

INSPEKCJA OCHRONY ŚRODOWISKA

Monitoring gatunków zwierząt



Przewodnik metodyczny
Część pierwsza

BIBLIOTEKA MONITORINGU ŚRODOWISKA

Monitoring gatunków zwierząt

Przewodnik metodyczny

Część pierwsza



INSPEKCJA OCHRONY ŚRODOWISKA

Monitoring gatunków zwierząt

Przewodnik metodyczny

Część pierwsza

Opracowanie zbiorowe pod redakcją

Małgorzaty Makomaskiej-Juchiewicz

BIBLIOTEKA MONITORINGU ŚRODOWISKA

Warszawa 2010

Opracowanie zbiorowe pod redakcją
Małgorzaty Makomaskiej-Juchiewicz

Recenzenci

dr Dagny Krauze – traszka grzebieniasta, ssaki

dr Tomasz Mokrzycki – owady

dr Andrzej Kołodziejczyk – skójka gruboskorupowa

Koordinacja projektu ze strony

Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska – Dorota Radziwiłł

Instytutu Ochrony Przyrody PAN – Grzegorz Cierlik



© Copyright by Główny Inspektorat Ochrony Środowiska



Sfinansowano ze środków Narodowego Funduszu
Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej

Korekta

Bogdan Strycharz

Opracowanie graficzne, skład i łamanie

Larus Studio Witold Ziaja

Druk

Rzeszowskie Zakłady Graficzne SA

Zdjęcie na okładce

Przeplatka aurinia *Euphydrias aurinia* (fot. Adam Warecki)

Zdjęcie na 2 stronie

Suseł perełkowany *Spermophilus suslicus* (fot. Stanisław Tworek)

Wydanie I, Warszawa 2010

ISBN: 978- 83-61227-44-1

Zalecany sposób cytowania

Makomaska-Juchiewicz M. (red.) 2010. Monitoring gatunków zwierząt. Przewodnik metodyczny. Część I.
GIOŚ, Warszawa.

lub

Bernard R. 2010. Trzepla zielona *Ophiogomphus cecilia*. W: Makomaska-Juchiewicz M. (red.).
Monitoring gatunków zwierząt. Przewodnik metodyczny. Część I, s. 32–58. GIOŚ, Warszawa.

Autorzy opracowania

Dr Rafał Bernard – Zakład Zoologii Ogólnej, Uniwersytet im. Adama Mickiewicza, Poznań

Mgr inż. Tomasz Borowik – Zakład Badania Ssaków Polskiej Akademii Nauk, Białowieża

Prof. dr hab. Jarosław Buszko – Instytut Ekologii i Ochrony Środowiska,
Uniwersytet Mikołaja Kopernika, Toruń

Dr Tadeusz Grądział – em. prac., Instytut Biologii, Uniwersytet Marii Curie-Skłodowskiej, Lublin

Prof. dr hab. Jerzy Marian Gutowski – Europejskie Centrum Lasów Naturalnych,
Instytut Badawczy Leśnictwa, Białowieża

Doc. dr hab. Zbigniew Jakubiec – Instytut Ochrony Przyrody Polskiej Akademii Nauk,
Dolnośląska Stacja Terenowa we Wrocławiu

Prof. dr hab. Włodzimierz Jędrzejewski – Zakład Badania Ssaków Polskiej Akademii Nauk, Białowieża

Dr Andrzej Kepel – Polskie Towarzystwo Ochrony Przyrody „Salamandra”

Dr n. wet. Zbigniew A. Kasiński – em. prac. Białowiecki Park Narodowy, Białowieża

Mgr inż. Piotr Krzan – Tatrzański Park Narodowy, Zakopane

Dr Jan Kuszniarz – Instytut Zoologiczny, Uniwersytet Wrocławski

Dr Stefan Męczyński – em. prac., Instytut Biologii, Uniwersytet Marii Curie-Skłodowskiej, Lublin

Dr Sabina Nowak – Stowarzyszenie dla Natury „Wilk”

Dr Andrzej Oleksa – Zakład Genetyki, Instytut Biologii i Ochrony Środowiska,
Uniwersytet Kazimierza Wielkiego, Bydgoszcz

Dr Maciej Pabijan – Instytut Zoologii, Uniwersytet Jagielloński, Kraków

Dr Krzysztof Pałka – Instytut Biologii, Uniwersytet Marii Curie-Skłodowskiej, Lublin

Mgr Krzysztof Próchnicki – Regionalna Dyrekcja Ochrony Środowiska, Lublin

Dr Łukasz Przybyłowicz – Instytut Systematyki i Ewolucji Zwierząt Polskiej Akademii Nauk, Kraków

Dr inż. Robert Rossa – Katedra Entomologii Leśnej, Uniwersytet Rolniczy im. Hugona Kołłątaja, Kraków

Mgr Ryszard Styka – Wydział Biologii i Nauk o Ziemi, Uniwersytet Marii Curie-Skłodowskiej, Lublin

Dr Katarzyna Zając – Instytut Ochrony Przyrody Polskiej Akademii Nauk, Kraków

Mgr inż. Filip Zięba – Tatrzański Park Narodowy, Zakopane

Przedmowa

W celu prowadzenia skutecznej ochrony przyrody niezbędne jest posiadanie informacji o jej stanie, kierunkach i dynamice zmian. Planowanie efektywnych działań ochronnych, a zwłaszcza wskazywanie konkretnych zabiegów ochrony czynnej, wymaga oceny i monitoringu stanu zachowania środowiska przyrodniczego oraz jego czynników. Potrzeba prowadzenia monitoringu przyrody jest uznana zarówno na świecie – w konwencji o różnorodności biologicznej, Europie – w tzw. Dyrektywie Siedliskowej Unii Europejskiej, jak i kraju – w ustawie o ochronie przyrody.

Unia Europejska przyjęła na siebie obowiązek ochrony europejskiego dziedzictwa przyrodniczego, a więc także, zgodnie z Dyrektywą Siedliskową, prowadzenia monitoringu stanu ochrony gatunków roślin i zwierząt oraz siedlisk przyrodniczych. Ich stan ochrony – obejmujący aktualny stan zachowania i perspektywy ochrony – oceniany jest na poziomie kontynentu dla każdego regionu biogeograficznego na podstawie danych przesyłanych cyklicznie co 6 lat przez wszystkie kraje członkowskie. Dane te wchodzi w skład 26 europejskich wskaźników zatrzymania utraty różnorodności biologicznej – Streamling European 2010 Biodiversity Indicators (SEBI 2010).

W Polsce, w celu dostosowania się do powyższych wymagań Dyrektywy, Główny Inspektorat Ochrony Środowiska, odpowiedzialny za Państwowy Monitoring Środowiska, zlecił w latach 2006–2008 Instytutowi Ochrony Przyrody PAN wykonanie, przy udziale specjalistów z całego kraju, ogólnopolskiego monitoringu pierwszej grupy gatunków i siedlisk przyrodniczych wraz z opracowaniem i przetestowaniem takiej metodyki, która pozwala na uzyskanie pożądanych informacji.

Charakterystyczną, cenną cechą opracowanej metodyki jest to, że już pierwsze badania monitoringowe dają obraz sytuacji poprzez ocenę stanu ochrony na stanowisku badawczym. Należy podkreślić, że jest to pierwsza propozycja zestandaryzowanego monitoringu i będzie ona podlegała weryfikacji w przyszłości w miarę nabierania doświadczeń, poszerzania kręgu wykonawców i w świetle nowych danych. Opracowane przewodniki metodyczne mają zapewnić zastosowanie jednolitej metodyki przez różnych wykonawców w całym kraju, tak aby wyniki były spójne i porównywalne, zarówno na poziomie stanowiska badawczego czy obszaru, jak i regionu biogeograficznego.

Oddajemy do Państwa rąk przewodnik metodyczny do monitoringu 18 gatunków zwierząt, będący pracą zbiorową 23 specjalistów z całej Polski. Wymienione są w nim również inne gatunki o zbliżonych wymaganiach ekologicznych, dla których można zastosować podobne metodyki. Metodyki monitoringu kolejnych gatunków, oparte o główny schemat wypracowany w latach 2006–2008 i opisany w części pierwszej ogólnej przewodnika, będą opublikowane w następnych tomach.

Przewodnik przeznaczony jest dla osób zaangażowanych w ochronę przyrody, a przede wszystkim w prace monitoringowe na obszarach Natura 2000 oraz innych obszarach cennych przyrodniczo, zwłaszcza pracowników parków narodowych, regionalnych dyrekcji ochrony środowiska, Lasów Państwowych, członków przyrodniczych organizacji pozarządowych, wykładowców i studentów wyższych uczelni i innych zainteresowanych.

Zgodnie z ustawą o ochronie przyrody w planach ochrony i zadaniach ochronnych obszarów Natura 2000 należy określić sposoby oraz działania w zakresie monitorowania stanu ochrony przedmiotów ochrony, w tym gatunków zwierząt.

Mamy nadzieję, że przewodnik będzie użytecznym narzędziem w planowaniu i realizacji monitoringu gatunków zwierząt, zarówno na poziomie ogólnokrajowym, jak i w obszarach chronionych. Będzie również podstawą oceny stanu ochrony gatunków, a w konsekwencji zaprojektowania właściwych zabiegów ochronnych, zwłaszcza na obszarach Natura 2000. Przyczyni się też do spójności otrzymywanych danych o stanie gatunków w różnych miejscach kraju.

Andrzej Jagusiewicz
Główny Inspektor Ochrony Środowiska



Spis treści

Autorzy opracowania	5
Przedmowa	6
Wstęp	9
Definicja i podstawy prawne monitoringu	9
Zakres monitoringu przyrodniczego	10
Założenia i organizacja monitoringu	10
Opis procedury monitoringu gatunków zwierząt	12
Formularze do obserwacji terenowych	14
Waloryzacja badanych wskaźników	17
Ocena parametrów stanu ochrony na podstawie badanych wskaźników	17
Ocena stanu ochrony na poziomie stanowiska	18
Formularze do charakterystyki obszaru Natura 2000	18
Ocena stanu ochrony na poziomie obszaru Natura 2000	20
Układ przewodnika	21
Lista cytowanych aktów prawnych	22
Literatura	22
Słowniczek wybranych terminów	24
Lista kodów oddziaływań i zagrożeń (wg zał. E do Standardowego Formularza Danych dla obszarów Natura 2000)	26
Przewodnik metodyczny – część szczegółowa	31
1037 Trzepla zielona <i>Ophiogomphus cecilia</i> (Geoffroy in Fourcroy, 1785)	32
1065 Przeplatka aurinia <i>Euphydryas aurinia</i> (Rottemburg, 1775)	59
1078 *Krasopani hera (krasopani czterokropka) <i>Euplagia quadripunctaria</i> (Poda, 1761) ..	73
9003 Ksylomka striks (sówka puszczykówka) <i>Xylomoia strix</i> Mikkola, 1980	85
1084 *Pachnica dębowa <i>Osmoderma eremita</i> (Scopoli, 1763)	90
4021 *Konarek tajgowy <i>Phryganophilus ruficollis</i> (Fabricius, 1798)	112
4024 *Sichrawa karpacka <i>Pseudogaurotina excellens</i> (Brancsik, 1874)	130
1032 Skójka gruboskorupowa <i>Unio crassus</i> Philipsson, 1788	157
4009 *Strzebla błotna <i>Eupallasella percunurus</i> (Pallas, 1814)	180
1166 Traszka grzebieniasta <i>Triturus cristatus</i> (Laurenti, 1768)	195
1324 Nocek duży <i>Myotis myotis</i> (Borkhausen, 1797)	220
4003 *Świstak tatrzański <i>Marmota marmota latirostris</i> (Kratochvil, 1961)	258
2608 *Suseł perełkowany <i>Spermophilus suslicus</i> (Güldenstaedt, 1770)	273
1352 *Wilk <i>Canis lupus</i> Linnaeus, 1758	297
1354 *Niedźwiedź brunatny <i>Ursus arctos</i> (Linnaeus, 1758)	319
1361 Ryś euroazjatycki <i>Lynx lynx</i> (Linnaeus, 1758)	346
2647 *Żubr <i>Bison bonasus</i> (Linnaeus, 1758)	367
4006 *Kozica tatrzańska <i>Rupicapra rupicapra tatrica</i> (Blahout, 1971)	392

Definicja i podstawy prawne monitoringu

Monitoring przyrodniczy to regularne obserwacje i pomiary wybranych składników przyrody żywej (gatunków, ekosystemów), prowadzone w celu pozyskania informacji o zmianach zachodzących w nich w określonym czasie. Zbierane dane powinny umożliwić przeciwdziałanie negatywnym zmianom i podejmowanie określonych działań ochronnych, a także przewidywanie reakcji badanych elementów przyrody na dalsze zmiany środowiska.

Obowiązek prowadzenia takiego monitoringu nakłada ustawa z 16 kwietnia 2004 r. o ochronie przyrody (DzU 04.92.880 z dnia 30 kwietnia 2004 r.). Zgodnie z art. 112 ust. 1: *W ramach państwowego monitoringu środowiska prowadzi się monitoring przyrodniczy różnorodności biologicznej i krajobrazowej.* Jego zakres określono w ust. 2: *Monitoring przyrodniczy polega na obserwacji i ocenie stanu oraz zachodzących zmian w składnikach różnorodności biologicznej i krajobrazowej na wybranych obszarach, a także na ocenie skuteczności stosowanych metod ochrony przyrody, w tym na obserwacji siedlisk przyrodniczych oraz gatunków roślin i zwierząt, dla których ochrony został wyznaczony obszar Natura 2000.*

Obowiązek wykonywania monitoringu przyrodniczego wynika z prawodawstwa Unii Europejskiej i międzynarodowych konwencji, a zwłaszcza Konwencji o Różnorodności Biologicznej (CBD). Zgodnie z art. 7 tej Konwencji, ratyfikujące ją państwa zobowiązują się do identyfikacji i monitoringu elementów różnorodności biologicznej, istotnych dla jej ochrony i zrównoważonego użytkowania, ze szczególnym uwzględnieniem tych elementów, które wymagają pilnych działań oraz mają największą wartość dla zrównoważonego użytkowania. Zapisy Konwencji zostały rozwinięte w Dyrektywie Siedliskowej (Dyrektywa Rady nr 92/43 z 1992 r. w sprawie ochrony siedlisk przyrodniczych oraz dzikiej fauny i flory), która określa prawne ramy tworzenia Europejskiej Sieci Ekologicznej Natura 2000, głównego narzędzia utrzymania różnorodności biologicznej na terytorium UE. Art. 11. Dyrektywy Siedliskowej stanowi, że: *Państwa członkowskie będą nadzorować stan ochrony siedlisk przyrodniczych i gatunków o znaczeniu dla Wspólnoty ze szczególnym uwzględnieniem typów siedlisk i gatunków o znaczeniu priorytetowym.* Natomiast zgodnie z Art. 17 Dyrektywy: *Co 6 lat,, państwa członkowskie będą sporządzać raport z wdrażania działań, podejmowanych w oparciu o Dyrektywę. Raport ten będzie obejmował w szczególności informację dotyczącą podejmowanych zabiegów ochronnych oraz ocenę ich wpływu na stan typów siedlisk przyrodniczych z zał. I i gatunków z zał. II, a także wyniki nadzoru, o którym mowa w art. 11. Raport, w formie ustalonej przez Komitet, zostanie przekazany Komisji i udostępniony społeczeństwu.*

Zakres monitoringu przyrodniczego

Z uwagi na zobowiązania międzynarodowe (prawo UE) prowadzony monitoring powinien przede wszystkim pozwolić na ocenę stanu ochrony siedlisk przyrodniczych i gatunków będących przedmiotem zainteresowania Wspólnoty i pomóc w ocenie efektywności działań podejmowanych dla ich ochrony. W związku z tym monitoringowi powinny podlegać wszystkie występujące w Polsce typy siedlisk przyrodniczych, wymienione w załączniku I Dyrektywy Siedliskowej (80 typów) oraz gatunki wymienione w załącznikach II, IV i V DS, w tym 142 gatunki zwierząt i 54 gatunki roślin (w tym dodatkowo wszystkie gatunki z takich rodzajów roślin, jak: widłaki, torfowce i chrobotki). Szczególnie ważny jest monitoring siedlisk i gatunków o statusie priorytetowym, a także monitoring siedlisk i gatunków o rozpoznanym niewłaściwym stanie ochrony.

Z punktu widzenia potrzeb polskiej ochrony przyrody zakres monitoringu powinien być jednak szerszy i obejmować także siedliska i gatunki spoza załączników DS, które są w Polsce zagrożone, z siedlisk dotyczy to np. olsów czy zespołów tzw. chwastów polnych, z gatunków – taksonów umieszczonych w polskich czerwonych księgach z kategoriami CR i EN, gatunków rzadkich (w tym endemicznych), spoza powyższych kategorii i innych gatunków o znaczeniu gospodarczym (np. gatunki pozyskiwane ze stanu dzikiego, inwazyjne).

Aktualne opracowanie przedstawia zalecaną metodykę badań monitoringowych dla 18 gatunków zwierząt z załącznika II Dyrektywy Siedliskowej (tzw. gatunki Natura 2000), które zostały objęte wstępnym monitoringiem przyrodniczym w latach 2006–2008 w ramach Państwowego Monitoringu Środowiska „Monitoring gatunków i siedlisk przyrodniczych ze szczególnym uwzględnieniem specjalnych obszarów ochrony siedliska Natura 2000” na zlecenie Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska. Są wśród nich wszystkie gatunki o tzw. znaczeniu priorytetowym dla Wspólnoty (14 gatunków).

Założenia i organizacja monitoringu

Założenia wdrażanego systemu monitoringu są następujące:

- Dostosowanie zakresu oraz zapisu informacji gromadzonej w ramach monitoringu do potrzeb sprawozdawczości wymaganej przez Dyrektywę Siedliskową (zbieranie danych pozwalających na ocenę stanu ochrony siedlisk przyrodniczych i gatunków na poziomie regionów biogeograficznych).
- Opracowanie i zastosowanie jednolitej metodyki badań dla poszczególnych typów siedlisk i gatunków.
- Zastosowanie wspólnego standardu zapisu danych i gromadzenie ich w jednej bazie danych.
- Powiązanie monitoringu stanu ochrony siedlisk przyrodniczych i gatunków na poziomie kraju z monitoringiem na obszarach Natura 2000*, gdzie obowiązek prowadzenia monitoringu wynika z prawa krajowego.
- Włączenie w system niezależnie prowadzonych badań monitoringowych siedlisk i gatunków.

- Łączenie monitoringu siedlisk i gatunków z innymi rodzajami monitoringu (np. monitoringu prowadzonego w ramach Dyrektywy Wodnej, monitoringu lasów itp.).
- Łączenie w miarę możliwości monitoringu różnych podmiotów ochrony (jednoczesny monitoring 2 lub więcej gatunków lub gatunków i typów siedlisk).

*Zgodnie z wymaganiami Dyrektywy Siedliskowej stanowiska wybrane do monitoringu powinny być reprezentatywne dla całego zasięgu występowania danego siedliska przyrodniczego czy gatunku. Ustawa o ochronie przyrody wymaga, aby we wszystkich obszarach Natura 2000 prowadzony był monitoring siedlisk i gatunków, które są przedmiotem ochrony na tych obszarach. W rezultacie monitoring stanu ochrony siedlisk przyrodniczych i gatunków z zał. I i II DS w Polsce będzie oparty głównie na ich monitoringu w obszarach Natura 2000, z mniejszymi lub większymi uzupełnieniami o stanowiska spoza sieci Natura 2000, w zależności od tego, jaka część zasobów tych siedlisk i gatunków tam się znalazła.

Każdy z krajów UE wypracowuje indywidualnie szczegółowe założenia co do organizacji i sposobu prowadzenia monitoringu (w tym prac terenowych), koordynacji prac i przepływu danych.

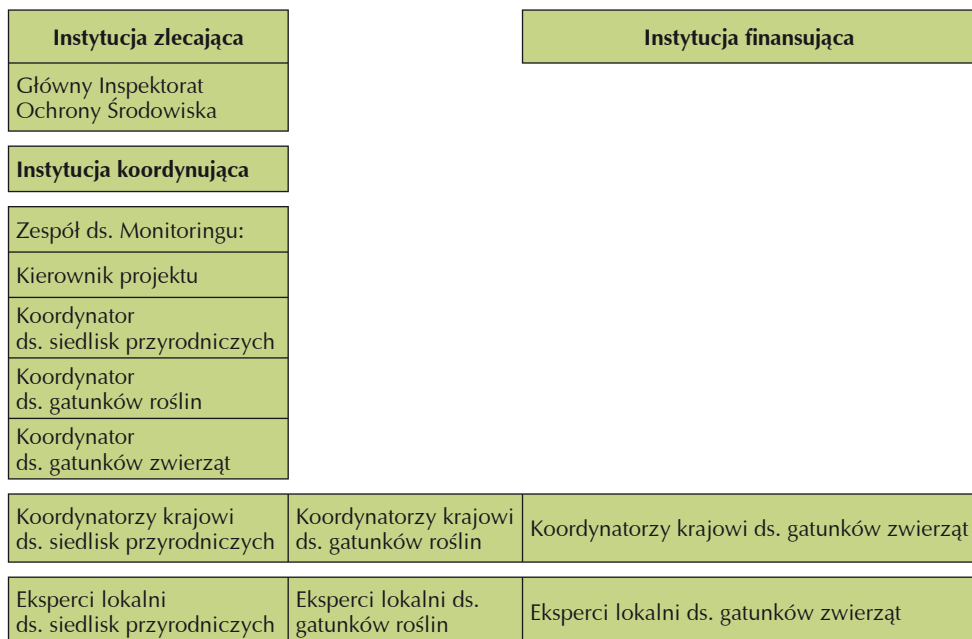
Jedynym wspólnym (ogóлноeuropejskim) formalnym założeniem monitoringu siedlisk przyrodniczych i gatunków o znaczeniu europejskim jest, że ma on dostarczyć danych pozwalających na ocenę ich stanu ochrony na poziomie regionu biogeograficznego, a sposób tej oceny został sformalizowany i opisany w opracowaniu „Explanatory Notes & Guidelines for Assessment, monitoring and reporting under Article 17 of the Habitats Directive (Final draft; October 2006) (http://www.bfn.de/fileadmin/MDb/documents/themen/natura2000/ec_guidance_2006_art17.pdf).

W toku prac nad organizacją monitoringu siedlisk przyrodniczych i gatunków w Polsce (*Monitoring gatunków i siedlisk przyrodniczych ze szczególnym uwzględnieniem specjalnych obszarów ochrony siedlisk Natura 2000 – faza pierwsza i druga*) zaadaptowano te wskazania dla oceny stanu ochrony na poziomie stanowisk i obszarów Natura 2000.

Monitoring siedlisk przyrodniczych i gatunków roślin i zwierząt w Polsce jest zorganizowany hierarchicznie, na 3 poziomach (ryc. 1): **instytucja koordynująca** (jedna na poziomie kraju), **koordynatorzy krajowi** (zwykle pracownicy naukowcy specjalizujący się w badaniach poszczególnych typów siedlisk i gatunków) oraz **eksperti lokalni** (zarówno specjaliści – biolodzy, jak i służby ochrony przyrody, pracownicy LP, organizacje pozarządowe, studenci kierunków przyrodniczych).

Wspólna dla wszystkich krajów UE baza danych gromadzi wyniki monitoringu w postaci raportów o stanie populacji i siedlisk gatunków na poziomie regionu biogeograficznego. Każdy z krajów UE jest zobowiązany do ich składania co 6 lat (pierwsze takie raporty powstały w roku 2007). Sposób gromadzenia wyników monitoringu na poziomie stanowisk i obszarów Natura 2000 w naszym kraju został opracowany w latach 2006–2008 przez Instytut Ochrony Przyrody PAN w Krakowie, na zlecenie Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska, w ramach Państwowego Monitoringu Środowiska.

Ryc. 1. Schemat organizacyjny monitoringu



Opis procedury monitoringu gatunków zwierząt

Monitoring prowadzi się na wybranych stanowiskach na terenie całej Polski, zarówno w centrum zasięgu, jak i na jego skraju, ze szczególnym uwzględnieniem specjalnych obszarów ochrony siedlisk Natura 2000. Stanowisko monitoringowe definiowane jest indywidualnie dla każdego gatunku. Wielkość stanowisk jest bardzo zróżnicowana, od kilkudziesięciu tysięcy ha w przypadku gatunków o dużych wymaganiach co do przestrzeni życiowej, jak np. żubr, kozica czy duże drapieżniki, do kilku czy kilkudziesięciu m² w przypadku stanowisk niektórych bezkręgowców i płazów oraz schronień nietoperzy. Do monitoringu wybiera się odpowiednią reprezentację stanowisk gatunku (co do liczby, rozmieszczenia geograficznego i charakteru ekologicznego), tak aby na podstawie badań na tych stanowiskach można było wnioskować o stanie ochrony gatunku na poziomie obszarów Natura 2000, regionów biogeograficznych i całego kraju. W przypadku rzadkich gatunków (jak np. kozica, świstak, żubr, konarek tajgowy, sichrawa karpacka) monitorowane są wszystkie stanowiska występowania. Metodyka badań niektórych gatunków (traszka grzebieniasta) zakłada z góry badania na 2 poziomach: stanowisk i obszarów; przy czym obszar w tym przypadku oznacza przestrzeń, w obrębie której znajduje się wymagana minimalna liczba stanowisk do badań. Taki obszar może odpowiadać obszarowi Natura 2000, ale nie musi.

Na wybranych stanowiskach ocenia się stan populacji, stan siedliska i perspektywy zachowania gatunku. Są to tzw. „parametry” stanu ochrony gatunku; określenie „parametry” zostało przyjęte za formularzami do raportowania na temat stanu ochrony gatunków na poziomie regionów biogeograficznych w państwach członkowskich UE. Stan populacji i stan siedliska gatunku na stanowisku określa się w oparciu o ich wybrane charakterystyki, tzw.

wskaźniki. Do monitoringu wybiera się przede wszystkim takie z nich, które stosunkowo łatwo ulegają zmianom pod wpływem oddziaływania różnych naturalnych i antropogenicznych czynników.

Dla scharakteryzowania (oceny) parametru „populacja” wybrane są wskaźniki określające jej wielkość, ewentualnie strukturę wiekową, stan zdrowotny czy izolację. W zależności od gatunku wielkość populacji jest mierzona w różny sposób: np. jako liczba i/lub zagęszczenie stwierdzonych na stanowisku osobników (wszystkich klas wiekowych albo osobników dorosłych bądź innych stadiów rozwojowych), liczba zasiedlonych drzew etc. W przypadku wielu gatunków określana jest tylko wielkość populacji, a w pojedynczych przypadkach (gatunki o skrytym trybie życia) notuje się jedynie obecność gatunku.

