje z okazjonalnych stwierdzeń rysia z okresu od 1.05.2017 r. (młode rodzą się w 1 tygodniu maja) do 15.02.2018 r. (młode opuszczają matki w drugiej połowie lutego), które zostały zebrane przez Wykonawcę projektu oraz przekazane przez nadleśnictwa, parki narodowe i leśne zakłady doświadczalne. W sumie na wszystkich stanowiskach zarejestrowano 116 stwierdzeń obecności rysia, z

czego 12 stwierdzeń dotyczyło grup rodzinnych. Najwięcej stwierdzeń obecności rysia zgromadzono ze stanowiska Puszcza Białowieska (30 stwierdzeń) a najmniej (7 stwierdzeń) ze stanowiska Puszcza Knyszyńska. Natomiast biorąc pod uwagę tylko stwierdzenia samych grup rodzinnych, to najwięcej stwierdzeń pochodzi z Bieszczadów (5 stwierdzeń) a najmniej z Puszczy Knyszyńskiej, gdzie nie zarejestrowano żadnej grupy rodzinnej (Tabela nr 21). Stosując zgodnie z założeniami metodycznymi monitoringu rysia oraz Opisem Przedmiotu Zamówienia kryterium minimalnej odległości 8 km pomiędzy stwierdzonymi grupami rodzinnymi oraz kryterium wielkości grup rodzinnych, oszacowano liczbę grup rodzinnych, które bytowały na poszczególnych stanowiskach monitoringowych. Najwięcej grup rodzinnych stwierdzono w Bieszczadach (3 grupy) a najmniej w Puszczy Knyszyńskiej, gdzie nie stwierdzono obecności ani jednej grupy rodzinnej.

W oparciu o wyniki przeprowadzonych badań monitoringowych wykonano waloryzację stanu populacji rysia. Zgodnie z założeniami metodycznymi, wskaźnikiem stanu populacji rysia jest zagęszczenie grup rodzinnych oraz liczba młodych prowadzonych przez samice. Najwyższe zagęszczenie grup rodzinnych stwierdzono w Bieszczadach (0,245 grup/100 km²) a najniższe na stanowisku Puszcza Knyszyńska (0 grup/100 km²). Na wszystkich badanych stanowiskach stan populacji rysia, określony wartością zagęszczenia grup rodzinnych, otrzymał ocenę złą (U2). Drugi wskaźnik używany do oceny stanu populacji rysia to średnia liczba młodych prowadzonych przez samice. Dla określenia liczby młodych prowadzonych przez samice przyjęto maksymalną liczbę młodych w ustalonej grupie rodzinnej jaka została stwierdzona w okresie od 1 grudnia 2017 r. do 15 lutego 2018 r. Wartość wskaźnika „średnia liczba młodych prowadzonych przez samice” wahała się od 0 na stanowisku Puszcza Knyszyńska do 2,3 na stanowisku Bieszczady. Stan populacji określony na podstawie tego wskaźnika został oceniony jako właściwy (FV) tylko na stanowisku Bieszczady, a na stanowisku Puszcza Knyszyńska został oceniony jako zły (U2). Na pozostałych stanowiskach został oceniony jako niezadowolający (U1) (Tabela nr 22).

Tabela nr 21. Zestawienie danych dotyczących grup rodzinnych rysi stwierdzonych na stanowiskach monitoringowych w oparciu o łączne dane z tropień zimowych oraz obserwacji całorocznych udostępnionych w ankietach wypełnionych przez nadleśnictwa, parki narodowe i leśne zakłady doświadczalne

Lp.	Stanowisko monitoringowe	Tropienia zimowe i obserwacje całoroczne		
		Liczba stwierdzeń osobników	Liczba stwierdzeń grup rodzinnych (skład grup rodzinnych) ¹	Oszacowana liczba grup rodzinnych na stanowisku monitoringowym (skład grup rodzinnych) ¹
1	Bieszczady	21	5 (1f+2j, 1f+1j, 1f+2j, 1f+1j, 1f+3j)	3 (1f+2j, 1f+2j, 1f+3j)
2	Beskid Sądecki	9	1 (1f+2j)	1 (1f+2j)
3	Beskid Żywiecki i Śląski	9	1 (1f+1j)	1 (1f+1j)
4	Puszcza Augustowska	8	1 (1f+1j)	1 (1f+1j)
5	Puszcza Białowieska	30	1 (1f+2j)	1 (1f+2j)
6	Puszcza Knyszyńska	7	0	0
7	Roztocze i Puszcza Solska	22	1 (1f +1j)	1 (1f+1j)
8	Puszcza Piska	10	1 (1f+2j)	1 (1f+2j)

¹ f – samica, j – młody

Tabela nr 22. Wyniki waloryzacji stanu populacji rysia na poszczególnych stanowiskach monitoringowych

Lp.	Stanowisko monitoringowe	Liczba grup rodzinnych [N]	Waloryzacja stanu populacji – liczba grup rodzinnych		Liczba młodych prowadzonych przez samice [n]	Waloryzacja stanu populacji - średnia liczba młodych prowadzonych przez samicę	
			Wartość wskaźnika [N/100 km ²]	Ocena ¹		Wartość wskaźnika [n/N]	Ocena ²
1	Bieszczady	3	0,25	U2	7	2,3	FV
2	Beskid Sądecki	1	0,13	U2	2	2,0	U1
3	Beskid Żywiecki i Śląski	1	0,10	U2	1	1,0	U1
4	Puszcza Augustowska	1	0,06	U2	1	1,0	U1
5	Puszcza Białowieska	1	0,13	U2	2	2,0	U1
6	Puszcza Knyszyńska	0	0,00	U2	0	0,0	U2
7	Roztocze i Puszcza Solska	1	0,07	U2	1	1,0	U1
8	Puszcza Piska	1	0,06	U2	2	2,0	U1

¹ FV – liczba grup rodzinnych >0,5/100 km²; U1 – liczba grup rodzinnych 0,3-0,5/100 km²; U2 – liczba grup rodzinnych <0,3/100 km².

² FV – średnia liczba młodych prowadzonych przez samicę >2; U1 – średnia liczba młodych prowadzona przez samicę 1-2; U2 – średnia liczba młodych prowadzonych przez samicę <1.

1.2.2. Określenie bazy pokarmowej rysia w najważniejszych ostojach tego gatunku na podstawie wyników pędzeń

Baza pokarmowa rysia została określona na podstawie pędzeń zwierzyny w II etapie prac. Jednakże w związku z faktem, że część nadleśnictw i parków narodowych udostępniła nowe dane z pędzeń, wyniki zostały zaktualizowane. Do analizy wykorzystano wyniki 508 pędzeń zwierzyny wykonanych przez nadleśnictwa i parki narodowe w obrębie wyznaczonych stanowisk monitoringowych. Najwięcej danych z pędzeń pochodzi z Puszczy Knyszyńskiej (144 pędzenia), a najmniej z Beskidu Sądeckiego (19 pędzeń). W sumie pędzeniami zostało objętych 787 km², co stanowi 7,6% łącznej powierzchni wszystkich stanowisk monitoringowych rysia. Zgodnie z Opisem Przedmiotu Zamówienia oraz opracowaną w I etapie realizacji projektu metodyką, ocenę dostępności bazy pokarmowej rysia przeprowadzono wyłącznie w oparciu o dane dotyczące sarny. Największe zagęszczenie sarny stwierdzono na stanowisku Beskid Żywiecki i Śląski (10,6 os./km²) a najmniejsze na stanowisku Bieszczady (1,9 osobnika/km²). Na pozostałych sześciu stanowiskach zagęszczenie sarny wahało się od 2,5 do 4,4 os./km². Obliczona wartość wskaźnika dostępności bazy pokarmowej rysia wahała się od 37 kg/km² w Bieszczadach do 212 kg/km² w Beskidzie Żywieckim i Śląskim. Wskaźnik dostępności bazy pokarmowej uzyskał ocenę FV (stan właściwy) na stanowisku Beskid Żywiecki i Śląski, a ocenę U2 (stan zły) na stanowisku Bieszczady. Na pozostałych stanowiskach otrzymał ocenę U1 (stan niezadowalający) (Tabela nr 23).

Tabela nr 23. Zagęszczenie sarny oraz dostępność bazy pokarmowej rysia na stanowiskach monitoringowych, określone na podstawie pędzeń próbnych wykonanych przez nadleśnictwa i parki narodowe

Lp.	Stanowisko monitoringowe	Powierzchnia stanowiska [km ²]	Lata wykonania pędzeń	Liczba analizowanych pędzeń	Procent powierzchni stanowiska objętej pędzeniami	Zagęszczenie sarny [N/km ²]	Waloryzacja wskaźnika - dostępności bazy pokarmowej	
							Wartość wskaźnika [kg/km ²]	Ocena ¹
1	Bieszczady	1222	2015-2018	59	11,4	1,9	37	U2
2	Beskid Sądecki	783	2015	19	1,4	3,7	75	U1
3	Beskid Żywiecki i Śląski	1042	2016	51	5,5	10,6	212	FV
4	Puszcza Augustowska	1583	2015-2016	60	9,2	2,5	50	U1
5	Puszcza Białowieska	769	2014-2017	34	4,8	3,1	62	U1
6	Puszcza Knyszyńska	1793	2015-2017	144	12	3,5	69	U1
7	Puszcza Piska	1707	2015-2017	111	8,8	4,4	87	U1
8	Puszcza Solska i Roztocze	1499	2016	30	2,1	2,9	58	U1

¹FV – biomasa sarny >100 kg/km²; U1 – biomasa sarny 50-100 kg/km²; U2 – biomasa sarny <50 kg/km².

Dane z pędzeń próbnych zgromadzono w bazie danych będącej załącznikiem do niniejszego rozdziału (BAZA_WILK_RYS).

1.3. Opracowanie wyników monitoringu wilka

1.3.1. Zbiór materiału genetycznego wilka w najważniejszych ostojach występowania tego gatunku

W sumie w ramach projektu zebrano 1243 próbki odchodów. W sezonie 2017/2018 zebrano 881 próbek a w sezonie 2018/2019 362 próbki. Najwięcej próbek zostało zebranych na stanowisku Bieszczady (252 próbki) a najmniej na stanowisku Beskid Żywiecki i Śląski (25 próbek w sezonie 2017/2018 i 40 próbek w sezonie 2018/2019) (Tabela nr 24).

1.3.2. Badania genetyczne wilka

Wszystkie próbki odchodów odnalezione w terenie były pobierane zarówno do fiolek z etanolem jak i za pomocą wymazówek. Zdecydowano się na dodatkowe pobieranie próbek bezpośrednio z odchodów za pomocą wymazówek gdyż, jak to wykazały badania testowe (Śmietana niepubl.), metoda ta daje lepsze wyniki niż pobieranie wymazów z fragmentów odchodów zakonserwowanych w etanolu. Przygotowanie próbek do izolacji DNA polegało na zdjęciu fragmentów wacików z materiałem badawczym i umieszczeniu ich w probówkach. W sytuacji gdy wymazy pobrane w terenie posiadały za mało materiału do badań (ocena wizualna) materiał był również pobierany z fragmentu odchodu zakonserwowanego w etanolu. Z każdego badanego odchodu uzyskano w sumie po 4 wymazy, które zostały wykorzystane do izolacji DNA. Pochodzące z tego samego odchodu waciki z materiałem badawczym umieszczano w jednej probówce. Izolacja genomowego DNA została wykonana przy użyciu zestawu AX Sherlock (A&A Biotechnology, Gdynia), który jest specjalnie dedykowany do pracy z materiałami zawierającymi śladowe ilości

DNA. Zdecydowano się na wykonanie izolacji DNA tym zestawem gdyż dotychczasowe doświadczenia oparte na wynikach analiz ponad tysiąca próbek odchodów (Śmietana niepubl.) wskazują, że jest to metoda bardzo efektywna (mierzona sukcesem genotypowania). Izolacja DNA została wykonana w laboratorium producenta AX Sherlock, czyli w laboratorium A&A Biotechnology w Gdyni. Z każdej próbki odchodu uzyskano jeden izolat DNA, za wyjątkiem 100 próbek, których analiza została powtórzona w całości. Z tych próbek DNA izolowane było dwukrotnie.

Uzyskane izolaty DNA były dostarczane do Laboratorium Genetyki Molekularnej Instytutu Zootechniki PIB w Balicach, które wykonało genotypowanie (ustalenie profili genetycznych). Genotypowanie zostało wykonane przy użyciu zestawu 18 markerów mikrostatelitarnych autosomalnego DNA (AHT121, AHT137, AHT171, AHT260, AHTk211, AHTk253, CXX279, FH2054, FH2848, INRA21, INU005, INU030, INU055, REN162C04, REN169D01, REN169O18, REN247M23, REN54P11) oraz markera płci (gen amelogeniny - AMEL). Amplifikację DNA, elektroforezę oraz pomiar produktów reakcji PCR (ang. polymerase chain reaction) przeprowadzono na podstawie instrukcji Thermo Scientific Canine Genotypes Panel 1.1 <https://assets.thermofisher.com/TFS-Assets/LSG/manuals/MAN0012409_Canine_Genotypes_Panel_1.1_UG.pdf> producenta powyższego zestawu markerów (Thermo Fisher Scientific Inc.). Markery z powyższego zestawu były również wykorzystywane w innych badaniach wilków w Europie (np. Godinho i in. 2011, Jansson i in. 2012, Hulva i in. 2018). W przypadku próbek, które dały wynik przynajmniej w 9 z 19 badanych loci, analizy zostały powtórzone. Dodatkowo powtórnej izolacji DNA i genotypowaniu zostało poddanych również 99 próbek odchodów zebranych w sezonie 2017/2018, których badanie nie powiodło się za pierwszym razem oraz, w celach kontrolnych, jedna próbka, która została już raz z sukcesem zgenotypowana. Do porównań i szczegółowych analiz wybrano 12 markerów (AHT121, AHT137, AHTk211, CXX279, FH2054, FH2848, INRA21, INU005, INU055, REN162C04, REN169D01, REN247M23), które w przypadku prób pobranych z odchodów amplifikowały się najlepiej, czyli wyróżniały się najmniejszą liczbą brakujących wyników. Markery z powyższej listy zostały wybrane na podstawie wyników uzyskanych z próbek badanych we wczesnym etapie projektu. Z dalszych etapów badań zostały odrzucone wszystkie próbki, które nie dały wyniku w 12 wyselekcjonowanych loci autosomalnych oraz w przypadku których nie została określona płeć osobnika na podstawie badania genu amelogeniny. Odrzucone zostały również próbki, które były zmieszane - pochodziły od więcej niż 1 osobnika. Przeprowadzona analiza polimorfizmu alleli genotypów pochodzących z Karpat i terenów nizinnych, które należą do dwóch odrębnych genetycznie populacji (Hulva i in. 2018) wykazała, że użycie tego zestawu markerów jest wystarczająca dla celów identyfikacji osobniczej. Błędy genotypowania, które mogą wpłynąć na nieprawidłową identyfikację osobniczą, powodują, że wyniki uzyskane dla próbek pochodzących od tego samego osobnika różnią się zwykle w 1 lub 2 loci (Paetkau 2003). W celu wykrycia potencjalnych błędów przeprowadzono wzajemne porównanie wszystkich uzyskanych we wstępnym etapie prac laboratoryjnych pełnych genotypów (12 loci autosomalnych plus locus amelogeniny). Różniące się w 1-4 loci genotypy zostały zweryfikowane, a wykryte błędy genotypowania zostały usunięte dzięki powtórnej analizie. Powtórne analizy zostały wykonane albo tylko w danym locus, albo z użyciem całego zestawu markerów. Ewentualne błędy genotypowania, które mogłyby wpłynąć na zaważenie liczby wykrytych osobników mogą więc dotyczyć tylko tych

par próbek, które różniły się w >4 loci. Biorąc jednak pod uwagę fakt, że tylko w jednej parze porównywanych genotypów błąd wystąpił w 3 loci i w żadnej parze porównywanych genotypów nie wykryto błędów w 4 loci, należy uznać, że szansa na wystąpienie błędów genotypowania w porównywanych parach aż w 5 loci jest bardzo znikoma. Również szansa, że liczba użytych markerów była za mała i mogła spowodować, że wyniki uzyskane od dwóch różnych osobników dały ten sam genotyp jest wręcz nieprawdopodobna, gdyż, po usunięciu błędów genotypowania w próbkach różniących się w 1-4 locus, żadna para genotypów nie różniła się w 1 locus, a tylko jedna para różniła się w 2 loci. Oznacza to, że dodanie kolejnego markera nie zwiększyłoby liczby wykrytych osobników.

W sumie wykonano 1804 analiz genetycznych - 1731 analiz z wykorzystaniem całego zestawu markerów i 73 analizy z wykorzystaniem pojedynczych markerów. Poszczególne próbki analizowane były od 1 do 4 razy.

Na podstawie wykonanych analiz utworzono bazę genotypów, która została wykorzystana do dalszych analiz statystycznych. Pełny genotyp uzyskano dla 552 próbek odchodów, co stanowi 44,4% zebranego do badań materiału. Spośród 1343 analizowanych izotatów DNA 22,1% dało genotypy niepełne (wynik dla 1-12 z 13 badanych markerów), a dla 36,7% izotatów nie uzyskano żadnego wyniku. Sukces genotypowania próbek (liczba uzyskanych pełnych genotypów podzielona przez liczbę wszystkich próbek) wahał się w dość szerokim zakresie pomiędzy poszczególnymi stanowiskami. Najwyższy sukces genotypowania (71,4%) miały próbki zebrane w Bieszczadach, a najniższy (16,3%) w Puszczy Piskiej, gdzie materiał był zbierany tylko przy okazji prac terenowych związanych z monitoringiem rysia (Tabela nr 24). Wśród wyselekcjonowanych próbek, które zostały zebrane w sezonie 2017/2018 i powtórnie zbadane w kolejnym etapie prac, sukces genotypowania wyniósł 21%, a próbka kontrolna została ponownie z sukcesem zgenotypowana. Należy w tym miejscu dodać, że przechowywanie próbek odchodów zakonserwowanych w etanolu w temperaturze pokojowej praktykowany jest też przez innych badaczy (np. Fedorca i in. 2018).

Tabela nr 24. Zestawienie danych dotyczących liczby zebranych i poddanych analizie genetycznej próbek odchodów wraz z wynikiem identyfikacji gatunkowej i osobniczej w pełni zgenotypowanych próbek. Stanowiska monitoringowe: Bieszczady, Beskid Sądecki, Beskid Żywiecki i Śląski, Puszcza Augustowska, Puszcza Białowieska, Puszcza Knyszyńska, Roztocze i Puszcza Solska. Stanowiska wytypowane do zbioru odchodów: Bory Tucholskie, Puszcza Notecka, Bory Dolnośląskie. Stanowisko dodatkowe (stanowisko monitoringowe rysia): Puszcza Piska.

Lp.	Stanowisko	Sezon zbioru próbek	Liczba zebranych i zanalizowanych próbek	Liczba w pełni zgenotypowanych próbek <i>Canis</i> **	Liczba w pełni zgenotypowanych próbek <i>Canis lupus</i> **	Liczba stwierdzonych odrębnych genotypów <i>Canis lupus</i>
1	Bieszczady	2017/2018	252	182 (72,2%)	180 (71,4%)	90
2	Beskid Sądecki	2017/2018	51	19 (37,3%)*	9 (17,6%)*	5*
		2018/2019	76	17 (22,4%)	15 (19,7%)	8
3	Beskid Żywiecki i Śląski	2017/2018	25	10 (40,0%)*	4 (16,0%)	4
		2018/2019	40	17 (42,5%)	17 (42,5%)	9
4	Puszcza Augustowska	2017/2018	149	54 (36,2%)	53 (35,5%)	32
5	Puszcza Białowieska	2017/2018	79	36 (45,6%)	36 (45,6%)	17

Lp.	Stanowisko	Sezon zbioru próbek	Liczba zebranych i zanalizowanych próbek	Liczba w pełni zgenotypowanych próbek <i>Canis</i> **	Liczba w pełni zgenotypowanych próbek <i>Canis lupus</i> **	Liczba stwierdzonych odrębnych genotypów <i>Canis lupus</i>
6	Puszcza Knyszyńska	2017/2018	115	35 (30,4%)	33 (28,7%)	22
7	Roztocze i Puszcza Solska	2017/2018	87	30 (34,5%)	28 (32,2%)	14
8	Bory Tucholskie	2017/2018	28	11 (39,3%)	9 (32,1%)	7
		2018/2019	72	37 (51,4%)	37 (51,4%)	15
9	Puszcza Notecka	2017/2018	20	5 (25,0%)	3 (15,0%)	3
		2018/2019	74	36 (48,6%)	35 (47,3%)	18
10	Bory Dolnośląskie	2017/2018	26	5 (19,2%)	5 (19,2%)	5
		2018/2019	100	50 (50,0%)	50 (50,0%)	24
11	Puszcza Piska	2017/2018	49	8 (16,3%)	8 (16,3%)	7
Razem:		2017/2018	881	395 (44,8%)	368 (41,9%)	206
		2018/2019	362	157 (43,4%)	154 (42,5%)	74
		Suma	1243	552 (44,4%)	522 (42,0%)	280

*12 wyselekcjonowanych autosomalnych loci mikrosatelitarnych oraz locus amelogenu.