Parametr „siedlisko gatunku” oceniany jest w oparciu o wybrane charakterystyki siedliska, które są uważane za najistotniejsze dla jego egzystencji, wrażliwe na negatywne oddziaływania i łatwe do „zmierzenia”. Są to wskaźniki odnoszące się do zarówno do biotycznych cech siedliska (np. baza pokarmowa, dostępność odpowiednich miejsc rozrodu, dostępność schronień, występowanie drapieżników bądź gatunków konkurencyjnych, fragmentacja siedlisk, sukcesja roślinna), jak i jego cech abiotycznych (np. nasłonecznienie, wilgotność, pH wód).

Pewne wskaźniki wyróżniane są jako tzw. wskaźniki kardynalne, czyli kluczowe z punktu widzenia stanu populacji czy wymagań siedliskowych gatunku. Mają decydujący wpływ na ocenę stanu populacji i stanu siedliska. Jednak w przypadku wielu gatunków wskaźniki traktowane są równocennie. Niektórzy autorzy opracowań wyróżniają dodatkowo tzw. wskaźniki pomocnicze, używane do wstępnej oceny siedliska z punktu widzenia jego „przydatności” dla gatunku, pozwalające na tzw. ocenę wyjściową siedliska. Chodzi o to, że niezależnie od zmian, które mogą zachodzić w siedlisku pod wpływem różnych oddziaływań, samo siedlisko może być ze swojej natury:

- optymalne dla gatunku (idealnie odpowiadające jego wymaganiom),
- nieoptymalne, ale mieszczące się w jego granicach tolerancji,
- lub nieodpowiednie.

Składają się na to elementy niepodlegające zmianom lub podlegające wahaniom o charakterze naturalnym (np. w cyklu rocznym). Ocenę wyjściową siedliska przeprowadza się jednorazowo i stosuje na każdym etapie monitoringu do weryfikacji oceny ogólnej stanu ochrony gatunku na stanowisku.

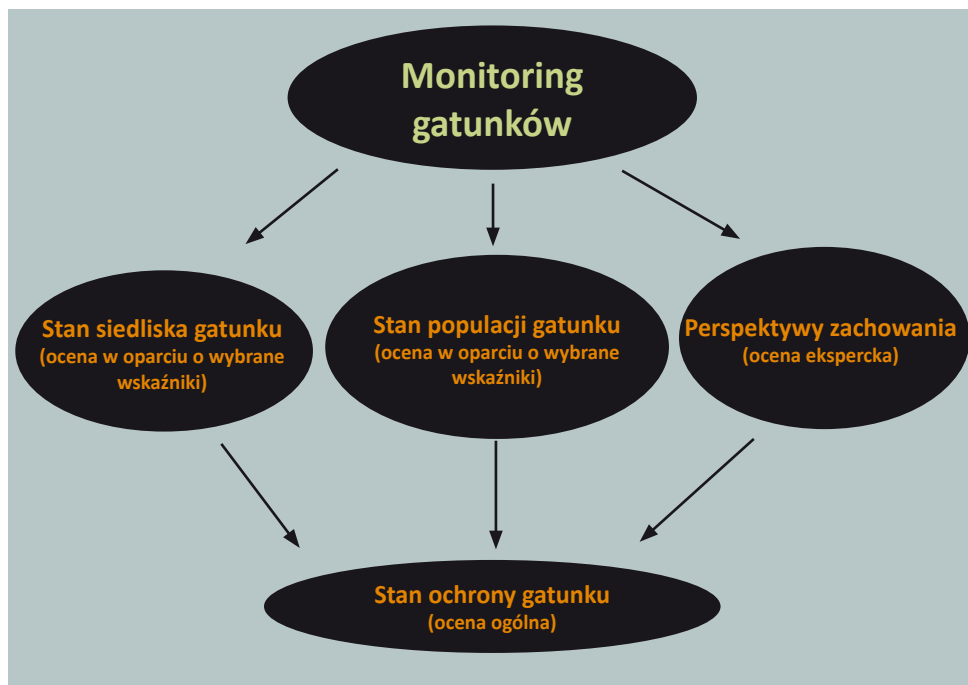
W ramach badań monitoringowych zbiera się także dodatkowe informacje, dotyczące przede wszystkim aktualnych i przewidywanych oddziaływań na gatunek i jego siedlisko, statusu ochrony jego siedlisk, prowadzonych działań ochronnych i ich skuteczności.

„Perspektywy zachowania” określa się, biorąc pod uwagę informację o aktualnym stanie populacji i siedlisku gatunku, o dotychczasowych trendach zmian w nich zachodzących, o istniejących oddziaływaniach na populację i siedlisko i przewidywanych zagrożeniach, a także o stosowanych sposobach ochrony. Jest to prognoza zmian, które mogą zajść w perspektywie 10–15 lat w populacji i siedlisku gatunku. Oceniamy w ten sposób możliwość utrzymania, poprawy lub pogorszenia się ich stanu.

Generalnie zakres zbieranych informacji i zapis wyników monitoringu są takie same dla wszystkich gatunków. Różnice dotyczą liczby i rodzaju badanych wskaźników stanu populacji i stanu siedliska.

Wartości wskaźników waloryzowane są w trzystopniowej skali: FV – stan właściwy, U1 – stan niezadowalający, U2 – stan zły; możliwe jest też określenie XX – stan nieznany (brak danych, brak oceny). Na ich podstawie wyprowadzane są, w takiej samej skali, oceny stanu populacji i stanu siedlisk. W połączeniu z oceną perspektyw zachowania pozwalają one na ocenę ogólnego stanu ochrony gatunku na danym stanowisku. Skala ocen jest tożsama z przyjętą przez Komisję Europejską na potrzeby raportów o stanie ochrony siedlisk i gatunków w regionach biogeograficznych. Zastosowanie tej skali dla oceny wskaźników, a następnie 3 głównych składowych (parametrów) stanu ochrony na poziomie stanowisk ułatwi wykorzystanie wyników monitoringu krajowego na potrzeby opracowywania raportów do Komisji Europejskiej.

Ryc. 2. Schemat monitoringu gatunków zwierząt



Formularze do obserwacji terenowych

Utrzymanie standardu zapisu zbieranych danych zapewniają jednakowe formularze do obserwacji gatunku na stanowisku. Składają się one z kilku części: Karta obserwacji gatunku dla stanowiska, Stan ochrony gatunku na stanowisku, Aktualne oddziaływania, Zagrożenia (przyszłe, przewidywalne oddziaływania), Inne informacje. Poniżej zamieszczono wzór karty obserwacji gatunku na stanowisku z opisem poszczególnych pól.

Pierwsza część karty będąca „wizytówką stanowiska” obejmuje informacje pozwalające na jego identyfikację, informacje opisujące jego położenie, krótką charakterystykę, informacje dotyczące wcześniejszych obserwacji gatunku na tym stanowisku, a także techniczne dane, jak czas wykonania obserwacji, nazwisko obserwatora etc.

Karta obserwacji gatunku dla stanowiska	
Kod gatunku	<i>Kod gatunku wg Dyrektywy Siedliskowej</i>
Nazwa gatunku	<i>Nazwa polska, łacińska, autor wg aktualnie obowiązującej nomenklatury</i>
Kod obszaru Natura 2000	<i>Wypełnia instytucja koordynująca</i>
Nazwa obszaru Natura 2000	<i>Nazwa obszaru monitorowanego</i>
Kod stanowiska	<i>Wypełnia instytucja koordynująca</i>
Nazwa stanowiska	<i>Nazwa stanowiska monitorowanego</i>
Obszary chronione, na których znajduje się stanowisko	<i>Natura 2000, rezerваты przyrody, parki narodowe i krajobrazowe, użytki ekologiczne, stanowiska dokumentacyjne itd.</i>
Współrzędne geograficzne	<i>Podać współrzędne geograficzne stanowiska (GPS)</i>
Wysokość n.p.m.	<i>Podać wysokości n.p.m. stanowiska</i>
Charakterystyka siedliska i siedliska gatunku na stanowisku	<i>Zakres informacji ustalany jest indywidualnie dla danego gatunku</i>
Informacje o gatunku na stanowisku	<i>Syntetyczne informacje o występowaniu gatunku na stanowisku, dotychczasowe badania i inne istotne fakty, wyniki monitoringu z lat poprzednich</i>
Obserwator	<i>Imię i nazwisko eksperta lokalnego odpowiedzialnego za stanowisko</i>
Daty obserwacji	<i>Daty wszystkich obserwacji</i>
Data wypełnienia	<i>Data wypełnienia formularza przez eksperta</i>
Data wpisania	<i>Data wpisania do bazy danych – wypełnia instytucja koordynująca</i>
Data zatwierdzenia	<i>Data zatwierdzenia przez osobę upoważnioną – wypełnia instytucja koordynująca</i>

Główna część formularza służy do zapisu wyników badań, czyli wartości badanych wskaźników stanu populacji i siedliska (podanych liczbowo lub opisowo) oraz ocen tych wskaźników, a następnie ocen poszczególnych parametrów i oceny ogólnej stanu ochrony gatunku na stanowisku. Dla poszczególnych gatunków ta część karty różni się tylko liczbą i rodzajem wskaźników.

Stan ochrony gatunku na stanowisku				
Parametr	Wskaźniki	Wartość wskaźnika i komentarz	Ocena*	
Populacja	Np. liczebność		FV/U1/U2/XX	FV/U1/U2/XX
			FV/U1/U2/XX	
			FV/U1/U2/XX	
Siedlisko	Np. powierzchnia zajętego siedliska		FV/U1/U2/XX	FV/U1/U2/XX
			FV/U1/U2/XX	
			FV/U1/U2/XX	
Perspektywy zachowania			FV/U1/U2/XX	
Ocena ogólna			FV/U1/U2/XX	

FV – stan właściwy, U1 – stan niezadowolający, U2 – stan zły, XX – stan nieznan

Kolejna część formularza pozwala na zapis zidentyfikowanych, aktualnych oddziaływań na gatunek i jego siedlisko na stanowisku oraz przewidywanych zagrożeń. Do ujednolicenia zapisu skorzystano tu z listy kodowanych oddziaływań zgodnych z załącznikiem E do Standardowego Formularza Danych dla obszarów Natura 2000 (por. s. 26).

Wymagane jest określenie intensywności (A – silne, B – średnie, C – słabe) i wpływu („-” – negatywny, „+” – pozytywny, „0” – neutralny) danego oddziaływania/zagrożenia oraz podanie jego krótkiego opisu. Jeżeli dla określenia stwierdzonego oddziaływania/zagrożenia brak odpowiedniego kodu, należy zamieścić sam opis w tabeli „Inne informacje”, w polu „Inne uwagi”.

Aktualne oddziaływania				
Kod	Nazwa działalności	Intensywność	Wpływ	Syntetyczny opis
		A/B/C	+/0/-	
		A/B/C	+/0/-	

Zagrożenia (przyszłe, przewidywane oddziaływania)				
Kod	Nazwa działalności	Intensywność	Wpływ	Syntetyczny opis
		A/B/C	+/0/-	
		A/B/C	+/0/-	

Karty obserwacji zawierają też miejsce na zapis innych istotnych informacji, których nie przewidują poprzednie pola, w tym zwłaszcza informacji o innych niż monitorowany gatunek wartościach przyrodniczych zaobserwowanych na stanowisku, o zaobserwowanych gatunkach obcych i inwazyjnych, a także innych obserwacji terenowych, które mogą mieć wpływ na wyniki aktualnych badań monitoringowych, uwag odnośnie do ewentualnych zabiegów ochronnych prowadzonych na stanowisku, uwag metodycznych, sugestii co do potrzeby prowadzenia bardziej szczegółowych badań.

Inne informacje	
Inne wartości przyrodnicze	<i>Inne zaobserwowane gatunki zwierząt i roślin z załączników Dyrektywy Siedliskowej i Dyrektywy Ptasiej: gatunki zagrożone (Czerwona księga) i inne rzadkie/ gatunki chronione (podać liczebność w skali: liczny, średnio liczny, rzadki)</i>
Gatunki obce i inwazyjne	<i>Obserwowane gatunki obce i inwazyjne</i>
Inne uwagi	<i>Wszelkie informacje pomocne przy interpretacji wyników, np. anomalie pogodowe</i>
Dokumentacja fotograficzna	<i>Wymienić tytuły/nr i autorów wszystkich zdjęć załączonych w wersji elektronicznej do formularzy obserwacji stanowisk. Minimum 2 zdjęcia na stanowisko</i>

Przykładowe wypełnione karty obserwacji zostały zamieszczone w części szczegółowej przewodnika dla każdego omawianego gatunku.

Waloryzacja badanych wskaźników

Jak już wspomniano, wartości wskaźników stanu populacji i siedliska gatunku, określone liczbowo lub opisowo, waloryzowane są w trzystopniowej skali: FV – stan właściwy; U1 – niewłaściwy – niezadowalający; U2 – niewłaściwy – zły (ewentualnie – nieznany XX). W związku z tym określonym wartościom (a raczej zakresom wartości) wskaźników (wyrażonym liczbowo lub opisowo) przypisana jest konkretna ocena. Obserwacje przeprowadzone w toku pilotażowego monitoringu, w wielu przypadkach poparte wieloletnim doświadczeniem ekspertów, pozwoliły na wypracowanie takich „kluczy” do waloryzacji wskaźników. „Klucze” te przedstawione są w opracowaniach dla poszczególnych gatunków. W wielu przypadkach będą wymagały jeszcze dyskusji i dopracowania, a także modyfikacji z uwagi np. na lokalne zróżnicowanie warunków (regionalizacja).

Ocena stanu parametrów stanu ochrony na podstawie badanych wskaźników

Na oceny stanu populacji i stanu siedliska składają się przeważnie oceny kilku wskaźników. Przy wyprowadzaniu oceny końcowej dla parametru (populacja, siedlisko) należy wziąć pod uwagę, czy poszczególne wskaźniki traktowane są równocennie, ponieważ mają jednakowy wpływ na stan populacji czy stan siedliska. Jeśli pewne wskaźniki wyróżnia się jako tzw. wskaźniki kardynalne (kluczowe z punktu widzenia stanu populacji czy wymagań siedliskowych gatunku), to ich ocena decyduje o ocenie całego parametru. Pozostałe traktowane są jako mniej istotne i ich gorsza ocena nie powoduje konieczności obniżenia oceny dla parametru, jeśli wskaźniki kardynalne wskazują na stan właściwy. Jeśli wskaźniki stanu populacji/siedliska traktowane są równocennie, to albo przyjmuje się z góry zasadę, że najgorzej oceniony wskaźnik decyduje o ocenie końcowej, albo stosuje się system punktowy. Polega to na przypisaniu ocenom FV, U1 i U2 pewnej liczby punktów. Suma punktów za oceny wskaźników decyduje o ocenie końcowej danego parametru (populacji, siedliska).

Ocena stanu ochrony na poziomie stanowiska

Oceny stanu populacji i siedliska gatunku w połączeniu z oceną perspektyw zachowania gatunku na stanowisku pozwalają ocenić ogólny stan ochrony gatunku na danym stanowisku. „Ocena ogólna” może być wyprowadzana zgodnie z regułą przyjętą we wskazaniach do raportowania o stanie ochrony gatunków i siedlisk przyrodniczych w regionach biogeograficznych (Explanatory Notes & Guidelines... 2006). Reguła ta stanowi, że ocena ogólna jest równa najniższej z ocen cząstkowych (czyli ocen poszczególnych parametrów):

- 3 oceny FV (ew. 2 oceny FV i 1 ocena XX) → ocena ogólna FV
- 1 lub więcej ocen U1 i brak ocen U2 → ocena ogólna U1
- 1 lub więcej ocen U2 → ocena ogólna U2

W przypadku niektórych gatunków zaproponowano inne sposoby wyprowadzania oceny ogólnej na poziomie stanowiska.

Formularze do charakterystyki obszaru Natura 2000

Na podstawie danych uzyskanych w wyniku prac na stanowiskach monitoringowych położonych w obszarach Natura 2000 wypełniane są formularze opisujące stan gatunku w tych obszarach. Konstrukcja tego formularza jest podobna do formularza dla stanowiska (uzupełniono go tylko o kilka rubryk) i nie wymaga dodatkowych wyjaśnień.

Karta obserwacji gatunku dla obszaru Natura 2000	
Kod gatunku	<i>Kod gatunku wg Dyrektywy Siedliskowej</i>
Nazwa gatunku	<i>Nazwa polska, łacińska, autor wg aktualnie obowiązującej nomenklatury</i>
Kod obszaru Natura 2000	<i>Wypełnia instytucja koordynująca</i>
Nazwa obszaru Natura 2000	<i>Nazwa obszaru monitorowanego (zgodnie z umową)</i>
Obszary chronione	<i>Natura 2000, rezerваты przyrody, parki narodowe i krajobrazowe, użytki ekologiczne, stanowiska dokumentacyjne itd.</i>
Charakterystyka siedliska gatunku w obszarze Natura 2000	<i>Ogólny charakter siedlisk (np. łąki, zbiorniki wodne, ciekі), ich lokalizacja w obrębie obszaru i całkowita powierzchnia; typ siedliska przyrodniczego (kod siedliska przyrodniczego/ zbiorowisko roślinne/zespół roślinny)</i>
Informacja o gatunku w obszarze Natura 2000	<i>Syntetyczne informacje o występowaniu gatunku w obszarze, dotychczasowe badania i inne istotne fakty Liczba znanych stanowisk Wyniki monitoringu z lat poprzednich</i>
Proponycje stałych powierzchni/stanowisk badawczych	<i>Podać lokalizację, ew. powierzchnię</i>
Proponycje stałych powierzchni/ stanowisk referencyjnych	<i>Podać lokalizację, ew. powierzchnię</i>
Obserwator	<i>Imię i nazwisko eksperta lokalnego odpowiedzialnego za obszar</i>

Daty obserwacji	<i>Daty wszystkich obserwacji (zgodne z formularzami dla stanowisk)</i>
Data wypełnienia	<i>Data wypełnienia formularza przez eksperta</i>
Data wpisania	<i>Data wpisania do bazy danych – wypełnia instytucja koordynująca</i>
Data zatwierdzenia	<i>Data zatwierdzenia przez osobę upoważnioną – wypełnia instytucja koordynująca</i>

Stan ochrony gatunku w obszarze Natura 2000				
Parametr	Wskaźniki	Wartość wskaźnika i komentarz	Ocena	
Populacja			FV/U1/U2/XX	FV/U1/U2/XX
			FV/U1/U2/XX	
			FV/U1/U2/XX	
Siedlisko			FV/U1/U2/XX	FV/U1/U2/XX
			FV/U1/U2/XX	
			FV/U1/U2/XX	
Perspektywy zachowania		-	FV/U1/U2/XX	
Ocena ogólna			FV/U1/U2/XX	

Kolejna część formularza pozwala na zapis zidentyfikowanych, aktualnych oddziaływań na gatunek i jego siedlisko w obszarze oraz przewidywanych zagrożeń. Do ujednolichenia zapisu skorzystano tu z listy kodowanych oddziaływań zgodnych z załącznikiem E do Standardowego Formularza Danych dla obszarów Natura 2000 (por. s. 26).

Wymagane jest określenie intensywności (A – silne, B – średnie, C – słabe) i wpływu („-” – negatywny, „+” – pozytywny, „0” – neutralny) danego oddziaływania/zagrożenia oraz podanie jego krótkiego opisu. Jeżeli dla określenia stwierdzonego oddziaływania/zagrożenia brak odpowiedniego kodu, należy zamieścić sam opis w tabeli „Inne informacje”, w polu „Inne uwagi”.

Aktualne oddziaływania				
Kod	Nazwa działalności	Intensywność	Wpływ	Syntetyczny opis
		A/B/C	+/0/-	
		A/B/C	+/0/-	

Zagrożenia (przyszłe, przewidywane oddziaływania)				
Kod	Nazwa	Intensywność	Wpływ	Syntetyczny opis
		A/B/C	+/0/-	
		A/B/C	+/0/-	

Formularz zawiera też miejsce na zapis innych istotnych informacji, których nie przewidywały poprzednie pola, w tym zwłaszcza informacji o innych niż monitorowany gatunek wartościach przyrodniczych, o zaobserwowanych gatunkach obcych i inwazyjnych, także innych obserwacji terenowych, które mogą mieć wpływ na wyniki aktualnych badań

monitoringowych, planów ochrony i zarządców terenu, uwag odnośnie do ewentualnie prowadzonych zabiegów ochronnych.

Inne informacje	
Inne wartości przyrodnicze	<i>Inne obserwowane gatunki zwierząt i roślin z załączników Dyrektywy Siedliskowej i Dyrektywy Ptasiej: gatunki zagrożone (Czerwona księga) i inne rzadkie/gatunki chronione (podać liczebność w skali: liczny, średnio liczny, rzadki); inne wyjątkowe walory obszaru</i>
Inne obserwacje	<i>Wszelkie informacje pomocne przy interpretacji wyników, np. anomalie pogodowe</i>
Zarządzanie terenem	<i>Wymienić instytucje, organizacje, podmioty prawne odpowiedzialne za gospodarowanie na tym terenie (np. park narodowy, nadleśnictwo i leśnictwa, RZGW itd.)</i>
Istniejące plany i programy ochrony/zarządzania/zagospodarowania	<i>Plany ochrony parków i rezerwatów, plany urządzania lasu, programy ochrony przyrody w LP, projekty renaturalizacji (np. LIFE, Ekofundusz) Wszelkie dokumenty, które mogą mieć znaczenie dla ochrony opisywanego siedliska przyrodniczego na tym obszarze</i>
Prowadzone zabiegi ochronne i ocena ich skuteczności	<i>Np. ochrona ścisła, częściowa; koszenie, podwyższenie poziomu wody, wypas, inne działania renaturalizacyjne lub restytucja gatunku</i>
Uwagi metodyczne	<i>Wszelkie inne uwagi związane z prowadzonymi pracami, w tym przede wszystkim informacje istotne dla dalszego planowania monitoringu (metodyka prac; wskaźniki, które powinny być badane w monitoringu, regionalnie optymalny czas prowadzenia badań itp.)</i>

Ocena stanu ochrony na poziomie obszaru Natura 2000

Ocena stanu ochrony siedliska lub gatunku na stanowiskach monitoringowych jest podstawą do wyprowadzenia oceny ich stanu ochrony na poziomie obszaru Natura 2000.

W sytuacji, gdy (1) monitorowane stanowisko gatunku odpowiada określonemu obszarowi Natura 2000 albo (2) monitorowane stanowisko jest jedynym stanowiskiem gatunku w obrębie danego obszaru, ocena stanu ochrony gatunku na stanowisku jest wprost oceną jego stanu ochrony na obszarze Natura 2000.

W innych sytuacjach możliwe są 3 podejścia: (1) stan ochrony gatunku na obszarze Natura 2000 ocenia się tak jak na stanowisku, określając stan 3 parametrów, przy czym: stan populacji i stan siedliska gatunku na obszarze określa się w oparciu o „uśrednione” wartości wskaźników stanu populacji i stanu siedliska z poszczególnych stanowisk i ekspercką ocenę perspektyw zachowania na poziomie obszaru, (2) stan populacji, stan siedliska i perspektywy ochrony gatunku na obszarze określa się w oparciu o oceny stanu populacji, stanu siedliska i perspektyw zachowania na poszczególnych stanowiskach, (3) stan ochrony gatunku na obszarze określa się w oparciu o oceny stanu ochrony gatunku na poszczególnych stanowiskach. W przypadku sposobów 2 i 3 konieczne jest przyjęcie określonych warunków, w tym progów procentowych, pozwalających zaliczyć parametr do danej kategorii stanu ochrony (FV – właściwy, U1 – niezadowolający, U2 – zły). Przykładowo, stan populacji na obszarze może być oceniony jako właściwy (FV), jeśli został tak oceniony na ponad 75% stanowisk, przy czym na żadnym stanowisku nie został oceniony jako zły (U2).

Ocena stanu ochrony gatunku na obszarach Natura 2000 będzie jeszcze wymagała dopracowania w trakcie prowadzonego tam monitoringu. Wydaje się, że najważniejszym podej-

ściem byłoby najpierw określenie referencyjnego stanu populacji i referencyjnego stanu siedliska na danym obszarze Natura 2000, których utrzymanie lub odtworzenie stanowiłoby cel ochrony, co powinno być zrobione w ramach opracowywania planu zadań ochronnych lub planu ochrony obszaru.

Układ przewodnika

Opracowania dla poszczególnych gatunków zostały przygotowane według poniższego schematu:

I. INFORMACJA O GATUNKU

Kod i nazwa gatunku

1. Przynależność systematyczna
2. Status prawny i zagrożenie gatunku*
3. Opis gatunku
4. Biologia gatunku
5. Wymagania siedliskowe
6. Rozmieszczenie gatunku w Polsce

II. METODYKA

1. Koncepcja monitoringu gatunku
2. Wskaźniki i ocena stanu ochrony gatunku
3. Opis badań monitoringowych
 - Wybór powierzchni monitoringowych i ich sugerowana wielkość
 - Sposób wykonywania badań
 - Termin i częstotliwość badań
 - Sprzęt i materiały do badań
4. Przykład wypełnionej karty obserwacji gatunku dla stanowiska
5. Gatunki o podobnych wymaganiach ekologicznych, dla których można zaadaptować opracowaną metodykę
6. Ochrona gatunku
7. Literatura

* Podano informację o międzynarodowym statusie prawnym gatunku, wynikającym z umieszczenia go na załącznikach Dyrektywy Siedliskowej i na załącznikach ważnych konwencji międzynarodowych, a także o stanie jego zagrożenia zgodnie z podstawowymi opracowaniami o różnym zakresie i zasięgu, w tym listą IUCN (IUCN Red List of Threatened Species 2010), Czerwoną księgą motyli dziennych Europy (Van Swaay i in. 1999), Europejską czerwoną listą chrząszczy saproksylicznych (nieto, Alexander 2010), Czerwoną listą ważek Polski (Bernard i in. 2009), Czerwoną listą dla Karpat (Witkowski i in. (red.) 2003), Polską czerwoną księgą zwierząt. Kręgowce (red. Z. Głowaciński 2001), Polską czerwoną księgą zwierząt. Bezkręgowce (red. Z. Głowaciński, J. Nowacki 2004), Czerwoną listą zwierząt ginących i zagrożonych w Polsce (red. Z. Głowaciński 2002). Przedstawiono także aktualny status prawny poszczególnych gatunków w Polsce na podstawie Rozporządzenia Ministra Środowiska z 2004 r. oraz datę objęcia ochroną. Od 2004 r. wszystkie gatunki ważne z punktu widzenia Europy podlegają także w Polsce ścisłej ochronie prawnej, a dla niektórych dodatkowo wymagane jest ustalenie stref ochrony ich stanowisk.

Lista cytowanych aktów prawnych

Dyrektywa Siedliskowa 92/43/EWG o ochronie siedlisk oraz dziko żyjącej fauny i flory, uchwalona 21 maja 1992 r., zmieniona dyrektywą 97/62/EWG z 27 października 1997.

Załącznik II: Fauna i flora. Gatunki roślin i zwierząt będące przedmiotem zainteresowania Wspólnoty, których ochrona wymaga wyznaczenia specjalnych obszarów ochrony;

Załącznik IV: Gatunki roślin i zwierząt będące przedmiotem zainteresowania Wspólnoty, które wymagają ścisłej ochrony.

Załącznik V: Gatunki roślin i zwierząt będących przedmiotem zainteresowania Wspólnoty, których pozyskiwanie ze stanu dzikiego i eksploatacja mogą podlegać działaniom w zakresie zarządzania.

Konwencja Berneńska z 19 września 1979 r. – o ochronie gatunków dzikiej flory i fauny europejskiej oraz ich siedlisk naturalnych. Ostatnie modyfikacje: dekret 99-615 z 7 lipca 1999 r. wnoszący poprawki do załączników I, II, III i IV.

Załącznik II: Ścisłe chronione gatunki fauny.

Załącznik III: Chronione gatunki fauny

Konwencja Waszyngtońska z 3 marca 1973 r. dotycząca międzynarodowego handlu zagrożonymi gatunkami dzikich zwierząt i roślin (CITES).

Załącznik I: obejmujący wszystkie gatunki roślin i zwierząt zagrożone wyginięciem, które są lub mogą być przedmiotem handlu

Załącznik II: obejmujący wszystkie gatunki roślin i zwierząt, które mogą stać się zagrożone wyginięciem oraz niektóre gatunki, które powinny być przedmiotem reglamentacji w celu skutecznej kontroli handlu

Załącznik III: obejmujący wszystkie gatunki, co do których jedna ze Stron uzna swoją właściwość do objęcia ich reglamentacją mającą na celu zapobieżenie lub ograniczenie eksploatacji tych gatunków i wymagającą współpracy innych Stron w zakresie kontroli handlu.

Porozumienie o ochronie nietoperzy z 4 grudnia 1991 r. (EUROBATS)

Załącznik I: Gatunki nietoperzy występujące w Europie, do których odnosi się Porozumienie

Rozporządzenie Ministra Środowiska z 24 września 2004 r. w sprawie gatunków dziko występujących zwierząt objętych ochroną (DzU nr 220, poz. 2237)

Literatura

Adamski P., Bartel R., Bereszyński A., Kepel A., Witkowski Z. (red.) 2004. Gatunki zwierząt (z wyjątkiem ptaków). Poradnik ochrony siedlisk i gatunków Natura 2000 – podręcznik metodyczny. Ministerstwo Środowiska, Warszawa. T. 6.

Bernard R., Buczyński P., Tończyk G., Wendzonka J. 2009. Czerwona lista ważek Polski [w:] Atlas rozmieszczenia ważek (*Odonata*) w Polsce. Bogucki Wydawnictwo Naukowe, Poznań.

Explanatory Notes & Guidelines for Assessment, monitoring and reporting under Article 17 of the Habitats Directive. Final draft - October 2006. 2006 (http://www.bfn.de/fileadmin/MDB/documents/themen/natura2000/ec_guidance_2006_art17.pdf).

Głowaciński Z. (red.) 2001. Polska czerwona księga zwierząt. Kręgowce (Polish Red Data Book of Animals. Vertebrates). Państwowe Wydawnictwo Rolnicze i Leśne, Warszawa.

Głowaciński Z. (red.) 2002. Czerwona lista zwierząt ginących i zagrożonych w Polsce + Suplement. Instytut Ochrony Przyrody PAN, Oficyna Wydawnicza TEXT, Kraków.

Głowaciński Z., Nowacki J. (red.) 2004. Polska czerwona księga zwierząt. Bezkręgowce. Instytut Ochrony Przyrody PAN w Krakowie, Akademia Rolnicza im. A. Cieszkowskiego w Poznaniu, Oficyna Wydawnicza TEXT, Kraków.

IUCN 2010. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2010.1. <<http://www.iucnredlist.org>>.

Kalkman V.J., Boudot J.-P., Bernard R., Conze K.-J., De Knijf G., Dyatlova E., Ferreira S., Jović M., Ott J., Riservato E. and Sahlen G. 2010. European Red List of Dragonflies (Europejska czerwona lista ważek). Publications Office of the European Union, Luxembourg.

Nieto A., Alexander K.N.A. 2010. European Red List of Saproxyllic Beetles. Luxembourg: Publications Office of the European Union.

Opracowanie części raportu dla Komisji Europejskiej z wdrażania Dyrektywy Siedliskowej w zakresie dot. monitoringu (tj. stanu zachowania, zwanego zamiennie stanem ochrony, siedlisk przyrodniczych i gatunków z załączników Dyrektywy Siedliskowej) dla regionu biogeograficznego alpejskiego. Raport z zadania zrealizowanego w ramach umowy nr 48/2006/F z dnia 15 grudnia 2006 r. Msc. GIOŚ, Warszawa, listopad 2007.

Opracowanie części raportu dla Komisji Europejskiej z wdrażania Dyrektywy Siedliskowej w zakresie dot. monitoringu (tj. stanu zachowania, zwanego zamiennie stanem ochrony, siedlisk przyrodniczych i gatunków z załączników Dyrektywy Siedliskowej) dla regionu biogeograficznego kontynentalnego i bałtyckiego. Raport z zadania zrealizowanego w ramach umowy nr 48/2006/F z dnia 15 grudnia 2006 r. Msc. GIOŚ, Warszawa, maj 2007.

Van Swaay C.A.M. & Warren M.S. 1999. Red Data Book of European Butterflies (*Rhopalocera*) (Czerwona księga motyli dziennych Europy). Nature and Environment, No. 99, Council of Europe Publishing, Strasbourg.

Witkowski Z.J., Król W., Solarz W. (red.) 2003. Carpathian List of Endangered Species (Czerwona lista dla Karpat). WWF, Instytut Ochrony Przyrody PAN, Wiedeń – Kraków.

Małgorzata Makomaska-Juchiewicz

Słowniczek wybranych terminów

Alkaliczny – zasadowy.

Antropopresja – ogół bezpośrednich i pośrednich działań człowieka prowadzących do różnorodnych (negatywnych lub pozytywnych) zmian w środowisku przyrodniczym.

Diapauza – stan zawieszonego rozwoju (spoczynku), który może wystąpić w niektórych stadiach cyklu życiowego jako zapobiegawcza odpowiedź na niekorzystne warunki klimatyczne lub pokarmowe (typowy przykład – diapauza zimowa).

Dymorfizm płciowy – widoczne zewnętrzne różnice w budowie, wielkości i ubarwieniu między samcem i samicą tego samego gatunku.

Eutrofizacja – wzrost żyzności, proces nagromadzania się substancji pokarmowych, głównie azotu i fosforu.

Gatunek obcy – gatunek, podgatunek lub niższy takson introdukowany (przeniesiony) poza zasięg, w którym występuje (lub występował w przeszłości) w sposób naturalny, włącznie z częściami, gametami, nasionami, jajami lub propagulami tego gatunku, dzięki którym może on przeżywać i rozmnażać się. Aktualną listę gatunków obcych występujących w Polsce zamieszczono na stronie: www.iop.krakow.pl/ias.

Gatunek obcy inwazyjny – gatunek obcy, którego introdukcja i rozprzestrzenianie się zagraża różnorodności biologicznej.

Gatunek stenotopowy – gatunek wysoce wyspecjalizowany, o wąskiej tolerancji ekologicznej, występujący w ściśle określonym siedlisku, w warunkach wąskiej zmienności czynników środowiskowych.

Gawra – barłóg – miejsce snu zimowego niedźwiedzia brunatnego.

Glochidium – jedno ze stadiów larwalnych małży. Są one pasożytami ryb, do których skóry i skrzelii zwykle się przyczepiają.

Głaszczki szczękowe – część narządów gębowych owadów. Są to jedno lub kilkuczęłkowe wyrostki pieńka szczęki i przedbródka wargi dolnej owadów, stanowiące narządy zmysłu dotyku.

Hibernacja – stan głębokiego odrętwienia połączony ze znacznym spadkiem tempa metabolizmu i obniżeniem temperatury ciała prawie do temperatury otoczenia (czasem nawet nieco poniżej) – sposób wykorzystywany przez niektóre zwierzęta do przetrwania dłuższych niekorzystnych warunków atmosferycznych – np. zimy.

Imago – postać dorosła owada.

Inbred – kojarzenie krewniacze.

Kambiofagi – owady odżywiające się łykiem i miazgą (kambium), żerujące pod korą.

Kokolit – komora poczwarkowa, budowana z cząsteczek próchna i ekskrementów. Służy larwom do przepoczwarczenia się.

Kolebki poczwarkowe – miejsce, gdzie z jaj owadów wylęgają się larwy, a potem w niektórych przypadkach zachodzi także przepoczwarczenie.

Ksylofagi (drewnożerzy) – owady odżywiające się drewnem.

Larwa – stadium rozwojowe wielu bezkręgowców, zwykle silnie różniące się od osobnika dojrzałego. W niektórych przypadkach występuje szereg stadiów larwalnych wyraźnie różniących się od siebie.

Makrozoobentos – element bentosu, wodne zwierzęta bezkręgowce stosunkowo dużych rozmiarów. Do makrobentosu zaliczane są mięczaki, pijawki, skorupiaki, owady wodne: ważki, jętki, widelnice, chruściki, muchówki.

Maska – narząd u larw ważek, powstały z przekształcenia wargi dolnej, służący do chwytania ofiar, wyrzucany w tym celu z wielką prędkością ku przodowi. Widoczny jest na spodniej stronie głowy i przodu tułowia, w postaci płytki (niekiedy o bardzo wąskim i wydłużonym trzonku), płaskiej lub łyżkowatej (w tym drugim przypadku obejmującej częściowo przód głowy), która zaopatrzona jest na końcu w parę ruchomych haków.

Pokrywy – u chrząszczy grube przekształcona pierwsza para skrzydeł, które u większości gatunków osłaniają służące do latania błoniaste skrzydła drugiej pary.

Polifag (wszystkożerca) – zwierzę odżywiające się różnicowanym pokarmem.

Polimorficzny – wielopostaciowy; występujący w wielu odmianach dla jednego gatunku.

Propagule – elementy służące rozprzestrzenianiu się roślin.

Przedplecze (pronotum) – u owadów górny (lub grzbietowy) fragment przedniej części tułowia bezpośrednio sąsiadujący z głową; płytka znajdująca się tuż za głową.

Refugium (ostoja) – izolowany obszar występowania gatunku, na którym nie doszło do silnych zmian środowiskowych.

Reobionty – organizmy bytujące w ciekach o dużej prędkości przepływu.

Ruja – faza cyklu płciowego, w której samica okazuje gotowość do kopulacji.

Saproksylobionty – bezkręgowce, głównie owady, rozwijające się w obumierających lub martwych i rozkładających się drzewach, często kosztem innych organizmów związanych z tym środowiskiem. W różnych stadiach rozwojowych, najczęściej larwalnych, gatunki te żywią się butwiejącym drewnem, próchnem i całą materią organiczną wytworzoną w tym środowisku.

Stan ochrony gatunku – kondycja gatunku na stanowisku, obszarze Natura 2000 lub w regionie biogeograficznym, będąca sumą oddziaływań na ten gatunek i jego siedlisko, a określana w oparciu o następujące parametry: stan populacji, stan siedliska, perspektywy zachowania i zasięg (tylko na poziomie regionu biogeograficznego).

Sternity i tergity odwłoka – segmenty odwłokowe owada składają się z blaszki grzbietowej (tergity) i brzusznej (sternity), łączą je błonki (pleuryty), w których znajdują się przetchlinki.

Sukcesja – kierunkowe zmiany roślinności polegające na następowaniu po sobie zbiorowisk roślinnych (ekosystemów) różniących się strukturą i składem gatunkowym. Sukcesja rozpoczyna się od stadium inicjalnego, po którym następują stadia przejściowe, a kończy najbardziej trwałym stadium końcowym, odpowiednim dla określonych warunków siedliskowych, tzw. klimaksem.

Sukcesja naturalna – sukcesja odbywająca się spontanicznie, tzn. bez wpływu człowieka na jej przebieg.

Syfony u małży – dwie rurki służące do pobierania i wypuszczania wody. Wyróżniamy syfon wpustkowy, który służy do wprowadzania wody oraz syfon wyrzutowy (wypustkowy) służący do odprowadzania wody razem z jej odchodami.

Transekt – linia wyznaczona w terenie, wzdłuż której wykonuje się obserwacje.

Wataha – stado wilków, z reguły ugrupowanie rodzinne (czasem poszerzone o inne osobniki).

Wojłok – warstwa nierozłożonej materii organicznej.

Wylinka – zewnętrzna część powłoki ciała zwierząt, zrzucana przy linieniu.

Zamek u małży – łączy skorupy dwuczęściowej muszli, która otacza ciało małża. Utrzymując skorupy w stanie rozwarcia umożliwia przepływ wody przez ciało. Narzędziem antagonistycznym do zamka są mięśnie zwieracza, które w obliczu zagrożenia kurczą się, zamykając muszlę.

Lista kodów oddziaływań i zagrożeń

(wg zał. E do Standardowego Formularza Danych dla obszarów Natura 2000)

ROLNICTWO, LEŚNICTWO	
100	Uprawa
101	zmiana sposobu uprawy
102	koszenie/ścinanie
110	Stosowanie pestycydów
120	Nawożenie (nawozy sztuczne)
130	Nawadnianie
140	Wypas
141	zarzucenie pasterstwa
150	Restrukturyzacja gospodarstw rolnych
151	usuwanie żywopłotów i zagajników
160	Gospodarka leśna – ogólnie
161	zalesianie
162	sztuczne plantacje
163	odnawianie lasu po wycince (nasadzenia)
164	wycinka lasu
165	usuwanie podszytu
166	usuwanie martwych i umierających drzew
167	eksploatacja lasu bez odnawiania
170	Hodowla zwierząt
171	karmienie inwentarza
180	Wypalanie
190	Inne rodzaje praktyk rolniczych lub leśnych niewymienione powyżej
RYBACTWO, ŁOWIECTWO I ZBIERACTWO	
200	Hodowla ryb, skorupiaków i mięczaków
210	Rybołówstwo
211	łowienie w stałych miejscach
212	trałowanie
213	łowienie pławnicami (dryfujące sieci pelagiczne)
220	Wędkarstwo
221	wykopywanie przynęty
230	Polowanie

240	Pozyskiwanie/usuwanie zwierząt, ogólnie
241	kolekcjonowanie (owadów, gadów, płazów...)
242	wyjmowanie z gniazd (sokoły)
243	chwywanie, trucie, kłusownictwa
244	inne formy pozyskiwania zwierząt
250	Pozyskiwanie/usuwanie roślin – ogólnie
251	plądrowanie stanowisk roślin
290	Inne formy polowania, łowienia ryb i kolekcjonowania niewymienione powyżej
GÓRNICTWO I WYDOBYWANIE SUROWCÓW	
300	Wydobywanie piasku i żwiru
301	kamieniołomy
302	usuwanie materiału z plaż
310	Wydobywanie torfu
311	ręczne wycinanie torfu
312	mechaniczne usuwanie torfu
320	Poszukiwanie i wydobywanie ropy lub gazu
330	Kopalnie
331	kopalnie odkrywkowe
340	Warzelnie soli
390	Inna działalność górnicza lub wydobywcza niewspomniana powyżej
URBANIZACJA, PRZEMYSŁ I ZBLIŻONE RODZAJE AKTYWNOŚCI	
400	Tereny zurbanizowane, tereny zamieszkane
401	ciągła miejska zabudowa
402	nieciągła miejska zabudowa
403	zabudowa rozproszona
409	inne typy zabudowy
410	Tereny przemysłowe i handlowe
411	fabryka
412	składowisko przemysłowe
419	inne tereny przemysłowe lub handlowe
420	Odpady, ścieki
421	pozbywanie się odpadów z gospodarstw domowych
422	pozbywanie się odpadów przemysłowych
423	pozbywanie się obojętnych chemicznie materiałów
424	Inne odpady
430	Budowle związane z rolnictwem
440	Składowanie materiałów
490	Inne rodzaje aktywności człowieka związane z urbanizacją, przemysłem itd.
TRANSPORT I KOMUNIKACJA	
500	Sieć transportowa
501	ścieżki, szlaki piesze, szlaki rowerowe

502	drogi, szosy
503	drogi kolejowe, w tym TGV
504	porty
505	duże porty lotnicze
506	mniejsze lotniska, lądowiska
507	mosty, wiadukty
508	tunele
509	inne typy sieci komunikacyjnej
510	Przesyłanie energii
511	linie elektryczne
512	rurociągi
513	inne formy przesyłania energii
520	Transport okrętowy
530	Usprawniony dostęp do obszaru
590	Inne formy transportu i komunikacji
WYPOCZYNEK I SPORT	
600	Infrastruktura sportowa i rekreacyjna
601	pole golfowe
602	kompleksy narciarskie
603	stadion
604	bieżnia, tor wyścigowy
605	hipodrom
606	park rozrywki
607	boiska sportowe
608	kempingi i karawaningi
609	inne kompleksy sportowe i rekreacyjne
610	Ośrodki edukacyjne
620	Sporty i różne formy czynnego wypoczynku, uprawiane w plenerze
621	żeglarstwo
622	turystyka piesza, jazda konna i jazda na pojazdach niezmotoryzowanych
623	pojazdy zmotoryzowane
624	turystyka górską, wspinaczka, speleologia
625	lotniarstwo, szybownictwo, paralotniarstwo, baloniarstwo
626	narciarstwo, w tym poza trasami
629	inne rodzaje sportu i aktywnego wypoczynku
690	Inne możliwe oddziaływania aktywności rekreacyjnej i sportowej niewspomniane powyżej
SKAŻENIA I INNE RODZAJE ODDZIAŁYWAŃ CZŁOWIEKA	
700	Zanieczyszczenia
701	zanieczyszczenia wód
702	zanieczyszczenie powietrza
703	zanieczyszczenie gleby

709	inne lub mieszane formy zanieczyszczeń
710	Uciążliwy hałas
720	Wydeptywanie, nadmierne użytkowanie
730	Poligony
740	Wandalizm
790	Inne rodzaje zanieczyszczeń lub oddziaływań człowieka
SPOWODOWANE PRZEZ CZŁOWIEKA ZMIANY STOSUNKÓW WODNYCH (tereny podmokłe i środowisko morskie)	
800	Zasypywanie terenu, melioracje i osuszanie – ogólnie
801	budowa polderów
802	osuszanie terenów morskich, ujściowych, bagiennych
803	wypełnianie rowów, tam, stawów, sadzawek, bagien lub torfianek
810	Odwadnianie
811	kształtowanie wodnej lub nadwodnej roślinności dla celów związanych z odwadnianiem
820	Usuwanie osadów (mułu...)
830	Regulowanie (prostowanie) koryt rzecznych
840	Zalewanie
850	Modyfikowanie funkcjonowania wód – ogólnie
851	modyfikowanie prądów morskich
852	modyfikowanie prądów rzecznych
853	kształtowanie poziomu wód
860	Składowanie śmieci, odkładanie wybagrowanego materiału
870	Tamy, wały, sztuczne plaże – ogólnie
871	prace związane z obroną przed aktywnością morza i ochroną wybrzeży
890	Inne spowodowane przez człowieka zmiany stosunków wodnych
PROCESY NATURALNE (BIOTYCZNE I ABIOTYCZNE)	
900	Erozja
910	Zamulenie
920	Wyschnięcie
930	Zatopienie
940	Katastrofy naturalne
941	powódź
942	lawina
943	zapadnięcie się terenu, osuwisko
944	sztorm, cyklon
945	działalność wulkanu
946	trzęsienie ziemi
947	fała pływowa
948	pożar (naturalny)
949	inne naturalne katastrofy
950	Ewolucja biocenotyczna

951	wyschnięcie/nagromadzenie materii organicznej
952	eutrofizacja
953	zakwaszenie
954	inwazja gatunku
960	Międzygatunkowe interakcje wśród zwierząt
961	konkurencja (przykład: mewa/rybitwa)
962	pasożytnictwo
963	zawleczenie choroby
964	skażenie genetyczne
965	drapieżnictwo
966	antagonizm ze zwierzętami introdukowanymi
967	antagonizm ze zwierzętami domowymi
969	inne lub mieszane formy międzygatunkowej konkurencji wśród zwierząt
970	Międzygatunkowe interakcje wśród roślin
971	konkurencja
972	pasożytnictwo
973	zawleczenie choroby
974	genetyczne skażenie
975	brak czynników zapylających
976	szkody wyrządzane przez zwierzynę łowną
979	inne lub mieszane formy międzygatunkowej konkurencji wśród roślin
990	Inne naturalne procesy

Przewodnik metodyczny część szczegółowa

- 1037 **Trzepla zielona** *Ophiogomphus cecilia* (Geoffroy in Fourcroy, 1785)
- 1065 **Przeplatka aurinia** *Euphydryas aurinia* (Rottemburg, 1775)
- 1078 ***Krasopani hera** (krasopani czterokropka) *Euplagia quadripunctaria* (Poda, 1761)
- 9003 **Ksylomka striks** (sówka puszczykówka) *Xylomoia strix* Mikkola, 1980
- 1084 ***Pachnica dębowa** *Osmoderma eremita* (Scopoli, 1763)
- 4021 ***Konarek tajgowy** *Phryganophilus ruficollis* (Fabricius, 1798)
- 4024 ***Sichrawa karpacka** *Pseudogaurotina excellens* (Brancsik, 1874)
- 1032 **Skójka gruboskorupowa** *Unio crassus* Philipsson, 1788
- 4009 ***Strzebla błotna** *Eupallasella percnurus* (Pallas, 1814)
- 1166 **Traszka grzebieniasta** *Triturus cristatus* (Laurenti, 1768)
- 1324 **Nocek duży** *Myotis myotis* (Borkhausen, 1797)
- 4003 ***Świstak tatrzański** *Marmota marmota latirostris* (Kratochvil, 1961)
- 2608 ***Suseł perełkowany** *Spermophilus suslicus* (Güldenstaedt, 1770)
- 1352 ***Wilk** *Canis lupus* Linnaeus, 1758
- 1354 ***Niedźwiedź brunatny** *Ursus arctos* (Linnaeus, 1758)
- 1361 **Ryś euroazjatycki** *Lynx lynx* (Linnaeus, 1758)
- 2647 ***Żubr** *Bison bonasus* (Linnaeus, 1758)
- 4006 ***Kozica tatrzańska** *Rupicapra rupicapra tatrica* (Blahout, 1971)

1037 **Trzepla zielona**

Ophiogomphus cecilia (Geoffroy in Fourcroy, 1785)
syn. *Ophiogomphus serpentinus* (Charpentier, 1825)



Fot. 1. Samiec trzepli zielonej *Ophiogomphus cecilia* (© R. Jaskuła)

I. INFORMACJA O GATUNKU

1. Przynależność systematyczna

Rząd: ważki ODONATA

Rodzina: gadziogłówkowate GOMPHIDAE

2. Status prawny i zagrożenie gatunku

Prawo międzynarodowe

Dyrektywa Siedliskowa – Załączniki II i IV

Konwencja Berneńska – Załącznik II

Prawo krajowe

Ochrona gatunkowa – ochrona ścisła

Kategoria zagrożenia IUCN

Czerwona lista IUCN – LC Least Concern

Europejska czerwona lista ważek (Kalkman i in. 2010) – LC Least Concern

Czerwona lista ważek Polski 2009 w Atlasie rozmieszczenia ważek (*Odonata*) w Polsce (Bernard i in. 2009) – LC Least Concern

Polska czerwona księga (2004) – niewuwzględniony

Czerwona lista dla Karpat (2003) – EN (w Polsce – niezagrożony)

Kategoria LC obejmuje wszystkie gatunki, które poddano ocenie, a które nie są zagrożone ani bliskie zagrożenia na danym terytorium.

3. Opis gatunku

Długość ciała 50–60 mm, odwłoka 35–42 mm. Rozpiętość skrzydeł 60–75 mm, długość tylnego skrzydła 30–36 mm (Askew 2004, Suhling, Müller 1996, 2006). Oczy szeroko rozsunięte, nie stykają się na wierzchu głowy. Na tylnej krawędzi głowy samicy dwa grzebienie, natomiast „uzębione” wyrostki.

W ubarwieniu przedniej części ciała (oczy, czoło, tułów, dwa pierwsze segmenty odwłoka) zdecydowanie przeważa intensywna barwa żywozielona, urozmaicona jedynie miejscami czernią i żółcią (fot. 1), np. czarnymi wąskimi pasami na tułowie czy czarnymi skrońmi z żółtymi plamami. Pozostałe segmenty odwłoka czarne z żółtą podłużną plamą na grzbiecie i podłużną plamą na boku, bliżej początku odwłoka białawą, bliżej końca – szeroką, żółtawą. Plamy grzbietowe, nieco trójkątną formą, nawiązują do grotu strzały. Nogi żółto-czarne.

Przydatki na końcu odwłoka samców: górne równoległe, nieco rogalowate, zaokrąglone na końcu, żółtawe, natomiast dolny wąsko rozcięty, z ramionami słabo zaokrąglonymi na końcu. U samic obecne tylko górne przydatki, także żółtawe, bardziej zaokrąglone, rozdzielone podobnej barwy segmentem końcowym odwłoka.

Intensywnie zielona barwa przedniej części ciała przy rozsuniętych oczach wyklucza pomyłkę z innymi gatunkami. Dodatkowe cechy wyróżniające (przydatki odwłokowe, wyrostki na tyle głowy samicy) zilustrowane są w specjalistycznej literaturze (np. Askew 2004, Suhling, Müller 2006).

Klucze z dobrymi rysunkami pomocnymi w oznaczaniu larw i wylinek trzepli zielonej *Ophiogomphus cecilia* zawarte są w pozycjach Heidemann i Seidenbusch (2002) oraz Norling i Sahlén (1997). Proponując drogę oznaczania, autor wzbogacił te treści o własne doświadczenia:

Larwy trzepli zielonej (fot. 2) wyróżnia od innych krajowych ważek – z wyjątkiem jednego gatunku, o czym niżej – kombinacja dwóch cech:

- maska larwy, będąca jej przekształconą wargą dolną, ma postać płytki przylegającej do spodniej strony głowy, a nie płytki-łyżki, obejmującej przód głowy;
- wzdłuż grzbietowej linii odwłoka występuje rząd wyraźnych kolców (kolce grzbietowe).

W razie wątpliwości, rozstrzygną je czteroczłonowe czułki, z których to człon trzeci jest dłuższy niż pozostałe, razem wzięte.