**W nawiasach podano procentowy udział w pełni zgenotypowanych próbek.

***Liczba obejmuje dwie próbki zebrane poza wyznaczoną granicą stanowiska.

W celu wykrycia genotypów nienależących do wilka, przeprowadzono analizę przynależności zidentyfikowanych genotypów do klastrow genetycznych przy użyciu programu STRUCTURE 2.3.4 (Pritchard i in. 2000). Dodatkowo przynależność genetyczną do populacji pochodzenia przeprowadzono w programie GeneClass2 (Piry i in. 2004). Do puli analizowanych statystycznie genotypów włączono, stanowiące własność Instytutu Zootechniki PIB, wyniki genotypowania 72 psów (*Canis lupus familiaris*). Profile genetyczne tych osobników zostały udostępnione wyłącznie w celu wykrycia psów w puli osobników zidentyfikowanych w ramach prowadzonego monitoringu wilka. Przeprowadzona analiza statystyczna wskazała na obecność 30 prób należących do psa, co stanowi 5,4% w pełni zgenotypowanych próbek. Genotypów należących do innych niż wilk i pies gatunków nie stwierdzono. Najwięcej, bo aż 18 prób (16 z sezonu 2017/18 i 2 z sezonu 2018/2019) należących do psów stwierdzono w próbkach z Beskidu Sądeckiego oraz Beskidu Żywieckiego i Śląskiego. Na pozostałych stanowiskach albo nie stwierdzono genotypów należących do psa, albo ich liczba była niewielka (maksymalnie 2 próbki na stanowisko). Przeprowadzone analizy w programie STRUCTURE mogą wskazywać na niewielką admiksję genów pochodzących od psów do populacji nizinnej wilka. Zagadnienie to jednak wymaga użycia do celów porównawczych wyników genotypowania dużej liczby próbek pochodzącej od psów różnych ras i przede wszystkim mieszańców, co wykracza poza ramy realizowanego aktualnie projektu. Wśród w pełni zgenotypowanych próbek należących do wilka stwierdzono obecność 206 odrębnych (unikatowych) genotypów w sezonie 2017/2018 i 74 w sezonie 2018/2019 (Tabela nr 24).

1.3.3. Ocena liczebności i stanu populacji

Genotypy należące do psów zostały usunięte z bazy danych, która została utworzona w celu wykonania oceny liczebności i zagęszczenia populacji wilka na poszczególnych stanowiskach. Z bazy tej usunięto również 2 próbki, które pochodziły spoza granic badanych stanowisk. Ocenę (oszacowanie) liczebności wilka na poszczególnych stanowiskach wykonano przy użyciu metody *capwire* (Miller i in. 2005, Pennell i in. 2013). Wykonane w programie CAPWIRE (Miller i in. 2005) obliczenia nie dały jednoznacznej odpowiedzi w kwestii wyboru właściwego modelu oceny liczebności. W przypadku stanowiska Bieszczady, Puszcza Białowieska, Bory Tucholskie (sezon 2017/2018) i Beskid Żywiecki i Śląski (sezon 2018/2019) jako właściwy został wskazany model ECM, zakładający jednakowe prawdopodobieństwo wykrycia poszczególnych osobników, a w przypadku pozostałych stanowisk został wskazany model TIRM zakładający zróżnicowane prawdopodobieństwo. Wynik ten jest zaskakujący, gdyż należałoby się spodziewać, że na wszystkich stanowiskach zostanie wskazany ten sam model ocen liczebności, gdyż wzór defekacji u wilka powinien być taki sam na wszystkich stanowiskach. Dlatego, aby bezzasadnie nie zawyżyć liczebności tego drapieżnika, dla wszystkich stanowisk obliczenia wykonano przy użyciu modelu ECM - obliczenia zakładające model TIRM dają zwykle znacznie wyższe oceny liczebności. Wykorzystanie modelu ECM do oceny liczebności wilka na podstawie odchodów zbieranych w okresie zimowym zostało wskazane również przez Śmietanę (2013), który porównał ocenę liczebności metodą *capwire* z wynikami uzyskanymi w oparciu o intensywne tropienia po śniegu. Wybór modelu ECM znajduje też swoje uzasadnienie w behawiorze wilków w fazie nomadycznej cyklu rocznego tych drapieżników – w tym okresie młodociane osobniki wędrują wraz z osobnikami dorosłymi po obszarze całego terytorium watahy (Mech i Boitani 2003).

Spośród wszystkich 11 stanowisk, na których zbierano próbki, ocenę liczebności wilka wykonano dla 10 stanowisk monitoringowych. Ze względu na małą liczbę w pełni zgenotypowanych prób oszacowanie liczebności tego drapieżnika nie mogło być wykonane na stanowisku Puszcza Piska, gdzie próbki były zbierane tylko przy okazji prac związanych z monitoringiem rysia. Na dwóch (Beskid Sądecki i Bory Tucholskie) spośród pięciu stanowisk, na których prowadzono zbiór próbek w dwóch sezonach (2017/2018 i 2018/2019) ocenę liczebności przeprowadzono dwukrotnie (dla sezonu 2017/2018 i 2018/2019). Oszacowana liczebność wilka na poszczególnych stanowiskach wahała się w szerokim zakresie – od 8 osobników na stanowisku Beskid Sądecki w sezonie 2017/2018 do 112 osobników na stanowisku Bieszczady (Tabela nr 25). Dokładność wykonanej oceny liczebności wahała się w dosyć szerokim zakresie. Jako wskaźnik dokładności przyjęto stosunek szerokości przedziału ufności do oszacowanej liczebności. Największą dokładność miała ocena przeprowadzona na stanowisku Bory Tucholskie (0,19), a najniższą na stanowisku Beskid Sądecki w sezonie 2017/2018 (1,75), ale w badaniach przeprowadzonych w sezonie 2018/2019 ocena liczebności na tym stanowisku była już ponad dwukrotnie dokładniejsza (0,80). W przypadku sześciu stanowisk (Bory Tucholskie, Bieszczady, Bory Dolnośląskie, Puszcza Notecka, Roztocze i Puszcza Solńska, Puszcza Białowieska) uzyskano stosunkowo wysoką dokładność oceny liczebności (wartość wskaźnika dokładności $\leq 0,5$). Należy w tym miejscu zwrócić uwagę, że pomimo dużych różnic w dokładności oceny liczebności wilka w kolejnych sezonach na stanowiskach Beskid Sądecki i Bory Tucholskie oszacowana liczebność była bardzo podobna (8 osobników w Beskidzie Sądeckim w sezonie 2017/2018 i 10 osobników

w sezonie 2018/2019 oraz 15 osobników w Borach Tucholskich w sezonie 2017/2018 i 16 osobników w sezonie 2018/2019).

Tabela nr 25. Zestawienie wyników oceny liczebności wilka metodą capwire (model ECM) oraz waloryzacja stanu populacji na poszczególnych stanowiskach. Stanowiska monitoringowe: Bieszczady, Beskid Sądecki, Beskid Żywiecki i Śląski, Puszcza Augustowska, Puszcza Białowieska, Puszcza Knyszyńska, Roztocze i Puszcza Solska. Stanowiska wytypowane do zbioru odchodów: Bory Tucholskie, Puszcza Notecka, Bory Dolnośląskie. Stanowisko dodatkowe (stanowisko monitoringowe rysia): Puszcza Piska.

Lp.	Stanowisko	Powierzchnia stanowiska [km ²]	Sezon badań monitoringowych	Oszacowana liczba osobników [N] (95% przedział ufności)	Wskaźnik dokładności oszacowania*	Waloryzacja stanu populacji	
						Wartość wskaźnika - zagęszczenie populacji [N/100 km ²]	Ocena**
1	Bieszczady	1222	2017/2018	112 (98-123)	0,22	9,2	FV
2	Beskid Sądecki	783	2017/2018	8 (5-19)	1,75	1,0	U2
			2018/2019	10 (8-16)	0,80	1,3	U2
3	Beskid Żywiecki i Śląski	1042	2018/2019	11 (9-17)	0,73	1,1	U2
4	Puszcza Augustowska	1583	2017/2018	47 (36-62)	0,55	3,0	FV
5	Puszcza Białowieska	769	2017/2018	20 (17-24)	0,35	2,6	FV
6	Puszcza Knyszyńska	1793	2017/2018	36 (23-55)	0,89	2,0	U1
7	Roztocze i Puszcza Solska	1499	2017/2018	17 (14-21)	0,41	1,1	U2
8	Bory Tucholskie	1014	2017/2018	15 (7-33)	1,73	1,5	U1
			2018/2019	16 (15-18)	0,19	1,6	U1
9	Puszcza Notecka	1100	2018/2019	22 (18-27)	0,41	2,0	U1
10	Bory Dolnośląskie	1049	2018/2019	29 (24-35)	0,38	2,8	FV

* Wskaźnik dokładności obliczono jako stosunek szerokości przedziału ufności do oszacowanej liczebności. Czym niższa jest wartość wskaźnika tym oszacowanie jest dokładniejsze. ** FV – zagęszczenie populacji >2,5 os./100 km², U1- zagęszczenie populacji 1,5-2,5 os./ 100 km², U2- zagęszczenie populacji <1,5 os./ 100 km².

Oszacowane zagęszczenie wilków, będące jednocześnie wskaźnikiem stanu populacji tego drapieżnika, wahało się w szerokim zakresie - od 1,0 os./100 km², na stanowisku Beskid Sądecki w sezonie 2017/2018 do 9,2 os./100 km² na stanowisku Bieszczady (Tabela nr 25). Przeprowadzona zgodnie z założeniami metodycznymi ocena stanu populacji wilka wskazuje, że w stanie właściwym (FV) znajdują się populacje na stanowiskach: Bieszczady, Puszcza Augustowska, Puszcza Białowieska i Bory Dolnośląskie. Stan niezadawalający (U1) został stwierdzony na stanowiskach: Puszcza Knyszyńska, Bory Tucholskie, Puszcza Notecka, a stan zły (U2) na stanowiskach: Beskid Żywiecki i Śląski, Beskid Sądecki oraz Roztocze i Puszcza Solska (Tabela nr 25).

1.3.4. Komentarze i wnioski

Średni sukces genotypowania próbek (liczba uzyskanych pełnych genotypów podzielona przez liczbę wszystkich próbek) wyniósł 44%, a biorąc pod uwagę tylko zgenotypowane próbki wilka sukces ten wyniósł 42%. Wynik ten nie odbiega od wyników osiągniętych w podobnych badaniach (np. 44% - Caniglia i in. 2012; 57% - Stenglein i in. 2010, 44% - Mysłajek i in. 2019). Najwyższy sukces genotypowania

został osiągnięty w przypadku próbek z Bieszczadów (73%), gdzie 82% próbek zostało zebranych przez najbardziej w tym zakresie doświadczonego członka zespołu. Natomiast najniższy sukces osiągnięto w przypadku Puszczy Piskiej (16%), gdzie próbki były zbierane jedynie przy okazji badań monitoringowych rysia. W przypadku pozostałych stanowisk sukces genotypowania był zbliżony do średniej i był podobny do wyniku osiągniętego w wyżej przytaczanych pracach. W przypadku próbek zbieranych na 5 stanowiskach, na których prowadzono badania w dwóch sezonach, próbki z sezonu 2018/2019 były generalnie lepszej jakości (większy sukces genotypowania). Na odnotowane różnice w jakości próbek, oprócz doświadczenia zbieraczy, mogły mieć wpływ również warunki pogodowe. Wysoka wilgotność w okresie zbioru próbek obniża bowiem znacząco jakość materiału do badań genetycznych (Stransbury i in. 2014). Należy jednak zaznaczyć, że sam sukces genotypowania nie przesądza o możliwości wykonania oceny liczebności populacji. Ważne jest aby w puli zebranego materiału znajdowało się wystarczająco dużo dobrej jakości próbek, które zostaną z sukcesem zgenotypowane. Dobrym przykładem na wykonanie stosunkowo dokładnej oceny liczebności (wskaźnik dokładności = 0,41), pomimo stosunkowo niskiego sukcesu genotypowania (32%) jest przypadek stanowiska Roztocze i Puszcza Solska.

Obecność, w badanej puli próbek genotypów, należących do psów nie jest zaskoczeniem. Odchody dużych psów, zwłaszcza tych, które zjadły pokarm typowy dla wilka, są wizualnie nie do odróżnienia od odchodów wilków. Próbki pochodzące od psów zdarzają się dosyć często w przypadku prowadzonych w Europie badań nad wilkiem. Na przykład w północnych Apeninach (Caniglia i in. 2014) próbki pochodzące od psów stanowiły 16% wszystkich zgenotypowanych próbek. Na uwagę zasługuje fakt, że w ramach niniejszego projektu psy zostały wykryte głównie w próbkach zebranych w Beskidzie Sądeckim, Śląskim i Żywieckim, czyli na terenach stosunkowo gęsto zaludnionych i intensywnie eksploatowanych turystycznie. Na pozostałych stanowiskach próbki pochodzące od psów były rzadkością.

Zgodnie z Opisem Przedmiotu Zamówienia jak i opracowaną przez Wykonawcę i zaakceptowaną przez Zamawiającego metodyką, ocena liczebności wilka na poszczególnych stanowiskach monitoringowych została określona metodą ponownego odłowu (CMR, ang. capture-mark-recapture) w oparciu o wyniki genetycznej identyfikacji osobników. Do oceny liczebności wykorzystano metodę *capwire*, gdyż jest to metoda dedykowana do stosowania w przypadku badań bazujących na identyfikacji genetycznej. Metoda *capwire* pozwala na zbieranie materiału badawczego w sposób ciągły oraz dostarcza wyniki o stosunkowo dużej dokładności (wąski przedział ufności) zarówno w przypadku populacji jednorodnej (jednakowe prawdopodobieństwo wykrycia poszczególnych osobników), jak i niejednorodnej (zróżnicowane prawdopodobieństwo wykrycia osobników). Najlepszym dowodem na wysoką dokładność tej metody są prace (np. Miller i in. 2005, Stenglein i in. 2010, Granjon i in. 2016), które porównywały znaną wielkość populacji z wynikami obliczeń przeprowadzonych przy pomocy różnych metod. W każdym z tych przypadków metoda *capwire* dawała bardzo dokładne oszacowanie, bliskie rzeczywistej liczebności populacji.

Oszacowane zagęszczenia wilka na poszczególnych stanowiskach monitoringowych dobrze koresponduje z wynikami dotychczasowych badań prowadzonych na terenie kraju (Tabela nr 26). W Puszczy Białowieskiej stwierdzono zagęszczenie 2,4 os./100 km² (Okarma i in. 1998) i 2,6 os./100 km² (Jędrzejewski i in. 2007). W Beskidzie Żywieckim i Śląskim stwierdzono 2,1 os./100 km² (Nowak i in.

2008), w Bieszczadach 5,1 os./100 km² (Śmietana i Wajda 1997), a w Górach Sanocko-Turczańskich i na Pogórzu Przemyskim 4,6 os./100km² (Gula 2008). Natomiast w Polsce północno-zachodniej zagęszczenie wilków zostało ostatnio określone na 1,2 os./100 km² (Mysłajek i in. 2018).

Tabela nr 26. Zestawienie aktualnych oraz dotychczasowych wyników badań zagęszczenia populacji wilka w różnych regionach kraju (os./100km²)

Teren badań	Wyniki aktualnego monitoringu GIOŚ	Wyniki monitoringu GIOŚ z lat 2013-2014	Dane z publikacji naukowych
Bieszczady	9,2	-	5,1*
Beskid Sądecki	1,3	-	-
Beskid Żywiecki i Śląski	1,1	-	2,1**
Góry Sanocko-Turczańskie i Pogórze Przemyskie	-	-	4,6***
Puszcza Augustowska	3,0	3,1	-
Puszcza Białowieża	2,6	2,5	2,4****, 2,6*****
Puszcza Knyszyńska	2,0	2,8	-
Roztocze i Puszcza Solska	1,1	-	-
Bory Tucholskie	1,6	-	-
Puszcza Notecka	2,0	-	-
Bory Dolnośląskie	2,8	-	-
Puszcza Drawska	-	-	1,2*****

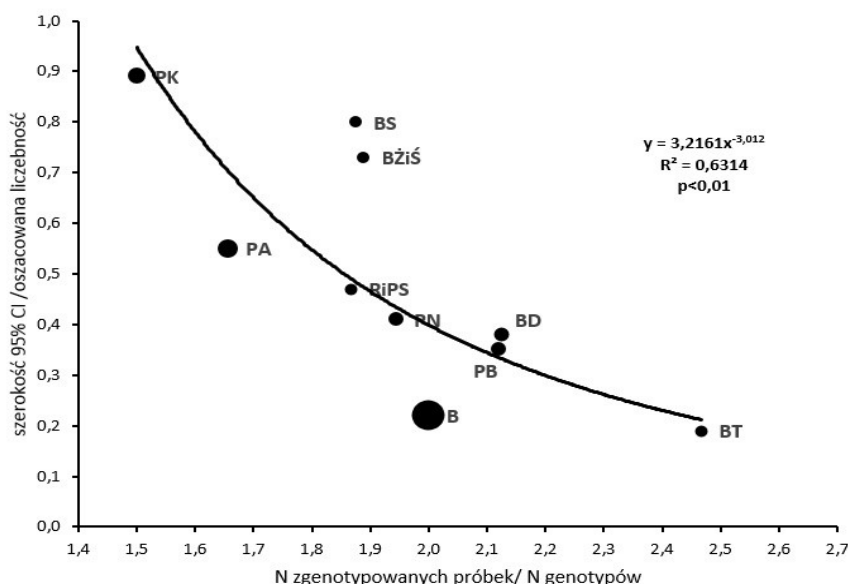
*Śmietana i Wajda 1997, **Nowak i in. 2008, ***Gula 2008, ****Okarma i in. 1998, *****Jędrzejewski i in. 2007, *****Mysłajek i in. 2018

Znacznie wyższe niż dotychczas notowane oszacowanie liczebności wilka w Bieszczadach wynika prawdopodobnie z różnic metodycznych dotyczących sposobu obliczania zagęszczenia populacji. Zgodnie z metodyką monitoringu zagęszczenie wilków (wskaźnik stanu populacji) oblicza się nie biorąc pod uwagę, że część osobników może penetrować nie tylko wyznaczone stanowisko ale również tereny leżące poza jego granicami. Obliczenia wykonane w oparciu o dane na temat wielkości terytoriów wilków oraz odległości pomiędzy miejscami rozrodu sąsiadujących watah wskazują, że w sytuacji gdy stanowisko monitoringowe znajduje się w środku obszaru zasiedlonego przez te drapieżniki rzeczywiste zagęszczenie populacji może być 30-50% niższe niż to obliczono zgodnie z metodą określania zagęszczenia na stanowiskach monitoringowych (Śmietana 2019). Niemniej jednak należy w tym miejscu zaznaczyć, że stosowana metoda określania zagęszczenia populacji na stanowiskach monitoringowych pozwala na śledzenie zmian stanu populacji, co stanowi istotę monitoringu.

Ocena liczebności populacji w oparciu o identyfikację genetyczną osobników oraz wykorzystanie metody *capwire* (Miller i in. 2005, Pennell i in. 2013) do wykonania stosownych obliczeń wymaga zebrania odpowiedniej liczby dobrej jakości próbek, czyli takich które dadzą się w pełni zgenotypować. W oparciu o wyniki uzyskane w ramach aktualnego monitoringu wilka określona została zależność pomiędzy dokładnością oceny wielkości populacji a względną liczbą zgenotypowanych próbek (Rycina nr 1). Otrzymany wynik wskazuje na silną i istotną statystycznie zależność. Z otrzymanego równania wynika, że aby otrzymać dokładność oceny na poziomie $\pm 10\%$ (wskaźnik dokładności równy 0,2) stosunek liczby zgenotypowanych próbek przypadający na liczbę odrębnych genotypów

powinien wynieść około 2,5. W ramach aktualnie prowadzonego monitoringu tylko w przypadku Borów Tucholskich udało się osiągnąć tak dużą dokładność oceny liczebności. Na uwagę zasługuje jednak fakt, że w przypadku Bieszczadów zbliżoną dokładność uzyskano dla względnej liczby zgenotypowanych próbek wynoszącą tylko 2. Wynik ten jest zgodny z wnioskami twórców metody *capwire* (Miller i in. 2005), którzy wykazali, że aby otrzymać taką samą dokładność oszacowania liczba obserwacji przypadająca na osobnika jest mniejsza w przypadku populacji dużej (np. liczącej 100 osobników) niż w przypadku populacji małej (np. liczącej 25 osobników). Należy również zwrócić uwagę na fakt, że względna liczba zgenotypowanych próbek wynosząca 1,7 (Stenglein i in. 2010) lub 1,8 (Śmietana 2013) daje już dokładną ocenę liczebności.