Jedynym krajowym gatunkiem, którego larwy i wylinki można pomylić z larwami/wylinkami trzepli zielonej, jest smaglec ogonokleszcz *Onychogomphus forcipatus*. Wbrew sugestii niektórych kluczy, do rozróżnienia wylinek tych gatunków nie wystarcza porównanie wielkości: w przypadku trzepli zielonej długość korpusu (od początku głowy do końca odwłoka) miałaby wynosić przynajmniej 28 mm, a u smagla – najwyżej 26 mm. W przypadku polskich populacji zdarzają się wcale nie tak rzadkie wylinki smagla sięgające 27 mm, a w bardzo nielicznych przypadkach nawet 28 mm. Autorowi zdarzyło się

oznaczać wylinkę trzepli zielonej odrobinę mniejszą od wylinki smagłca, pochodzącą z tego samego stanowiska.

Proponowana droga rozróżnienia wylinek tych dwóch gatunków przedstawia się następująco:

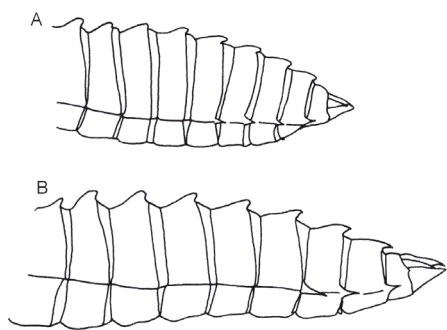
krok 1 – długość ciała (korpusu): do 27 mm *Onychogomphus forcipatus*, od 29 mm *Ophiogomphus cecilia*.

krok 2 (upewniający) – kolce grzbietowe: duże, stosunkowo wysmukłe, sterzące >*Ophiogomphus cecilia* (ryc. 1B), prawie zawsze niższe, mniej sterzące, a bardziej „zdepnięte”, tępe, na dalszych segmentach często pokładające się >*Onychogomphus forcipatus* (ryc. 1A).

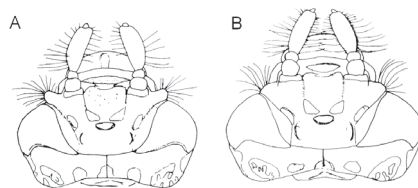
W razie utrzymujących się wątpliwości, jak i w przypadku wylinek większych od 27 mm, a mniejszych od 29 mm, należy wykonać krok 3, do którego niezbędna jest przynajmniej dobra lupa. Chodzi tu o porównanie okolicy głowy znajdującej się w bok (na zewnątrz) od nasady czułków. Gdy spojrzymy z góry, od tyłu ciała, u trzepli zielonej rzuci się w oczy wyraźnie wyniesiona struktura, jakby krawędź wyższa od ewentualnych struktur znajdujących się na dalszym planie (ryc. 2B). U smagłca krawędź ta jest ledwie widoczna (jeżeli w ogóle), natomiast poniżej rysuje się wyższy element nieco przypominający ściekającą kroplę (ryc. 2A). Dla dociekliwych można jeszcze polecić krok 4 – boczne kolce na segmentach odwłokowych. W przypadku trzepli zielonej brakuje takowych na szóstym segmencie (piątym od końca). Niech nas nie zmylą znajdujące się tam kosmyki włosów – „oszlifowane” igiełką lub delikatną pęsetką ukazują puste miejsce. Natomiast u smagłca kolce boczne znajdują się także na szóstym segmencie. Delikatne „oszlifowanie” tego miejsca z włosów ukaże choćby małe ciemnobrązowy punkcik – zaczątek kolca, a często duży wyraźny kolec.



Fot. 2. Wylinka trzepli zielonej *O. cecilia*, a) widok z góry, b) z boku (© J. Musiał)



Ryc. 1. Odwłok larw (wylinek) widziany z boku: A) smagla *O. forcipatus*, B) trzepli zielonej *O. cecilia* (za Heide-mann i Seidenbusch 2002).



Ryc. 2. Głowa larw (wylinek): A) smagla *O. forcipatus*, B) trzepli zielonej *O. cecilia*; widok z góry, nieco od tyłu (za Norling i Sahlén 1997).

4. Biologia gatunku

W Polsce cykl życiowy trzepli zielonej trwa 2 lub najwyżej 3 lata. Wylęganie się larw z jaj następuje zwykle po kilku tygodniach od ich złożenia. Może być jednak opóźnione przez okres diapauzy – spoczynku trwającego nawet do 260 dni. Większą część cyklu życiowego zajmuje rozwój larwalny. Larwy często bytują płytko, prawie całkowicie zagrzebane w osadach dennych. Spotykane były także na ich powierzchni. Po zakończeniu rozwoju i metamorfozie zachodzi wylot owadów dorosłych – imagines. Ma on miejsce na wynurzonej i przybrzeżnej roślinności, kijach, kamieniach, korzeniach i pniach drzew. Jego początek uzależniony jest od temperatury wody, a więc częściowo i warunków pogodowych wiosny. W chłodniejszych ciekach może być nawet o więcej niż miesiąc opóźniony w stosunku do wód cieplejszych. Wylot, choć może się rozpoczynać już w połowie maja, zachodzi z reguły od ostatniej dekady maja do sierpnia, w niskich położeniach najintensywniej od końca maja do trzeciej dekady czerwca. Po 2–3-tygodniowym okresie dojrzewania płciowego z dala od wody imagines rozpoczynają aktywność rozrodczą. Po jej zakończeniu w niedługim czasie giną. Aktywność rozrodcza koncentruje się zwłaszcza w okresie od trzeciej dekady czerwca do sierpnia, choć okres lotu imagines trwa do połowy września, a rzadko nawet do początku października.

Aktywność rozrodcza przypada na godziny od 10.00 do 16.00 i jest największa przy wysokich temperaturach rzędu 25–30°C. W chłodniejsze dni ma miejsce głównie przy dużym nasłonecznieniu. Samce przesiadują na podłożu i roślinności na obrzeżach cieku – w eksponowanych, nasłonecznionych miejscach – lub patrolują nad lustrem wody. Aktywność patrolowa jest większa na dużych ciekach. Jednakże spotkania z samicami, formowanie tandemu i kopulacja rzadko są obserwowane nad ciekami. Niektóre dane wskazują, że często mogą one mieć miejsce w okolicy cieków, w pewnej odległości od wody. Kilku-minutowa kopulacja – w typowej dla ważek strukturze pierścienia kopulacyjnego – przebiega na podłożu lub roślinności. Następnie samice, już bez towarzystwa samców, składają jaja swobodnie do wody. Jaja opadają i dzięki galaretowatemu fragmentowi osłonki łatwo przyczepiają się do podłoża.

Zarówno larwy, jak i imagines są drapieżnikami niewykazującymi szczególnych preferencji pokarmowych. Imagines poszukują zdobyczy czynnie i łowią w locie różne mniejsze



Fot. 3 i 4. Typowe siedliska trzepli zielonej: środkowa Warta (po lewej) i Drawa (po prawej) (© R. Bernard)

owady. Natomiast larwy polują „z zasiadki”, chwytając drobne bezkręgowce wodne (skorupiaki, larwy owadów, np. jętek, ochotek i innych muchówek), zarówno pojawiające się na powierzchni dna, jak i grzebiące tuż pod powierzchnią osadów dennych.

5. Wymagania siedliskowe

Charakterystykę elementów siedliska gatunku oparto na opracowaniach zawierających dane z Polski, zwłaszcza pracach Münchberga (1932), Tończyka (2001) i Bernarda (2004), na literaturze obcej (Müller 1995, Schorr 1996, Suhling, Müller 1996, Sternberg i in. 2000), a także na bogatych, niepublikowanych danych własnych.

Trzepla zielona jest reobiontem. Zasiedla nizinne i podgórskie ciekі różnej wielkości, od strumieni po duże rzeki. Z obszarów na zachód od Polski podawano ją nawet ze strumieni o 0,5–3-metrowej szerokości. W Polsce tak wąskie ciekі mają dla tego gatunku bardzo małe znaczenie, ale szerokie na kilka-kilkanaście metrów są już często zasiedlane. Wydaje się, że największe populacje tworzy w Polsce na rzekach kilkunasto- do kilkudziesięciometrowej szerokości (fot. 3 i 4).

Trzepla zielona przedkłada odcinki cieków położone wśród bogatej strukturalnie roślinności, np. śródleśne lub w otoczeniu łąk z nadbrzeżnymi zaroślami, drzewami. Wskazane jest duże nasłonecznienie przynajmniej fragmentów obrzeży. Obecność roślinności wodnej nie ma znaczenia dla gatunku, często pokrycie nią jest niewielkie lub brak jej zupełnie.

Larwy zasiedlają miejsca na głębokości 10–150 cm (prawdopodobnie do 2 m), w obrębie tego zakresu wykazując preferencje do miejsc głębszych. Spotykane są przy prędkości przepływu od kilku do 80 cm/s, z reguły w miejscach o prądzie umiarkowanym do dość szybkiego, optymalnie powyżej 30 cm/s. Choć spektrum składu osadów dennych jest w przypadku trzepli zielonej dość szerokie, to jednak preferowane są osady piaszczyste i piaszczysto-żwirowate, miejscami z domieszką detrytus. Siedliskiem optymalnym dla larw jest mieszanka średniego i grubego piasku oraz drobnego żwiru, lokalnie poprzerplana pasemkami lub skupiskami drobnego i średniego detrytus. Gatunek zdecydowanie unika mułu i obfitujących w niego zastoiskowych fragmentów rzek. Na zachód od Polski jakość wody wydaje się istotna dla trzepli zielonej: z reguły zasiedlane są wody o dobrej

do bardzo dobrej jakości, rzadko silniej zanieczyszczone. Natomiast w Polsce element ten nie odgrywa tak dużej roli. Trzepla występuje bowiem również w rzekach V klasy czystości wody, a wysokie liczebności osiąga jeszcze przy IV klasie. Bardzo możliwe, że wrażliwość gatunku na obciążenie środowiska zanieczyszczeniami jest znacznie mniejsza na obszarach bliższych centrum zasięgu niż w jego strefie brzeżnej.

Imagines wydają się preferować sąsiedztwo spokojniejszych fragmentów cieków, najchętniej wybierając ich nasłonecznione fragmenty i obrzeża. Jednakże bardzo często spotyka się je z dala od wody, na polanach, porębach i drogach śródlęsnych, skrajach lasu, suchych, piaszczystych miejscach, polach.

Typy siedlisk przyrodniczych z załącznika I DS, z którymi gatunek może być związany, to 3260 – Rzeki nizinne i podgórskie z roślinnością *Ranunculion fluitantis* i *Callitricho-Batrachion*.

6. Rozmieszczenie gatunku w Polsce

Ocena rozmieszczenia trzepli zielonej w Polsce oparta jest na wcześniejszej pracy autora (Bernard 2004), na projektach raportów dla Komisji Europejskiej dotyczących stanu



Ryc. 3. Zasięg występowania trzepli zielonej *Ophiogomphus cecilia* w Polsce według *Atlasu rozmieszczenia ważek (Odonata) w Polsce* (Bernard i in. 2009), stanowiska monitorowane w latach 2007–2008 w ramach zadania: *Monitoring gatunków i siedlisk przyrodniczych ze szczególnym uwzględnieniem specjalnych obszarów ochrony siedlisk Natura 2000 – faza pierwsza i faza druga* oraz lokalizacja innych proponowanych stanowisk do monitoringu.

zachowania wybranych gatunków ważek w Polsce (Bernard 2007, 2008) oraz na *Atlasie rozmieszczenia ważek (Odonata) w Polsce* (Bernard i in. 2009).

Trzepla zielona jest gatunkiem palearktycznym, eurazjatyckim, z centrum rozmieszczenia we wschodniej Europie. Występuje na większości obszaru Polski (ryc. 3), nie zasiedla jedynie obszarów górskich. Tylko wyjątkowo zdaje się przekraczać granicę 400 m n.p.m., zdecydowanie koncentrując swoje występowanie na nizinach i w niższych położeniach wyżynnych. Z tego powodu na obszar tzw. regionu alpejskiego kraju – według podziału na regiony biogeograficzne zastosowanego na potrzeby wdrażania Dyrektywy Siedliskowej i sieci Natura 2000 – wnika tylko wyjątkowo, niskimi położeniami rzecznyymi.

W Polsce trzepla zielona jest ogólnie (w skali kraju) gatunkiem rozpowszechnionym, a lokalnie nawet pospolitym. Liczne duże populacje występują w północnej, środkowej i częściowo południowej Polsce. Na wielu ciekach występowanie ma charakter ciągły, przy dużym zagęszczeniu osobników. Dla przykładu, badania ostatnich lat sugerują, że w środkowej Warcie larwy trzepli zielonej występują na każdym 50-metrowym, a zapewne nawet 10-metrowym odcinku rzeki! Innym przykładem jest mała do średnich rozmiarów rzeka Grabia w środkowej Polsce, jedyna rzeka w kraju, na której badania ważek prowadzono w całym biegu na dużą skalę. Trzepla zielona została tam stwierdzona na licznych stanowiskach na kilkudziesięciu kilometrach rzeki, wyłączając jedynie górny bieg cieku (Tończyk 2001).

Gatunek ten jest dość rzadki tylko lokalnie, na najbardziej odkształconych i ubogich w ciek obszarach, np. miejscami w centralnej i południowej Polsce. Nie ma to jednak znaczenia dla obrazu stabilnej i silnej ogólnokrajowej populacji.

II. METODYKA

1. Koncepcja monitoringu gatunku

Metodyka oceny stanu ochrony trzepli zielonej i prowadzenia jej monitoringu ma charakter oryginalny i jest oparta na własnych doświadczeniach autora. W opracowaniu niektórych jej elementów pomocne były cenne uwagi merytoryczne dra Grzegorza Tończyka. Całość była testowana w ramach pierwszej fazy monitoringu gatunku w Polsce (2006–2008) poprzez zespół w składzie: dr R. Bernard (koordynator), dr G. Tończyk i dr P. Buczyński.

Monitoring gatunku opiera się na zbiorze wylinek – które pozostały po wylocie imagines – na wyznaczonych stanowiskach, tj. odcinkach brzegu rzeki. Jego metodyka doskonale spełnia swoje zadania, ponieważ jest:

- stosunkowo prosta, nie wymaga szczególnego przygotowania, co stwarza możliwość posługiwania się nią osobom niebędącym specjalistami,
- bardzo wydajna, dostarcza mnóstwa danych, których zdobycie u tego gatunku inną metodą jest niemożliwe – obserwacje imagines są bowiem bardzo trudne i zupełnie niemiarodajne, połowy larw zaś bardzo trudne technicznie i wielokrotnie mniej wydajne,
- nieinwazyjna, zarówno w stosunku do gatunku, jak i jego siedliska, praktycznie odbywa się bez kontaktu z żywymi osobnikami gatunku,
- obiektywna i wiarygodna, nie opiera się na subiektywnych ocenach eksperta, a pozyskane dane są wysoce porównywalne.

2. Wskaźniki i ocena stanu ochrony gatunku

Wskaźniki stanu populacji

Tab. 1. Wskaźniki stanu populacji trzepli zielonej

Wskaźnik	Miara	Sposób pomiaru/określenia
Populacja		
Liczebność	Liczba wylinek	Podawana jako liczba wylinek na całe badane stanowisko (= odcinek) lub obszar
Zagęszczenie	Liczba wylinek/10 m	Podawane jako wartość średnia liczby wylinek na 10 m jednego brzegu
Rozkład	%	Udział procentowy długości, na której znaleziono wylinki w całej długości stanowiska (= odcinka) lub obszaru*

*Wyjściowo posługujemy się tu pododcinkami:

- na stanowisku-odcinku 50-metrowym badamy 3 pododcinki; jeśli na wszystkich trzech znaleziono wylinki, rozkład wynosi 100%, jeśli na dwóch pododcinkach – 66,7%, na jednym – 33,3%;
- na stanowisku-odcinku 100-metrowym badamy 5 pododcinków, jeśli na wszystkich znaleziono wylinki, rozkład wynosi 100%, na 4 – 80%, 3 – 60%, 2 – 40%, 1 – 20%;
- dla obszaru wyliczamy średni rozkład z rozkładów poszczególnych odcinków.

Tab. 2. Waloryzacja wskaźników stanu populacji

Wskaźnik	Badana jednostka	Ocena*		
		FV	U1	U2
Populacja				
Liczebność	Stanowisko (odcinek) 50 m	≥50 duża (≥100 bardzo duża)	10–49 umiarkowana	<10 mała
	Stanowisko (odcinek) 100 m	≥100 duża (≥200 bardzo duża)	20–99 umiarkowana	<20 mała
	Obszar (500 m)	≥500 duża (≥1000 bardzo duża)	100–499 umiarkowana	<100 mała
Zagęszczenie	Stanowisko/obszar	≥10/10 m duże (≥20/10 m bardzo duże)	2–9,9/10 m średnie	<2/10 m małe
Rozkład	Stanowisko/obszar	71–100% równomierny (pokrycie duże/całkowite)	41–70% rozproszony (pokrycie średnie)	1–40% lokalny (pokrycie małe)

*FV – stan właściwy, U1 – stan niezadowolający, U2 – stan zły

Wskaźniki kardynalne

- brak

Ocena stanu populacji

Za każdą ocenę dla liczebności/zagęszczenia/rozkładu przyznajemy określoną liczbę punktów:

za FV – 2 punkty,

za U1 – 1 punkt,

za U2 – 0 punktów.

Ocena łączna dla populacji:

FV = 5–6 punktów,

U1 = 3–4 punkty,

U2 = 1–2 punkty.

Wskaźniki stanu siedliska

Tab. 1. Wskaźniki stanu siedliska trzepli zielonej

Wskaźnik	Miara	Sposób pomiaru/określenia
Siedlisko		
Siedlisko potencjalne	%	Udział procentowy siedliska potencjalnego w całej długości odcinka – szacunek eksperta
Siedlisko zasiedlone	%	Udział procentowy siedliska zasiedlonego w siedlisku potencjalnym
Klasa czystości wody	I–V	Pięciostopniowa powszechnie stosowana skala
Naturalność koryta	I–V	Pięciostopniowa skala, przyjęta na potrzeby monitoringu gatunku – szacunek eksperta*

* I – koryto w pełni naturalne (nie należy brać pod uwagę starych prostowań rzeki sprzed kilku dziesięciu i więcej lat, jeśli nie zmieniły one rzeki w kanał),

II – niewielkie i mało znaczące przekształcenia, jak np. wykładany płytami czy kamieniami brzeg i w wodzie sam skłon przybrzeżny, niewielkie urządzenia niezmieniające w sposób istotny przepływu wody,

III – umiarkowane, ale znaczące przekształcenia, tzn. takie, które już w sposób istotny pogarszają jakość siedliska na części (do 50%) stanowiska/obszaru, np. sztucznie całkowicie wyprostowana linia brzegowa (w stylu kanału) w połączeniu z wyłożeniem płytami i kamieniami całej strefy przybrzeżnej, urządzenia hydrotechniczne w sposób znaczący zmieniające przepływ wody (na wolny lub bardzo szybki); wybieranie osadów, zamulanie,

IV – duże, bardzo znaczące przekształcenia – takie, które w sposób istotny pogarszają jakość siedliska na całości lub większości (powyżej 50%) stanowiska/obszaru, np. sztucznie całkowicie wyprostowana linia brzegowa w połączeniu z wyłożeniem płytami i kamieniami całej strefy, urządzenia hydrotechniczne w sposób znaczący zmieniające przepływ wody (na wolny lub bardzo szybki), porty, przystanie, regularna interwencja człowieka, np. bagrowanie koryta, wybieranie osadów, zamulanie, spuszczenie mulistych osadów ze zbiorników powyżej;

V – całkowicie sztuczne koryto rzeki.

Wskaźnik **siedlisko potencjalne** pokazuje, jaka jest – w ocenie eksperta – podaż siedliska dogodnego dla gatunku. Zważywszy na dużą plastyczność ekologiczną trzepli zielonej, siedlisko potencjalne liczymy w ten sposób, że z badanego odcinka odejmujemy tylko długość brzegu całkowicie przekształconego (np. przez nadrzeczne urządzenia portowe, zabudowę hydrotechniczną, betonowe koryto ciekłu), a także fragmenty ciekłu o prawie stojącej wodzie i głęboko mulistych osadach, czy wysłane zwartymi kamieniami lub rumoszem skalnym.

Wskaźnik **siedlisko zasiedlone** pokazuje, jaka część dogodnego siedliska zostaje wykorzystana. Liczymy je w oparciu o wartości wskaźników siedlisko potencjalne i rozkład (pokrycie), przeliczanych na metry. Przy przyjętej metodyce kontroli – badanie pięciu pododcinków dla odcinka 100 m lub trzech dla 50 m – możliwe wartości rozkładu w m to 20, 40, 60, 80, 100 m (dla odcinków 100 m) i 16,7 m, 33,4 m, 50 m (dla odcinków 50 m).

Przykład:

Dane wyjściowe: Siedlisko potencjalne = 85%. Pokrycie = 60%

Przeliczamy te dane na długość w m. Jeśli jest to odcinek 100 m, to siedlisko potencjalne wynosi 85 m, a długość fragmentu, na którym znaleziono wylinki – 60 m. Ustawiamy proporcje:

85 m to 100% siedliska potencjalnego,

60 m to x % siedliska potencjalnego

$(60 \times 100) : 85 = 71\%$

Siedlisko zasiedlone stanowi więc 71% siedliska potencjalnego.

Najczęstsza jest sytuacja, że siedlisko potencjalne wynosi 100% badanego odcinka, wówczas określenie siedliska zasiedlonego nie wymaga dodatkowych obliczeń, jest bowiem równe rozkładowi (pokryciu).

Ważne jest określanie zarówno wskaźnika **siedlisko potencjalne**, jak i wskaźnika **siedlisko zasiedlone**, gdyż człowiek nie jest w stanie ocenić precyzyjnie warunków mikrosiedliskowych. Siedlisko zasiedlone mniejsze od potencjalnego może więc informować o mniej dogodnych warunkach mikrosiedliskowych, niż spodziewać by się można po ocenie siedliska potencjalnego, ale także o mniejszej populacji lokalnej.

Jakość wody zdaje się pełnić istotną dla gatunku rolę, ale dopiero w ostatnich klasach skali. Przy czym rzeczywisty czynnik decydujący o tym, a kryjący się pod tymi klasami, pozostaje jeszcze nierozpoznany.

Jeśli chodzi o **naturalność koryta** rzecznego, tylko duże przekształcenia koryta mają negatywne znaczenie dla gatunku. Należy podkreślić, że trzepla zielona jest w Polsce gatunkiem generalnie o dużej plastyczności ekologicznej. Z tego powodu zakres wskaźników możliwych u niej do zastosowania jest bardzo ograniczony.

Tab. 2. Waloryzacja wskaźników stanu siedliska dla stanowiska (odcinka) i obszaru

Wskaźnik/Ocena*	FV	U1	U2
Siedlisko			
Siedlisko potencjalne	80–100%	50–79%	<50%
Siedlisko zasiedlone	80–100%	50–79%	<50%
Klasa czystości wody**	I–III	IV	V
Naturalność koryta	I i/lub II	III	IV i/lub V

*FV – stan właściwy, U1 – stan niezadowolający, U2 – stan zły

**Dla obszaru, na którym odnotowano dwie klasy czystości wody i brakuje precyzyjnych danych (nie wiadomo, której klasy wody przeważały), należy podać klasę bardziej skorelowaną z określoną liczebnością i zagęszczeniem, np. mamy dobre wyniki liczbowe dla trzepli zielonej, a dwie klasy jakości wody, wtedy zdecydowanie wybieramy lepszą klasę.

Wskaźniki kardynalne

- brak

Ocena stanu siedliska

Za oceny dla poszczególnych wskaźników przyznajemy określoną liczbę punktów:

- za FV – 2 punkty,
- za U1 – 1 punkt,
- za U2 – 0 punktów.

Ocena łączna dla stanu siedliska:

- FV = 7–8 punktów,
- U1 = 5–6 punktów,
- U2 = 1–4 punkty.

Perspektywy zachowania

Ocena ekspercka, uwzględniająca aktualny stan populacji i siedliska gatunku oraz szanse utrzymania się populacji i siedliska w kontekście obserwowanych negatywnych oddziaływań i przewidywanych zagrożeń (wyraźne pogorszenie czystości wód – powyżej klasy IV, przekształcenia koryta rzecznego, zabudowa hydrotechniczna, zmiany poziomu i szybkości przepływu wody):

- FV = perspektywy bardzo dobre lub dobre,
- U1 = perspektywy przeciętne, czyli przyszłość rysuje się nieszczególnie lub niepewnie, istnieje zagrożenie, że stan się pogorszy lub mamy przekonanie, że niezadowolający stan obecny się utrzyma,
- U2 = perspektywy złe, stan ulegnie pogorszeniu lub przekonanie, że zły stan obecny się utrzyma.

Ocena ogólna stanu ochrony gatunku na stanowisku (odcinku)

Za każdy element składowy (ocena populacji, siedliska i perspektyw) oceniony na FV przyznaje się 2 punkty, na U1 – 1 punkt i na U2 – 0 punktów.

Sumaryczna liczba punktów przekłada się na następujące oceny:

- 5–6 punktów = FV
- 3–4 punkty = U1
- 1–2 punkty = U2

Uwaga: stanowisko nie powinno otrzymać oceny ogólnej FV, jeśli jego liczebność i zagęszczenie otrzymały U1 (byłoby to bowiem nielogiczne).

Jako dodatkową ocenę, wspomagającą powyższą ocenę ogólną stanowiska, przyjęto **ocenę wartości wyjściowej siedliska**. Bowiem niezależnie od wpływu człowieka – i potencjalnie zmieniających się wskaźników siedliska mówiących o jego degradacji/regeneracji – samo siedlisko może być ze swojej natury:

- optymalne dla gatunku,
- nieoptymalne, ale mieszczące się w granicach jego tolerancji,
- nieodpowiednie.

Składają się na to elementy niepodlegające zmianom lub podlegające wahaniom o charakterze naturalnym (np. w cyklu rocznym), takie jak: szerokość koryta, prędkość prze-

pływu wody, frakcje osadów mineralnych, głębokości itp. W związku z powyższym nie można tak samo oceniać populacji trzepli zielonej w rzece ze swojej natury optymalnej dla gatunku i takiej rzece, która mu nie odpowiada ze względów naturalnych. Populację musimy ocenić na miarę wyjściowego siedliska, a nie na miarę idealnego siedliska, na które w danym przypadku nie ma szans niezależnie od wpływu człowieka. Tak więc na stanowiskach z natury dalekich od optimum siedliskowego ocena ogólna stanu zachowania gatunku powinna być tłumaczona w pewnym stopniu poprzez ocenę wartości wyjściowej siedliska.

Na stanowiskach, gdzie ocena ogólna stanu ochrony gatunku jest właściwa (FV), badanie poszczególnych elementów i opracowywanie oceny wyjściowej siedliska nie jest konieczne. Natomiast jest ono niezbędne na stanowiskach, które otrzymują ocenę ogólną U1 i U2. W ten sposób dowiadujemy się i wyjaśniamy w dokumentacji, na ile ta gorsza ocena ogólna stanu ochrony gatunku wpływa z naturalnych właściwości siedliska, a na ile z wpływu człowieka.

Elementy oceny wartości wyjściowej siedliska

Wybrano 8 elementów. Dla pięciu z nich (tabela) stosuje się skalę gwiazdkową, według następującego schematu:

*** 3 gwiazdki – element siedliska optymalny dla gatunku,

** 2 gwiazdki – element siedliska w granicach tolerancji, ale nieoptymalny,

* 1 gwiazdka – element siedliska niekorzystny dla gatunku.

Lp.	Element (jednostka miary)	Ocena		
		***	**	*
1.	Szerokość koryta (m)	15–100	5–14 oraz 101–200	<5 oraz >200
2.	Głębokość w strefie przybrzeżnej (cm)	>30	10–30	<10
3.	Prędkość przepływu (m/s)	0,31–0,8	0,15–0,3 oraz 0,81–1	<0,15 oraz >1
4.	Udział frakcji osadów [#]	bardzo drobne osady <20% i/lub żwir <50%	bardzo drobne osady 20–40% i/ lub żwir 50–70%	bardzo drobne osady >40% i/lub żwir >70%
5.	Charakter strefy przybrzeżnej ^{##}	I	II	III

[#] Klasyfikacja frakcji osadów dennych

średnica ziarna

Głazy	>256 mm
Kamienie	16–256 mm
Żwir	2–16 mm
Gruby piasek	0,5–2 mm
Średni piasek	0,25–0,5 mm
Drobny piasek	0,125–0,25 mm
Bardzo drobne osady	<0,125 mm

Ważne są także udziały frakcji piasku (choć ich już nie oceniamy precyzyjnie), np. drobno- i średnioziarniste osady Warty z pewnością nie są tak korzystne jak zawierające więcej średniego i grubego piasku osady Bobru.

##Charakter strefy przybrzeżnej

- I – jednorodna korzystna dla *O. cecilia* (spore głębokości, wyraźny prąd, niemuliste osady), mozaikowata bez miejsc niekorzystnych dla *O. cecilia* (tj. miejsc zastoiskowych lub miejsc z większą ilością mułu, lub większych miejsc bardzo płytkich) lub pośrednia między tymi rodzajami, ale korzystna dla gatunku;
- II – strefa mozaikowata z miejscami niekorzystnymi dla gatunku – zastoiskowymi, lub bardzo płytkimi, lub z większą ilością mułu – na przemian z miejscami korzystnymi dla gatunku, oraz strefa pośrednia między jednorodną a mozaikowatą z podobnymi miejscami;
- III – strefa jednorodna zastoiskowa lub z większą ilością mułu, lub bardzo płytka.

Pozostałe trzy elementy oceny wartości wyjściowej mają znaczenie pomocnicze (sposób ich uwzględniania w ocenie końcowej wartości wyjściowej podany jest przy każdym z nich):

1. Rodzaj brzegu. Należy dodać jedną gwiazdkę do oceny, jeśli jest to brzeg erozyjny (choćby słabo erozyjny).
2. Stopień porośnięcia brzegów (strefy 10-metrowej szerokości) przez roślinność drzewiastą i krzewiastą. Należy dodać jedną gwiazdkę do oceny, jeśli $\geq 20\%$.
3. Zacienienie strefy przybrzeżnej. Należy odjąć jedną gwiazdkę od oceny, jeśli $\geq 80\%$.

Końcowa ocena wyjściowej wartości siedliska

≥ 14 gwiazdek – *** siedlisko optymalne

9–13 gwiazdek – ** siedlisko w granicach tolerancji, ale nieoptymalne

≤ 8 gwiazdek – * siedlisko niekorzystne dla gatunku.

Implikacje oceny wartości wyjściowej siedliska

- * (siedlisko niekorzystne) – przy ocenie ogólnej stanu ochrony gatunku należy zamieścić komentarz, że niska ocena ogólna jest rezultatem niesprzyjających gatunkowi, naturalnych dla cieków warunków siedliskowych, a ciek ten z punktu widzenia gatunku nie ma znaczenia dla krajowej populacji; wpływ działalności człowieka nie ma znaczenia dla obrazu populacji gatunku;
- ** (siedlisko w granicach tolerancji, ale nieoptymalne) – przy ocenie ogólnej stanu ochrony gatunku należy zamieścić komentarz, że obniżona ocena ogólna jest przynajmniej w części rezultatem niesprzyjających gatunkowi, naturalnych dla cieków warunków siedliskowych; następnie w zależności od obrazu rzeki i populacji, możemy dodać, że wpływ działalności człowieka nie jest tu decydujący dla stanu zachowania gatunku (np. na Drawie) lub że jest jednak decydujący dla stanu zachowania gatunku (np. na Narwi).
- *** (siedlisko optymalne) – przy ocenie ogólnej stanu ochrony gatunku należy zamieścić komentarz, że obniżona ocena ogólna jest rezultatem działalności człowieka, a nie warunków naturalnych.

Uwaga: Ocenę wyjściową siedliska wystarczy przeprowadzić jednorazowo i stosować ją przy każdym kolejnym etapie monitoringu do ewentualnej modyfikacji oceny ogólnej stanu zachowania na stanowisku.

Ocena ogólna stanu ochrony gatunku na obszarze

Za każdy element składowy (ocena populacji, siedliska i perspektyw) oceniony na FV przyznaje się 2 punkty, na U1 – 1 punkt i na U2 – 0 punktów.

Sumaryczna ocena punktowa przekłada się na następujące oceny:

5–6 punktów = FV

3–4 punkty = U1

1–2 punkty = U2

Uwaga: Obszar nie powinien otrzymać oceny ogólnej FV, jeśli jego liczebność i zagęszczenie otrzymały U1 (byłoby to bowiem nielogiczne).

W przypadku ocen U1 i U2 należy przeprowadzić ocenę wartości wyjściowej siedliska podobnie jak dla poziomu stanowiska. Bowiem gorsza ocena ogólna stanu ochrony gatunku (U1, U2) podlega wyjaśnieniu poprzez ocenę wartości wyjściowej siedliska.

Implikacje oceny wartości wyjściowej siedliska

- * (siedlisko niekorzystne) – przy ocenie ogólnej stanu ochrony gatunku należy zamieścić komentarz, że niska ocena ogólna jest rezultatem niesprzyjających gatunkowi, naturalnych dla cieku warunków siedliskowych, a ciek ten z punktu widzenia gatunku nie ma znaczenia dla krajowej populacji; wpływ działalności człowieka nie ma znaczenia dla obrazu populacji gatunku;
- ** (siedlisko w granicach tolerancji, ale nieoptymalne) – przy ocenie ogólnej stanu ochrony gatunku należy zamieścić komentarz, że obniżona ocena ogólna jest przynajmniej w części rezultatem niesprzyjających gatunkowi, naturalnych dla cieku warunków siedliskowych; następnie w zależności od obrazu rzeki i populacji, możemy dodać, że wpływ działalności człowieka nie jest tu decydujący dla stanu ochrony gatunku lub że jest jednak decydujący dla stanu zachowania gatunku.
- *** (siedlisko optymalne) – przy ocenie ogólnej stanu ochrony gatunku należy zamieścić komentarz, że obniżona ocena ogólna jest rezultatem działalności człowieka, a nie warunków naturalnych

Ocena pomocnicza

Oceniając stan ochrony gatunku na obszarze, opieramy się na uśrednionych wartościach wskaźników stanu populacji i stanu siedliska z poszczególnych odcinków-stanowisk. W efekcie może się zdarzyć, że ogólna ocena dla obszaru wypadła lepiej niż mogłoby to wynikać z „sumowania” ocen ogólnych stanu ochrony gatunku z poszczególnych stanowisk. Gubi się więc nie najlepszą sytuację lokalną, np. ocena ogólna obszaru wychodzi FV, a oceny ogólne jego stanowisk były następujące: FV, FV, FV, U1, U1, U1, U2. Widać tu poważny rozrzut ocen. Dlatego do zweryfikowania poprawności otrzymanej oceny ogólnej obszaru należy zastosować porównawczą ocenę pomocniczą, czyli coś w rodzaju średniej z ocen ogólnych stanowisk. Oblicza się ją następująco:

Obszar zawiera 7 stanowisk, FV ze stanowiska daje 2 punkty, U1 – 1 punkt. Łączna liczba punktów 11–14 oznacza ocenę pomocniczą obszaru FV, 5–10 punktów – U1, 1–4 punkty – U2.

W razie rozbieżności pomiędzy oceną ogólną stanu ochrony gatunku na obszarze a oceną pomocniczą obszaru, sumę punktów ze skali pomocniczej wpisujemy w karcie obserwacji w polu „uwagi”, zatytułowując ją: ocena pomocnicza. Jeśli ocena ogólna obszaru wypada FV, a ocena pomocnicza U1, wówczas ekspert:

- ma prawo (ale nie ma obowiązku) obniżyć końcową ocenę ogólną stanu zachowania gatunku na obszarze do U1, jeśli ocena pomocnicza wypadła na 10 punktów, ale w polu „uwagi” musi to uzasadnić;
- ma obowiązek obniżyć końcową ocenę ogólną do U1, jeśli ocena pomocnicza wypadła na 9 lub mniej punktów i też powinien to uzasadnić;
- podobne zasady należy wprowadzić na granicy U1 i U2.

Podobnie ekspert ma prawo podwyższyć ocenę ogólną obszaru, jeśli ocena pomocnicza wychodzi wyższa od oceny ogólnej, np. podstawowa ocena ogólna U1, a pomocnicza FV.

3. Opis badań monitoringowych

Wybór powierzchni monitoringowych i ich sugerowana wielkość

Poprzez monitorowany „obszar” rozumiana jest określona rzeka lub jej dłuższy fragment. W obrębie każdego obszaru badane jest w sumie 500 m. Składa się na nie 7 stanowisk, czyli odcinków:

- 3 odcinki o długości 100 m każdy,
- 4 odcinki o długości 50 m każdy.

W przypadku trudności związanych ze znalezieniem odcinka lub jego eksploracją (trudne warunki terenowe, niedostępność brzegu dla kontroli), możliwe jest przebadanie 6 odcinków ($4 \times 100 + 2 \times 50$). Suma długości odcinków zawsze powinna się równać 500 m. Odcinki muszą być od siebie odległe minimum o 1 km, jednak wskazane byłoby rozrzucić je na trochę większej długości. Z całością najlepiej zmieścić się w 20–70 km rzeki.

Liczba odcinków, ich długość i rozrzucenie w terenie gwarantują uzyskanie dobrej, reprezentatywnej próby przy możliwym do zaakceptowania i wykonalnym wkładzie czasowym i siłowym.

Wybierając obszar i stanowiska, należy unikać źródłowych odcinków strumieni oraz cieków bardzo wolno płynących z mulistym podłożem. Tego rodzaju wybór byłby już u swych podstaw chybiony ze względu na odmienne wymagania siedliskowe gatunku. Jeśli to możliwe, lepiej wybierać odcinki w różnym otoczeniu – las, łąka/pastwisko, zarośla, może nawet jakiś fragment zmieniony przez urządzenia hydrotechniczne – aby uchwycić liczebność gatunku w różnych warunkach siedliskowych. Jednak nie jest to czynnik najważniejszy, najistotniejsza jest bowiem reprezentatywność otoczenia: jeżeli rzeka jest ogólnie śródlęśna, powinny przeważać leśne odcinki badane. Na wyznakowanie odcinków składają się trzy czynności:

- ustalenie koordynatów początku i końca badanego odcinka przy użyciu GPS, zapewni to możliwość powtórzenia badań monitoringowych w tym samym miejscu w przyszło-

ści. Ponieważ pomiar GPS-em nie zawsze jest idealnie dokładny (przeszkody terenowe), zatem warto także odnotowywać charakterystyczne elementy terenowe pomocne w określeniu dwóch końców odcinka;

- wyznakowanie końców odcinków w terenie, np. kolorową farbą w sprayu, aby móc przeprowadzić drugą kontrolę idealnie na tym samym odcinku;
- oznakowanie odcinków na szczegółowych mapach (1:10 000 lub 1:25 000); możemy je wykonać także w fazie opracowywania materiałów.

Podstawowa krajowa sieć monitoringu trzepli zielonej powinna obejmować minimum 9 obszarów:

- Drawa z Płociczną (Drawieński Park Narodowy),
- Pasłęka (środkowa),
- Narew (środkowa),
- Warta (środkowa),
- Bóbr (dolny),
- Nysa Kłodzka (dolna, do ujścia),
- Pilica (środkowa),
- Nida (górna),
- Bug (środkowy).

Szczegóły odnośnie do lokalizacji dotąd kontrolowanych obszarów dostępne są w Instytucie Ochrony Przyrody PAN w Krakowie. Jednak monitoring na poziomie lokalnym, przydatny także do ocen krajowych, można jak najbardziej prowadzić także na innych ciekach krajowych.

Sposób wykonywania badań

Badanie wskaźników stanu populacji

Wytyczne ogólne

Przyjęta metodyka zbioru materiału jest stosunkowo łatwa technicznie. Ze względu na swoją żmudność wymaga jednak dużej cierpliwości i staranności. Pośpiech jest wysoce niewskazany, może doprowadzić do kompletnego zafałszowania obrazu. Zaleca się, aby osoba przystępująca do zbioru wylinek przetestowała i przeciwoczyła wpierw swoją spostrzegawczość na odcinku kontrolnym, kontrolując go dwukrotnie, raz po razie. W ten sposób nauczy się wypatrywania wylinek i wyłapie ewentualne błędy, które popełnia. Do tych celów można posłużyć się także – w początkowej fazie zbioru – drugą osobą idącą za pierwszą i zbierającą pominięte wylinki.

Wskazane jest, aby zbiór wylinek prowadziły dwie osoby pracujące równolegle. W takim przypadku ilość czasu potrzebna na jednorazową kontrolę całego obszaru – wraz z zebraniem danych do oceny wyjściowej siedliska – kształtuje się w granicach 2–3 dni. Na dwie przewidziane metodyką kontrole należy więc liczyć 4–6 dni. Gdyby całość badań wykonywała jedna osoba, czas ten ulega podwojeniu (8–12 dni), co może okazać się bardzo wyczerpujące.

Wybór pododcinków

Zbiorem można objąć całą długość każdego odcinka. Jednak oznacza to dużo większy nakład pracy, możliwe jest więc w przypadku dysponowania minimum 3–4-osobowym zespołem. Doświadczenie wskazuje, że zupełnie wystarczające jest objęcie zbiorem 50–60% długości odcinka i na tej podstawie wykonanie ekstrapolacji na całą długość odcinka. Przyjęto, że na odcinku 50-metrowym zbiorem obejmujemy 3 pododcinki 10-metrowe (czyli 30 m), a na odcinku 100-metrowym 5 pododcinków 10-metrowych (50 m). Pododcinki najlepiej wybieramy w ten sposób, aby były od siebie oddzielone pododcinkami niekontrolowanymi (10 m tak, 10 m nie itd.). Jednak w przypadku trudności z dostępem do brzegu, można do kontroli wziąć dwa pododcinki graniczące ze sobą. Przy pierwszej kontroli konieczne należy zapisać jednoznacznie, które pododcinki kontrolowano, tak aby drugą kontrolę wykonać dokładnie na tych samych pododcinkach.

Zbiór wylinek

Zbiór wylinek prowadzimy na:

- roślinach wyrastających z wody,
- roślinach porastających ląd,
- kijach, gałęziach wystających z wody czy leżących na brzegu,
- pniach drzew przybrzeżnych,
- gołej ziemi.

Zdecydowanie najłatwiej prowadzić zbiór od strony wody, jeżeli tylko pozwala na to strefa przybrzeżna (głębokości, podłoże). Zbiór od strony lądu, często na ukośnym czy stromym brzegu, jest trudniejszy i pochłania więcej sił i czasu.

W wodzie z reguły sięgamy kontrolą do 1–1,5 m od brzegu, rzadko dalej (często warunki na to nie pozwalają). Tylko w bardzo płytkich ciekach z leżącymi drzewami, gdzie wylinki występują na dużej części szerokości koryta, zbiorem sięgamy do 5 m od linii brzegowej. Z kolei na lądzie tylko rzadko – gdy brzeg jest pozbawiony wyższej roślinności – można znaleźć wylinki do 3 m od linii brzegowej. Zdecydowana większość znajduje się do 1,5 m od linii brzegowej i taki zasięg penetracji jest przeważnie wystarczający.

Najwięcej wylinek trzepli zielonej można znaleźć blisko wody (por. także Tończyk 2007). Wychodzące z wody osobniki zatrzymują się bowiem najczęściej na pierwszej linii przeszkód – w rodzaju wyższych roślin, korzeni czy gałęzi – i nie wspinają się z reguły wysoko. Z reguły jest to kilka–kilkadziesiąt cm, ale na pniach drzew należy sprawdzić do 1,5 metra wysokości. Tak więc, gdy linii brzegowej towarzyszy zwarta ściana roślinności nad lądem, nie ma sensu penetrowanie jej głębiej jak 1 m. Gdy taka „ściana” wyrasta już z wody, warto „zanurkować” w nią przynajmniej do linii brzegu. W rzeczywistości prawie każda rzeka jest inna pod tym względem i jest to sprawa wyczucia zbierającego po kilku pierwszych metrach pracy.

Bardzo ważne jest sprawdzanie ziemi i powierzchni wody. Często wylinki splukane deszczem, strącone wiatrem czy naszymi poszukiwaniami leżą na ziemi lub pływają na powierzchni wody. Zwłaszcza podczas drugiej kontroli procent wylinek „naziemnych” jest wysoki.

Należy brać każdą wylinkę, która ma rząd mniejszych czy większych kolców wzdłuż grzbietu. Wylinki zbieramy do pojemników. Najlepiej egzamin zdają tzw. moczwki. Każ-

dy pododcinek powinien mieć swój pojemnik (zaetykietowany zaraz po zbiorze w terenie). Pojemniki te po powrocie do bazy pozostawiamy otwarte na kilka dni, aby wylinki wyschły. Nie wolno przetrzymywać zamkniętych pojemników przez noc, gdyż mokre wylinki w zamkniętym pojemniku już po jednej nocy szybko zachodzą pleśnią.

Badanie wskaźników stanu siedliska

Niezbędne elementy odnotowujemy na specjalnej roboczej karcie danych terenowych (por. wzór poniżej). Przy ocenie, jaki procent długości odcinka może być zasiedlony przez gatunek (siedlisko potencjalne), za fragmenty nienadające się do zasiedlania możemy uznać: brzeg całkowicie przekształcony (np. betonowy wchodzący głęboko do wody), nadrzeczne urządzenia portowe, zabudowę hydrotechniczną (jazy, tamy etc.), odcinki o prawie stojącej wodzie i głębokomulistych osadach czy fragmenty koryta wysłane rumoszem kamienistym lub skalnym.

Gromadzimy także dane siedliskowe niezbędne do oceny wartości wyjściowej siedliska:

- **szerokość koryta** w m (pomiar z dokładnej mapy 1:10 000 albo przybliżony, według naszej oceny, w terenie), możemy podawać z dokładnością 5 lub 10 m;
- **głębokość w strefie przybrzeżnej** w cm; mierzona na odcinku 100 m w 10 punktach (i potem uśredniana ze wszystkich pomiarów łącznie), na odcinku 50 m w 5 punktach (i potem uśredniana); w każdym punkcie w dwóch odległościach od brzegu – 0,5 m oraz 1,5 m (na tyle na ile można sięgnąć);
- **prędkość przepływu** w m/s; na każdym odcinku 100-metrowym wybieramy dwa pododcinki po 10 m, a na 50-metrowym przynajmniej 1 pododcinek (najlepiej pododcinki obfitujące w wylinki); na każdym pododcinku rzucamy po 2 korki (w sumie więc 2 lub 4 korki na odcinek) na odległość 3–5 m od brzegu (jeśli jest roślinność przybrzeżna to 2 m za nią), tak żeby spadł na wysokości początku odcinka i mierzymy stoperem czas przepływu;
- **osady**, udział procentowy głównych frakcji według skali; pobieramy po dwie moczówki osadu z każdego odcinka, ze strefy obfitującej w wylinki, z odległości 1–1,5 m od brzegu (czepakiem z gazy młynskiej lub rurką, w ostateczności innym sposobem zapewniającym pobranie całości osadu), nie tylko osad z samego wierzchu, ale najlepiej o miąższości kilku cm; osady po powrocie do bazy wysypujemy na plastikowe tacki (np. naczynia jednorazowe, zaetykietowane!) i pozostawiamy na tydzień, aby wyschły, dopiero po wyschnięciu nadają się do analizy frakcyjnej, tę analizę najlepiej zlecić odpowiedniej placówce (laboratoria na uczelniach, WIOŚ);
- **charakter strefy przybrzeżnej**, oceniamy na podstawie zróżnicowania morfologicznego linii brzegowej i dna rzeki oraz pokrycia roślinnością zanurzoną i wynurzoną, elementy te warto krótko opisać;
- **rodzaj brzegu** (erozyjny/akumulacyjny, wysoki, niski, płaski, pochyły, stromy);
- **stopień porośnięcia brzegów** (strefa 10-metrowej szerokości) przez roślinność drzewiastą i krzewiastą w procentach; element ten informuje o mozaikowości obrzeży;
- **zacienienie strefy przybrzeżnej** w procentach; mierzone jako rzut krzewów i drzew mniej więcej w godzinach południowych, prowadząc badania o innych porach dnia, trzeba wspomóc się, teoretycznie sytuując słońce wysoko, na południu.

Dokumentacja zdjęciowa

Wykonujemy kilka zdjęć na każdym badanym odcinku. Dokumentujemy ogólny plan odcinka i charakterystyczne cechy siedliska, np. zwieszające się wierzby, leżące pnie, erozyjny brzeg.

Opracowywanie materiału

Odcinek-stanowisko

- oznaczanie wylinek do gatunku. Wylinki są delikatne. Można nimi manipulować, trzymając je palcami lub delikatną pincetką. Warto przygotować sobie: papier milimetrowy (do pomiaru długości korpusu wylinki), dobrą lupę (jeszcze lepiej binokular ze światłem), igiełkę lub podobny przyrząd (do uwidocznienia kolców bocznych na 6 segmencie). Przebieg oznaczania gatunku podano w rozdziale „opis gatunku”. Po nabraniu pewnej wprawy, oznaczanie postępuje bardzo szybko;
- zanotowanie, na ilu pododcinkach danego odcinka znaleziono wylinki trzepli zielonej;
- zliczenie wylinek ze wszystkich badanych pododcinków z obu kontroli;
- ekstrapolacja liczby wylinek na całkowitą długość odcinka (30 m na 50 m, 50 m na 100 m); zrozumiałe jest, że jeżeli wybrano opcję zbioru na całych odcinkach, ekstrapolacja jest niepotrzebna;
- wyliczenia wartości zagęszczenia, rozkładu, siedliska zasiedlonego;
- ocena naturalności cieku na podstawie zgromadzonych w terenie danych;
- wyszukanie danych o klasie czystości wody (możliwe źródła: PIOŚ, RZGW itp.); wykorzystujemy dane z najbliższego punktu pomiarowego;
- wypełnienie formularza monitoringowego (karta dla stanowiska) i wyliczenie oceny ogólnej stanu zachowania gatunku;
- wysuszenie i przekazanie osadów do analizy frakcyjnej do odpowiedniej placówki wykonującej takie analizy;
- wyliczenie i wpisanie na formularzu stanowiska wyjściowej wartości siedliska (elementy składowe i ocena łączna) i ewentualnego komentarza z nią związanego do oceny ogólnej;
- zgromadzenie kompletnej dokumentacji (formularze, zdjęcia, mapy).

Obszar

- zsumowanie liczby wylinek znalezionych na obszarze;
- ekstrapolacja liczby wylinek na całkowitą długość obszaru (500 m); niepotrzebna, gdy prowadziliśmy zbiór na całej długości;
- wyliczenie wartości zagęszczenia, rozkładu, siedliska potencjalnego, siedliska zasiedlonego;
- naturalność cieku i klasę wody możemy podawać jako zakres lub jako obraz przeciętny ze stanowisk;
- wypełnienie formularza monitoringowego (formularz dla obszaru) i wyliczenie łącznej oceny ogólnej stanu zachowania gatunku;

- wyliczenie i wpisanie na formularzu obszaru wyjściowej wartości siedliska (dla mierzalnych elementów wyliczenie średniej wartości ze stanowisk, dla niemierzalnych przyjęcie przeciętnego obrazu z odcinków) i ewentualnego komentarza z nią związanego do oceny ogólnej;
- wyliczenie porównawczej oceny pomocniczej (jako średniej ocen z odcinków-stanowisk) i porównanie jej z oceną ogólną oraz ewentualna modyfikacja tej ostatniej;
- przygotowanie komentarza podsumowującego;
- zgromadzenie kompletnej dokumentacji (formularze, zdjęcia, mapy, komentarz).

Termin i częstotliwość badań

Na każdym stanowisku – odcinku rzeki/cieku przeprowadzane są dwie kontrole:

- pierwsza w terminie 1–10 czerwca; w przypadku wczesnej i ciepłej wiosny lub cieków prowadzących wody ciepłe, kontrolę można przeprowadzić już w ostatnich 2–3 dniach maja; w przypadku długiej i ostrej zimy lub cieków o szybkim prądzie, prowadzących wody chłodne można opóźnić kontrolę do 12–15 czerwca
- druga minimum 14 dni później, w drugiej lub trzeciej dekadzie czerwca (częściej trzecia dekada jest korzystniejsza), a najpóźniej w pierwszej pentadzie lipca.

Wybór terminu podyktowany jest lokalizacją i charakterem rzeki. Dotychczasowe doświadczenia wskazują, że:

- dla rzek środkowego pasa niżu (Polska zachodnia i środkowa) lepsze są terminy wcześniejsze,
- dla wschodniej Polski generalnie lepsze są terminy późniejsze,
- dla rzek niosących wody z pogórzy (nawet, jeśli badamy je już daleko na niżu, np. Bóbr), jak i dla szybko płynących rzek Pomorza, najlepsze są terminy najpóźniejsze.

Badania monitoringowe powinny być prowadzone z częstotliwością co 6 lat.

Sprzęt i materiały do badań

- taśma miernicza (im dłuższa, tym lepiej, niezbędna do wyznaczenia odcinka i pododcinków),
- farba w sprayu, potrzebna do wyznakowania dwóch końców odcinka w terenie,
- GPS do określenia współrzędnych geograficznych początku i końca każdego odcinka,
- kalosze i/lub wodery do prowadzenia zbioru z wody; w wielu miejscach wystarczające są zwykłe kalosze, jednak również często niezbędne są wodery (minimum do pasa),
- pojemniki na wylinki (np. moczówki),
- kij od szczotki (lub podobne narzędzie) do mierzenia głębokości – wyskalowany wodoodpornym oznaczeniem co 10 cm (50 cm, 100 cm na czerwono, pozostałe wartości na czarno),
- pojemniki na osady (moczówki, 2–4 na odcinek),
- korki (z korka, średniej wielkości, 2–4 na odcinek),
- stoper (np. w komórce).