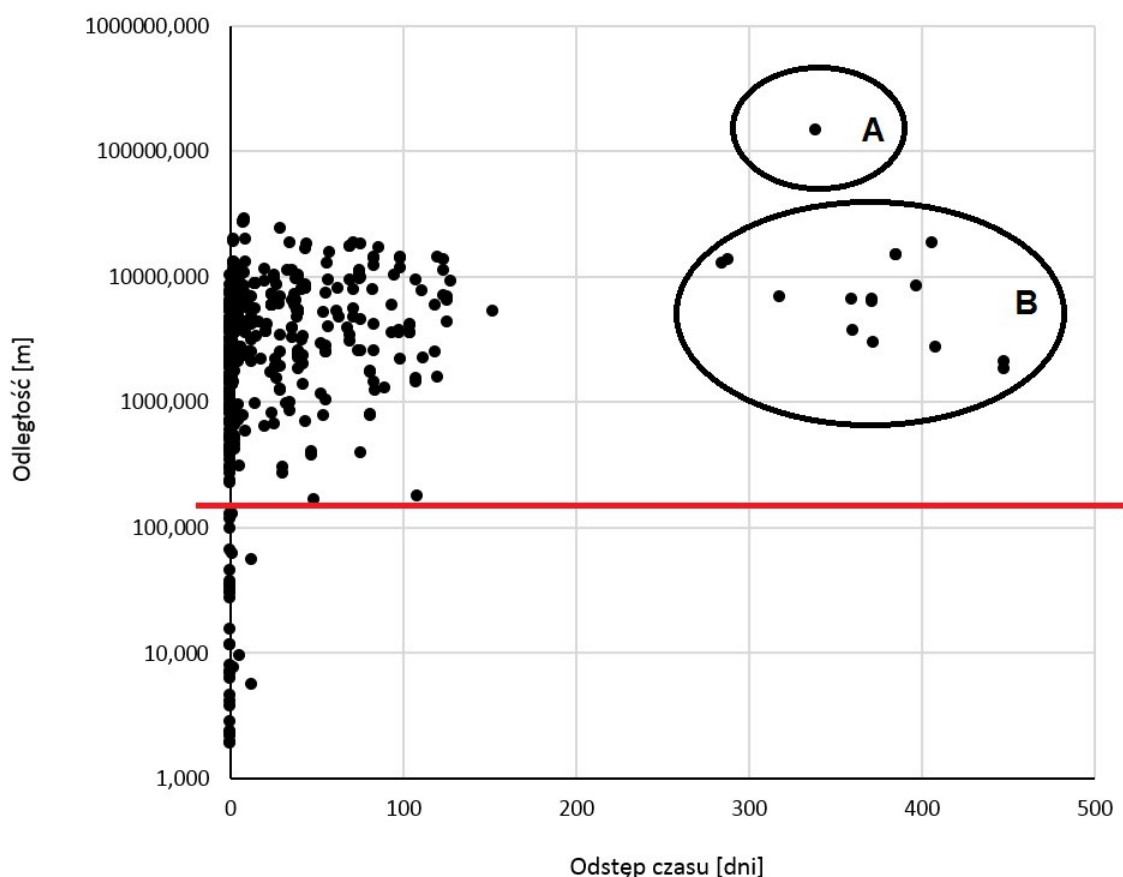
Rycina nr 1. Zależność pomiędzy względną liczbą zgenotypowanych próbek a dokładnością oceny wielkości populacji. Rozmiary symboli są proporcjonalne do stwierdzonej wielkości populacji. Kody stanowisk: B- Bieszczady, BS- Beskid Sądecki, BŻiŚ- Beskid Żywiecki i Śląski, PA- Puszcza Augustowska, PK- Puszcza Knyszyńska, PB- Puszcza Białowieska, BT- Bory Tucholskie, PN- Puszcza Notecka, BD- Bory Dolnośląskie, RiPS- Rostocze i Puszcza Solska.



Do oceny liczebności, na wszystkich stanowiskach, został wykorzystany model zakładający jednakowe prawdopodobieństwo wykrycia poszczególnych osobników, co zostało powyżej uzasadnione. Biorąc jednak pod uwagę, że wykonane w programie CAPWIRE obliczenia wskazywały jako właściwe wybór modelu ECM na jednych stanowiskach, a na innych stanowiskach na wybór modelu TIRM, kwestia ta wymaga bardziej szczegółowej analizy. Obliczenia w programie CAPWIRE mogą wskazywać na wybór modelu TIRM w przypadku, gdy (1) prawdopodobieństwo wykrycia poszczególnych osobników jest rzeczywiście zróżnicowane lub (2) próbki do badań nie stanowią próby losowej. Fakt, że na części stanowisk program CAPWIRE wskazał za właściwe wybranie modelu ECM sugeruje, że na pozostałych stanowiskach próbki mogły nie być zbierane losowo. Aby wyjaśnić tę kwestię wykonano analizę czasowo-przestrzennego rozmieszczenia próbek pochodzących od tych samych osobników. W tym celu porównano odległość pomiędzy parami

próbek, w których zidentyfikowano ten sam genotyp z czasem (liczba dni) jaki upłynął pomiędzy ich pobraniem w terenie (Rycina nr 2).

Rycina nr 2. Zależność pomiędzy czasem (liczba dni) jaki dzieli pary próbek pochodzących od tego samego osobnika (ten sam genotyp) a odległością pomiędzy miejscami ich pobrania. Na wykresie zaznaczono: A – wynik dla pary próbek pochodzących od osobnika, który był obecny najpierw w Borach Dolnośląskich (sezon 2017/2018) a następnie w Puszczy Noteckiej (sezon 2018/2019), B – wyniki dla par próbek pochodzących od tych samych osobników, które były wykryte na tych samych stanowiskach monitoringowych w kolejnych sezonach badań (2017/2018 i 2018/2019). Linia czerwona zaznaczono odległość progową (130 m) – pary próbek znajdujące się poniżej zaznaczonego progu prawdopodobnie nie są od siebie niezależne.



Średnia odległość jaka dzieliła pary próbek pochodzących od tego samego osobnika wynosiła ok. 5,0 km (zakres – od 1,9 do 148531,1 m) a liczba dni jaka upłynęła od pobrania próbek od tego samego osobnika wynosiła średnio 37 (zakres – od 0 do 448). Przeprowadzona analiza pozwoliła wykryć dyspersję osobnika na odległość 148,5 km (w linii prostej) z Borów Dolnośląskich (osobnik stwierdzony w sezonie 2017/2018) do Puszczy Noteckiej (osobnik stwierdzony w sezonie 2018/2019). W kontekście kwestii wyboru właściwego modelu oceny liczebności (ECM czy TIRM) należy zauważyć, że tylko wśród par próbek, które zostały zebrane tego samego dnia lub w ciągu kilku kolejnych dni znajdowały się próbki, które zostały pobrane z odchodów oddalonych od siebie w odległości nie większej niż 130 m (patrz Rycina nr 2). Wynik ten sugeruje, że próbki te mogły nie być od siebie niezależne. Na przykład mogły być zbierane w pobliżu ofiar, na których dany osobnik

zerował przez dłuższy czas i defekował kilkakrotnie na niewielkim obszarze lub mogły pochodzić z różnych fragmentów tego samego kału (czasami odchody wilków składają się z wielu części), lub mogły zostać pobrane z tego samego kału przez różnych zbieraczy. Jeśli próbki pochodzące od tego samego osobnika, które zostały pobrane z odchodów oddalonych od siebie o maksymalnie 130 m uznaje się za jedną próbkę, to okazuje się, że w przypadku dwóch dodatkowych stanowisk (Bory Dolnośląskie – sezon 2018/2019 i Bory Tucholskie – sezon 2018/2019), zgodnie z obliczeniami wykonanymi w programie CAPWIRE, właściwym modelem oceny liczebności powinien być ECM (bez powyższego założenia program wskazywał za właściwy model TIRM). Na uwagę zasługuje też fakt, że we wszystkich przypadkach, w których bez powyższego założenia program CAPWIRE wskazał na program ECM, po skorygowaniu wyników jako właściwy model wskazywany był nadal model ECM. Natomiast w przypadku sześciu stanowisk (Beskid Sądecki, Puszcza Notecka, Puszcza Augustowska, Puszcza Knyszyńska, Roztocze i Puszcza Solska) bez względu na to, czy obliczenia zostały wykonane z uwzględnieniem powyższej korekty, czy bez jej stosowania, jako właściwy wskazywany był model TIRM. Wydaje się więc, że jeszcze jakiś dodatkowy czynnik mógł wpływać na losowość odnajdywania odchodów w terenie. Możliwe, że czynnikiem tym było nierównomiernie poszukiwanie odchodów na niektórych stanowiskach – niektóre fragmenty stanowisk mogły być przeszukiwane intensywniej niż pozostałe. Aby uniknąć niejasności w kwestii wyboru właściwego modelu oceny liczebności w opracowanej ostatecznej metodyce monitoringu szczegółowo opisano rygorystyczne zasady zbioru próbek, które powinny zagwarantować losowość próby.

1.3.5. Literatura

Caniglia R., Fabbri E., Galaverni M., Milanese P., Randi E. (2014) Noninvasive sampling and genetic variability, pack structure, and dynamics in an expanding wolf population. *Journal of Mammalogy* 95, 41–59.

Fedorca M., Ionescu G., Ciocirlan E., Șofletea N., Fedorca A. (2018) A simple automated approach to obtain DNA from capercaillie, brown bear and wolf faeces. *Conservation Genetics Resources*. <https://doi.org/10.1007/s12686-018-1061-9>.

Godinho R., Llaneza L., Blanco J.C., Lopes S., Alvares F., Garcia E.J., Palacios V., Cortes Y., TALEGON J., Ferrand N. (2011) Genetic evidence for multiple events of hybridization between wolves and domestic dogs in the Iberian Peninsula. *Molecular Ecology* 20, 5154–5166.

Granjon A.-C., Rowney C., Vigilant L., Langergraber K.E. (2017) Evaluating genetic capture-recapture using a chimpanzee population of known size. *Journal of Wildlife Management* 81, 279–288.

Gula R. (2008) Wolf depredation on domestic animals in the Polish Carpathian Mountains. *Journal of Wildlife Management* 72, 283–289.

Hulva P., Bolfíková B.Č., Woznicová V., Jindřichová M., Benešová M., Mysłajek R.W., Nowak S., Szewczyk M., Niedźwiecka N., Figura M., Hájková A., Sándor A.D., Zyka V., Romportl D., Kutal M., Findo S., Antal V. (2018) Wolves at the crossroad: Fission–fusion range biogeography in the Western Carpathians and Central Europe. *Diversity and Distribution* 24, 179–192.

Jansson E., Ruokonen M., Kojola I., Aspi J. (2012) Rise and fall of a wolf population: genetic diversity and structure during recovery, rapid expansion and drastic decline. *Molecular Ecology* 21, 5178–5193.

Jędrzejewski W., Schmidt K., Theuerkauf J., Jędrzejewska B., Kowalczyk, R. (2007) Territory size of wolves *Canis lupus*: linking local (Białowieża Primeval Forest, Poland) and Holarctic- scale patterns. *Ecography* 30, 66-76.

Mech L.D., Boitani L. (red.) (2003) Wolves. Behavior, ecology and conservation. The University of Chicago Press, Chicago and London.

Miller C.R., Joyce P., Waits L.P. (2005) A new method for estimating the size of small populations from genetic mark-recapture data. *Molecular Ecology* 14, 1991–2005.

Mysłajek R.M., Tracz M., Tracz M., Tomczak P., Szewczyk M., Niedźwiecka M., Nowak S. (2018) Spatial organization in wolves *Canis lupus* recolonizing north-west Poland: Large territories at low population density, *Mammalian Biology* 92, 37-44.

Mysłajek R.W., Szewczyk M., Zwijacz-Kozica T., Niedźwiecka N., Rabiasz J., Chovancová G., Feriancová E., Figura M., Nowak S. 2019. Różnorodność genetyczna tatrzańskiej populacji wilka *Canis lupus*. *Studia i Materiały Centrum Edukacji Przyrodniczo-Leśnej w Rogowie* R.21, Zeszyt 59/2/2019

Nowak S., Mysłajek R.M., Jędrzejewska B. (2008) Density and demography of wolf, *Canis lupus* population in the western-most part of the Polish Carpathian Mountains, 1996–2003. *Folia Zoologica* 57, 392–402.

Okarma H., Jędrzejewski W., Schmidt K., Śnieżko S., Bunevich A., Jędrzejewska B. (1998) Home ranges of wolves in Białowieża Primeval Forest, Poland, compared with other Eurasian populations. *Journal of Mammalogy* 79, 842-852.

Paetkau D. (2003) An empirical exploration of data quality in DNA- based population inventories. *Molecular Ecology* 12, 1375–1387.

Pennell, M. W., Stansbury, C. R., Waits, L. P., Miller, C. R. (2013) Capwire: a R package for estimating population census size from non-invasive genetic sampling. *Molecular Ecology Resources* 13: 154–157.

Piry S., Alapetite A., Cornuet J. M., Paetkau D., Baudouin L., Estoup A. (2004) GENECLASS2: a software for genetic assignment and first-generation migrant detection. *Journal of Heredity* 95, 536–539.

Pritchard J. K., Stephens M., Donnelly P. (2000) Inference of population structure using multilocus genotype data. *Genetics* 155, 945–959.

Stenglein J.L, Waits L.P., Ausband D.E., Zager P., Mack C.M. (2010) Efficient, noninvasive genetic sampling for monitoring reintroduced wolves. *Journal of Wildlife Management* 74, 1050–1058. Pilotażowy monitoring wilka i rysia w Polsce Strona 23/66

Stansbury C.R., Ausband D.E., Zager P., Mack C.M., Miller C.R., Pennell M.W., Waits L.P. (2014) A long-term population monitoring approach for a wide-ranging carnivore: noninvasive genetic sampling of gray wolf rendezvous sites in Idaho, USA. *Journal of Wildlife Management* 78, 1040–1049.

Śmietana W., Wajda J. (1997) Wolf number changes in Bieszczady National Park, Poland. *Acta Theriologica* 42, 241-252.

Śmietana W. (2013) Koncepcja monitoringu liczebności i rozmieszczenia wilka *Canis lupus* w Polsce. *Roczniki Bieszczadzkie* 21, 212–233.

Śmietana W. (2019) Wielkość arealów osobniczych jako składnik oceny zagęszczenia wilków w oparciu o genetyczną identyfikację osobników na stanowiskach monitoringowych w różnych regionach Polski. Raport wykonany na zlecenie Fundacji WWF Polska. Lutowiska: 1-7.

1.4. Określenie bazy pokarmowej rysia i wilka w najważniejszych ostojach tych gatunków na podstawie inwentaryzacji kopytnych metodą rejestracji skupisk odchodów na transektach - sezony 2018 i 2019 (wyniki)

1.4.1. Obszar inwentaryzacji

W 2018 roku przeprowadzono inwentaryzację na następujących dziesięciu stanowiskach monitoringowych rozlokowanych na obszarze całego kraju: Beskid Sądecki (587 km²), Beskid Żywiecki i Śląski (768 km²), Bory Tucholskie (810 km²), Bory Dolnośląskie (777 km²), Puszcza Augustowska (1118 km²), Puszcza Białowieska (637 km²), Puszcza Knyszyńska (1278 km²), Puszcza Notecka (1004 km²), Puszcza Piska (1182 km²), Roztocze i Puszcza Solska (1086 km²). W 2018 roku rozpoczęto również inwentaryzację na stanowisku monitoringowym Bieszczady (1099 km²), jednak bardzo szybki rozwój roślinności runa uniemożliwił jej kontynuację. Inwentaryzację na tym stanowisku wykonano w roku 2019. Inwentaryzację na poszczególnych stanowiskach monitoringowych przeprowadzono zgodnie z podziałem nadleśnictw i leśnych zakładów doświadczalnych na leśnictwa oraz parków narodowych na obwody ochronne.

Rok 2017 charakteryzował się wyjątkowo wysokim poziomem opadów, a jednocześnie na podstawie prac przeprowadzonych na przedwiośniu 2018 roku (czyli dla sezonu 2017/18) uzyskano nieco zaskakujące wyniki. Zdziwienie budziły przede wszystkim wyniki dla sarny, której zagęszczenia okazały się niskie (Tabela nr 29). W związku z powyższym, w celu zweryfikowania na ile opady w końcu 2017 roku, mogły przyczynić się do uzyskanych wyników (poprzez rozmywanie odchodów – ze względu na wielkość odchody sarny mogły być szczególnie na to podatne) w roku 2019 powtórzono liczenia na części obszarów monitoringowych. Liczenia powtórzono dla wybranych nadleśnictw w obrębie stanowisk monitoringowych. Wybór nadleśnictw nastąpił na podstawie zagęszczeń sarny i dla każdego stanowiska wybrano nadleśnictwo o przeciętnym (dla tego stanowiska) zagęszczeniu sarny. Wyjątek stanowiły Bory Dolnośląskie i Puszcza Notecka, w których stwierdzono szczególnie niskie zagęszczenia saren, w związku z czym powtórne liczenia przeprowadzono dla całych stanowisk. Wszędzie tam gdzie powtórzono liczenia, odbyło się to w oparciu o te same transekty, które wykorzystywano rok wcześniej. Przyjęto założenie, że jeśli rozmywanie odchodów przez opady miało by faktycznie wpłynąć na wyniki liczeń, w roku 2019 powinny być one znacząco wyższe.

1.4.2. Metodyka

W 2018 roku przeprowadzono inwentaryzację w okresie od 14 marca do 30 kwietnia, natomiast w 2019 roku od 3 marca do 1 maja. Odchody liczy się na przedwiośniu po zejściu pokrywy śnieżnej. Liczenia w obu latach prowadzone w drugiej połowie kwietnia wynikały z późniejszego zaniku pokrywy śnieżnej w wyżej zlokalizowanych stanowiskach (Beskidy oraz Bieszczady). W każdym leśnictwie leżącym w obszarze stanowiska monitoringowego wilka lub/i rysia założono 5 transektów liniowych o długości 500 m i szerokości 3 m, w których liczone odchody lub skupiska odchodów zwierząt kopytnych - łoś, jeleń, sarna, daniel, dzik, żubr. Pierwotnie zakładano, że liczenia będą prowadzone wzdłuż transektów o szerokości 2 m, jednak postanowiono wartość tę rozszerzyć do 3 m. Wynikało przede wszystkim z prowadzonych w kraju zdecydowanych redukcji liczebności dzika w związku z ASF. Obawiano się zatem, że zagęszczenia dzika mogą być lokalnie niskie (co potwierdziło się w trakcie szkoleniowego liczenia dla pracowników Krameko na

terenie Puszczy Piskiej). Przyjęcie trzymetrowej szerokości transektu miało na celu zwiększenie notowanej liczby odchodów dzika (wielkość próby) do wartości pozwalającej na bardziej wiarygodne wnioskowanie. Jak się później okazało decyzja ta była trafna również z uwagi na niespodziewanie niskie zagęszczenia saren.

Zagęszczenia kopytnych uzyskano przy pomocy metody przeliczania liczby skupisk odchodów na zagęszczenia zwierząt, wg wzoru:

$N = P/(D \cdot t)$, gdzie:

N - zagęszczenie zwierząt/km²,

P - liczba skupisk odchodów/km² (przeliczona z powierzchni pojedynczego odcinka transektu o dł. 500 m),

D - średnia częstotliwość defekacji charakterystyczna dla gatunku (liczba defekacji na dobę),

t - zmienna charakteryzująca czas (liczba dni) zalegania odchodów w terenie.