Niezależnie od standardowej karty obserwacji gatunku na stanowisku i obszarze (wypełnianej na końcu procedury opracowywania rezultatów) zaleca się stosowanie dodatkowej roboczej karty zapisu danych zbieranych w terenie, której wzór zamieszczono poniżej.

Robocza karta obserwacji gatunku – trzepla zielona
Strona A
Nazwa stanowiska
Lokalizacja stanowiska (najbliższa miejscowość, inny punkt charakterystyczny, odległość od niego)
Współrzędne końców odcinka (GPS: długość, szerokość geograficzna, wysokość n.p.m.)
Informacje o ewentualnych charakterystycznych cechach końców odcinka (ułatwiających ich lokalizację w przyszłości)
Brzeg rzeki (który)
Długość odcinka
Badane pododcinki 10-metrowe (które i od której strony patrząc)
Ocena udziału siedliska potencjalnego w całej długości odcinka
Ogólny opis siedliska (woda i ląd)
Zauważone inne walory przyrodnicze
Uwagi

Strona B
dane siedliskowe do oceny wartości wyjściowej siedliska
Szerokość koryta w m (z dokładnością 5 lub 10 m)
Głębokość w strefie przybrzeżnej w cm, mierzona w każdym punkcie w dwóch odległościach od brzegu – 0,5 m oraz 1,5 m (na tyle na ile można sięgnąć); na odcinku 100 m w 10 punktach, na odcinku 50 m w 5 punktach; 1a 1b 2a 2b 3a 3b 4a 4b 5a 5b /// 6a 6b 7a 7b 8a 8b 9a 9b 10a 10b
Prędkości przepływu w m/s; na każdym odcinku 100-metrowym dwa 10-metrowe pododcinki, a na 50-metrowym 1 pododcinek, na każdym pododcinku po 2 korki na odległość 3–5 m od brzegu (jeśli jest roślinność przybrzeżna to 2 m za nią), tak żeby spadek na wysokości początku odcinka i mierzymy stoperem czas przepływu, 1a 1b /// 2a 2b
Charakter strefy przybrzeżnej: oceniaamy na podstawie zróżnicowania morfologicznego brzegu i dna rzeki oraz pokrycia roślinnością zanurzoną i wynurzoną (opis słowny)
Rodzaj brzegu (erozyjny/akumulacyjny, wysoki, niski, płaski, pochyły, stromy)
Stopień porośnięcia brzegów przez roślinność drzewiastą i krzewiastą w procentach (strefa 10-metrowej szerokości)
Zacienienie strefy przybrzeżnej (do 5 m od brzegu) w procentach (mierzone jako rzut krzewów i drzew mniej więcej w godzinach południowych)

4. Przykład wypełnionej karty obserwacji gatunku dla stanowiska

Karta obserwacji gatunku dla stanowiska	
Kod gatunku	Wpisać kod gatunków wg Dyrektywy Siedliskowej 1037
Nazwa gatunku	Nazwa polska, łacińska, autor wg aktualnie obowiązującej nomenklatury Trzepla zielona <i>Ophiogomphus cecilia</i> (Geoffroy in Fourcroy, 1785)
Kod obszaru	Wypełnia instytucja koordynująca
Nazwa obszaru	Nazwa obszaru monitorowanego Warta
Kod stanowiska	Wypełnia instytucja koordynująca
Nazwa stanowiska	Nazwa stanowiska monitorowanego Olchowo
Obszary chronione, na których znajduje się stanowisko	Natura 2000, rezerваты przyrody, parki narodowe i krajobrazowe, użytki ekologiczne, stanowiska dokumentacyjne, ochrona strefowa gniazd itd. Natura 2000: Obszar Ostoja Nadwarciańska PLH 300009 Nadwarciański Park Krajobrazowy
Współrzędne geograficzne dwóch końców odcinka	Podać współrzędne geograficzne (GPS) stanowiska 52°11'..." N 17°58'..." E 52°11'..." N 17°58'..." E
Wysokość n.p.m.	Podać wysokość n.p.m. stanowiska lub zakres od... do... 76 m
Długość odcinka badawczego (brzeg badany)	100 m (brzeg południowy)
Charakterystyka siedliska gatunku na stanowisku	• ogólny charakter ciek: rzeka – mała (szerokość do 30 m), średnia (31–100 m), duża (>100 m), strumień, kanał) • morfologiczny typ rzeki (roztokowa, anostomozująca, meandrująca, sinusoidalna, wyprostowana (naturalnie), wyprostowana (sztucznie); do określenia typu należy wziąć pod uwagę ok. kilometrowy odcinek rzeki, w ramach którego znajduje się badany odcinek) • stopień przekształcenia rzeki • typ krajobrazu (pierwotny, naturalny, seminaturalny – kulturowy (rolnictwo ekstensywne z elementami naturalnymi), antropogeniczny – rolniczy intensywny, wiejski, zurbanizowany, przemysłowy) • charakter otoczenia (jednorodne, mozaikowate, pośrednie, ogólnie łąki, lasy, pastwiska etc); typ siedliska przyrodniczego (jeśli możliwy do ustalenia/znany): kod siedliska przyrodniczego • elementy siedliska (określenia zgeneralizowane lub rząd wielkości): typ brzegu (erozyjny, akumulacyjny; pionowy, pionowy z podstawą, stromy (>45°), łagodny, wielostopniowy), zróżnicowanie morfologiczne linii brzegowej i dna koryta, głębokości w strefie przybrzeżnej, prędkości przepływu (ogólne lub w odległości 2–5 m od brzegu), charakter osadów dennych • zbiorowisko roślinne lub opisowo dominujące gatunki roślinne, obecność i obfitość roślinności zanurzonej, nimfeidów oraz roślinności wynurzonej • zasobność i stan siedliska gatunku • średnia rzeka nizinna • typu sinusoidalnego • w niewielkim stopniu przekształcona • płynąca w krajobrazie płaskim, dolinnym • seminaturalnym, kulturowym (rolnictwo ekstensywne) • otoczeniu mozaikowatym (łąki, krzewy, szpalery i kępy drzew, bujne ziołorośla)

Charakterystyka siedliska gatunku na stanowisku	- o reżimie wodnym roztopowo-deszczowym - slabo zróżnicowanej morfologicznie linii brzegowej, - średnim zróżnicowaniu morfologicznym dna koryta, - brzegach erozyjnych, stromych z podstawą i akumulacyjnymi, niskich, łagodnych - zróżnicowanych głębokościach w strefie przybrzeżnej, od 10 do 120 cm (średnia głębokość 55 cm) - umiarkowanych prędkościach przepływu w strefie przybrzeżnej rzędu 0,3 m/s - osadach dennych piaszczystych (w przewodzie drobnopiaszczystych) z niewielką domieszką organiczną - z ubogą, prawie nieobecną roślinnością zanurzoną - oraz obecną lokalnie, w umiarkowanych ilościach, roślinnością wynurzoną <i>Phalaridetum arundinaceae</i> - siedliska gatunku dobrze zachowane, obecne na całej długości odcinka
Informacje o gatunku na stanowisku	<i>Syntetyczne informacje o występowaniu gatunku na stanowisku (zwłaszcza ostatnie stwierdzenia), dotychczasowe badania i inne istotne fakty</i> Gatunek dotąd nieznan z tego stanowiska (brak badań) W świetle bieżących badań: gatunek liczny, stan populacji dobry
Ostatnia weryfikacja w terenie	<i>Data ostatniej potwierdzonej obserwacji gatunku na stanowisku</i> Tylko obserwacje bieżące: 30.05.2007 oraz 27.06.2007
Obserwator	<i>Imię i nazwisko eksperta lokalnego odpowiedzialnego za stanowisko</i> Rafał Bernard
Daty obserwacji	<i>Daty wszystkich obserwacji</i> 30.05.2007 oraz 27.06.2007
Data wypełnienia	<i>Data wypełnienia formularza przez eksperta</i> 12.10.2007
Data wpisania	<i>Data wpisania do bazy danych – instytucja koordynująca</i>
Data zatwierdzenia	<i>Data zatwierdzenia przez osobę upoważnioną – instytucja koordynująca</i>

Stan ochrony gatunku na stanowisku			
Wskaźniki	Wartość wskaźnika i komentarz		Ocena
Populacja			
Liczebność	<i>liczba wylinek (długość odcinka badanego), np. 89 (100 m), 41 (50 m)</i> 172 wylinki (100 m)		FV
Rozkład (pokrycie)	<i>procent zasiedlonych odcinków o długości 10 m pośród odcinków badanych</i> 100%		FV
Zagęszczenie	<i>średnia liczba wylinek na 10 m badanej strefy brzegowej</i> 17,2 wylinki /10 m		FV

Siedlisko			
Siedlisko potencjalne	udział procentowy siedliska potencjalnego w całej długości odcinka 100%	FV	FV
Siedlisko zasiedlone	udział procentowy siedliska zasiedlonego w siedlisku potencjalnym 100%	FV	
Klasa czystości wody	Określić klasę czystości wody w 5 stopniowej skali IV (wartości klasy III przekraczają tylko nieliczne wskaźniki)	U1	
Naturalność koryta rzecznego	określić stopień naturalności w pięciostopniowej skali, przyjętej na potrzeby monitoringu gatunku (procent długości odcinka, której dana klasa dotyczy) I, 100%	FV	
Perspektywy zachowania	Perspektywy utrzymania się gatunku na stanowisku w kontekście utrzymania się populacji oraz dostępności odpowiedniego siedliska w obliczu istniejących i potencjalnych zagrożeń, a także innych informacji, np. własnych wcześniejszych danych - poza jakością wody brak znaczących negatywnych oddziaływań i przewidywanych zagrożeń. Jednak obecny stan wody zdaje się tylko w niewielkim stopniu wpływać na populację, a stan wód Warty ulega w ostatnich latach systematycznej poprawie, - korzystny jest wpływ naturalnych procesów kształtowania koryta i przepływu rzeki (erozja) - w tym kontekście perspektywy rysują się korzystnie	FV	
Ocena ogólna			FV

Ocena wartości wyjściowej siedliska: dla poszczególnych elementów należy przyznać od jednej do trzech gwiazdek: *** sprzyjający gatunkowi, ** w granicach tolerancji, ale nieoptymalny, * niesprzyjający gatunkowi. Kończącą ocenę wartości wyjściowej należy wziąć pod uwagę w komentarzu do oceny ogólnej stanu ochrony gatunku.

Oceny wartości wyjściowej siedliska			
Elementy	Wartość elementu i komentarz		Ocena
Siedlisko			
Szerokość koryta	50 m	***	***
Średnia głębokość wody w strefie przybrzeżnej	55 cm	***	
Prędkość przepływu w odległości 2–5 m od brzegu	0,31 m/s	***	
Fracje osadów dennych	w procentach kilku podstawowych frakcji osadu mineralnego: kamienie, żwir, gruby piasek, średni piasek, drobny piasek, bardzo drobny piasek żwir 1,7% gruby piasek 3,0% średni piasek 7,2% drobny piasek 78,7% bardzo drobne osady 9,4%		

Charakter strefy przybrzeżnej	Trójstopniowa skala: mozaikowata, pośrednia, jednorodna pośrednia (umiarkowanie zróżnicowana) korzystna dla gatunku	***	***
Rodzaj brzegu	erozyjny, dość niski, stromy, stopniowany z podstawą		
Stopień porośnięcia brzegów (szerokość 10 m) przez roślinność drzewiastą i krzewiastą (mozaikowość strefy lądowej)	0% bezpośrednie otoczenie słabo zróżnicowane		
Zacienienie 5-metrowej strefy przybrzeżnej	0%		

Lista najważniejszych aktualnych i przewidywanych oddziaływań (zagrożeń) na gatunek i jego siedlisko na badanym stanowisku (w tym aktualny sposób użytkowania, planowane inwestycje, planowane zmiany w zarządzaniu i użytkowaniu); kodowanie oddziaływań/zagrożeń zgodne z Załącznikiem E do Standardowego Formularza Danych dla obszarów Natura 2000; wpływ oddziaływania: „+” – pozytywny, „-” – negatywny, „0” – neutralny; intensywność oddziaływania: A – silna, B – umiarkowana, C – słaba

Aktualne oddziaływania				
Kod	Nazwa działalności	Intensywność	Wpływ	Syntetyczny opis
220	Wędkarstwo	C	-	Używanie dużych ilości zanęty, wpływ, acz minimalny, na jakość wody
701	Zanieczyszczenia wód	B/C	-	odcinek rzeki z wodą o nienajlepszej jakości, jednak tylko minimalnie i w niewielkich wskaźnikach przekraczającej próg klasy III, stąd wpływ tego oddziaływania wydaje się być niewielki i malejący w ostatnich latach
900	erozja	B	+	charakter rzeki zapewnia dużą intensywność procesów erozyjno-akumulacyjnych, a co za tym idzie – zachowanie naturalnego charakteru rzeki;

Zagrożenia (przyszłe, przewidywane oddziaływania)				
Kod	Nazwa	Intensywność	Wpływ	Syntetyczny opis
220	Wędkarstwo	C	-	Używanie dużych ilości zanęty, wpływ, acz minimalny, na jakość wody
701	Zanieczyszczenia wód	B/C	-	Jeżeli utrzyma się niezbyt dobra jakość wody, może to ograniczać wzrost liczebności populacji, nie wpłynie jednak już z pewnością na pogorszenie obecnego stanu populacji

Inne informacje	
Inne wartości przyrodnicze	Inne obserwowane gatunki zwierząt i roślin z załączników Dyrektyw Siedliskowej i Ptasiej: gatunki zagrożone (Czerwona księga) i inne rzadkie/ gatunki chronione (podać liczebność w skali: liczny, średnio liczny, rzadki) <i>Gomphus flavipes</i> (= <i>Stylurus flavipes</i>) – kod 1040 gatunek ważki z II Załącznika Konwencji Berneńskiej, IV Załącznika Dyrektywy Siedliskowej, objęty ochroną gatunkową w Polsce; występowanie liczne (wyniki)
Gatunki obce i inwazyjne	Obserwowane gatunki obce i inwazyjne Nie obserwowano
Uwagi metodyczne	Wszelkie inne uwagi związane z prowadzonymi pracami. W tym przede wszystkim informacje istotne dla dalszego planowania monitoringu (metodyka prac; wskaźniki, które powinny być badane w monitoringu, regionalnie optymalny czas prowadzenia badań itp. wskazane wcześnie terminy monitoringu (ostatnie dni maja oraz druga dekada czerwca); wyniki najczęściej na bryłach ziemi porośniętych niską roślinnością występujących na samym skraju wody, też leżące na ziemi na pierwszej półce brzegowej, wyżej prawie nieobecne
Inne uwagi	Wszelkie informacje pomocne przy interpretacji wyników
Dokumentacja fotograficzna	Ophiogomphus Cecilia_Olchowo_Fot.1_.jpg.R.Bernard Ophiogomphus Cecilia_Olchowo_Fot.2_.jpg.R.Bernard

5. Gatunki o podobnych wymaganiach ekologicznych, dla których można zaadaptować opracowaną metodykę

Wskazana metodyka badań monitoringowych mogłaby zostać zaadaptowana dla jednego gatunku ważki występującego w Polsce w dużych i, w mniejszym stopniu, średniej wielkości ciekach, a mianowicie dla gadziogłówki żółtonogiej *Gomphus flavipes*. Gatunek ten jest objęty ochroną gatunkową w Polsce, a w wymiarze międzynarodowym zakwalifikowano go do II Załącznika Konwencji Berneńskiej i IV Załącznika Dyrektywy „Siedliska-Flora-Fauna”. Jako gatunek niezagrożony w Polsce i szeroko rozpowszechniony w odpowiednim siedlisku, zakwalifikowany został do kategorii LC (Least Concern) Czerwonej listy ważek Polski (Bernard i in. 2009).

Wykorzystanie opracowanej metodyki dla tego gatunku wymagałoby jednak wielu modyfikacji, gdyż gatunek ten cechuje odmienny rytm wylotu imago i odmienne zagęszczenia osobników. Konieczne by było opracowanie dla nich swoistych terminów zbiorów i skal, jak i innych szczegółowych wytycznych siedliskowych.

6. Ochrona gatunku

Trzepla zielona jest objęta ochroną gatunkową w Polsce. Nie należy jednak do gatunków zagrożonych w naszym kraju. Nie wymaga więc specjalnych przedsięwzięć z zakresu ochrony czynnej. Wiele wskazuje jednak na to, że poprawa jakości wody w rzekach przyniosłaby jeszcze zwiększenie liczebności krajowej populacji do wartości bardzo wysokich. Czwartą klasę jakości wody można by tu uznać za pewne minimum dążeń, a trzecią za jakość wskazaną.

7. Literatura

- Askew R.R. 2004. The dragonflies of Europe (revised edition). Harley, Colchester.
- Bernard R. 2004. *Ophiogomphus cecilia* (Geoffroy in Fourcroy, 1785), Trzepla zielona [w:] Adamski P., Bartel R., Bereszyński A., Kepel A., Witkowski Z. (red.). Gatunki zwierząt (z wyjątkiem ptaków). Poradniki ochrony siedlisk i gatunków Natura 2000 – podręcznik metodyczny, Ministerstwo Środowiska, Warszawa. T. 6: 30–34.
- Bernard R. 2007. Projekt raportu do Komisji Europejskiej dotyczący stanu zachowania 5 gatunków ważek (*Coenagrion ornatum*, *Sympecma paedisca*, *Ophiogomphus cecilia*, *Leucorrhinia albifrons*, *Leucorrhinia pectoralis*) w regionie biogeograficznym alpejskim Polski. Ekspertyza w ramach projektu „Monitoring gatunków i siedlisk przyrodniczych ze szczególnym uwzględnieniem specjalnych obszarów ochrony siedlisk Natura 2000” na zlecenie Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska poprzez Instytut Ochrony Przyrody PAN w Krakowie.
- Bernard R. 2008. Projekt raportu do Komisji Europejskiej dotyczący stanu zachowania 8 gatunków ważek (*Coenagrion ornatum*, *Sympecma paedisca*, *Aeshna viridis*, *Gomphus flavipes*, *Ophiogomphus cecilia*, *Leucorrhinia albifrons*, *Leucorrhinia caudalis*, *Leucorrhinia pectoralis*) w regionie biogeograficznym kontynentalnym Polski. Ekspertyza w ramach projektu „Monitoring gatunków i siedlisk przyrodniczych ze szczególnym uwzględnieniem specjalnych obszarów ochrony siedlisk Natura 2000” na zlecenie Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska poprzez Instytut Ochrony Przyrody PAN w Krakowie.
- Bernard R., Buczyński P., Tończyk G., Wendzonka J. 2009. Atlas rozmieszczenia ważek (*Odonata*) w Polsce. Bogucki Wydawnictwo Naukowe, Poznań.
- Heidemann H., Seidenbusch R. 2002. Die Libellenlarven Deutschlands. Die Tierwelt Deutschlands 72. Goecke & Evers, Kelttern.
- Kalkman V.J., Boudot J.-P., Bernard R., Conze K.-J., De Knijf G., Dyatlova E., Ferreira S., Jović M., Ott J., Riservato E., Sahlén G., 2010. European Red List of Dragonflies. IUCN and Publications Office of the European Union, Luxembourg.
- Müller O. 1995. Ökologische Untersuchungen an Gomphiden (*Odonata: Anisoptera*) unter besonderer Berücksichtigung ihrer Larvenstadien. Cuvillier, Göttingen (Diss. Humboldt-Universität, Berlin).
- Münchberg P. 1932. Beiträge zur Kenntnis der Biologie der Odonatenfamilie der Gomphidae. Z. Morph. Ökol. Tiere 24: 704–735.
- Norling U., Sahlén G. 1997. Odonata, dragonflies and damselflies [w:] Nilsson A.N. (red.). Aquatic insects of North Europe – a taxonomic handbook. Apollo, Stenstrup, vol. 2: 13–65.
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 28 września 2004 r. w sprawie gatunków dziko występujących zwierząt objętych ochroną. Dz.U., nr 220, poz. 2237.
- Schorr M. 1996. *Ophiogomphus cecilia* (Fourcroy, 1785) [w:] van Helsdingen P.J., Willemse L., Speight M.C.D. (red.). Background information on invertebrates of the Habitats Directive and the Bern Convention, Part II – Mantodea, Odonata, Orthoptera and Arachnida. Nature and environment 80. Council of Europe, Strasbourg: 324–340.
- Sternberg K., Höppner B., Heitz A., Heitz S. 2000. *Ophiogomphus cecilia* (Fourcroy, 1785), Grüne Flußjungfer (Grüne Keiljungfer) [w:] Sternberg K., Buchwald R. (red.). Die Libellen Baden-Württembergs. Band 2: Großlibellen (Anisoptera), Literatur. Ulmer, Stuttgart: 358–373.
- Suhling F., Müller O. 1996. Die Flußjungfern Europas, Gomphidae. Westarp Wissenschaften, Magdeburg; Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg (Die Neue Brehm Bücherei 628).
- Suhling F., Müller O. 2006. *Ophiogomphus cecilia* (Fourcroy, 1785) Green Snaketail [w:] Dijkstra K.-D.B. (red.), Lewington R. Field guide to the dragonflies of Britain and Europe including western Turkey and north-western Africa. British Wildlife Publishing, The Old Dairy, Milton on Stour: 194–195.
- Tończyk G. 2001. Ważki (*Odonata*) rzeki Grabi – występowanie, biologia i ekologia. Praca doktorska, Uniwersytet Łódzki, mscr.
- Tończyk G. 2007. Pionowe i poziome parametry wylotu *Ophiogomphus cecilia* (Fourcroy, 1785) (*Odonata: Gomphidae*) w małej rzece nizinnej. Odonatrix 3 (1): 23–25.

Opracował: **Rafał Bernard**

1065 **Przeplatka aurinia**

Euphydryas aurinia (Rottemburg, 1775)



Fot. 1 i 2. Przeplatka aurinia *Euphydryas aurinia* (© A. Warecki)

I. CZĘŚĆ OPISOWA

1. Przynależność systematyczna

Rząd: motyle LEPIDOPTERA

Rodzina: rusałkowate NYMPHALIDAE

2. Status prawny i zagrożenie gatunku

Prawo międzynarodowe:

Dyrektywa Siedliskowa – Załącznik II

Konwencja Berneńska – Załącznik II

Prawo krajowe:

ochrona gatunkowa – ochrona ścisła (gatunek wymagający ochrony czynnej)

Kategoria zagrożenia IUCN

Czerwona lista zwierząt ginących i zagrożonych w Polsce (2002) – EN

Polska czerwona księga zwierząt (2004) – CR

Czerwona lista dla Karpat (2003) – EN/VU (w Polsce – CR/VU)

Czerwona księga motyli dziennych Europy (1999) – VU

Gatunek ten jest silnie zagrożony w całej Europie, ostatnio wyginął w Belgii i Holandii, a w pozostałych krajach obserwuje się szybkie zanikanie jego stanowisk (Kudrna 2002).

3. Opis gatunku

Przeplatka aurinia *Euphydryas aurinia* jest średniej wielkości motylem dziennym. Rozpiętość skrzydeł postaci dorosłych wynosi od 36 mm do 40 mm. Ubarwienie wierzchu skrzydeł jest rdzawożółte z czarnym deseniem w postaci wąskich ciemnych przepasek

tworzących wyraźny siateczkowaty rysunek. Na tylnym skrzydle w polu zewnętrznym na pomarańczowym tle znajduje się rząd drobnych, czarnych kropek (fot. 1). Spód skrzydeł jest ochrowożółty, z podobnym rysunkiem jak wierzch, ale mniej kontrastowym (fot. 2). Zmienność w ubarwieniu u tego gatunku zaznacza się zwykle różną intensywnością barwy tła między przepaskami w środkowej części skrzydła (Buszko, Maślowski, 2008). Osobniki o bardziej kontrastowym ubarwieniu podobne są do pokrewnego gatunku – przeplatki maturny *Euphydryas maturna*, który jednak łatwo można odróżnić po braku czarnych kropek w polu zewnętrznym tylnego skrzydła (Buszko 2004).

4. Biologia gatunku

Przeplatka aurinia jest gatunkiem jednopokoleniowym. Osobniki dorosłe pojawiają się niekiedy już z początkiem trzeciej dekady maja, a ich lot trwa zwykle do końca czerwca. Samice wylęgają się kilka dni później od samców. Motyle odżywiają się nektarem, odwiedzając kwiaty różnych gatunków roślin, najczęściej z rodziny złożonych (*Asteraceae*) i jaskrowatych (*Ranunculaceae*).

W Polsce przeplatka aurinia odbywa rozwój prawdopodobnie tylko na czarcikęsie łąkowym *Succisa pratensis*, jeszcze dość często spotykanym na terenie naszego kraju gatunku rośliny z rodziny szczeciowatych *Dipsacaceae* (fot. 3).

W pierwszej połowie czerwca samice składają na spodniej stronie liści czarcikęsu, duże złoża żółtych jaj, liczące niekiedy ponad 300 sztuk (Warren 1994). Do złożenia jaj wybierane są najokazalsze egzemplarze czarcikęsu rosnące w większych grupach wśród niskiej i niezbyt gęstej roślinności, najczęściej w bardziej suchych i silniej nasłonecznionych miejscach (Anthes i in. 2003, Konvicka i in. 2003). Na początku lipca z jaj wylęgają się jasno-brunatne gąsienice, które początkowo żerują gromadnie w delikatnym oprzędzie na liściu. Po pewnym czasie budują pomiędzy liśćmi i pędami czarcikęsu duży jedwabisty oprzęd, w którym żerują do końca sierpnia (fot. 4). Oprzęd taki pełni funkcję termoregulacyjną oraz chroni gąsienice przed naturalnymi wrogami (Porter 1984). Gąsienice IV stadium



Fot. 3. Czarcikęs łąkowy *Succisa pratensis* – roślina żywicielska gąsienic przeplatki aurinii (© A. Warecki)



Fot. 4. Charakterystyczny oprzęd gąsienic przeplatki aurinii (© A. Warecki)



Fot. 5. Łąka trzęślicowa w Poleskim Parku Narodowym – typowe siedlisko przeplatki aurinii (© K. Pałka)

larwalnego, charakteryzujące się czarnym ubarwieniem, tworzą u podstawy rośliny żywicielskiej lub w jej pobliżu niewielki mocny oprzęd, w którym wspólnie zimują. Wiosną przez pewien czas żyją jeszcze gromadnie, następnie rozchodzą się w poszukiwaniu pokarmu. Gąsienice ostatniego stadium żerują intensywnie do połowy maja, pozostawiając charakterystyczne ślady na młodych liściach czarcikęsu. Przepoczwarczenie odbywa się tuż nad ziemią wśród uschniętych fragmentów roślin.

5. Wymagania siedliskowe

Przeplatka aurinia zasiedla strefę klimatu umiarkowanego Palearktyki od zachodnich krańców Europy po Koreę. W Europie zasięg gatunku obejmuje obszar kontynentu, poza wyspami Morza Śródziemnego, Islandią, Norwegią oraz północnymi rejonami Szwecji, Finlandii i Rosji.