Średnią częstotliwość defekacji określono na podstawie danych literaturowych i przyjęto następujące wartości: łoś - 20 (Härkönen, Heikkilä 1999; Persson i in. 2000; Rönnegård i in. 2008), jeleń - 20 (Mitchell, McCowan 1984), sarna - 20 (Mitchell i in. 1985), daniel - 25 (Massei, Genov 1998), dzik - 4,5 (Cristescu, Ion 2007). Z powodu nielicznych dotychczasowych badań nad częstotliwością dziennej defekacji żubra, w przypadku tego gatunku określono jedynie zagęszczenie odchodów. Czas zalegania odchodów dla wszystkich stanowisk monitoringowych przyjęto jako okres od 15-go listopada do dnia liczenia odchodów na danym transekcie. Połowa listopada jest terminem kiedy większość liści leży już na ziemi i ich opad nie wpływa na wykrywalność odchodów. Powierzchnia leśna stanowisk monitoringowych została określona na podstawie Bazy Danych Obiektów Ogólnogeograficznych (BDOO).

1.4.3. Liczebność kopytnych na stanowiskach monitoringowych

Tabela nr 27. Liczebność zwierząt kopytnych na poszczególnych stanowiskach monitoringowych

Lp.	Stanowisko monitoringowe	Powierzchnia leśna	Liczebność zwierząt				
		km²	łoś	jeleń	daniel	sarna	dzik
Rok 2018							
1	Beskid Sądecki	587	0	8 155	0	1 354	560
2	Beskid Żywiecki i Śląski	768	0	4 317	0	1 639	576
3	Bory Dolnośląskie	810	8	751	5	284	3 218
4	Bory Tucholskie	777	17	2 184	218	818	487
5	Puszcza Augustowska	1 118	881	3 824	0	967	1 987
6	Puszcza Białowieska	637	226	3 433	0	440	498
7	Puszcza Knyszyńska	1 278	1 000	8 713	0	2 114	1 777
8	Puszcza Notecka	1 004	0	1 510	13	387	1 044
9	Puszcza Piska	1 182	580	5 766	0	1 729	2 079
10	Roztocze i Puszcza Solska	1 086	582	4 994	0	2 807	3 100
Rok 2019							
11	Bieszczady	1 099	0	7680	0	618	469

Łoś

Najliczniejsze występowanie łośa stwierdzono w Puszczy Knyszyńskiej (1000) oraz Puszczy Augustowskiej (881). Obecność łośa stwierdzono również w Puszczy Białowieskiej, Puszczy Piskiej oraz na Roztoczu i Puszczy Solskiej. Pojedyncze osobniki stwierdzono zaś w Borach Tucholskich i Borach Dolnośląskich. Na pozostałych obszarach natomiast nie odnotowano obecności łośa.

Jeleń

W przypadku jelenia najliczniejszą obecność stwierdzono w Puszczy Knyszyńskiej (8713), Beskidzie Sądeckim (8155) oraz w Bieszczadach (7680). Wśród wszystkich stanowisk monitoringowych najmniej liczną populację jelenia odnotowano w Borach Dolnośląskich (751).

Daniel

Najliczniejszą populację danieli odnotowano w Borach Tucholskich (218). Na pozostałych obszarach monitoringowych stwierdzono jedynie obecność pojedynczych osobników bądź zupełny brak tych zwierząt.

Sarna

W przypadku sarny oszacowano, iż najliczniej występuje ona na Roztoczu i Puszczy Solskiej (2807) oraz w Puszczy Knyszyńskiej (2114). Bory Dolnośląskie, Puszcza Notecka i Puszcza Białowieska to obszary z najmniej licznymi populacjami sarny (odpowiednio 284, 387, 440).

Dzik

Najliczniejsze populacje dzika stwierdzono w Borach Dolnośląskich (3218) oraz w na Roztoczu i w Puszczy Solskiej (3100). Natomiast najmniejszą liczbę tych zwierząt odnotowano w Bieszczadach (469), Borach Tucholskich (487) i w Puszczy Białowieskiej (498).

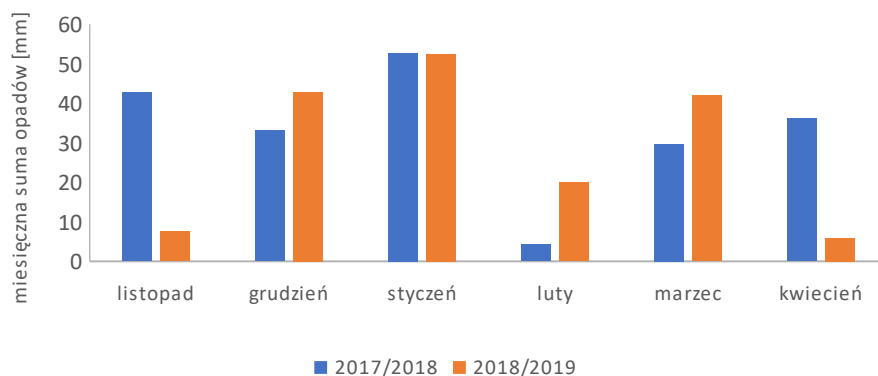
Tabela nr 28. Liczebność zwierząt kopytnych w poszczególnych Nadleśnictwach/Stnowiskach monitoringowych. Porównanie wyników z 2018 i 2019 roku.

Lp.	Nadleśnictwo/Stnowisko monitoringowe	Powierzchnia leśna km ²	Liczebność zwierząt									
			łoś		jeleń		daniel		sarna		dzik	
			2018	2019	2018	2019	2018	2019	2018	2019	2018	2019
1	Piwniczna/Beskid Sądecki	231	0	0	3438	1851	0	0	564	297	142	299
2	Ujsoły/Beskid Żywiecki i Śląski	220	0	0	1747	2846	0	0	595	121	59	692
3	Bory Dolnośląskie	811	8	0	751	914	5	0	284	615	3218	2196
4	Lubichowo/Bory Tucholskie	310	17	2	648	935	21	52	270	164	218	750
5	Augustów/Puszcza Augustowska	252	213	342	745	774	0	0	212	146	168	302
6	Hajnówka/Puszcza Białowieska	199	48	44	800	838	0	0	133	34	245	30
7	Krynki/Puszcza Knyszyńska	166	243	292	1135	804	0	0	253	212	155	146
8	Puszcza Notecka	1004	0	0	1510	849	13	3	387	237	1044	542
9	Spychowo/Puszcza Piska	224	92	236	805	817	0	0	365	138	216	445

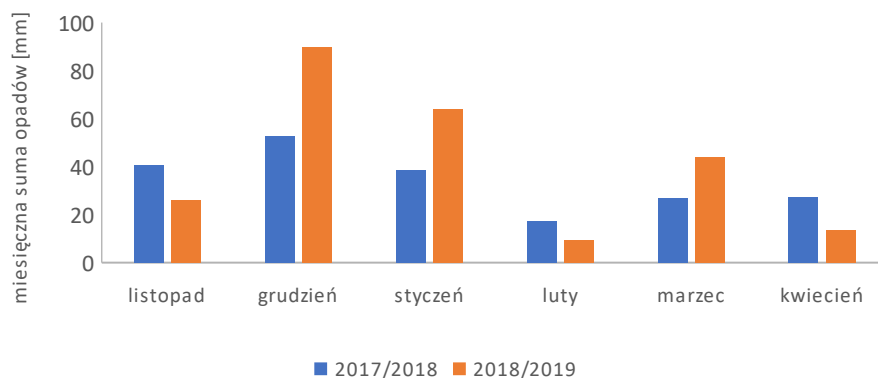
Lp.	Nadleśnictwo/Stanowisko monitoringowe	Powierzchnia leśna km ²	Liczebność zwierząt									
			łoś		jeleń		daniel		sarna		dzik	
			2018	2019	2018	2019	2018	2019	2018	2019	2018	2019
10	Zwierzyniec/Roztocze i Puszcza Solska	298	215	590	975	771	0	0	606	432	448	596
11	Bieszczady	1099	b.d	0	b.d	7680	b.d	0	b.d	618	b.d	469

Jak wspomiano, powtórzenie liczeń odchodów na części stanowisk w roku 2019 wiązało się z niskimi zagęszczeniami sarny z liczeń wiosną 2018 roku oraz rekordowo wysokim poziomem opadów w roku 2017. Porównano opady w sezonie zimowym 2017/18 oraz 2018/19. Zrobiono to dla trzech stacji pomiarowych IMGW – Babimost, Białowieża i Muszyna, reprezentujące odpowiednio rejony Polski zachodniej, wschodniej i południowej (Ryciny 3-5).

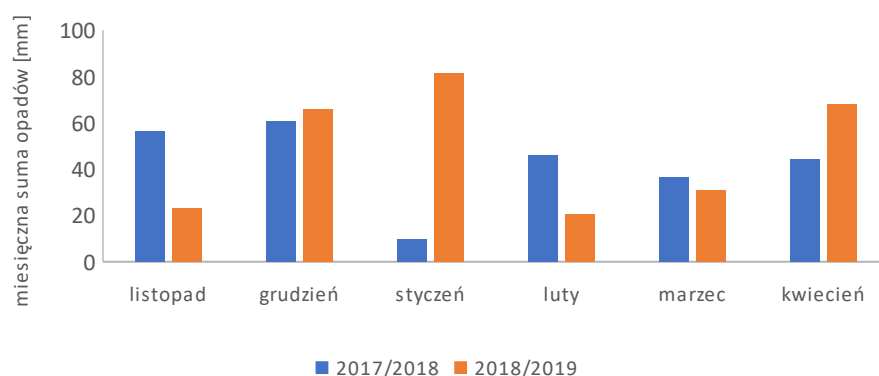
Rycina nr 3. Porównanie sumy miesięcznych opadów z sezonu 2017/2018 i 2018/2019 na podstawie stacji IMGW Babimost (Polska zachodnia)



Rycina nr 4. Porównanie sumy miesięcznych opadów z sezonu 2017/2018 i 2018/2019 na podstawie stacji IMGW Białowieża (Polska wschodnia)



Rycina nr 5. Porównanie sumy miesięcznych opadów z sezonu 2017/2018 i 2018/2019 na podstawie stacji IMGW Muszyna (Polska południowa)



Poziom opadów był stosunkowo zróżnicowany między rejonami Polski. Zgodnie z przewidywaniami w listopadzie 2017 we wszystkich trzech stacjach opady były wyższe niż rok później. Jednak już w grudniu 2017 były one albo podobne (południe) do 2018 roku albo niższe (zachód i wschód). W styczniu 2018 roku opady były niższe (południe i wschód) lub podobne (zachód) do stycznia 2019 roku. W lutym 2018 poziom opadów był niższy niż rok wcześniej w Polsce zachodniej, wyższy zaś na wschodzie i południu. W marcu 2018 nieco wyższy poziom opadów niż rok później zanotowano na zachodzie i wschodzie, podobny zaś na południu. Z uwagi na termin liczenia odchodów opady kwietniowe mają mniejsze znaczenie, ale w roku 2018 opady były wyższe niż rok później na zachodzie i wschodzie, na południu zaś zanotowano sytuację odwrotną. Warto zauważyć, że w okresie styczeń-marzec znacząca ilość opadów dotyczy śniegu, którego obecność nie powoduje zanikania odchodów. Podsumowując, faktycznie listopad 2017 roku charakteryzował się wyższymi opadami niż ten sam miesiąc w 2018 roku, jednak warunki w kolejnych miesiącach nie odróżniały pod względem opadów sezonów 2017/18 oraz 2018/19. Nic nie wskazuje zatem, aby wyniki liczeń w obu sezonach miały być pod znaczącym wpływem poziomu opadów.

Łoś

W nadleśnictwach, w których w roku 2018 nie stwierdzono łosia lub w tych, w których występowały pojedyncze osobniki, w roku 2019 sytuacja pozostała bardzo podobna. W Nadleśnictwie Hajnówka liczebność w obu sezonach była podobna. W nadleśnictwach Augustów i Krynki nastąpił niewielki wzrost populacji tego gatunku w 2019 roku. W nadleśnictwach Zwierzyniec oraz Spychowo liczebności łosia w 2019 roku były znacząco wyższe niż rok wcześniej.

Jeleń

W kilku przypadkach (np. N-ctwa: Ujsoły, Lubichowo) liczebności jelenia w 2018 roku były niższe niż w 2019. W Piwnicznej, Krynkach i Puszczy Noteckiej zanotowano sytuację odwrotną, zaś w takich nadleśnictwach jak Augustów czy Spychowo liczebność jelenia kształtowała się na podobnym poziomie.

Daniel

Ocena liczebności daniela w obu sezonach wskazywała na bardzo niski poziom liczebności tego gatunku.

Sarna

Liczebność saren zarówno w roku 2018 jak i 2019 na większości obszarów była niska. Ponadto w większości przypadków zanotowano dalszy spadek liczebności populacji tego gatunku obserwowany przy porównaniu obydwu sezonów.

Dzik

Liczebność dzika w przypadku sześciu nadleśnictw/obszarów monitoringowych wykazała wzrost, w trzech zanotowano spadek, w jednym liczebność w obu latach była podobna.

1.4.4. Zagęszczenie kopytnych na stanowiskach monitoringowych

Tabela nr 29. Zagęszczenie kopytnych w poszczególnych stanowiskach monitoringowych

Uwaga: średnia w stanowiskach monitoringowych została obliczona jako średnia ważona powierzchnią poszczególnych nadleśnictw/parków narodowych.

powierzchnią poszczególnych nadleśnictw parków narodowych.

Lp.	Stanowisko monitoringowe	Przedziały zagęszczenia kopytnych na stanowiskach monitoringowych [liczba osobników/km²]									
		łoś		jeleń		daniel		sarna		dzik	
		od - do	średnia	od - do	średnia	od - do	średnia	od - do	średnia	od - do	średnia
Rok 2018											
1	Beskid Sądecki	0,0	0,0	12,1 - 14,9	14,0	0,0	0,0	1,4 - 3,7	2,4	0,2 - 2,8	0,9
2	Beskid Żywiecki i Śląski	0,0	0,0	2,9 - 7,9	5,5	0,0	0,0	1,5 - 3,0	2,1	0,3 - 1,3	0,8
3	Bory Dolnośląskie	0,0	0,0	0,3 - 2,2	0,9	0,0	0,0	0,0 - 0,7	0,3	1,2 - 8,2	4,0
4	Bory Tucholskie	0,0 - 0,1	0,1	2,1 - 4,1	2,7	0,1 - 1,1	0,3	0,6 - 3,1	1,1	0,4 - 1,0	0,6
5	Puszcza Augustowska	0,3 - 1,2	0,8	2,5 - 5,2	3,4	0,0	0,0	0,4 - 1,7	0,9	0,5 - 4,8	2,0
6	Puszcza Białowieska	0,1 - 0,5	0,4	4,0 - 7,3	5,5	0,0	0,0	0,1 - 1,2	0,7	0,1 - 0,5	0,8
7	Puszcza Knyszyńska	0,3 - 1,5	0,8	3,6 - 10,6	6,8	0,0	0,0	1,0 - 2,1	1,7	0,8 - 2,3	1,4
8	Puszcza Notecka	0,0	0,0	0,8 - 1,8	1,4	0,0	0,0	0,2 - 0,5	0,4	0,5 - 3,0	1,0
9	Puszcza Piska	0,0 - 1,0	0,5	1,3 - 8,3	4,7	0,0	0,0	0,7 - 2,3	1,5	1,0 - 3,2	1,8
10	Roztocze i Puszcza Solska	0,0 - 0,9	0,5	0,7 - 8,7	4,7	0,0	0,0	0,2 - 6,2	2,7	0,8 - 6,7	2,9
Rok 2019											
11	Bieszczady	0,0	0,0	1,9 - 13,7	7,4	0,0	0,0	0,1 - 1,2	0,6	0,0 - 0,8	0,5

Łoś

Obecność łośa stwierdzono przede wszystkim na stanowiskach we wschodniej części kraju (poza Bieszczadami) oraz w Borach Tucholskich. Najwyższe zagęszczenie łośa stwierdzono w Puszczy Knyszyńskiej (0,8) oraz Puszczy Augustowskiej (0,8).

Jeleń

Wyraźnie najwyższe zagęszczenie jelenia odnotowano w Beskidzie Sądeckim (14,0), najniższe zaś w Puszczy Noteckiej (1,4) i Borach Dolnośląskich (0,9). Zagęszczenie jeleni w Bieszczadach należy do wyższych w kraju i wynosi około 7 os./100 ha.

Daniel

W przypadku daniela najwyższe zagęszczenie odnotowano w Borach Tucholskich (0,3). Na pozostałych stanowiskach, ze względu na brak obecności, bądź obecność pojedynczych osobników, stwierdzono zagęszczenie zerowe.

Sarna

Obszary Roztocza wraz z Puszcą Solską, Beskidu Sądeckiego, Żywieckiego i Śląskiego charakteryzują się najwyższym zagęszczeniem sarny (odpowiednio 2,7; 2,4 i 2,1). Należy zauważyć bardzo wysoką zmienność zagęszczenia na obszarze Roztocza i Puszczy Solskiej (0,2 – 6,2). Najmniejsze zagęszczenie sarny odnotowano w Puszczy Noteckiej i Borach Dolnośląskich (odpowiednio 0,4 i 0,3). Przeciętne zagęszczenie saren w Bieszczadach jest również niskie (<1 os./100 ha).

Dzik

Najwyższe zagęszczenie dzika odnotowano w Borach Dolnośląskich (4,0) i zarazem bardzo wysoką zmienność (1,2 – 8,2). Wysokie zagęszczenia odnotowano również na Roztoczu i Puszczy Solskiej (2,9) oraz w Puszczy Białowieskiej (2,0). Natomiast najniższe zagęszczenie stwierdzono w Bieszczadach i Borach Tucholskich (odpowiednio 0,5 i 0,6).

Żubr

Jak już wspomniano, ze względu na niedobór informacji w literaturze, w przypadku żubra obliczono jedynie zagęszczenie odchodów. Na obszarze Puszczy Białowieskiej stwierdzono najwyższe zagęszczenie odchodów (344,8/km²). Niższe zagęszczenie odchodów odnotowano w Bieszczadach, Puszczy Piskiej oraz Puszczy Knyszyńskiej. Na pozostałych stanowiskach nie zarejestrowano obecności odchodów.

**Tabela nr 30. Zagęszczenie zwierząt kopytnych w poszczególnych Nadleśnictwach/Stano-
wiskach monitoringowych. Porównanie wyników z 2018 i 2019 roku.**

Lp.	Nadleśnictwo/Stano- wisko moni- toringowe	Zagęszczenia kopytnych [liczba osobników/km ²]									
		łoś		jeleń		daniel		sarna		dzik	
		2018	2019	2018	2019	2018	2019	2018	2019	2018	2019
1	Piwniczna/Beskid Sądecki	0	0	14,9	8	0	0	2,4	1,3	0,6	1,3
2	Ujsoły/Beskid Żywiecki i Śląski	0	0	7,9	12,9	0	0	2,7	0,5	0,3	3,1
3	Bory Dolnośląskie	0	0	1	1,6	0	0	0,3	0,8	3,2	3,4
4	Lubichowo/Bory Tucholskie	0,1	0	2,1	3	0,1	0,2	0,9	0,5	0,7	2,4
5	Augustów/Puszcza Augustow- ska	0,8	1,4	3	3,1	0	0	0,8	0,6	0,7	1,2
6	Hajnówka/Puszcza Białowieska	0,2	0,2	4	4,2	0	0	0,7	0,2	1,2	0,2

Lp.	Nadleśnictwo/Stano- wisko moni- toringowe	Zagęszczenia kopytnych [liczba osobników/km ²]									
		łoś		jeleń		daniel		sarna		dzik	
		2018	2019	2018	2019	2018	2019	2018	2019	2018	2019
7	Krynki/Puszcza Knyszyńska	1,5	1,8	6,8	4,8	0	0	1,5	1,3	0,9	0,9
8	Puszcza Notecka	0	0	1,4	0,9	0	0	0,4	0,2	1,2	0,5
9	Spychowo/Puszcza Piska	0,4	1,1	3,6	3,7	0	0	1,6	0,6	1	2
10	Zwierzyniec/Roztocze i Puszcza Solska	0,7	2	3,3	2,6	0	0	2	1,4	1,5	2
11	Bieszczady	b.d	0	b.d	7,4	b.d	0	b.d	0,6	b.d	0,5

Łoś

Wahania w zagęszczeniu łosia w obu sezonach były na stosunkowo niewielkim poziomie. Relatywnie największe zmiany zarejestrowano w trzech nadleśnictwach (Augustów, Spychowo i Zwierzyniec), gdzie zagęszczenie wzrosło z poziomu poniżej 1 os./100 ha do poziomu 1-2 os./100 ha.

Jeleń

Również w przypadku jelenia wahania zagęszczeń między sezonami były nieznaczne. Stosunkowo największe pojawiły się w Piwnicznej (spadek z 14,9 do 8) oraz Ujsołach (wzrost z 7,8 do 12,9).

Daniel

Zmiany w zagęszczeniach daniela przy bardzo niewielkiej liczebności tego gatunku nie miały istotnego znaczenia.

Sarna

Zagęszczenia sarny były niewielkie już w 2018 roku. Obecna ocena wykazała dalszy ich spadek. W ośmiu z jedenastu nadleśnictw/obszarów monitoringowych zagęszczenie tego gatunku kształtowało się na poziomie poniżej 1 os./100 ha pow. leśnej.

Dzik

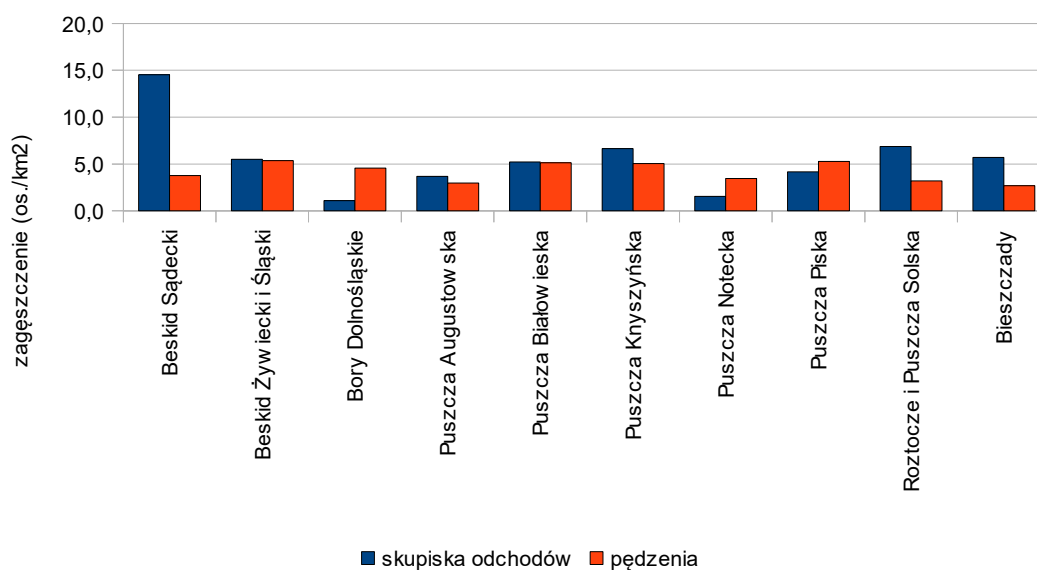
Również zagęszczenia dzika w 2019 roku w większości przypadków nie różniły się znacząco od tych zarejestrowanych rok wcześniej.

1.4.5. Porównanie wyników pędzeń próbnych oraz metody liczenia skupisk odchodów

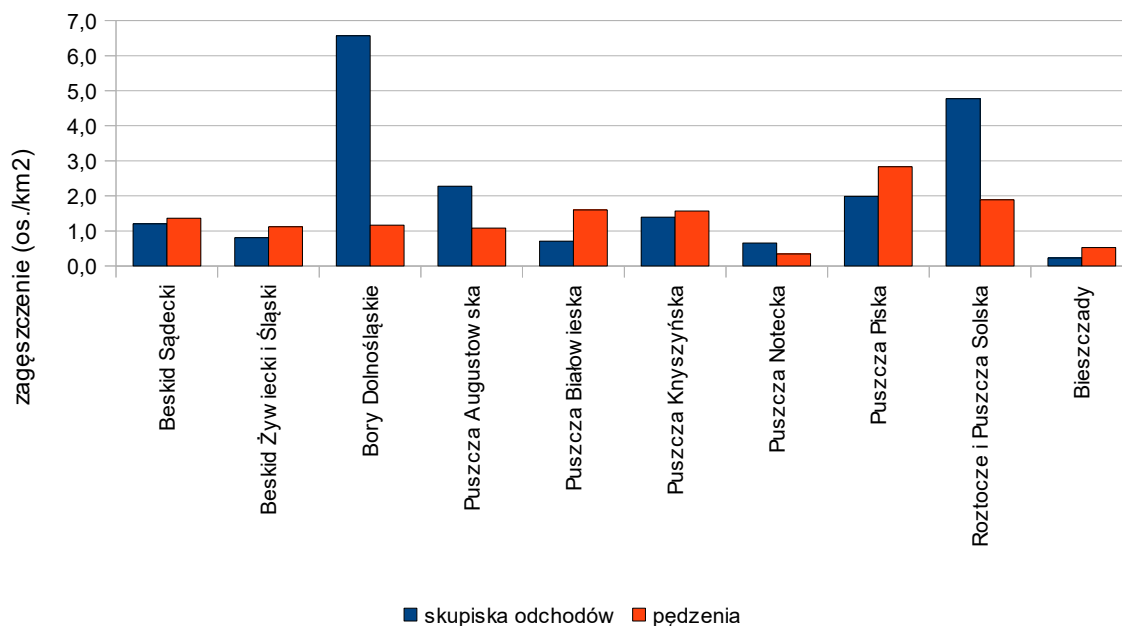
Na wstępie należy podkreślić, że wyniki uzyskane za pomocą obu metod są tylko częściowo porównywalne. Po pierwsze pędzenia były w znaczącej liczbie przypadków prowadzone wcześniej (począwszy od roku 2014) niż ocena metodą grup odchodów (2018-2019). Ponadto w przeważającej liczbie przypadków tereny nadleśnictw (dla których prowadzono pędzenia) nie pokrywają się całkowicie z terenami tych samych nadleśnictw, wchodzących w skład stanowisk monitoringowych (nie wszystkie nadleśnictwa wchodzą w 100 % w skład stanowisk monitoringowych).

Tym niemniej, zarówno zagęszczenia jeleni jak i dzików uzyskane obydwoma metodami wydają się stosunkowo podobne (Ryciny nr 6 i 7). W przypadku jeleni wyraźnie różnią się wyniki dla Beskidu Sądeckiego, zaś w przypadku dzików największe różnice zaznaczyły się w Borach Dolnośląskich oraz na Roztoczu i Puszczy Solskiej. Jeśli chodzi o sarny, różnice w wynikach obu metod były znacznie większe i w przeważającej mierze zagęszczenia uzyskane za pomocą pędzeń były znacząco wyższe niż w przypadku skupisk odchodów (Rycina nr 8).

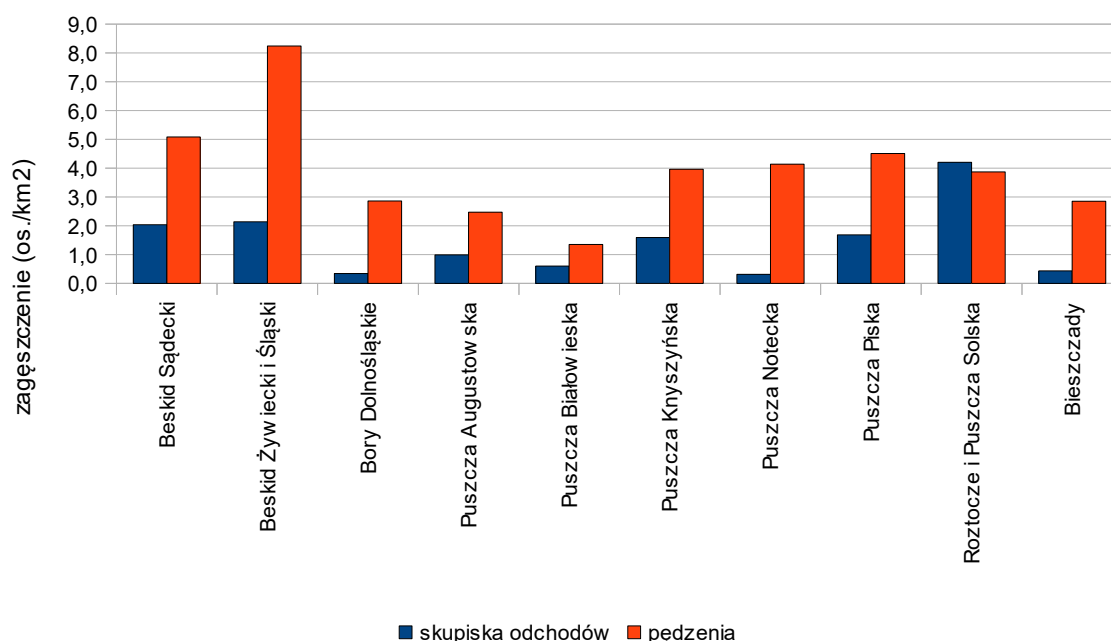
Rycina nr 6. Zagęszczenie jeleni na stanowiskach monitoringowych



Rycina nr 7. Zagęszczenie dzików na stanowiskach monitoringowych



Rycina nr 8. Zagęszczenie saren na stanowiskach monitoringowych



1.4.6. Podsumowanie wyników

Choć sytuacja różni się dla poszczególnych gatunków i stanowisk monitoringowych, wyniki oceny liczebności metodą grup odchodów uzyskane w 2018 roku (szczególnie dla saren) wydają się być niskie. Dla przykładu, w połowie lat 90-tych w kilku nadleśnictwach Polski (Iława, Strzałowo – RDLP Olsztyn oraz Rudy Raciborskie i Pszczyna – RDLP Katowice) zagęszczenie jeleni (średnie z kilku lat)

określone metodą pędzeń próbnych wahało się od 7 do 13 os./100 ha pow. leśnej (Borkowski et al. 2011). W przypadku saren wartości te wynosiły od 5 do 10 os./100 ha pow. leśnej. W latach 2015-16 w dwóch nadleśnictwach RDLP Szczecinek (Damnica i Lębork) zagęszczenia jeleni wynosiły uzyskane za pomocą liczenia grup odchodów wynosiły od 10 do 13 os./100 ha, saren zaś od 3,5 do 4,5 os./100 ha) (Borkowski et al. dane niepubl.).

Jeśli chodzi o łosia, to zagęszczenia tego gatunku w opisywanym projekcie wydają się być dość przekonujące. W Puszczy Augustowskiej i Knyszyńskiej zagęszczenia są wyższe niż w pozostałych obszarach i generalnie łosi jest wyraźnie więcej na wschodzie niż na zachodzie kraju. Bardzo niskie natomiast wydają się zagęszczenia sarny – przeciętne zagęszczenie na stanowiskach monitoringowych nie przekracza 3 os./100 ha, a i takie zagęszczenie wystąpiło tylko w jednym obiekcie (Roztocze i Puszcza Solska). W większości stanowisk zagęszczenie tego gatunku było niższe niż 2 os./100 ha. Stosunkowo niskie wydają się również być zagęszczenia jeleni na niektórych stanowiskach monitoringowych (Bory Dolnośląskie, Puszcza Notecka, Bory Tucholskie). Również dość niskie okazały się zagęszczenia dzika, choć w przypadku tego gatunku niewątpliwie pewien wpływ miało zwiększone pozyskanie tego gatunku związane z Afrykańskim Pomorem Świń (African swine fever - ASF). Szczególnie zastanawiające są niskie zagęszczenia jelenia i sarny na najbardziej na zachód wysuniętych stanowiskach monitoringowych – w Borach Dolnośląskich i Puszczy Noteckiej. Pozyskanie obu gatunków na tych obszarach jest stosunkowo (w porównaniu do innych regionów w kraju) dużo wyższe niż wynikałoby to z opisywanej oceny liczebności.

Przy ocenie liczebności i trendów, jednorazowe określenie liczebności/zągęszczeń nie ma większego znaczenia. Dopiero kilkukrotne (≥ 3) oszacowanie pozwala na bardziej wiarygodne wnioskowanie, chociażby z uwagi na fakt, że każda metoda posiada swoje źródła błędów. W związku z wątpliwościami odnośnie potencjalnego wpływu warunków pogodowych w końcówce 2017 roku na uzyskane wyniki oceny liczebności kopytnych, na części analizowanych obszarów powtórzono oceny liczebności metodą grup odchodów w 2019 roku, wykorzystując te same transekty, wzdłuż których liczono odchody w roku 2018. Ponadto w roku 2019, oprócz przeprowadzenia niezrealizowanej rok wcześniej oceny liczebności w Bieszczadach, wykonano powtórnie liczenia na całych stanowiskach monitoringowych Borów Dolnośląskich i Puszczy Noteckiej.

Porównanie warunków pogodowych w sezonach zimowych 2017/18 oraz 2018/19 wykazało, że pomimo podejrzeń o wpływ pogody na wyniki oceny liczebności w sezonie 2017/18 poziom opadów w obu sezonach nie różnił się na tyle, aby mieć istotny wpływ na uzyskane wyniki liczebności ofiar dużych drapieżników. W efekcie, nie stwierdzono, aby zagęszczenia kopytnych uzyskane w obu sezonach znacząco się różniły. Po pierwsze nie zauważono żadnego spójnego wyraźnego trendu polegającego na wzroście liczebności/zągęszczeń ocenianych gatunków w roku 2019 w porównaniu z rokiem 2018, co musiałoby mieć miejsce, gdyby znaczna część odchodów została rozmyta w końcówce 2017 roku. Wskazuje to, że otrzymane niskie zagęszczenia w roku 2018 wynikały nie tyle z warunków pogodowych, co przede wszystkim z faktycznie stosunkowo niewielkich liczebności dużych roślinożerców. Stąd też dla wszystkich stanowisk monitoringowych (oprócz Bieszczadów) do dalszych analiz przyjęto wyniki z 2018 roku. Druga ważna kwestia dotyczy relatywnie podobnych zagęszczeń badanych gatunków w obu sezonach. Potwierdza to przydatność liczenia grup odchodów do oceny liczebności zwierzyny, a

tym samym bazy pokarmowej dużych drapieżników. Trzeci element zasługujący na podkreślenie dotyczy niskiej liczebności sarny, która w większości obiektów przebadanych w 2019 roku wykazała spadek w stosunku do roku 2018, przy czym jej zagęszczenia były przeważnie poniżej poziomu 1 os./100 ha. Warto odnotowania wydaje się również fakt stosunkowo zbieżnych (poza nielicznymi wyjątkami) wyników pędzeń próbnych i metody grup odchodów w przypadku dzika i jelenia. Inaczej przedstawiała się sytuacja dla sarny (w większości przypadków zagęszczenia sarny uzyskane za pomocą pędzeń były znacząco wyższe od tych otrzymanych poprzez liczenie odchodów. Ponieważ jednak, jak wspomniano, odnotowano wyraźny spadek zagęszczeń saren między latami 2018 a 2019, a pędzenia były prowadzone wcześniej, uzyskane w ramach tego wątku rezultaty zdają się potwierdzać spadek liczebności sarny na wielu obszarach kraju.

Na podkreślenie zasługuje również fakt, że w obrębie stanowisk monitoringowych znaczne było zróżnicowanie zagęszczeń między poszczególnymi nadleśnictwami. Dla przykładu na Roztoczu i Puszczy Solskiej w przypadku jelenia wahało się ono od 0,7 do 8,7 os./100 ha, a w Puszczy Knyszyńskiej od 3,6 do 10,6 os./100 ha. Z kolei w przypadku sarny, ponownie na Roztoczu i Puszczy Solskiej zagęszczenia wynosiły od 0,2 do 6,2 os./100 ha. Z punktu widzenia ochrony dużych drapieżników, szczególnie na obszarach Natura 2000, wielkość bazy pokarmowej jest bardzo istotna. Dlatego konieczna jest regularna i wiarygodna ocena liczebności dużych ssaków roślinożernych.

1.4.7. Charakterystyka metody liczenia grup odchodów

Metoda grup odchodów jest szeroko stosowana do szacowania liczebności zwierzyny (Neff 1968, Barnes i in. 1995, Plumptre i Harris 1995). Omawiana metoda, jak każda z pozostałych metod inwentaryzacji zwierzyny, posiada swoje źródła błędów.

Na podstawie przeprowadzonych licznych badań na zastosowaniu wspomnianej metody, uważa się, iż kluczową kwestią jest określenie właściwych wartości wskaźnika tempa rozkładu odchodów oraz wskaźnika częstotliwości defekacji zwierzyny (Rönnegård i in. 2008). Stwierdzono, że na zmienność tempa rozkładu oraz częstotliwości defekacji może wpływać wiele czynników. Wykazano, iż obserwowana zmienność zagęszczenia odchodów, spowodowana jest w szczególności przez zmianę warunków pokarmowych i pogodowych w badanym sezonie (Mitchell i in. 1985, Rogers 1987, Prokešová i in. 2006). Stwierdzono ponadto, że wskaźnik defekacji jest zależny od rodzaju siedliska, jakości pokarmu i jego składu (Neff 1968, Andersen i in. 1992). Ponadto wykazano, że ważnymi czynnikami wpływającymi na dobową częstotliwość defekacji są struktura wiekowa i stosunek płci w monitorowanej populacji (Bailey, Putman 1981, Massei, Genov 1998, Andersen i in. 1992, Neff 1968, Person 2003).

Jednakże należy wyraźnie podkreślić, że pomimo wskazanych trudności, liczne badania wskazują, że metoda grup odchodów daje wiarygodne wyniki liczebności zwierzyny (Marques i in. 2001, Webbon i in. 2004). Uwzględniając ponadto niskie koszty metody oraz stosunkowo niewielką pracochłonność, metoda liczenia grup odchodów staje się wiarygodną alternatywą szacowania zagęszczenia i liczebności zwierzyny w naszym kraju. W stosunku do pędzeń próbnych, dla przykładu, jest ona znacznie tańsza i bez porównania prostsza logistycznie. Podkreślić należy, że każda z istniejących metod ma swoje wady i zalety. Bilans jednych i drugich w przypadku liczenia grup odchodów wydaje się być zdecydowanie

korzystny, w związku z czym będziemy rekomendować tę metodę do oceny liczebności ofiar wilka i rysia.

1.4.8. Literatura

Andersen R., Hjeljord O., Sæther B-E. (1992) Moose defecation rates in relation to habitat quality. *Alces* 28, 95-100.

Bailey R.E., Putman R.J., (1981) Estimation of fallow deer (*Dama dama*) populations from faecal accumulation. *Journal of Applied Ecology* 18, 697–702.

Barnes R.F.W., Blom A., Alers M.P.T., Barnes, K.L. (1995) An estimate of the numbers of forest elephants in Gabon. *Journal of Tropical Ecology* 11, 27–37.

Bennett L.J., English P.F., McCain R. (1940) A study of deer populations by use of pellet-group counts. *Journal of Wildlife Management* 4, 398–403.

Borkowski J., Palmer S.C.F., Borowski Z. (2011) Drive counts as a method of estimating ungulate density in forests: mission impossible? *Acta Theriologica* 56: 239–253.

Cristescu B., Ion I. (2007): Density of ungulates at preferential feeding in two hunting grounds of Vrancea County (Romania), with comparison between two study methods. *Analele Stiintifice ale Universitatii „Al. I. Cuza” Iasi, Biologie Animala*: 245–250

Härkönen S., Heikkilä R. (1999) Use of pellet group counts in determining density and habitat use of moose *Alces alces* in Finland. *Wildlife Biology* 5, 233-239.

Heinze E., Boch S., Fischer M., Hessenmoller D., Klenk B., Muller J., Prati D., Schulze E.-D., Seele C., Socher S., Halle S. (2011) Habitat use of large ungulates in northeastern Germany in relation to forest management. *Forest Ecology and Management* 261, 288-296.

Marques F.F.C., Buckland S.T., Goffin D., Dixon C.E., Borchers D.L., Mayle B.A., Peace A.J. (2001) Estimating deer abundance from line transect surveys of dung: sika deer in southern Scotland. *Journal of Applied Ecology* 38, 349–363.

Massei G., Bacon P., Genov P.V. (1998) Fallow deer and wild boar pellet group disappearance in a Mediterranean Area. *Journal of Wildlife Management* 62, 1086–1094.

Massei G., Genov P.V. (1998) Fallow deer (*Dama dama*) defecation rate in a Mediterranean area. *The Zoological Society of London* 245, 209-244.

Mitchell B., Rowe J.J., Ratcliffe P., Hinge, M. (1985) Defecation frequency in Roe deer (*Capreolus capreolus*) in relation to the accumulation rates of faecal deposits. *Journal of Zoology* 207, 1-7.

Mitchell B., McCowan D. (1984) The defecation frequencies of red deer in different habitats. *Annual Report Institute of Terrestrial Ecology* 983, 15–17.

Neff D.J. (1968) The pellet-group count technique for big game trend, census and distribution: a review. *Journal of Wildlife Management* 32, 597–614.