W Polsce przeplatka aurinia występuje głównie na wilgotnych łąkach o dużym bogactwie gatunkowym, reprezentujących typ siedliska przyrodniczego o kodzie 6410 – zmiennowilgotne łąki trzęślicowe. Łąki tego typu w ujęciu fitosocjologicznym należą do związku *Molinion coeruleae* – łąki trzęślicowe (fot. 5). Gatunek spotykany bywa również w innych, nawiązujących do łąk trzęślicowych zbiorowiskach, w których występuje czarcikęs łąkowy. Zbiorowiska tego typu wykształciły się na podłożu mineralnym zasilanym wodami gruntowymi oraz na nieco odwodnionych torfowiskach. Powstały one w wyniku specyficznego sposobu gospodarowania polegającego na koszeniu łąk najwyżej raz w roku, w jesieni, lub użytkowaniu ich jako ekstensywne pastwiska. Aktualnie środowiska takie występują w rozproszeniu na obszarze całego kraju, jednak najczęściej w postaci płątów o niewielkiej powierzchni. Występowanie gatunku jest uzależnione od obecności rośliny pokarmowej – czarcikęsu łąkowego.

6. Rozmieszczenie gatunku w Polsce

Na początku ubiegłego stulecia przeplatka aurinia była prawdopodobnie gatunkiem szeroko rozprzestrzenionym, o czym świadczą mogą liczne stanowiska znane z tamtego okresu w północnej i zachodniej Polsce oraz wiele rozproszonych stanowisk w innych, słabiej zbadanych częściach kraju. Od tego czasu obserwuje się wyraźny proces wymierania poszczególnych populacji. Gatunek wyginął na Pomorzu i na Pojezierzu Mazurskim, a także na większości stanowisk w zachodniej Polsce (Dąbrowski, Krzywicki 1982, Buszko 1997). W trakcie przeprowadzonej w 2006 i 2007 r. wstępnej inwentaryzacji w województwie lubelskim, podkarpackim i świętokrzyskim stwierdzono kilkadziesiąt nowych stanowisk, lecz dotyczy to miejsc wcześniej niebadanych, gdzie gatunek ten zapewne wcześniej występował. Obecnie znanych jest kilka większych obszarów występowania na Kielecczyźnie, Podlasiu, we wschodniej i południowej części Lubelszczyzny, a ponadto izolowane stanowiska znajdują się we wschodniej części Kotliny Sandomierskiej, na Dolnym Śląsku, w Wielkopolsce i okolicach Warszawy. W ostatnich 20 latach stwierdzono występowanie gatunku na 110 stanowiskach usytuowanych w 65 polach siatki UTM. Aktualny zasięg występowania gatunku na obszarze Polski przedstawiono na mapie (ryc. 1).



Ryc. 1. Zasięg występowania przeplatki aurinii *Euphydryas aurinia* w Polsce (wg raportu do Komisji Europejskiej z 2007 r.), stanowiska monitorowane w latach 2006–2008 w ramach zadania: *Monitoring gatunków i siedlisk przyrodniczych ze szczególnym uwzględnieniem specjalnych obszarów ochrony siedlisk Natura 2000 – faza pierwsza i faza druga* oraz inne stanowiska proponowane do monitoringu.

II. METODYKA

1. Koncepcja monitoringu gatunku

Do 2007 r. nie prowadzono żadnych szczegółowych badań monitoringowych nad przeplatką aurinią. Ostatnio wykonano jedynie badania inwentaryzacyjne w ramach gromadzenia danych do drugiej edycji *Atlasu rozmieszczenia motyli dziennych*, które miały na celu zbadanie aktualnego zasięgu tego gatunku na terenie kraju. Wstępne badania monitoringowe rozpoczęto dopiero wiosną 2007 i objęły one 17 stanowisk w 6 obszarach Natura 2000 uznanych za kluczowe dla ochrony tej przeplatki w Polsce. Monitoring tego gatunku okazał się stosunkowo łatwy do wykonania. Dobrze poznana bionomia oraz możliwość bezpośredniej obserwacji zarówno imagines, jak i gąsienic, pozwoliły na opracowanie w miarę prostej metodyki. Uwzględniono w niej łatwe do określenia wskaźniki stanu populacji i siedliska, które mogą mieć decydujący wpływ na kondycję populacji.

2. Wskaźniki i ocena stanu ochrony

Wskaźniki stanu populacji: względna liczebność; izolacja przestrzenna.

Wskaźniki stanu siedliska: powierzchnia; liczba dogodnych miejsc do rozrodu; stopień zarośnięcia stanowiska przez drzewa i krzewy; dostępność bazy pokarmowej gąsienic.

Tab. 1. Wskaźniki stanu siedliska i stanu populacji przeplatki aurinii

Wskaźnik	Miara	Sposób pomiaru
Populacja		
Względna liczebność	Liczba osobników przypadająca na 50-metrowy odcinek transektu	Policzenie osobników dorosłych na transekcje o szerokości 5 m i długości od 50 do 200 m w zależności od powierzchni stanowiska. Maksymalna wartość z 3 liczeń.
Izolacja przestrzenna	Odległość w metrach	Pomiar w terenie odległości do najbliższego stanowiska
Siedlisko		
Powierzchnia	Powierzchnia w ha	Określenie w terenie powierzchni zasiedlanej przez gatunek przy użyciu GPS
Liczba dogodnych miejsc do rozrodu	Liczba oprzędów z gąsienicami przypadająca średnio na 500 m ² powierzchni	Policzenie oprzędów na pasie o szer. 10 m wzdłuż całej długości transektu (50–200 m), na którym liczono osobniki dorosłe
Stopień zarośnięcia stanowiska przez drzewa i krzewy	Procent powierzchni stanowiska	Określenie udziału drzew i krzewów w całej powierzchni stanowiska w oparciu o ekspercką ocenę w terenie
Dostępność bazy pokarmowej gąsienic (zagęszczenie rośliny żywicielskiej)	Średnia liczba osobników na 25 m ² powierzchni	Policzenie osobników (rozety) rośliny żywicielskiej na wytypowanych powierzchniach 5x5 m (1 powierzchnia na 50 m transektu)

Tab. 2. Waloryzacja wskaźników stanu siedliska i stanu populacji przeplatki aurinii

Wskaźnik/Ocena*	FV	U1	U2
Populacja			
Względna liczebność	>3 os. na 50 mb transektu	1–3 os. na 50 mb transektu	<1 os. na 50 mb transektu
Izolacja przestrzenna	<1000 m	1000–2000 m	>2000 m
Siedlisko			
Powierzchnia stanowiska	>2 ha	1–2 ha	<1 ha
Liczba dogodnych miejsc do rozrodu	>2 oprędy na 500 m ²	1–2 oprędy na 500 m ²	<1 opręd na 500 m ²
Stopień zarośnięcia stanowiska przez drzewa i krzewy	<10%	10–30%	>30%
Dostępność bazy pokarmowej gąsienic (zagęszczenie rośliny żywicielskiej)	>50 os. na 25 m ²	20 –50 os. na 25 m ²	<20 os. na 25 m ²

*FV – stan właściwy, U1 – stan niezadowalający, U2 – stan zły

Wskaźniki kardynalne

- brak

Ocena stanu populacji

Ocenie każdego z 2 wskaźników odpowiada określona liczba punktów:

za FV – 2 punkty,

za U1 – 1 punkt,

za U2 – 0 punktów.

Ocena łączna dla populacji:

FV = 4–3 punktów

U1 = 2 punkty

U2 = 0–1 punkt

Ocena stanu siedliska

Ocenie poszczególnych wskaźników odpowiada określona liczba punktów:

za FV – 2 punkty,

za U1 – 1 punkt,

za U2 – 0 punktów.

Ocena łączna dla stanu siedliska:

FV 8–6

U1 5–3

U2 2–1

Perspektywy zachowania

Jest to ocena ekspercka, z uwzględnieniem aktualnego stanu populacji i siedliska na stanowisku, obserwowanych trendów, aktualnych oddziaływań i przewidywanych zagrożeń (zarastanie siedlisk, zmiany stosunków wodnych) oraz prowadzonych zabiegów ochronnych (usuwanie drzew i krzewów, odpowiednie koszenie, wypas):

FV – perspektywy dobre: duża liczebność, niewielki stopień izolacji populacji, siedlisko o dużej powierzchni i dobrych pozostałych charakterystykach, na stanowisku prowadzone są zabiegi ochronne, brak aktualnie negatywnych oddziaływań oraz nie są przewidywane istotne zagrożenia; przewiduje się co najmniej utrzymanie aktualnego dobrego stanu lub przewiduje się polepszenie aktualnego niezbyt korzystnego stanu w wyniku odpowiednich zabiegów ochronnych; U1 – perspektywy niezbyt korzystne, istnieje prawdopodobieństwo pogorszenia się stanu populacji i siedliska z uwagi na brak zabiegów ochronnych lub mamy przekonanie, że niezadowolający stan obecny się utrzyma, bo np. nie ma możliwości powiększenia powierzchni stanowiska;

U2 – perspektywy złe, aktualny stan ulegnie pogorszeniu np. przez oddziaływanie planowanych inwestycji lub mamy przekonanie, że zły stan obecny się utrzyma z uwagi na niewielką powierzchnię stanowiska i dużą izolację populacji.

Ocena ogólna

Składa się na nią suma punktów z oceny stanu populacji, siedliska i perspektyw utrzymania się gatunku.

Za każdy element składowy (ocena populacji, siedliska i perspektyw) oceniony na FV przyznaje się 2 punkty, na U1 – 1 punkt i na U2 – 0 punktów.

Sumaryczna liczba punktów przekłada się na następujące oceny:

5–6 punktów = FV

3–4 punkty = U1

1–2 punkty = U2

3. Opis badań monitoringowych

Wybór powierzchni monitoringowych i ich sugerowana wielkość

Jako stanowisko (powierzchnię monitoringową) należy traktować stosunkowo jednorodny płat łąki trzęślicowej (która może miejscami mieć zdegradowaną postać, albo przechodzić w łąkę świeżą) o wyodrębniających się w terenie granicach (pasy zadrzewień, zakrzewień, przejście w turzycowiska), na którym stwierdzono występowanie postaci dorosłych (żerowanie, zachowania godowe, składanie jaj) oraz obecność żerowisk gąsienic (charakterystyczne oprzędry).

W przypadku obszaru Natura 2000 monitoringiem należałoby objąć każde silnie izolowane stanowisko (odległość od sąsiedniego o ponad 2000 m) w obrębie obszaru oraz przynajmniej po jednym we wszystkich wyraźnych skupiskach stanowisk wskazujących na występowanie gatunku w systemie metapopulacji.

Do monitoringu docelowego należy wyznaczyć przynajmniej po 4 stanowiska w przynajmniej 10 kluczowych obszarach występowania przeplatki aurinii:

- Torfowiska węglanowe koło Chelma,

- Poleski Park Narodowy,
- Puszcza Solska,
- rejon Gór Świętokrzyskich,
- rejon Końskie,
- rejon Horyńca,
- Puszcza Białowieska,
- Puszcza Kampinoska,
- Biedrusko,
- Łąki Zagórzyckie koło Wołowa,
- Góry Izerskie.

Sposób wykonywania badań

Badania wskaźników stanu populacji

Liczebność. W celu określenia względnej liczebności populacji na stanowisku należy zastosować standardową metodę liczenia imagines na transektach. Na każdym stanowisku wyznaczamy po jednym transekcie o długości od 50 do 200 m w zależności od tego, na ile pozwala wielkość zasiedlonego arealu (zasadniczo motyl nie zasiedla płątów łąk, w których nie byłoby możliwe wyznaczenie przynajmniej 50 m transektu). Liczenie motyli na transekcie należy przeprowadzić w czasie słonecznej, bezwietrznej pogody podczas największej aktywności motyli, między godziną 10 a 16. W czasie przemarszu wzdłuż linii transektu rejestrujemy wszystkie osobniki przeplatki aurinii znajdujące się w odległości do 2,5 metra od obserwatora. Do określenia liczebności stosujemy wskaźnik – średnią liczbę osobników przypadającą na 50-metrowy odcinek transektu, obliczoną z najwyższego wyniku z trzech liczeń (kontroli). Wskaźnik ten odzwierciedla maksymalną liczebność populacji i może być wykorzystany do śledzenia zmian w trakcie przyszłych badań monitoringowych.

Liczenie motyli na transekcie wymaga od obserwatora umiejętności rozpoznawania gatunku z pewnej odległości, co jest stosunkowo trudne na stanowiskach zasiedlonych przez inne podobne gatunki pojawiające się w tym samym okresie, takie jak: przeplatka cinksia, przeplatka atalia czy dostojka eunomia. Dlatego obserwacje na transekcie powinna wykonywać osoba posiadająca odpowiednie kwalifikacje.

Izolacja przestrzenna populacji. Jest to ważny wskaźnik, określa bowiem, czy badana lokalna populacja (kolonia) ma potencjalne warunki do funkcjonowania w systemie metapopulacji. Stopień izolacji określany jest przez odległość (wyrażoną w metrach) od najbliższego aktualnego stanowiska gatunku. W tym celu należy wyszukać w terenie najbliższe zasiedlone miejsce w promieniu do dwóch kilometrów od monitorowanego stanowiska. Najpierw należy posłużyć się ortofotomapą, aby wytypować tereny łąkowe, które potencjalnie nadają się do zasiedlenia przez przeplatkę, a następnie skontrolować je w terenie. Do pomiaru odległości między stanowiskami należy użyć odbiornika GPS. Oczywiście, można wykorzystać istniejące dane o pobliskich stanowiskach. Przy analizowaniu tego wskaźnika nie uwzględnia się innych elementów środowiska mogących ograniczać dyspersję, ponieważ wpływ różnych rodzajów barier na rozprzestrzenianie się tego gatunku nie został dotychczas jednoznacznie wyjaśniony.

Badania wskaźników stanu siedliska

Powierzchnia siedliska. Wskaźnik ten określa wielkość powierzchni zasiedlonego obszaru, wyrażoną w hektarach, czyli obszaru, na którym obserwowano obecność postaci dorosłych (żerowanie, zachowania godowe, składanie jaj) oraz stwierdzono obecność żerowania gąsienic (charakterystyczne oprzędry). Wartość wskaźnika – powierzchnię należy zmierzyć odbiornikiem GPS (niektóre mają taką funkcję) lub określić na podstawie szczegółowych map (ortofotomap).

Liczba miejsc dogodnych do rozrodu. Określamy średnią liczbę oprzędów z gąsienicami przypadającą na 500 m² powierzchni. Liczenie oprzędów należy przeprowadzić w pasie o szerokości 10 m wzdłuż całej długości transektu, na którym określano liczebność imago.

Stopień zarośnięcia siedliska przez roślinność krzewiastą i drzewiastą. Dla określenia tego wskaźnika podaje się szacunkową powierzchnię zajęta przez drzewa i krzewy, jako procent całej powierzchni zasiedlonego siedliska. Jest to ocena ekspercka.

Dostępność bazy pokarmowej gąsienic (zagęszczenie rośliny żywicielskiej). Dla określenia tego wskaźnika przeprowadza się liczenia rośliny żywicielskiej – czarcikęsu łąkowego na powierzchniach 5x5 m. Na każdym transekcie lub w jego pobliżu, wyznaczamy po jednej powierzchni na każdym 50-metrowym odcinku w miejscach żerowania gąsienic lub w większych skupiskach roślin żywicielskich, jeśli nie znaleziono oprzędów. Jako wartość wskaźnika przyjęto średnią liczbę roślin (rozet) przypadającą na powierzchnię 25 m².

Dla każdego stanowiska należy wykonać dokumentację fotograficzną, opisać charakter siedliska gatunku i jego otoczenia, określić wpływ aktualnych i przewidywanych oddziaływań oraz podać współrzędne geograficzne i wysokość n.p.m.

Termin i częstotliwość badań

Badania dotyczące liczebności populacji należy prowadzić w okresie od ostatnich dni maja do połowy czerwca, zgodnie ze znaną fenologią gatunku. Na każdym transekcie należy przeprowadzić trzy kontrole z częstotliwością nie większą niż co 10 dni. Należy zrezygnować z trzeciego liczenia, jeżeli wynik drugiej kontroli wykazał znaczny spadek liczby obserwowanych osobników, co jest wyraźną oznaką końca pojawiania się motyli. Może się tak zdarzyć w niektórych sezonach z wczesną i ciepłą wiosną.

Wyszukiwanie oprzędów z gąsienicami i liczenie roślin żywicielskich należy przeprowadzić od połowy sierpnia do początku września w okresie pełnego kwitnienia czarcikęsu (jedna kontrola).

Badania monitoringowe przeplatki aurinii należy prowadzić z częstotliwością co 3 lata.

Sprzęt i materiały do badań

- siatka entomologiczna,
- taśma miernicza,
- odbiornik GPS,
- szczegółowe mapy topograficzne (np. 1:5000),
- ortofotomapa.

4. Przykład wypełnionej karty obserwacji gatunku dla stanowiska

Poniżej przedstawiono jako przykład wypełnioną kartę obserwacji, uwzględniającą zaproponowane wskaźniki:

Karta obserwacji gatunku dla stanowiska	
Kod gatunku	Kod gatunku wg Dyrektywy Siedliskowej 1065
Nazwa gatunku	Nazwa polska, łacińska, autor wg aktualnie obowiązującej nomenklatury Przeplatka aurinia <i>Euphydryas aurinia</i> (Rottemburg, 1775)
Kod obszaru	Wypełnia Instytucja koordynująca
Nazwa obszaru	Nazwa obszaru monitorowanego PLH 060013 Ostoja Poleska
Kod stanowiska	Wypełnia instytucja koordynująca
Nazwa stanowiska	Nazwa stanowiska monitorowanego Karczunek
Obszary chronione, na których znajduje się stanowisko	Natura 2000, rezerваты przyrody, parki narodowe i krajobrazowe, użytki ekologiczne, stanowiska dokumentacyjne itd. Poleski Park Narodowy
Współrzędne geograficzne	Współrzędne geograficzne (GPS) stanowiska 51° 21.007' N 023° 19.334' E
Wysokość n.p.m.	Podać wysokości n.p.m. stanowiska 178 m
Charakterystyka siedliska gatunku na stanowisku	Krótką charakterystykę siedliska; typ siedliska, rodzaje siedlisk w otoczeniu stanowiska • Wilgotna łąka w zachodniej części Bagna Staw na skraju torfowiska węglanowego • Łąka trzęślicowa (6410), dobrze zachowana • W części wschodniej i południowej łąka stopniowo przechodzi w turzycowisko, od strony zachodniej i północnej otoczona jest olsami
Informacje o gatunku na stanowisku	Syntetyczne informacje o występowaniu gatunku na stanowisku, dotychczasowe badania i inne istotne fakty. Wyniki monitoringu z lat poprzednich Stanowisko znane jest od 2003 r. Liczebność w ostatnich latach wahała się w granicach 3–5 os./50 m transektu.
Ostania weryfikacja w terenie	Data ostatniej potwierdzonej obserwacji gatunku na stanowisku 27.08.2008 r.
Obserwator	Imię i nazwisko eksperta lokalnego odpowiedzialnego za stanowisko Krzysztof Pałka

Daty obserwacji	<i>Daty wszystkich obserwacji</i> 24.05.2008, 3.06.2008, 8.06.2008, 26.08.2008, 27.08.2008
Data wypełnienia	<i>Data wypełnienia formularza przez eksperta</i> 30.10.2008
Data wpisania	<i>Data wpisania do bazy danych – wypełnia instytucja koordynująca</i>
Data zatwierdzenia	<i>Data zatwierdzenia przez osobę upoważnioną – wypełnia instytucja koordynująca</i>

Stan ochrony gatunku na stanowisku				
Wskaźniki	Wartość wskaźnika i komentarz	Ocena		
Populacja				
Liczebność	Średnia liczba osobników przypadająca na 50-metrowy odcinek transektu	FV	FV	
	4,0 os. na 50 mb transektu			
Izolacja	Odległość w metrach do najbliższego stanowiska	FV		
	Okolo 600 m do stanowiska Wały I			
Siedlisko				
Powierzchnia	3,0 ha	FV		
Stopień zarośnięcia siedliska przez roślinność drzewiastą i krzewiastą	Określenie procentowego udziału drzew i krzewów w całej powierzchni stanowiska w oparciu o ekspercką ocenę w terenie	FV	FV	
	10%			
Liczba dogodnych miejsc do rozrodu	Liczba oprzędów z gąsienicami przypadająca średnio na 500 m ² powierzchni	FV		
	2,5 oprzędów na 500 m ²			
Baza pokarmowa	Średnia liczba osobników rośliny żywicielskiej na 25 m ² powierzchni	FV		
	Zagęszczenie: średnio 70 roślin na 25 m ²			
Perspektywy zachowania	Ocena ekspercka, z uwzględnieniem aktualnego stanu populacji i siedliska na stanowisku, obserwowanych trendów, aktualnych oddziaływań i przewidywanych zagrożeń (zarastanie siedlisk, zmiany stosunków wodnych) oraz prowadzonych zabiegów ochronnych (koszenie) Stanowisko niezagrożone, objęte czynną ochroną	FV		
Ocena ogólna			FV	

Lista najważniejszych aktualnych i przewidywanych oddziaływań (zagrożeń) na gatunek i jego siedlisko na badanym stanowisku (w tym aktualny sposób użytkowania, planowane inwestycje, planowane zmiany w zarządzaniu i użytkowaniu); kodowanie oddziaływań/zagrożeń zgodne z Załącznikiem E do Standardowego Formularza Danych dla obszarów Natura 2000; wpływ oddziaływania: „+” – pozytywny, „-” – negatywny, „0” – neutralny; intensywność oddziaływania: A – silna, B – umiarkowana, C – słaba

Aktualne oddziaływania				
Kod	Nazwa działalności	Intensywność	Wpływ	Syntetyczny opis
102	Koszenie	B	+	Dla powstrzymania sukcesji łąka jesienią jest częściowo koszona, miejsca żerowania gąsienic oznaczane są w terenie i omijane w czasie wykonywania prac.

Zagrożenia (przyszłe, przewidywane oddziaływania)				
Kod	Nazwa	Intensywność	Wpływ	Syntetyczny opis
				Nie przewiduje się zagrożeń – stanowisko położone w parku narodowym.

Inne informacje	
Inne wartości przyrodnicze	Inne obserwowane gatunki zwierząt i roślin z załączników Dyrektyw Siedliskowej i Ptasiej; gatunki zagrożone (Czerwona księga) i inne rzadkie/gatunki chronione modraszek telejus <i>Maculinea teleius</i> , modraszek nausitous <i>Maculinea nausithous</i> , modraszek alkon <i>Maculinea alcon</i> , czerwonończyk nieparek <i>Lycaena dispar</i> , strzępotek sopłaczek <i>Coenonympha tullia</i> , ogniowatek tajwanek <i>Chariaspilates formosaria</i> .
Gatunki obce i inwazyjne	Wymienić obserwowane gatunki obce i inwazyjne Nie obserwowano
Inne uwagi	Wszelkie informacje pomocne przy interpretacji wyników
Dokumentacja fotograficzna	PLH060013_Euphydryas Aurinia_Karczunek_Fot1.jpg/K.Pałka PLH060013_Euphydryas Aurinia_Karczunek_Fot2.jpg/K.Pałka

5. Gatunki o podobnych wymaganiach ekologicznych, dla których można zaadaptować opracowaną metodykę

Opracowaną metodykę można zaadaptować dla 3 innych gatunków motyli z załącznika II Dyrektywy Siedliskowej: modraszka telejusa *Maculinea teleius*, modraszka nausitousa *Maculinea nausithous* i czerwonończyka nieparka *Lycaena dispar*.

6. Ochrona gatunku

Gatunek objęty ochroną prawną. Ponadto spośród 82 znanych stanowisk przeplatki aurinii około 24 (28%) objętych jest ochroną bierną w parkach narodowych i rezerwach przy-

rody. Jest to ochrona niewystarczająca. Jako gatunek związany z siedliskami o charakterze półnaturalnym, przeplatka aurinia wymaga ochrony czynnej dla utrzymania siedlisk na takim etapie sukcesji, jaki zapewnia odpowiednie warunki dla rozwoju gatunku. Z obserwacji przeprowadzonych na kilkudziesięciu stanowiskach w latach 2006–2008 wynika, że najwyższe liczebności gatunek osiągał na łąkach i pastwiskach w trzy lata po zaprzestaniu użytkowania. Sposobem utrzymania siedliska w takim stanie może być rotacyjne koszenie fragmentów powierzchni nie częściej niż co trzy lata lub ewentualnie coroczne koszenie jesienne z pozostawieniem tych fragmentów łąki, na których stwierdzono większe skupiska oprzędów z gąsienicami.

Ochrona czynna przeplatki aurinii prowadzona jest obecnie w niektórych obszarach chronionych. W Poleskim PN i Świętokrzyskim PN gatunek włączony został w plan zadań ochronnych i prowadzone są obecnie, na wybranych stanowiskach, odpowiednie działania w ramach rocznych zabiegów ochronnych, polegające na usuwaniu drzew i krzewów w siedliskach gatunku oraz na odpowiednim użytkowaniu zasiedlonych łąk. Przed jesienią koszeniem miejsca żerowania gąsienic są w terenie znakowane w celu ominięcia w czasie wykonywania zabiegów. W obszarze Natura 2000 Torfowiska Chełmskie w ramach projektu LIFE „Zachowanie i restytucja siedlisk rzadkich motyli półnaturalnych łąk wilgotnych” usunięto zadrzewienia i krzewy na kilku stanowiskach przeplatki aurinii na terenie rezerwatów Brzeźno i Roskosz. Prowadzone są również prace przygotowawcze do innych zabiegów czynnej ochrony siedlisk gatunku na tym terenie. Przeprowadzona została inwentaryzacja stanowisk, zaplanowano odpowiedni sposób koszenia w celu polepszenia warunków siedliskowych oraz opracowano metodykę monitoringu do oceny wpływu zabiegów ochrony czynnej na wybrane populacje motyli.