Persson I.-L. (2003) Seasonal and habitat differences in visibility of moose pellets. *Alces* 39, 233-241.

Persson I.-L., Danell K., Bergström R. (2000) Disturbance by large herbivores in boreal forests with special reference to moose. *Annales Zoologici Fennici* 37, 251-263.

Plumptre A.J., Harris S., (1995) Estimating the biomass of large mammalian herbivores in a tropical montane forest – a method of fecal counting that avoids assuming a steady-state system. *Journal of Applied Ecology* 32, 111–120.

Prokešová J., Barančková M., Homolka M. (2006) Density of red and roe deer and their distribution in relation to different habitat characteristics in a floodplain forest. *Folia Zoologica* 55, 1–14.

Rogers L. L. (1987) Seasonal changes in defecation rates of free – ranging white – tailed deer. *Journal of Wildlife Biology* 51, 330–333.

Rönnegård L., Sand H., Andrén H., Månsson J., Pehrson Å. (2008) Evaluation of four methods used to estimate population density of moose *Alces alces*. *Wildlife Biology* 14, 358-371.

Webbon C., Baker P.J., Harris S. (2004) Faecal density counts for monitoring changes in red fox numbers in rural Britain. *Journal of Applied Ecology* 41, 768–779.

1.5. Ocena stanu ochrony wilka i rysia na stanowiskach monitoringowych

1.5.1. Metodyka oceny stanu ochrony wilka i rysia

Zebrane w trakcie prac dane umożliwiły dokonanie oceny stanu ochrony wilka i rysia na poziomie zarówno krajowym jak i na poziomie poszczególnych stanowisk monitoringowych.

Metodykę oceny stanu ochrony wilka i rysia na poziomie krajowym zawiera instrukcja wypełniania Raportu dla KE, natomiast metodykę oceny stanu ochrony tych gatunków na stanowiskach monitoringowych przedstawiono syntetycznie w poniższych tabelach. Metodyka ta zakłada, zarówno w przypadku wilka jak i rysia, równoważność każdego ze wskaźników stanu ochrony, w związku z powyższym ogólna (łączna) ocena stanu ochrony jest najniższą z ocen którejkolwiek ze wskaźników.

Tabela nr 31. Metodyka oceny stanu ochrony wilka

Parametr	Wskaźnik	Miara	Sposób pomiaru	Ocena		
				FV	U1	U2
Populacja	Zagęszczenie populacji	N/100 km ²	Określany metodą ponownego odłowu na podstawie genetycznej identyfikacji osobników z prób odchodów	>2,5	1,5-2,5	<1,5
Siedlisko	Lesistość	%	Stosunek powierzchni leśnej do powierzchni ogólnej	>40	20-40	<20
	Fragmentacja siedliska	%	Udział powierzchni zajętej przez zabudowę	<3	3-5	>5
	Zagęszczenie dróg	km/km ²	Długość dróg krajowych i wojewódzkich w przeliczeniu na 1 km ² obszaru	<0,1	0,1-0,2	>0,2
	Stopień izolacji siedlisk	-	1- ciągłe połączenie z innymi obszarami zasiedlonymi przez populację wilka, 2- połączenie słabe, przerywane, 3- całkowita izolacja	1	2	3
Szanse zachowania gatunku		-	Ocena ekspercka	Brak istotnych negatywnych oddziaływań i nie przewiduje się większych zagrożeń w przyszłości, nie obserwuje się negatywnych zmian w populacji i siedlisku. Zachowanie gatunku w perspektywie 10-20 lat jest niemal pewne.	Zachowanie gatunku w perspektywie 10-20 lat nie jest pewne, ale jest prawdopodobne, o ile uda się zapobiec istniejącym negatywnym oddziaływaniom i przewidywanym umiarkowanym zagrożeniom	Zachowanie gatunku w perspektywie 10-20 lat będzie bardzo trudne, silne negatywne zmiany w populacji i siedlisku lub przewidywane znaczne zagrożenia w przyszłości (praktycznie nie do wyeliminowania).
Ocena ogólna				Najniższa ocena z ocenianych parametrów		

Tabela nr 32. Metodyka oceny stanu ochrony rysia

Parametr	Wskaźnik	Miara	Sposób pomiaru	Ocena		
				FV	U1	U2
Populacja	Liczba samic prowadzących młode	N/100 km ²	Określany w oparciu o szczegółowe tropienia zimowe oraz obserwacje całoroczne	>0,5	0,3-0,5	<0,3
	Średnia liczba młodych na samicę	N	Określany w oparciu o szczegółowe tropienia zimowe oraz obserwacje całoroczne	>2	1-2	<1
Siedlisko	Lesistość	%	Stosunek powierzchni leśnej do powierzchni ogólnej	>40	20-40	<20
	Fragmentacja siedliska	%	Udział powierzchni zajętej przez zabudowę	<3	3-5	>5
	Zagęszczenie dróg	km/km ²	Długość dróg krajowych i wojewódzkich w przeliczeniu na 1 km ² obszaru	<0,1	0,1-0,2	>0,2
	Stopień izolacji siedlisk	-	1- ciągłe połączenie z innymi obszarami zasiedlonymi przez populację wilka, 2- połączenie słabe, przerywane, 3- całkowita izolacja	1	2	3
	Dostępność bazy pokarmowej	kg/km ²	Biomasa sarny w przeliczeniu na 1 km ² obszaru	>100	50-100	<50
Szanse zachowania gatunku		-	Ocena ekspercka	Brak istotnych negatywnych oddziaływań i nie przewiduje się większych zagrożeń w przyszłości, nie obserwuje się negatywnych zmian w populacji i siedlisku. Zachowanie gatunku w perspektywie 10-20 lat jest niemal pewne.	Zachowanie gatunku w perspektywie 10-20 lat nie jest pewne, ale jest prawdopodobne, o ile uda się zapobiec istniejącym negatywnym oddziaływaniom i przewidywanym umiarkowanym zagrożeniom	Zachowanie gatunku w perspektywie 10-20 lat będzie bardzo trudne, silne negatywne zmiany w populacji i siedlisku lub przewidywane znaczne zagrożenia w przyszłości (praktycznie nie do wyeliminowania).
Ocena ogólna				Najniższa ocena z ocenianych parametrów		

1.5.2. Ocena stanu ochrony wilka i rysia na poziomie krajowym (zadanie nr 6)

Oceny stanu ochrony dokonano zarówno na poziomie krajowym, jak i poszczególnych stanowisk monitoringowych. Różnice pomiędzy tymi ocenami wynikają z nieco innych metodyk oceny oraz obszaru do którego się ona odnosi. Oceny stanu ochrony na poziomie krajowym wykonano wg wytycznych do sporządzenia Raportu dla KE, natomiast ocenę stanu ochrony na poziomie stanowisk monitoringowych wykonano w oparciu o metodykę wypracowaną w niniejszym projekcie.

Tabela nr 33. Zestawienie ocen stanu ochrony gatunków na poziomie krajowym - wilk

Lp.	Parametr	Region biogeograficzny	
		Alpejski	Kontynentalny
1	Range	Favourable (FV)	Unfavourable - Inadequate (U1)
2	Population	Favourable (FV)	Unfavourable - Inadequate (U1)
3	Habitat for the species	Favourable (FV)	Favourable (FV)
4	Future prospects	Favourable (FV)	Favourable (FV)
5	Overall assessment of Conservation Status	Favourable (FV)	Unfavourable - Inadequate (U1)

Tabela nr 34. Zestawienie ocen stanu ochrony gatunków na poziomie krajowym - rys

Lp.	Parametr	Region biogeograficzny	
		Alpejski	Kontynentalny
1	Range	Favourable (FV)	Unfavourable - Inadequate (U1)
2	Population	Unfavourable - Inadequate (U1)	Unfavourable - Inadequate (U1)
3	Habitat for the species	Favourable (FV)	Unfavourable - Inadequate (U1)
4	Future prospects	Unfavourable - Inadequate (U1)	Unfavourable - Bad (U2)
5	Overall assessment of Conservation Status	Unfavourable - Inadequate (U1)	Unfavourable - Bad (U2)

1.5.3. Ocena stanu ochrony wilka i rysia na poziomie stanowisk monitoringowych

Tabela nr 35. Zestawienie ocen stanu ochrony gatunków na stanowiskach monitoringowych - wilk

Lp.	Nazwa stanowiska	Ocena parametru „populacja”			Ocena parametru „siedlisko”			Ocena parametru „szanse zachowania gatunku”			Łączna ocena stanu ochrony		
		2006-2011	2013-2014	2017-2019	2006-2011	2013-2014	2017-2019	2006-2011	2013-2014	2017-2019	2006-2011	2013-2014	2017-2019
1	Beskid Sądecki	-	XX	U2	-	U2	U2	-	U1	U1	-	U1	U2
2	Beskid Żywiecki i Śląski	-	XX	U2	-	U2	U2	-	U1	U1	-	U1	U2
3	Bieszczady	-	XX	FV	-	U1	FV	-	FV	FV	-	FV	FV
4	Bory Dolnośląskie	-	XX	FV	-	U1	U1	-	U1	FV	-	U1	U1
5	Bory Tucholskie	-	XX	U1	-	U1	FV	-	U1	FV	-	U1	U1
6	Puszcza Augustowska	FV	FV	FV	FV	U1	FV	FV	FV	FV	FV	FV	FV
7	Puszcza Białowieża	FV	FV	FV	FV	FV	FV	FV	FV	FV	FV	FV	FV
8	Puszcza Knyszyńska	U1	FV	U1	U1	U1	FV	U1	FV	FV	U1	FV	U1
9	Puszcza Notecka	-	XX	U1	-	U1	U1	-	U1	FV	-	U1	U1
10	Roztocze i Puszcza Solska	-	XX	U2	-	U1	U1	-	U1	U1	-	U1	U2

Tabela nr 36. Zestawienie ocen stanu ochrony gatunków na stanowiskach monitoringowych - rys

Lp.	Nazwa stanowiska	Ocena parametru „populacja”			Ocena parametru „siedlisko”			Ocena parametru „szanse zachowania gatunku”			Łączna ocena stanu ochrony		
		2006-2011	2013-2014	2017-2018	2006-2011	2013-2014	2017-2018	2006-2011	2013-2014	2017-2018	2006-2011	2013-2014	2017-2018
1	Beskid Sądecki	-	XX	U2	-	U2	U2	-	U1	U1	-	U1	U2
2	Beskid Żywiecki i Śląski	-	XX	U2	-	U2	U2	-	U1	U1	-	U1	U2
3	Bieszczady	-	XX	U2	-	U1	U2	-	FV	FV	-	FV	U2
4	Puszcza Augustowska	U1	U2	U2	U1	U1	U1/U2	U1	U1	U1	U1	U2	U2
5	Puszcza Białowieża	FV	U2	U2	FV	U2	U1/U2	FV	U1	U1	FV	U2	U2
6	Puszcza Knyszyńska	U1	U1	U2	U1	U1	U1/U2	U1	U1	U1	U1	U1	U2
7	Puszcza Piska	-	U2	U2	-	U1	U1/U2	-	U1	U2	-	U2	U2
8	Roztocze i Puszcza Solska	-	XX	U2	-	U1	U2	-	U1	U2	-	U1	U2

Tabela nr 37. Ocena stanu ochrony wilka (*Canis lupus*) na stanowisku monitoringowym BIESZCZADY

Parametr	Wskaźnik	Wartość wskaźnika lub wniosek	Kod oceny	Kod oceny razem
Populacja	Zagęszczenie populacji	9,2 os./100 km ²	FV	
Siedlisko	Lesistość	80,6*; 90,8**; 84,1*** %	FV	FV
	Fragmentacja siedliska	0,88** %	FV	
	Zagęszczenie dróg	0,05** km/km ²	FV	
	Stopień izolacji siedlisk	1	FV	
Szanse zachowania gatunku		Brak istotnych negatywnych oddziaływań i nie przewiduje się większych zagrożeń w przyszłości, nie obserwuje się negatywnych zmian w populacji i siedlisku. Zachowanie gatunku w perspektywie 10-20 lat jest niemal pewne.	FV	
Ocena ogólna			FV	

* wg danych z Banku Danych o Lasach (BDL),

** wg danych z Bazy Danych Obiektów Ogólnogeograficznych (BDOO),

*** wg danych z bazy Corine Land Cover.

Tabela nr 38. Ocena stanu ochrony rysia (*Lynx lynx*) na stanowisku monitoringowym BIESZCZADY

Parametr	Wskaźnik	Wartość wskaźnika lub wniosek	Kod oceny	Kod oceny razem
Populacja	Liczba samic prowadzących młode	0,25 os./100 km ²	U2	U2
	Średnia liczba młodych na samicę	2,3	FV	
Siedlisko	Lesistość	80,6*; 90,8**; 84,1*** %	FV	U2
	Fragmentacja siedliska	0,88** %	FV	
	Zagęszczenie dróg	0,05** km/km ²	FV	
	Stopień izolacji siedlisk	1	FV	
	Dostępność bazy pokarmowej	37**** 12***** kg/km ²	U2	
Szanse zachowania gatunku		Brak istotnych negatywnych oddziaływań i nie przewiduje się większych zagrożeń w przyszłości, nie obserwuje się negatywnych zmian w populacji i siedlisku. Zachowanie gatunku w perspektywie 10-20 lat jest niemal pewne.	FV	
Ocena ogólna			U2	

* wg danych z Banku Danych o Lasach (BDL),

** wg danych z Bazy Danych Obiektów Ogólnogeograficznych (BDOO),

*** wg danych z bazy Corine Land Cover,

**** wg danych z pędzeń próbnych prowadzonych przez nadleśnictwa i parki narodowe,

***** wg danych z liczeń odchodów kopytnych na transektach.

Tabela nr 39. Ocena stanu ochrony wilka (*Canis lupus*) na stanowisku monitoringowym BESKID SĄDECKI

Parametr	Wskaźnik	Wartość wskaźnika lub wniosek	Kod oceny	Kod oceny razem
Populacja	Zagęszczenie populacji	1,3 os./100 km ²	U2	U2
Siedlisko	Lesistość	52,0*; 75,4**; 69,5*** %	FV	U2
	Fragmentacja siedliska	7,99** %	U2	
	Zagęszczenie dróg	0,15** km/km ²	U1	
	Stopień izolacji siedlisk	1	FV	
Szanse zachowania gatunku		Zachowanie gatunku w perspektywie 10-20 lat nie jest pewne, ale jest prawdopodobne, o ile uda się zapobiec istniejącym negatywnym oddziaływaniom i przewidywanym umiarkowanym zagrożeniom	U1	
Ocena ogólna			U2	

* wg danych z Banku Danych o Lasach (BDL),

** wg danych z Bazy Danych Obiektów Ogólnogeograficznych (BDOO),

*** wg danych z bazy Corine Land Cover.

Tabela nr 40. Ocena stanu ochrony rysia (*Lynx lynx*) na stanowisku monitoringowym BESKID SĄDECKI

Parametr	Wskaźnik	Wartość wskaźnika lub wniosek	Kod oceny	Kod oceny razem
Populacja	Liczba samic prowadzących młode	0,13 os./100 km ²	U2	U2
	Średnia liczba młodych na samicę	2	U1	
Siedlisko	Lesistość	52,0*; 75,4**; 69,5*** %	FV	U2
	Fragmentacja siedliska	7,99** %	U2	
	Zagęszczenie dróg	0,15** km/km ²	U1	
	Stopień izolacji siedlisk	1	FV	
	Dostępność bazy pokarmowej	75**** 48***** kg/km ²	U1/U2	
Szanse zachowania gatunku		Zachowanie gatunku w perspektywie 10-20 lat nie jest pewne, ale jest prawdopodobne, o ile uda się zapobiec istniejącym negatywnym oddziaływaniom i przewidywanym umiarkowanym zagrożeniom	U1	
Ocena ogólna			U2	

* wg danych z Banku Danych o Lasach (BDL),

** wg danych z Bazy Danych Obiektów Ogólnogeograficznych (BDOO),

*** wg danych z bazy Corine Land Cover,

**** wg danych z pędzeń próbnych prowadzonych przez nadleśnictwa i parki narodowe,

***** wg danych z liczeń odchodów kopytnych na transektach.

Tabela nr 41. Ocena stanu ochrony wilka (*Canis lupus*) na stanowisku monitoringowym BESKID ŻYWIECKI I ŚLĄSKI

Parametr	Wskaźnik	Wartość wskaźnika lub wniosek	Kod oceny	Kod oceny razem
Populacja	Zagęszczenie populacji	1,1 os./100 km ²	U2	U2
Siedlisko	Lesistość	58,3*; 74,2**; 68,6*** %	FV	U2
	Fragmentacja siedliska	5,22** %	U2	
	Zagęszczenie dróg	0,07** km/km ²	FV	
	Stopień izolacji siedlisk	1	FV	
Szanse zachowania gatunku		Zachowanie gatunku w perspektywie 10-20 lat nie jest pewne, ale jest prawdopodobne, o ile uda się zapobiec istniejącym negatywnym oddziaływaniom i przewidywanym umiarkowanym zagrożeniom	U1	
Ocena ogólna			U2	

* wg danych z Banku Danych o Lasach (BDL),

** wg danych z Bazy Danych Obiektów Ogólnogeograficznych (BDOO),

*** wg danych z bazy Corine Land Cover.

Tabela nr 42. Ocena stanu ochrony rysia (*Lynx lynx*) na stanowisku monitoringowym BESKID ŻYWIECKI I ŚLĄSKI

Parametr	Wskaźnik	Wartość wskaźnika lub wnioszek	Kod oceny	Kod oceny razem
Populacja	Liczba samic prowadzących młode	0,10 os./100 km ²	U2	U2
	Średnia liczba młodych na samicę	1,0	U1	
Siedlisko	Lesistość	58,3*; 74,2**; 68,6*** %	FV	U2
	Fragmentacja siedliska	5,22** %	U2	
	Zagęszczenie dróg	0,07** km/km ²	FV	
	Stopień izolacji siedlisk	1	FV	
	Dostępność bazy pokarmowej	212**** 42***** kg/km ²	FV/U2	
Szanse zachowania gatunku		Zachowanie gatunku w perspektywie 10-20 lat nie jest pewne, ale jest prawdopodobne, o ile uda się zapobiec istniejącym negatywnym oddziaływaniom i przewidywanym umiarkowanym zagrożeniom	U1	
Ocena ogólna			U2	

* wg danych z Banku Danych o Lasach (BDL),

** wg danych z Bazy Danych Obiektów Ogólnogeograficznych (BDOO),

*** wg danych z bazy Corine Land Cover,

**** wg danych z pędzeń próbnych prowadzonych przez nadleśnictwa i parki narodowe,

***** wg danych z liczeń odchodów kopytnych na transektach.

Tabela nr 43. Ocena stanu ochrony wilka (*Canis lupus*) na stanowisku monitoringowym PUSZCZA AUGUSTOWSKA

Parametr	Wskaźnik	Wartość wskaźnika lub wniosek	Kod oceny	Kod oceny razem
Populacja	Zagęszczenie populacji	3,0 os./100 km ²	FV	FV
Siedlisko	Lesistość	64,6*; 71,6**; 68,4*** %	FV	FV
	Fragmentacja siedliska	2,14** %	FV	
	Zagęszczenie dróg	0,08** km/km ²	FV	
	Stopień izolacji siedlisk	1	FV	
Szanse zachowania gatunku		Brak istotnych negatywnych oddziaływań i nie przewiduje się większych zagrożeń w przyszłości, nie obserwuje się negatywnych zmian w populacji i siedlisku. Zachowanie gatunku w perspektywie 10-20 lat jest niemal pewne.	FV	
Ocena ogólna			FV	

* wg danych z Banku Danych o Lasach (BDL).

** wg danych z Bazy Danych Obiektów Ogólnogeograficznych (BDOO),

*** wg danych z bazy Corine Land Cover.

Tabela nr 44. Ocena stanu ochrony rysia (*Lynx lynx*) na stanowisku monitoringowym PUSZCZA AUGUSTOWSKA

Parametr	Wskaźnik	Wartość wskaźnika lub wniosek	Kod oceny	Kod oceny razem
Populacja	Liczba samic prowadzących młode	0,06 os./100 km ²	U2	U2
	Średnia liczba młodych na samicę	1,0	U1	
Siedlisko	Lesistość	64,6*; 71,6**; 68,4*** %	FV	U1/U2
	Fragmentacja siedliska	2,14** %	FV	
	Zagęszczenie dróg	0,08** km/km ²	FV	
	Stopień izolacji siedlisk	1	FV	
	Dostępność bazy pokarmowej	50**** 18***** kg/km ²	U1/U2	
Szanse zachowania gatunku		Zachowanie gatunku w perspektywie 10-20 lat nie jest pewne, ale jest prawdopodobne, o ile uda się zapobiec istniejącym negatywnym oddziaływaniom i przewidywanym umiarkowanym zagrożeniom	U1	
Ocena ogólna			U2	

* wg danych z Banku Danych o Lasach (BDL).

** wg danych z Bazy Danych Obiektów Ogólnogeograficznych (BDOO),

*** wg danych z bazy Corine Land Cover,

**** wg danych z pędzeń próbnych prowadzonych przez nadleśnictwa i parki narodowe,

***** wg danych z liczeń odchodów kopytnych na transektach.

Tabela nr 45. Ocena stanu ochrony wilka (*Canis lupus*) na stanowisku monitoringowym PUSZCZA BIAŁOWIESKA

Parametr	Wskaźnik	Wartość wskaźnika lub wniosek	Kod oceny	Kod oceny razem
Populacja	Zagęszczenie populacji	2,6 os./100 km ²	FV	FV
Siedlisko	Lesistość	77,1*; 84,1**; 81,4*** %	FV	FV
	Fragmentacja siedliska	1,89** %	FV	
	Zagęszczenie dróg	0,06** km/km ²	FV	
	Stopień izolacji siedlisk	1	FV	
Szanse zachowania gatunku		Brak istotnych negatywnych oddziaływań i nie przewiduje się większych zagrożeń w przyszłości, nie obserwuje się negatywnych zmian w populacji i siedlisku. Zachowanie gatunku w perspektywie 10-20 lat jest niemal pewne.	FV	
Ocena ogólna			FV	

* wg danych z Banku Danych o Lasach (BDL),

** wg danych z Bazy Danych Obiektów Ogólnogeograficznych (BDOO),

*** wg danych z bazy Corine Land Cover.

Tabela nr 46. Ocena stanu ochrony rysia (*Lynx lynx*) na stanowisku monitoringowym PUSZCZA BIAŁOWIESKA

Parametr	Wskaźnik	Wartość wskaźnika lub wniosek	Kod oceny	Kod oceny razem
Populacja	Liczba samic prowadzących młode	0,13 os./100 km ²	U2	U2
	Średnia liczba młodych na samicę	2,0	U1	
Siedlisko	Lesistość	77,1*; 84,1**; 81,4*** %	FV	U1/U2
	Fragmentacja siedliska	1,89** %	FV	
	Zagęszczenie dróg	0,06** km/km ²	FV	
	Stopień izolacji siedlisk	1	FV	
	Dostępność bazy pokarmowej	62**** 14***** kg/km ²	U1/U2	
Szanse zachowania gatunku		Zachowanie gatunku w perspektywie 10-20 lat nie jest pewne, ale jest prawdopodobne, o ile uda się zapobiec istniejącym negatywnym oddziaływaniom i przewidywanym umiarkowanym zagrożeniom	U1	
Ocena ogólna			U2	

* wg danych z Banku Danych o Lasach (BDL),

** wg danych z Bazy Danych Obiektów Ogólnogeograficznych (BDOO),

*** wg danych z bazy Corine Land Cover,

**** wg danych z pędzeń próbnych prowadzonych przez nadleśnictwa i parki narodowe,

***** wg danych z liczeń odchodów kopytnych na transektach.

Tabela nr 47. Ocena stanu ochrony wilka (*Canis lupus*) na stanowisku monitoringowym PUSZCZA KNYSZYŃSKA

Parametr	Wskaźnik	Wartość wskaźnika lub wniosek	Kod oceny	Kod oceny razem
Populacja	Zagęszczenie populacji	2,0 os./100 km ²	U1	U1
Siedlisko	Lesistość	59,2*; 71,9**; 65,9*** %	FV	FV
	Fragmentacja siedliska	2,30** %	FV	
	Zagęszczenie dróg	0,07** km/km ²	FV	
	Stopień izolacji siedlisk	1	FV	
Szanse zachowania gatunku		Brak istotnych negatywnych oddziaływań i nie przewiduje się większych zagrożeń w przyszłości, nie obserwuje się negatywnych zmian w populacji i siedlisku. Zachowanie gatunku w perspektywie 10-20 lat jest niemal pewne.	FV	
Ocena ogólna			U1	

* wg danych z Banku Danych o Lasach (BDL).

** wg danych z Bazy Danych Obiektów Ogólnogeograficznych (BDOO),

*** wg danych z bazy Corine Land Cover.

Tabela nr 48. Ocena stanu ochrony rysia (*Lynx lynx*) na stanowisku monitoringowym PUSZCZA KNYSZYŃSKA

Parametr	Wskaźnik	Wartość wskaźnika lub wniosek	Kod oceny	Kod oceny razem
Populacja	Liczba samic prowadzących młode	0,00 os./100 km ²	U2	U2
	Średnia liczba młodych na samicę	0,0	U2	
Siedlisko	Lesistość	59,2*; 71,9**; 65,9*** %	FV	U1/U2
	Fragmentacja siedliska	2,30** %	FV	
	Zagęszczenie dróg	0,07** km/km ²	FV	
	Stopień izolacji siedlisk	1	FV	
	Dostępność bazy pokarmowej	69**** 34***** kg/km ²	U1/U2	
Szanse zachowania gatunku		Zachowanie gatunku w perspektywie 10-20 lat nie jest pewne, ale jest prawdopodobne, o ile uda się zapobiec istniejącym negatywnym oddziaływaniom i przewidywanym umiarkowanym zagrożeniom	U1	
Ocena ogólna			U2	

* wg danych z Banku Danych o Lasach (BDL).

** wg danych z Bazy Danych Obiektów Ogólnogeograficznych (BDOO),

*** wg danych z bazy Corine Land Cover,

**** wg danych z pędzeń próbnych prowadzonych przez nadleśnictwa i parki narodowe,

***** wg danych z liczeń odchodów kopytnych na transektach.

Tabela nr 49. Ocena stanu ochrony wilka (*Canis lupus*) na stanowisku monitoringowym ROZTOCZE I PUSZCZA SOLSKA

Parametr	Wskaźnik	Wartość wskaźnika lub wniosek	Kod oceny	Kod oceny razem
Populacja	Zagęszczenie populacji	1,1 os./100 km ²	U2	U2
Siedlisko	Lesistość	60,5*; 72,8**; 67,6*** %	FV	U1
	Fragmentacja siedliska	3,85** %	U1	
	Zagęszczenie dróg	0,09** km/km ²	FV	
	Stopień izolacji siedlisk	2	U1	
Szanse zachowania gatunku		Zachowanie gatunku w perspektywie 10-20 lat nie jest pewne, ale jest prawdopodobne, o ile uda się zapobiec istniejącym negatywnym oddziaływaniom i przewidywanym umiarkowanym zagrożeniom	U1	
Ocena ogólna			U2	

* wg danych z Banku Danych o Lasach (BDL),

** wg danych z Bazy Danych Obiektów Ogólnogeograficznych (BDOO),

*** wg danych z bazy Corine Land Cover.

Tabela nr 50. Ocena stanu ochrony rysia (*Lynx lynx*) na stanowisku monitoringowym ROZTOCZE I PUSZCZA SOLSKA

Parametr	Wskaźnik	Wartość wskaźnika lub wnioszek	Kod oceny	Kod oceny razem
Populacja	Liczba samic prowadzących młode	0,07 os./100 km ²	U2	U2
	Średnia liczba młodych na samicę	1,0	U1	
Siedlisko	Lesistość	60,5*; 72,8**; 67,6*** %	FV	U2
	Fragmentacja siedliska	3,85** %	U1	
	Zagęszczenie dróg	0,09** km/km ²	FV	
	Stopień izolacji siedlisk	3	U2	
	Dostępność bazy pokarmowej	58**** 54***** kg/km ²	U1	
Szanse zachowania gatunku		Zachowanie gatunku w perspektywie 10-20 lat będzie bardzo trudne, silne negatywne zmiany w populacji i siedlisku lub przewidywane znaczne zagrożenia w przyszłości (praktycznie nie do wyeliminowania).	U2	
Ocena ogólna			U2	

* wg danych z Banku Danych o Lasach (BDL),

** wg danych z Bazy Danych Obiektów Ogólnogeograficznych (BDOO),

*** wg danych z bazy Corine Land Cover,

**** wg danych z pędzeń próbnych prowadzonych przez nadleśnictwa i parki narodowe,

***** wg danych z liczeń odchodów kopytnych na transektach.

Tabela nr 51. Ocena stanu ochrony wilka (*Canis lupus*) na stanowisku monitoringowym BORY TUCHOLSKIE

Parametr	Wskaźnik	Wartość wskaźnika lub wniosek	Kod oceny	Kod oceny razem
Populacja	Zagęszczenie populacji	1,6 os./100 km ²	U1	U1
Siedlisko	Lesistość	61,2*; 71,1**; 65,6*** %	FV	FV
	Fragmentacja siedliska	2,62** %	FV	
	Zagęszczenie dróg	0,08** km/km ²	FV	
	Stopień izolacji siedlisk	1	FV	
Szanse zachowania gatunku		Brak istotnych negatywnych oddziaływań i nie przewiduje się większych zagrożeń w przyszłości, nie obserwuje się negatywnych zmian w populacji i siedlisku. Zachowanie gatunku w perspektywie 10-20 lat jest niemal pewne.	FV	
Ocena ogólna			U1	

* wg danych z Banku Danych o Lasach (BDL),

** wg danych z Bazy Danych Obiektów Ogólnogeograficznych (BDOO),

*** wg danych z bazy Corine Land Cover.

Tabela nr 52. Ocena stanu ochrony wilka (*Canis lupus*) na stanowisku monitoringowym PUSZCZA NOTECKA

Parametr	Wskaźnik	Wartość wskaźnika lub wniosek	Kod oceny	Kod oceny razem
Populacja	Zagęszczenie populacji	2,0 os./100 km ²	U1	U1
Siedlisko	Lesistość	69,7*; 77,8**; 73,6*** %	FV	U1
	Fragmentacja siedliska	2,08** %	FV	
	Zagęszczenie dróg	0,18** km/km ²	U1	
	Stopień izolacji siedlisk	1	FV	
Szanse zachowania gatunku		Brak istotnych negatywnych oddziaływań i nie przewiduje się większych zagrożeń w przyszłości, nie obserwuje się negatywnych zmian w populacji i siedlisku. Zachowanie gatunku w perspektywie 10-20 lat jest niemal pewne.	FV	
Ocena ogólna			U1	

* wg danych z Banku Danych o Lasach (BDL),

** wg danych z Bazy Danych Obiektów Ogólnogeograficznych (BDOO),

*** wg danych z bazy Corine Land Cover.

Tabela nr 53. Ocena stanu ochrony wilka (*Canis lupus*) na stanowisku monitoringowym BORY DOLNOŚLĄSKIE

Parametr	Wskaźnik	Wartość wskaźnika lub wniosek	Kod oceny	Kod oceny razem
Populacja	Zagęszczenie populacji	2,8 os./100 km ²	FV	FV
Siedlisko	Lesistość	71,8*; 78,3**; 74,5*** %	FV	U1
	Fragmentacja siedliska	2,58** %	FV	
	Zagęszczenie dróg	0,12** km/km ²	U1	
	Stopień izolacji siedlisk	1	FV	
Szanse zachowania gatunku		Brak istotnych negatywnych oddziaływań i nie przewiduje się większych zagrożeń w przyszłości, nie obserwuje się negatywnych zmian w populacji i siedlisku. Zachowanie gatunku w perspektywie 10-20 lat jest niemal pewne.	FV	
Ocena ogólna			U1	

* wg danych z Banku Danych o Lasach (BDL),

** wg danych z Bazy Danych Obiektów Ogólnogeograficznych (BDOO),

*** wg danych z bazy Corine Land Cover.

Tabela nr 54. Ocena stanu ochrony rysia (*Lynx lynx*) na stanowisku monitoringowym PUSZCZA PISKA

Parametr	Wskaźnik	Wartość wskaźnika lub wniosek	Kod oceny	Kod oceny razem
Populacja	Liczba samic prowadzących młode	0,06/100 km ²	U2	U2
	Średnia liczba młodych na samicę	2,0	U1	
Siedlisko	Lesistość	60,9*; 70,1**; 66,1*** %	FV	U1/U2
	Fragmentacja siedliska	2,05** %	FV	
	Zagęszczenie dróg	0,12** km/km ²	U1	
	Stopień izolacji siedlisk	2	U1	
	Dostępność bazy pokarmowej	87**** 30***** kg/km ²	U1/U2	
Szanse zachowania gatunku		Zachowanie gatunku w perspektywie 10-20 lat będzie bardzo trudne, silne negatywne zmiany w populacji i siedlisku lub przewidywane znaczne zagrożenia w przyszłości (praktycznie nie do wyeliminowania).	U2	
Ocena ogólna			U2	

* wg danych z Banku Danych o Lasach (BDL),

** wg danych z Bazy Danych Obiektów Ogólnogeograficznych (BDOO),

*** wg danych z bazy Corine Land Cover,

**** wg danych z pędzeń próbnych prowadzonych przez nadleśnictwa i parki narodowe,

***** wg danych z liczeń odchodów kopytnych na transektach.

2. Informacje dotyczące sieci obserwacyjnej i wykonawcy projektu

Wykonawcą projektu jest KRAMEKO sp. z o.o. W przedmiotowym projekcie sieć obserwacyjna dla wilka składała się w zależności od obszaru z 9-29 ekspertów lokalnych, natomiast dla rysia z 21-27. Obserwatorami były osoby o wykształceniu biologicznym lub leśnym, przeszkolone w zakresie wykonywanych prac.

Tabela nr 55. Zestawienie liczby ekspertów lokalnych

Lp.	Stanowisko monitoringowe	Liczba ekspertów lokalnych sieci obserwacyjnej wilka	Liczba ekspertów lokalnych sieci obserwacyjnej rysia
1	Beskid Sądecki	26	22
2	Beskid Żywiecki i Śląski	28	21
3	Bieszczady	28	23
4	Bory Dolnośląskie	9	-
5	Bory Tucholskie	9	-
6	Puszcza Augustowska	23	22
7	Puszcza Białowieska	27	27
8	Puszcza Knyszyńska	23	22
9	Puszcza Notecka	8	-
10	Puszcza Piska	23	22
11	Roztocze i Puszcza Solska	21	21

C. ZAŁĄCZNIKI

1. Mapy

Forma elektroniczna i analogowa:

Mapa nr 1. Stwierdzenia gatunku (ryś, wilk) – stanowisko monitoringowe: Roztocze i Puszcza Solska

(plik: POW_MONIT_Roztocze_i_Puszcza_Solska)

Mapa nr 2. Stwierdzenia gatunku (ryś, wilk) – stanowisko monitoringowe: Puszcza Piska

(plik: POW_MONIT_Puszcza_Piska)

Mapa nr 3. Stwierdzenia gatunku (ryś, wilk) – stanowisko monitoringowe: Puszcza Notecka

(plik: POW_MONIT_Puszcza_Notecka)

Mapa nr 4. Stwierdzenia gatunku (ryś, wilk) – stanowisko monitoringowe: Puszcza Knyszyńska

(plik: POW_MONIT_Puszcza_Knyszynska)

Mapa nr 5. Stwierdzenia gatunku (ryś, wilk) – stanowisko monitoringowe: Puszcza Białowieska

(plik: POW_MONIT_Puszcza_Bialowieska)

Mapa nr 6. Stwierdzenia gatunku (ryś, wilk) – stanowisko monitoringowe: Puszcza

Augustowska

(plik: POW_MONIT_Puszcza_Augustowska)

Mapa nr 7. Stwierdzenia gatunku (ryś, wilk) – stanowisko monitoringowe: Bory Tucholskie

(plik: POW_MONIT_Bory_Tucholskie)

Mapa nr 8. Stwierdzenia gatunku (ryś, wilk) – stanowisko monitoringowe: Bory Dolnośląskie

(plik: POW_MONIT_Bory_Dolnoslaskie)

Mapa nr 9. Stwierdzenia gatunku (ryś, wilk) – stanowisko monitoringowe: Bieszczady

(plik: POW_MONIT_Bieszczady)

Mapa nr 10. Stwierdzenia gatunku (ryś, wilk) – stanowisko monitoringowe: Beskid Żywiecki i Śląski

(plik: POW_MONIT_Beskid_Zywiecki_i_Slaski)

Mapa nr 11. Stwierdzenia gatunku (ryś, wilk) – stanowisko monitoringowe: Beskid Sądecki

(plik: POW_MONIT_Beskid_Sadecki)

Mapa nr 12. Mapa występowania gatunku wilk *Canis lupus* w kwadratach EEA 10x10 (sezon 2016/2017)

(plik: Mapa_wystepowania_gatunku_wilk_Canis_lupus_w_kwad_EEA_10x10)

Mapa nr 13. Mapa występowania gatunku ryś eurazjatycki *Lynx lynx* w kwadratach EEA 10x10 (sezon 2016/2017)

(plik: Mapa_wystepowania_gatunku_rys_eurazjatycki_Lynx_lynx_w_kwad_EEA_10x10)

Mapa nr 14. Mapa występowania gatunku wilk *Canis lupus* w leśnictwach i obwodach ochronnych (sezon 2016/2017)

(plik: Mapa_wystepowania_gatunku_wilk_Canis_lupus_w_lesn_obw_ochr)

Mapa nr 15. Mapa występowania gatunku ryś eurazjatycki *Lynx lynx* w leśnictwach i obwodach ochronnych (sezon 2016/2017)

(plik: Mapa_wystepowania_gatunku_rys_eurazjatycki_Lynx_lynx_w_lesn_obw_ochr)

Mapa nr 16. Mapa występowania gatunku wilk *Canis lupus* w kwadratach EEA 10x10 (sezon 2017/2018)

(plik: Mapa_wystepowania_gatunku_wilk_Canis_lupus_w_kwad_EEA_10x10)

Mapa nr 17. Mapa występowania gatunku ryś eurazjatycki *Lynx lynx* w kwadratach EEA 10x10 (sezon 2017/2018)

(plik: Mapa_wystepowania_gatunku_rys_eurazjatycki_Lynx_lynx_w_kwad_EEA_10x10)

Mapa nr 18. Mapa występowania gatunku wilk *Canis lupus* w leśnictwach i obwodach ochronnych (sezon 2017/2018)

(plik: Mapa_wystepowania_gatunku_wilk_Canis_lupus_w_lesn_obw_ochr)

Mapa nr 19. Mapa występowania gatunku ryś eurazjatycki *Lynx lynx* w leśnictwach i obwodach ochronnych (sezon 2017/2018)

(plik: Mapa_wystepowania_gatunku_rys_eurazjatycki_Lynx_lynx_w_lesn_obw_ochr)

Mapa nr 20. Mapa występowania gatunku wilk *Canis lupus* w kwadratach EEA 10x10 (sezon 2019/2020)

(plik: Mapa_wystepowania_gatunku_wilk_Canis_lupus_w_kwad_EEA_10x10)

Mapa nr 21. Mapa występowania gatunku ryś eurazjatycki *Lynx lynx* w kwadratach EEA 10x10 (sezon 2019/2020)

(plik: Mapa_wystepowania_gatunku_rys_eurazjatycki_Lynx_lynx_w_kwad_EEA_10x10)

Mapa nr 22. Mapa występowania gatunku wilk *Canis lupus* w leśnictwach i obwodach ochronnych (sezon 2019/2020)

(plik: Mapa_wystepowania_gatunku_wilk_Canis_lupus_w_lesn_obw_ochr)

Mapa nr 23. Mapa występowania gatunku ryś eurazjatycki *Lynx lynx* w leśnictwach i obwodach ochronnych (sezon 2019/2020)

(plik: Mapa_wystepowania_gatunku_rys_eurazjatycki_Lynx_lynx_w_lesn_obw_ochr)

Forma elektroniczna:

Mapa nr 24. Mapa zasięgu gatunku wilk (*Canis lupus*)

(plik: Mapa_zasiegu_gatunku_wilk_Canis_lupus)

Mapa nr 25. Mapa zasięgu gatunku ryś eurazjatycki (*Lynx lynx*)

(plik: Mapa_zasiegu_gatunku_rys_eurazjatycki_Lynx_lynx)

Mapa nr 26. Mapa rozmieszczenia gatunku wilk (*Canis lupus*)

(plik: Mapa_rozmieszczenia_gatunku_wilk_Canis_lupus)

Mapa nr 27. Mapa rozmieszczenia gatunku ryś eurazjatycki (*Lynx lynx*)

(plik: Mapa_rozmieszczenia_gatunku_rys_eurazjatycki_Lynx_lynx)

Mapa nr 28. Mapa poglądowa stanowisk monitoringowych gatunku wilk *Canis lupus*

(plik: Mapa_pogladowa_WILK_PL)

Mapa nr 29. Mapa sytuacyjna stanowiska monitoringowego Bory Dolnośląskie dla gatunku wilk *Canis lupus*

(plik: MAPA_sytuacyjna_WILK_Bory_Dolnoslaskie_PL)

Mapa nr 30. Mapa sytuacyjna stanowiska monitoringowego Puszcza Notecka dla gatunku wilk *Canis lupus*

(plik: MAPA_sytuacyjna_WILK_Puszcza_Notecka_PL)

Mapa nr 31. Mapa sytuacyjna stanowiska monitoringowego Pomorze Środkowe dla gatunku wilk *Canis lupus*

(plik: MAPA_sytuacyjna_WILK_Pomorze_Srodkowe_PL)

Mapa nr 32. Mapa sytuacyjna stanowiska monitoringowego Bory Tucholskie dla gatunku wilk *Canis lupus*

(plik: MAPA_sytuacyjna_WILK_Bory_Tucholskie_PL)

Mapa nr 33. Mapa sytuacyjna stanowiska monitoringowego Puszcza Piska dla gatunku wilk *Canis lupus*

(plik: MAPA_sytuacyjna_WILK_Puszcza_Piska_PL)

Mapa nr 34. Mapa sytuacyjna stanowiska monitoringowego Puszcza Augustowska dla gatunku wilk *Canis lupus*

(plik: MAPA_sytuacyjna_WILK_Puszcza_Augustowska_PL)

Mapa nr 35. Mapa sytuacyjna stanowiska monitoringowego Puszcza Knyszyńska dla gatunku wilk *Canis lupus*

(plik: MAPA_sytuacyjna_WILK_Puszcza_Knyszynska_PL)

Mapa nr 36. Mapa sytuacyjna stanowiska monitoringowego Puszcza Białowieńska dla gatunku wilk *Canis lupus*

(plik: MAPA_sytuacyjna_WILK_Puszcza_Bialowieska_PL)

Mapa nr 37. Mapa sytuacyjna stanowiska monitoringowego Lasy Świętokrzyskie dla gatunku wilk *Canis lupus*

(plik: MAPA_sytuacyjna_WILK_Lasy_Swietokrzyskie_PL)

Mapa nr 38. Mapa sytuacyjna stanowiska monitoringowego Roztocze i Puszcza Solska dla gatunku wilk *Canis lupus*

(plik: MAPA_sytuacyjna_WILK_Roztocze_i_Puszcza_Solska_PL)

Mapa nr 39. Mapa sytuacyjna stanowiska monitoringowego Beskid Żywiecki i Śląski dla gatunku wilk *Canis lupus*

(plik: MAPA_sytuacyjna_WILK_Beskid_Zywiecki_i_Slaski_PL)

Mapa nr 40. Mapa sytuacyjna stanowiska monitoringowego Beskid Sądecki dla gatunku wilk *Canis lupus*

(plik: MAPA_sytuacyjna_WILK_Beskid_Sadecki_PL)

Mapa nr 41. Mapa sytuacyjna stanowiska monitoringowego Bieszczady dla gatunku wilk *Canis lupus*

(plik: MAPA_sytuacyjna_WILK_Bieszczady_PL)

Map no 42. Overview map of the monitoring sites for species wolf *Canis lupus*

(file: MAP_overview_WOLF_EN)

Map no 43. Situational map of the monitoring sites Bory Dolnośląskie for species wolf *Canis lupus*

(file: MAP_situational_WOLF_Bory_Dolnoslaskie_EN)

Map no 44. Situational map of the monitoring sites Puszcza Notecka for species wolf *Canis lupus*

(file: MAP_situational_WOLF_Puszcza_Notecka_EN)

Map no 45. Situational map of the monitoring sites Pomorze Środkowe for species wolf *Canis lupus*

(file: MAP_situational_WOLF_Pomorze_Srodkowe_EN)

Map no 46. Situational map of the monitoring sites Bory Tucholskie for species wolf *Canis lupus*

(file: MAP_situational_WOLF_Bory_Tucholskie_EN)

Map no 47. Situational map of the monitoring sites Puszcza Piska for species wolf *Canis lupus*

(file: MAP_situational_WOLF_Puszcza_Piska_EN)

Map no 48. Situational map of the monitoring sites Puszcza Augustowska for species wolf *Canis lupus*

(file: MAP_situational_WOLF_Puszcza_Augustowska_EN)

Map no 49. Situational map of the monitoring sites Puszcza Knyszyńska for species wolf *Canis lupus*

(file: MAP_situational_WOLF_Puszcza_Knyszynska_EN)

Map no 50. Situational map of the monitoring sites Puszcza Białowieńska for species wolf *Canis lupus*

(file: MAP_situational_WOLF_Puszcza_Bialowieska_EN)

Map no 51. Situational map of the monitoring sites Lasy Świętokrzyskie for species wolf *Canis lupus*

(file: MAP_situational_WOLF_Lasy_Swietokrzyskie_EN)

Map no 52. Situational map of the monitoring sites Roztocze i Puszcza Solska for species wolf *Canis lupus*

(file: MAP_situational_WOLF_Lasy_Swietokrzyskie_EN)

Map no 53. Situational map of the monitoring sites Beskid Żywiecki i Śląski for species wolf *Canis lupus*

(file: MAP_situational_WOLF_Beskid_Zywiecki_i_Slaski_EN)

Map no 54. Situational map of the monitoring sites Beskid Sądecki for species wolf *Canis lupus*

(file: MAP_situational_WOLF_Beskid_Sadecki_EN)

Map no 55. Situational map of the monitoring sites Bieszczady for species wolf *Canis lupus*

(file: MAP_situational_WOLF_Bieszczady_EN)

Mapa nr 56. Mapa poglądowa stanowisk monitoringowych gatunku ryś eurazjatycki *Lynx lynx*

(plik: Mapa_pogladowa_RYS_PL)

Mapa nr 57. Mapa sytuacyjna stanowiska monitoringowego Puszcza Piska dla gatunku ryś eurazjatycki *Lynx lynx*

(plik: MAPA_sytuacyjna_RYS_Puszcza_Piska_PL)

Mapa nr 58. Mapa sytuacyjna stanowiska monitoringowego Puszcza Augustowska dla gatunku ryś eurazjatycki *Lynx lynx*

(plik: MAPA_sytuacyjna_RYS_Puszcza_Augustowska_PL)

Mapa nr 59. Mapa sytuacyjna stanowiska monitoringowego Puszcza Knyszyńska dla gatunku ryś eurazjatycki *Lynx lynx*

(plik: MAPA_sytuacyjna_RYS_Puszcza_Knyszynska_PL)

Mapa nr 60. Mapa sytuacyjna stanowiska monitoringowego Puszcza Białowiecka dla gatunku ryś eurazjatycki *Lynx lynx*

(plik: MAPA_sytuacyjna_RYS_Puszcza_Bialowieska_PL)

Mapa nr 61. Mapa sytuacyjna stanowiska monitoringowego Roztocze i Puszcza Solska dla gatunku ryś eurazjatycki *Lynx lynx*

(plik: MAPA_sytuacyjna_RYS_Roztocze_i_Puszcza_Solska_PL)

Mapa nr 62. Mapa sytuacyjna stanowiska monitoringowego Beskid Żywiecki i Śląski dla gatunku ryś eurazjatycki *Lynx lynx*

(plik: MAPA_sytuacyjna_RYS_Beskid_Zywiecki_i_Slaski_PL)

Mapa nr 63. Mapa sytuacyjna stanowiska monitoringowego Beskid Sądecki dla gatunku ryś eurazjatycki *Lynx lynx*

(plik: MAPA_sytuacyjna_RYS_Beskid_Sadecki_PL)

Mapa nr 64. Mapa sytuacyjna stanowiska monitoringowego Bieszczady dla gatunku ryś eurazjatycki *Lynx lynx*

(plik: MAPA_sytuacyjna_RYS_Bieszczady_PL)

Map no 65. Overview map of the monitoring sites for species lynx *Lynx lynx*

(file: MAP_overview_LYNX_EN)

Map no 66. Situational map of the monitoring sites Puszcza Piska for species lynx *Lynx lynx*

(file: MAP_situational_LYNX_Puszcza_Piska_EN)

Map no 67. Situational map of the monitoring sites Puszcza Augustowska for species lynx *Lynx lynx*

(file: MAP_situational_LYNX_Puszcza_Augustowska_EN)

Map no 68. Situational map of the monitoring sites Puszcza Knyszyńska for species lynx *Lynx lynx*

(file: MAP_situational_LYNX_Puszcza_Knyszynska_EN)

Map no 69. Situational map of the monitoring sites Puszcza Białowiecka for species wolf lynx *Lynx lynx*

(file: MAP_situational_LYNX_Puszcza_Bialowieska_EN)

Map no 70. Situational map of the monitoring sites Roztocze i Puszcza Solska for species lynx *Lynx lynx*

(file: MAP_situational_LYNX_Lasy_Swietokrzyskie_EN)

Map no 71. Situational map of the monitoring sites Beskid Żywiecki i Śląski for species lynx *Lynx lynx*

(file: MAP_situational_LYNX_Beskid_Zywiecki_i_Slaski_EN)

Map no 72. Situational map of the monitoring sites Beskid Sądecki for species lynx *Lynx lynx*

(file: MAP_situational_LYNX_Beskid_Sadecki_EN)

Map no 73. Situational map of the monitoring sites Bieszczady for species lynx *Lynx lynx*

(file: MAP_situational_LYNX_Bieszczady_EN)

2. Warstwy geometryczne

Forma elektroniczna:

Warstwa nr 1. Ryś: PL_Art17_species_distribution.shp (w tym .dbf)

Warstwa nr 2. Ryś: PL_Art17_species_distribution_range.shp (w tym .dbf)

Warstwa nr 3. Wilk: PL_Art17_species_distribution.shp (w tym .dbf)

Warstwa nr 4. Wilk: PL_Art17_species_distribution_range.shp (w tym .dbf)

Warstwa nr 5. TRANSEKTY_TROPIENIA_RYS_BESKID_SADECKI_2017.shp

Warstwa nr 6. TRANSEKTY_TROPIENIA_RYS_BESKID_ZYWIECKI_I_SLASKI_2017.shp

Warstwa nr 7. TRANSEKTY_TROPIENIA_RYS_BIESZCZADY_2017.shp

Warstwa nr 8. TRANSEKTY_TROPIENIA_RYS_PUSZCZA_AUGUSTOWSKA_2017.shp

Warstwa nr 9. TRANSEKTY_TROPIENIA_RYS_PUSZCZA_BIALOWIESKA_2017.shp
Warstwa nr 10. TRANSEKTY_TROPIENIA_RYS_PUSZCZA_KNYSZYNSKA_2017.shp
Warstwa nr 11. TRANSEKTY_TROPIENIA_RYS_PUSZCZA_PISKA_2017.shp
Warstwa nr 12. TRANSEKTY_TROPIENIA_RYS_ROZTOCZE_I_PUSZCZA_SOLSKA_2017.shp

Warstwa nr 13. TRANSEKTY_TROPIENIA_RYS_BESKID_SADECKI_2018.shp
Warstwa nr 14. TRANSEKTY_TROPIENIA_RYS_BESKID_ZYWIECKI_I_SLASKI_2018.shp
Warstwa nr 15. TRANSEKTY_TROPIENIA_RYS_BIESZCZADY_2018.shp
Warstwa nr 16. TRANSEKTY_TROPIENIA_RYS_PUSZCZA_AUGUSTOWSKA_2018.shp
Warstwa nr 17. TRANSEKTY_TROPIENIA_RYS_PUSZCZA_BIALOWIESKA_2018.shp
Warstwa nr 18. TRANSEKTY_TROPIENIA_RYS_PUSZCZA_KNYSZYNSKA_2018.shp
Warstwa nr 19. TRANSEKTY_TROPIENIA_RYS_PUSZCZA_PISKA_2018.shp
Warstwa nr 20. TRANSEKTY_TROPIENIA_RYS_ROZTOCZE_I_PUSZCZA_SOLSKA_2018.shp

Warstwa nr 21. TRASY_WILK_ODCHODY_BESKID_SADECKI_2017.shp
Warstwa nr 22. TRASY_WILK_ODCHODY_BESKID_ZYWIECKI_I_SLASKI_2017.shp
Warstwa nr 23. TRASY_WILK_ODCHODY_BIESZCZADY_2017.shp
Warstwa nr 24. TRASY_WILK_ODCHODY_BORY_DOLNOSLASKIE_2017.shp
Warstwa nr 25. TRASY_WILK_ODCHODY_BORY_TUCHOLSKIE_2017.shp
Warstwa nr 26. TRASY_WILK_ODCHODY_PUSZCZA_AUGUSTOWSKA_2017.shp
Warstwa nr 27. TRASY_WILK_ODCHODY_PUSZCZA_BIALOWIESKA_2017.shp
Warstwa nr 28. TRASY_WILK_ODCHODY_PUSZCZA_KNYSZYNSKA_2017.shp
Warstwa nr 29. TRASY_WILK_ODCHODY_PUSZCZA_NOTECKA_2017.shp
Warstwa nr 30. TRASY_WILK_ODCHODY_PUSZCZA_PISKA_2017.shp
Warstwa nr 31. TRASY_WILK_ODCHODY_ROZTOCZE_I_PUSZCZA_SOLSKA_2017.shp

Warstwa nr 32. TRASY_WILK_ODCHODY_BESKID_SADECKI_2017_2018.shp
Warstwa nr 33. TRASY_WILK_ODCHODY_BESKID_ZYWIECKI_I_SLASKI_2017_2018.shp
Warstwa nr 34. TRASY_WILK_ODCHODY_BIESZCZADY_2017_2018.shp
Warstwa nr 35. TRASY_WILK_ODCHODY_BORY_DOLNOSLASKIE_2017_2018.shp
Warstwa nr 36. TRASY_WILK_ODCHODY_BORY_TUCHOLSKIE_2017_2018.shp
Warstwa nr 37. TRASY_WILK_ODCHODY_PUSZCZA_AUGUSTOWSKA_2017_2018.shp
Warstwa nr 38. TRASY_WILK_ODCHODY_PUSZCZA_BIALOWIESKA_2017_2018.shp
Warstwa nr 39. TRASY_WILK_ODCHODY_PUSZCZA_KNYSZYNSKA_2017_2018.shp
Warstwa nr 40. TRASY_WILK_ODCHODY_PUSZCZA_NOTECKA_2017_2018.shp
Warstwa nr 41. TRASY_WILK_ODCHODY_PUSZCZA_PISKA_2017_2018.shp
Warstwa nr 42. TRASY_WILK_ODCHODY_ROZTOCZE_I_PUSZCZA_SOLSKA_2017_2018.shp
Warstwa nr 43. TRASY_WILK_ODCHODY_BESKID_SADECKI_2018_2019.shp

Warstwa nr 44. TRASY_WILK_ODCHODY_BESKID_ZYWIECKI_I_SLASKI_2018_2019.shp
Warstwa nr 45. TRASY_WILK_ODCHODY_BORY_TUCHOLSKIE_2018_2019.shp
Warstwa nr 46. TRASY_WILK_ODCHODY_BORY_DOLNOSLASKIE_2018_2019.shp
Warstwa nr 47. TRASY_WILK_ODCHODY_PUSZCZA_NOTECKA_2018_2019.shp
Warstwa nr 48. LICZENIA_ODCHODOW_KOPYTNYCH_TRANSEKTY_2018.shp
Warstwa nr 49. LICZENIA_ODCHODOW_KOPYTNYCH_TRANSEKTY_2019.shp

Warstwa nr 50. STWIERDZENIA_RYS_sezon_2017_2018.shp

Warstwa nr 51. STWIERDZENIA_WILK_sezon_2017_2018.shp
Warstwa nr 52. STWIERDZENIA_WILK_sezon_2018_2019.shp

Warstwa nr 53. POWIERZCHNIE_MONITORINGOWE.shp
Warstwa nr 54. POWIERZCHNIE_MONITORINGOWE_centroidy.shp

Warstwa nr 55. WYTYPOWANE_OBSZARY_WILK.shp

Warstwa nr 56. STANOWISKA_MONITORINGOWE_WILK.shp
Warstwa nr 57. STANOWISKA_MONITORINGOWE_RYS.shp

3. Bazy danych

Forma elektroniczna

1. Baza danych ankietowych (BAZA_WILK_RYS_2020.mdb, BAZA_WILK_RYS_PZL_2017.xls, BAZA_WILK_RYS_PZL_2018.xls, BAZA_WILK_RYS_PZL_2020.xls)
2. Baza danych do Raportu do KE (Article17-database.accdb, article17-frontend.accdb)
3. Baza danych raportów oceny stanu ochrony (baza_access_wilk_rys.mdb)
4. Baza danych o osobnikach martwych o wyrządzonych szkodach i inwentaryzacji (BAZA_WILK_RYS_MARTWE_SZKODY_INW.xls)

4. Raporty i opracowania

Forma elektroniczna

1. Raporty oceny stanu ochrony wilka na stanowisku
2. Raporty oceny stanu ochrony rysia na stanowisku
3. Raporty oceny stanu ochrony wilka w obszarze Natura 2000
4. Raporty oceny stanu ochrony rysia w obszarze Natura 2000
5. Raport dla Komisji Europejskiej z wdrażania Dyrektywy Siedliskowej w zakresie monitoringu wilka i rysia
6. Metodyka monitoringu wilka w Polsce PL (zadanie nr 1)
7. Metodyka monitoringu rysia w Polsce PL (zadanie nr 1)
8. Metodyka monitoringu wilka w Polsce EN (zadanie nr 1)
9. Metodyka monitoringu rysia w Polsce EN (zadanie nr 1)
10. Plan monitoringu rysia i wilka w ramach Państwowego Monitoringu Środowiska na kolejny okres raportowania do Komisji Europejskiej przypadający na lata 2021-2024 (Zadanie nr 7)

5. Korespondencja

Forma elektroniczna

6. Prezentacje

Forma elektroniczna

7. Instrukcje

Forma elektroniczna

- Instrukcja genotypowania (MAN0012409_Canine_Genotypes_Panel_1.1_UG)
- Procedura izolacji DNA (Instrukcja-Sherlock-AX-PL)
- Instrukcja wykonywania prac polegających na zbiorze odchodów wilka do analiz genetycznych (Instrukcja_zbior_odchodow)
- Instrukcja pobierania próbek z odchodów wilków (Instrukcja_pobieranie_probek)

8. Płyta DVD z raportem i załącznikami w wersji elektronicznej

Forma elektroniczna

zadanie nr 8

RAPORT KOŃCOWY Z PROJEKTU

Opracował zespół w składzie:

dr Wojciech Śmietana (KRAMKO sp. z o.o.) – opracowanie merytoryczne
dr hab. Jakub Borkowski, prof. UWM (UWM w Olsztynie) – opracowanie merytoryczne
dr hab. inż. Marek Wajdzik, prof. UR (UR w Krakowie) – konsultacja naukowa
mgr inż. Ryszard Krynicki (KRAMKO sp. z o.o.) – nadzór całości prac
mgr inż. Adela Krynicka (KRAMKO sp. z o.o.) – nadzór finansowy
mgr inż. Marcin Czerny (KRAMKO sp. z o.o.) – kierownictwo prac, opracowanie merytoryczne, skład tekstu, opracowanie baz danych
dr Marcin Bielecki (KRAMKO sp. z o.o.) – opracowanie baz danych
mgr inż. Ryszard Pedrycz (KRAMKO sp. z o.o.) – opracowanie baz danych
mgr inż. Krzysztof Mroczek (KRAMKO sp. z o.o.) – opracowanie baz danych
mgr inż. Karol Mordka (KRAMKO sp. z o.o.) – nadzór opracowania GIS
mgr inż. Aleksandra Wilczyńska (KRAMKO sp. z o.o.) – opracowanie GIS, opracowanie kartograficzne
mgr Sabina Nowak (KRAMKO sp. z o.o.) – opracowanie GIS, opracowanie kartograficzne
mgr inż. Anna Wolska-Stępień (KRAMKO sp. z o.o.) – opracowanie GIS, opracowanie kartograficzne
mgr inż. Mateusz Kowalczyk (KRAMKO sp. z o.o.) – opracowanie GIS, opracowanie kartograficzne

*Wykonawca: KRAMKO sp. z o.o.
30-023 Kraków, ul. Mazowiecka 108
e-mail: sekretariat@krameko.com.pl
tel: +48(12) 294-52-22
fax: +48(12) 376-73-94*