7. Literatura

- Anthes N., Fartmann T., Hermann G. 2003. Combining larval habitat quality and metapopulation structure – the key for successful management of pre-alpine *Euphydryas aurinia* colonies. *Journal of Insect Conservation* 7: 175–185.
- Buszko J. 1997. Atlas rozmieszczenia motyli dziennych w Polsce, 1986–1995. Turpress, Toruń: 170 ss.
- Buszko J. 2004. *Euphydryas aurinia* (Rottemburg, 1775) – Przeplatka aurinia [w:] Witkowski Z., Adamski P. (red.). Gatunki zwierząt (z wyjątkiem ptaków). Poradnik ochrony siedlisk i gatunków Natura 2000 – podręcznik metodyczny. Ministerstwo Środowiska, Warszawa. T. 9: 49–50.
- Buszko J. 2005. *Euphydryas aurinia* (Rottemburg, 1775) – Przeplatka aurinia [w:] Głowaciński Z., Nowacki J. (red.). Polska czerwona księga zwierząt. Bezkręgowce. Instytut Ochrony Przyrody PAN. Kraków: 267–258.
- Buszko J., Masłowski J. 2008. Motyle dzienne Polski. Wydawnictwo „Koliber”. Nowy Sącz.
- Buszko J., Nowacki J. 2002. *Lepidoptera* – Motyle [w:] Głowaciński Z. (red.). Czerwona lista zwierząt ginących i zagrożonych w Polsce. Instytut Ochrony Przyrody PAN. Kraków: 80–87.
- Dąbrowski J., Krzywicki M. 1982. Ginące i zagrożone gatunki motyli (*Lepidoptera*) w faunie Polski. Część I. Nadrodziny *Papilionoidea*, *Hesperioidea*, *Zygaenoidea*. *Studia Naturae*. Seria B. Nr 31: 1–171.

- Kudrna O. 2002. The distribution atlas of European butterflies. *Oedippus*. 20: 1–343.
- Konvička M., Hula V., Fric Z. 2003. Habitat of pre-hibernating larvae of the endangered butterfly *Euphydryas aurinia* (*Lepidoptera: Nymphalidae*): what can be learned from vegetation composition and architecture? *European Journal of Entomology*. 100: 313–322.
- Porter K. 1984. Sunshine, sex-ratio and behaviour of the *Euphydryas aurinia* larvae [w:] Vane-Wright H.T., Ackery P.R. The biology of butterflies: Symposium of the Royal entomological society of London. Academic Press, London: 309–315.
- Thomas C.D., Abery J.C.G. 1995. Estimating rates of butterfly decline from distribution maps – the effect of scale. *Biological Conservation* 73: 59–65.
- Van Swaay C.A.M., Warren M.S. 1999. Red Data Book of European Butterflies (*Rhopalocera*). Nature and Environment Series No. 99. Council of Europe, Strasbourg.
- Warren M.S. 1994. The UK status and suspected metapopulation structure of a threatened European butterfly, the Marsh Fritillary *Euphydryas aurinia*. *Biological Conservation* 67: 239–249.

Opracował: **Krzysztof Pałka**

1078 ***Krasopani hera (krasopani czterokropka)**
Euplagia quadripunctaria (Poda, 1761)



Fot. 1. Krasopani hera *Euplagia quadripunctaria* – imago (© Ł. Przybyłowicz)

I. INFORMACJA O GATUNKU

1. Przynależność systematyczna

Rząd: motyle LEPIDOPTERA

Rodzina: niedźwiedziówkowate ARCTIIDAE

2. Status prawny i zagrożenie gatunku

Prawo międzynarodowe

Dyrektywa Siedliskowa – Załączniki II (gatunek priorytetowy) i IV

Prawo krajowe

Ochrona gatunkowa – ochrona ścisła

Kategoria zagrożenia IUCN

Czerwona lista zwierząt zagrożonych w Polsce (2002) – VU

Polska czerwona księga zwierząt (2004) – VU

Czerwona lista dla Karpat (2003) – EN (w Polsce – CR)

3. Opis gatunku

Dość duży, kolorowy i bardzo charakterystycznie ubarwiony motyl (fot. 1). Rozpiętość skrzydeł 52–58 mm. Tło przedniego skrzydła czarnobrunatne. Rysunek składa się z kilku kremowobiałych, prostych, poprzecznych przepasek. Tylne skrzydło jaskrawoczerwone z kilkoma nieregularnymi, czarnymi plamami w jego zewnętrznej połowie. Tułów czarnobrunatny z dwiema kremowobiałymi, równoległymi, podłużnymi liniami. Odwłok czerwony z rzędem drobnych, czarnych plamek wzdłuż jego grzbietowej części. Czułki nitkowate.

Dymorfizm płciowy bardzo słabo zaznaczony. Samica przeciętnie nieznacznie większa od samca, zwykle z nieco grubszym odwłokiem. Zmienność indywidualna niewielka. Może wyrażać się w różnym rozwoju rysunku na skrzydłach.

Krasopani hera *Euplagia quadripunctaria* może być pomyłona z trzema innymi przedstawicielami rodziny niedźwiedziówkowatych. Są to: krasopani poziomkówka *Callimorpha dominula* (L.), niedźwiedziówka nożówka *Arctia caja* (L.) i misiówka czwórka *Parasemia plantaginis* (L.). Najważniejsze różnice pozwalające łatwo wykluczyć te gatunki to: krasopani poziomkówka – wzór na przednim skrzydle składa się z nieregularnych plamek koloru białego i pomarańczowego; niedźwiedziówka nożówka – jasne plamy na przednim skrzydle zygzakowate, tworzą „siatkę”, plamy na skrzydle tylnym wyraźnie niebiesko połyskujące; misiówka czwórka – znacznie mniejszy (rozpiętość skrzydeł 32–38 mm), wzór na przednim skrzydle w formie nieregularnych przepasek i plam, tylne skrzydło u samca czarnobiałe lub żółte, u samicy czarnoczerwone.

4. Biologia gatunku

Motyl pojawia się w jednym pokoleniu od połowy lipca do połowy września. Stadium zimującym jest młoda gąsienica. Jest ona polifagiem żerującym na wielu różnych roślinach. Po wylęgu preferuje rośliny zielne, takie jak jasnota *Lamium* sp. i pokrzywa *Urtica* sp. Po przezimowaniu żeruje głównie na krzewach: leszczynie *Corylus avellana*, malinie *Rubus idaeus*, wiciokrzewie *Lonicera* sp., wierzbówce *Chamaenerion* sp., żarnowcu miotlastym *Sarothamnus scoparius* (Przybyłowicz 2004). Motyl o aktywności zarówno dziennej, jak i nocnej. W ciągu dnia, przy słonecznej i ciepłej pogodzie, licznie odwiedza kwiaty sadzka konopiastego *Eupatorium cannabinum*, którego nektarem się odżywia. Nocą jest często przywabiany do sztucznych źródeł światła. Brak informacji, czy wtedy również się odżywia. Nie wiadomo również, jak i kiedy następuje kopulacja.

5. Wymagania siedliskowe

Krasopani hera uważana jest za gatunek leśny. W świetle prowadzonych badań terenowych wydaje się, że jest raczej związana ze strefą ekotonu pomiędzy lasem a środowiskiem otwartym. Tylko w nielicznych przypadkach motyle obserwowane były wewnątrz zwarte go drzewostanu, ale nawet wtedy były to miejsca z wyraźnie rzadziej rozmieszczonymi drzewami i bogatszą warstwą ziołorośli z obecnym sadźcem konopiastym (fot. 2).

Gatunek spotykany jest na terenach górskich i podgórskich do wysokości ok. 900 m n.p.m. Preferuje doliny rzek i strumieni. Najczęściej obserwowany wzdłuż szos, dróg leś-



Fot. 2. Sądziec konopiasty – roślina najchętniej odwiedzana przez imago krasopani hera *Euplagia quadripunctaria* (© Ł. Przybyłowicz)

nych, ścieżek i szlaków turystycznych na odcinkach, gdzie są one poprowadzone przez tereny zalesione, a ich obrzeża porośnięte są krzewami i ziołoroślami z sadźcem konopiastym. W Pieninach spotykany również na zarastających piargach. Motyl preferuje stanowiska wilgotne, a jednocześnie ciepłe, nasłonecznione.

Zagrożeniem dla krasopani hera może być przede wszystkim niszczenie stanowisk sadźca, np. przy prowadzeniu zrywki drewna, poszerzaniu dróg leśnych czy tworzeniu składowisk ściętych pni, przeznaczonych do późniejszego transportu. Aktualnie czynniki te mogą stanowić realne zagrożenie jedynie dla ograniczonej obszarowo populacji z okolic Dębicy. Na Pogórzu Przemyskim i w Bieszczadach ich znaczenie może być najwyżej lokalne. W przypadku Pienin, gdzie stanowiska leżą na terenie parku narodowego, głównym zagrożeniem jest powolna sukcesja roślinności drzewiastej i krzewów.

6. Rozmieszczenie gatunku w Polsce

W Polsce występowanie gatunku ograniczone jest do południowo-wschodniej części kraju (ryc. 1). Znale obecne stanowiska (12) koncentrują się na trzech obszarach: Pieniny (Błęszyński i in. 1965), kompleks leśny na południe od Dębicy oraz Pogórze Przemyskie i Bieszczady (Bielewicz 1973).

Pomimo pewnej poprawy w rozpoznaniu rozmieszczenia gatunku, nadal istnieje konieczność prowadzenia badań inwentaryzacyjnych. Szczególnie ważne jest uzyskanie odpowiedzi na dwa pytania:

- Gdzie przebiega zachodnia granica występowania (chodzi o potwierdzenie stanowisk z Gorców i Beskidu Wyspowego)?

- Czy istnieje ciągłość pomiędzy populacją pienińską a stanowiskami leżącymi bardziej na wschód (Dębica, Pogórze Przemyskie)? Brak też informacji na temat aktualnego występowania gatunku w Beskidzie Sądeckim i Niskim.

Przy obecnym stanie znajomości gatunku nie jest możliwa choćby przybliżona ocena liczebności polskiej populacji. Wiadomo jedynie, że na jednym stanowisku w tym samym czasie można zaobserwować nawet kilkadziesiąt osobników.



Ryc. 1. Zasięg występowania krasopani hera *Euplagia quadripunctaria* w Polsce (wg raportu dla Komisji Europejskiej 2007), stanowiska monitorowane w latach 2006–2008 w ramach zadania: *Monitoring gatunków i siedlisk przyrodniczych ze szczególnym uwzględnieniem specjalnych obszarów ochrony siedlisk Natura 2000 – faza pierwsza i faza druga* oraz inne stanowiska proponowane do monitoringu.

I. METODYKA

1. Koncepcja monitoringu gatunku

Wiedza na temat biologii gatunku jest bardzo powierzchowna i fragmentaryczna (Buszko 2004). Nieco lepiej prezentuje się stan poznania jego rozszedlenia na terenie Polski, choć i w tym zakresie informacja jest jeszcze niepełna.

Trzy sezony badań (2006–2008), prowadzonych w ramach zadania monitoringowego koordynowanego przez Instytut Ochrony PAN w Krakowie oraz wyniki inwentaryzacji siedlisk i gatunków Natura 2000, koordynowanej przez administrację Lasów Państwowych w roku 2007, umożliwiły potwierdzenie aktualnego występowania gatunku na wielu

obszarach, z których wykazywany był wcześniej. Intensyfikacja badań terenowych pozwoliła także na wykrycie licznych nowych stanowisk, precyzyjniejsze określenie granic zasięgu w Polsce oraz wskazanie terenów, gdzie występowanie gatunku jest bardzo prawdopodobne.

Przy obecnym – nikłym – stanie znajomości biologii gatunku i braku rzetelnego rozpoznania czynników ekologicznych mających kluczowe znaczenie dla istnienia populacji monitorowanego gatunku, nie jest jeszcze możliwe opracowanie dobrej metodyki jego monitoringu. Obecna propozycja jest pierwszą próbą jej określenia. W miarę gromadzenia nowych danych metodyka zostanie dopracowana.

Proponowane badania powinny umożliwić odpowiedź na kluczowe pytanie o zmiany zachodzące w znanej obecnie populacji. Czy jest ona stabilna (nie chodzi tu o krótkotrwałe fluktuacje) lub wzrastająca, czy raczej mamy do czynienia z trendem spadkowym (zaniechanie stanowisk, spadek liczebności). Równocześnie przy użyciu takiej samej metodyki powinno się poszukiwać nowych stanowisk gatunku, gdyż jego rozmieszczenie jest nadal słabo poznane.

Dla tych potrzeb, w oparciu o aktualną znajomość biologii gatunku, wybrano do badań w ramach monitoringu dwa wskaźniki jego stanu ochrony, po jednym charakteryzującym populację oraz siedlisko. Względna liczebność na stanowisku jest najlepszym, a przy tym łatwym do oceny w terenie wskaźnikiem stanu populacji. W przypadku siedliska zrezygnowano z przyjęcia kilku wskaźników (wystawa terenu, wilgotność, nasłonecznienie) dla określania jego przydatności dla krasopani hera, decydując się na jeden opisowy wskaźnik, uwzględniający liczbę i zagęszczenie kwitnących okazów sadzka konopiastego, rośliny pokarmowej osobników dorosłych. Wskaźnik ten jest stosunkowo łatwy do oceny, a przy tym będzie odzwierciedlał ewentualne zmiany ww. charakterystyk stanu środowiska, ważnych dla gatunku.

2. Wskaźniki i ocena stanu ochrony gatunku

Tab. 1. Wskaźniki stanu populacji i stanu siedliska krasopani hera

Wskaźnik	Miara	Sposób pomiaru/określenia
Populacja		
Względna liczebność	Liczba obserwowanych osobników dorosłych	Wizyta na stanowisku w ciągu dnia w czasie cieplej, słonecznej pogody. Kilukrotnie (2–3 razy) penetracja (powolne przejście) stanowiska bez dłuższego wyczekiwania na ewentualny przyłot motyli. Orientacyjny czas – do 30 minut.
Siedlisko		
Jakość siedliska	Liczba i zagęszczenie kwitnących okazów sadzka	Szacunek eksperta na podstawie obserwacji terenowej (wskazany szkiełko liczby i rozmieszczenia okazów)

Sposób wyskalowania wskaźników stanu populacji i siedliska prezentuje tabela 2.

Tab. 2. Waloryzacja wskaźników stanu populacji i stanu siedliska krasopani hera

Wskaźnik/Ocena*	FV	U1	U2
Populacja			
Względna liczebność	Co najmniej 2 osobniki na danym stanowisku obserwowane podczas 4–5 na 7 kontroli terenowych w sezonie	Pojedyncze osobniki na danym stanowisku obserwowane podczas 3–4 na 7 kontroli terenowych w sezonie	Nie zaobserwowano żadnych osobników lub pojedyncza obserwacja w sezonie
Siedlisko			
Występowanie rośliny pokarmowej	Występowanie co najmniej kilkudziesięciu kęp sadzca w odległości nie większej niż kilka metrów jedna od drugiej	Występowanie kilkunastu kęp sadzca w odległości nie większej niż kilka metrów jedna od drugiej	Występowanie nielicznych (kilku) kęp sadzca w niewielkim zagęszczeniu

*FV – stan właściwy, U1 – stan niezadowalający, U2 – stan zły

Waloryzacja wskaźników ma znaczenie jedynie orientacyjne i oparta jest w większości na subiektywnej ocenie eksperckiej. W związku ze słabą znajomością biologii oraz znacznymi wahaniami liczby obserwowanych osobników, zarówno w odniesieniu do poszczególnych dni, jak i kolejnych sezonów, zobiektywizowanie i wystandaryzowanie wartości wskaźników jest obecnie niemożliwe.

Perspektywy zachowania

Perspektywy zachowania gatunku zależą przede wszystkim od stanu siedliska, a miarą jego jakości jest liczna obecność sadzca, rośliny pokarmowej osobników dorosłych. Roślina ta zajmuje najczęściej niewielkie powierzchniowo siedliska ekotonowe pomiędzy lasem a obszarami otwartymi, w tym również wzdłuż leśnych dróg. Siedliska takie ze swej natury ulegają dość szybkim przekształceniom w wyniku sukcesji. Wiele z nich w perspektywie kilku-kilkunastu lat ulegnie prawdopodobnie zanikowi, natomiast w innych miejscach mogą pojawić się dogodne siedliska. Perspektywy utrzymania się gatunku na stanowisku zależą od szybkości naturalnej sukcesji (czynnik w miarę przewidywalny) oraz działalności człowieka w kontekście szeroko rozumianych prac leśnych, które pozwolą w krótkim czasie zmienić jakość stanowiska. Należy przypuszczać, że przy lepszym poznaniu biologii gatunku i jego właściwości ekologicznych pojawiają się dodatkowe czynniki, które pomogą na dokładniejsze określenie warunków dogodnych dla istnienia populacji krasopani hera.

Ocena ogólna

Ocena ogólna stanu ochrony gatunku na stanowisku nie może być wyższa niż najniższa ocena którejkolwiek ze składowych (parametrów) tego stanu (populacja, siedlisko, perspektywy). Należy mieć na uwadze, że ocena taka dla konkretnego stanowiska może się bardzo różnić w poszczególnych sezonach. Jej wartość staje się bardziej obiektywna dopiero po kilku (co najmniej trzech) sezonach obserwacji terenowych.

3. Opis badań monitoringowych

Wybór powierzchni monitoringowych i ich sugerowana wielkość

Jako stanowisko (powierzchnię do monitoringu) należy traktować obszar zwartej (łan) lub gęstego występowania pojedynczych okazów (kęp) sadzca konopiastego *Eupatorium cannabinum*. Kształt i wielkość stanowiska nie są konkretnie określone i zależą od lokalnych warunków, w jakich rosną rośliny. Stanowiska na polanach i brzegach lasów są zwykle bardziej zwarte, natomiast wzdłuż dróg komunikacyjnych mogą być rozciągnięte na większej przestrzeni. Minimalna liczba to około 20 kwitnących okazów sadzca rosnących w zwarcu. Miejsca gdzie roślina występuje pojedynczo, co kilkanaście metrów, nie traktuje się jako stanowisko, choć i w tym przypadku istnieje możliwość napotkania tam motyla. Docelowym monitoringiem powinna zostać objęta jak największa liczba spośród kilkunastu znanych obecnie stanowisk krasopani hera ze wszystkich czterech obszarów jej występowania: Pieniny (Grabczycha, Podskalnia Góra), okolice Dębicy (Berdech, Las Wolica), Pogórze Przemyskie (Arlamów, Cisowa, Dębna, Bykowce, Monasterzec), Bieszczady (droga Otrycka). Strategia taka wynika z faktu efemeryczności pojawiania się motyli. Rzadko zdarza się, aby na danym stanowisku można było zaobserwować znaczną liczbę osobników (kilkadziesiąt), a sytuacja, gdy licznie pojawiają się jednocześnie na większej liczbie stanowisk, jest zjawiskiem wyjątkowym. Zwykle na danym stanowisku notuje się pojedyncze osobniki i dlatego prawdopodobieństwo ich przeoczenia jest duże. Ważniejsze jest przy tym stwierdzenie występowania choćby nielicznych osobników na większym terenie niż znacznej ich koncentracji w jednym miejscu.

Sposób wykonywania badań

Badanie wskaźników stanu populacji

Motyl przejawia aktywność zarówno dzienną, jak i nocną. Dla potrzeb monitoringu można skupić się na obserwacjach podczas dziennej fazy aktywności. Obserwacje nocne z użyciem światła mogą być traktowane jako metoda dodatkowa. Obserwacje dzienne motyli należy prowadzić w czasie ciepłej, słonecznej pogody. Każda kontrola na stanowisku powinna polegać na kilkukrotnej (2–3 razy) inspekcji kwiatów sadzca i zanotowaniu liczby obserwowanych motyli, bez dłuższego wyczekiwania na ewentualny ich przylot, i trwać nie dłużej niż ok. 30 minut (powolne przejście i dokładna obserwacja kwitnących roślin). Notujemy liczbę obserwowanych okazów krasopani hera. Powierzchnia pojedynczego stanowiska jest często bardzo mała i zwykle nie przekracza kilkuset metrów kwadratowych, a motyl jest stosunkowo łatwy do zauważenia. W przypadku tego rodzaju badań niezbędne jest użycie pojazdu, umożliwiającego szybkie przemieszczanie się pomiędzy stanowiskami.

Badanie wskaźników stanu siedliska

Na badanym stanowisku określamy liczbę kęp i rozmieszczenie sadzca konopiastego (czy rośnie łanowo, czy w kępach, szacunkowa powierzchnia łanów, odległość kęp). Ponadto notujemy położenie i wysokość nad poziomem morza oraz wielkość, kształt i wystawę stanowiska, a także opisujemy krótko ogólny charakter siedliska na stanowisku oraz w jego pobliżu.

Termin i częstotliwość badań

Badanie stanu siedliska (liczba pojedynczych roślin i rozmieszczenie sadyżca) należy przeprowadzić raz w sezonie (najlepiej podczas pierwszej wizyty na stanowisku), natomiast obserwacje motyli powinny być prowadzone co 7 dni (1 raz w tygodniu) od połowy lipca do końca sierpnia (7 kontroli). W przypadku stwierdzenia osobników na danym stanowisku dwa kolejne razy, miejsce to można odwiedzać rzadziej, np. raz na dwa tygodnie. Częstotliwość prowadzenia obserwacji terenowych w początkowym okresie lotu motyli powinna być większa, ponieważ łatwo przeoczyć pojawiające się motyle. Badania należy przeprowadzić w ciepły, słoneczny dzień, ale nie bezpośrednio po opadach deszczu, od godzin przedpołudniowych (10.00) do popołudniowych (16.00). Badania monitoringowe powinny być prowadzone corocznie. Wynika to z faktu, że pojaw motyli na poszczególnych stanowiskach jest dość efemeryczny (obserwacje własne). Nieobecność gatunku w danym sezonie nie wyklucza jego obecności i możliwości odnotowania go w kolejnych latach. Z drugiej strony ważne jest, aby monitoring wychwycił pewne prawidłowości mogące zachodzić w populacji (zanik, wzrost liczebności motyli, wzrost ilości stanowisk). Informacje takie można uzyskać jedynie podczas corocznej i długotrwałej (wieloletniej) wizytacji stanowisk.

Sprzęt i materiały do badań

- siatka entomologiczna – nie jest konieczna, jednak w przypadku obserwacji np. okazów w locie może ułatwić weryfikację oznaczenia gatunku (po odłowieniu i unieruchomieniu okazu),
- lornetka – może się przydać do przeglądania trudno dostępnych miejsc porośniętych sadyżcem konopiastym,
- dyktafon (ew. notes, ołówek) – konieczne do utrwalenia wszelkich obserwacji,
- kompas – do określenia wystawy stanowiska,
- urządzenie GPS – do dokładnej oceny położenia geograficznego stanowiska.

4. Przykład wypełnionej karty obserwacji gatunku dla stanowiska

Tab. 3. Przykład wypełnionej karty obserwacji gatunku dla stanowiska

Karta obserwacji gatunku dla stanowiska	
Kod gatunku	Kod gatunku wg Dyrektywy Siedliskowej 1078
Nazwa gatunku	Nazwa polska, łacińska, autor wg aktualnie obowiązującej nomenklatury Krasopani hera <i>Euplagia quadripunctaria</i> (Poda, 1761)
Kod obszaru	Wypełnia instytucja koordynująca
Nazwa obszaru	Nazwa obszaru monitorowanego Pieniny
Kod stanowiska	Wypełnia instytucja koordynująca
Nazwa stanowiska	Nazwa stanowiska monitorowanego Podskalnia Góra

Obszary chronione, na których znajduje się stanowisko	<i>Natura 2000, rezerваты przyrody, parki narodowe i krajobrazowe, użytki ekologiczne, stanowiska dokumentacyjne itd.</i> Pieniński Park Narodowy
Współrzędne geograficzne	<i>Podać współrzędne geograficzne (GPS) stanowiska</i> 49°24.550' N 20°24.200' E
Wysokość n.p.m.	<i>Wysokości n.p.m. stanowiska lub zakres od... do...</i> 620–700 m n .p .m.
Charakterystyka siedliska gatunku na stanowisku	• <i>ogólny charakter</i>: piarg i nieco zarastająca murawa kserotermiczna na południowym stoku wzniesienia • <i>wystawa</i>: południowa • <i>siedliska w otoczeniu stanowiska</i>: las mieszany • <i>powierzchnia siedliska</i>, ok. 0,7 ha (w przybliżeniu)
Informacja o gatunku na stanowisku	<i>Syntetyczne informacje o występowaniu gatunku na stanowisku, dotychczasowe badania i inne istotne fakty. Wyniki monitoringu z lat poprzednich</i> Gatunek obserwowano tylko 1 raz 27.08.2006. Jeden okaz siedzący na kamieniu w dolnej, południowo-zachodniej części piargu.
Obserwator	<i>Imię i nazwisko eksperta lokalnego odpowiedzialnego za stanowisko</i> Łukasz Przybyłowicz
Daty obserwacji	<i>Daty wszystkich obserwacji</i> 29.07.2006.; 5.08.2006.; 27.08.2006.
Data wypełnienia	<i>Data wypełnienia formularza przez eksperta</i> 24.10.2006.
Data wpisania	<i>Data wpisania do bazy danych – wypełnia instytucja koordynująca</i>
Data zatwierdzenia	<i>Data zatwierdzenia przez osobę upoważnioną – instytucja koordynująca</i>

Stan ochrony gatunku na stanowisku			
Wskaźnik	Wartość wskaźnika i komentarz	Ocena	
Populacja			
Liczebność	Liczba osobników dorosłych: 1 okaz (27.08.2006)	XX	XX
Siedlisko			
Występowanie rośliny pokarmowej	Liczba i zagęszczenie kwitnących okazów sadzca Kilkadziesiąt (ok. 25) kwitnących roślin, a odległość między nimi nie przekracza kilku metrów; część z nich rośnie w zwarcu	FV	FV

Perspektywy zachowania	<i>Ocena eksperta z uwzględnieniem aktualnego stanu populacji i stanu siedliska (przede wszystkim obecności rośliny pokarmowej), obserwowanych negatywnych oddziaływań i zagrożeń (np. zarastania siedlisk) oraz stosowanej odnowy</i> Perspektywy niejasne; siedlisko wydaje się odpowiednie dla gatunku, ale bardzo skąpe dane o populacji; konieczne jest potwierdzenie występowania większej liczby osobników. Położenie stanowiska na terenie parku narodowego gwarantuje ochronę przed działalnością związaną z gospodarką człowieka (wycinanie drzew, poszerzanie dróg gruntowych, inwestycje budowlane). W dłuższej perspektywie zagrożeniem może być jednak powolna sukcesja, dlatego niezbędny jest monitoring stanowiska i ewentualnie usuwanie nadmiaru krzewów i młodych drzew.	XX
Ocena ogólna		XX

Lista najważniejszych aktualnych i przewidywanych oddziaływań (zagrożeń) na gatunek i jego siedlisko na badanym stanowisku (w tym aktualny sposób użytkowania, planowane inwestycje, planowane zmiany w zarządzaniu i użytkowaniu); kodowanie oddziaływań/zagrożeń zgodne z Załącznikiem E do Standardowego Formularza Danych dla obszarów Natura 2000; wpływ oddziaływania: „+” – pozytywny, „-” – negatywny, „0” – neutralny; intensywność oddziaływania: A – silna, B – umiarkowana, C – słaba

Aktualne oddziaływania				
Kod	Nazwa działalności	Intensywność	Wpływ	Syntetyczny opis
140	Wypas	C	0	Aktualnie prowadzony wypas owiec nie ma większego wpływu na jakość stanowiska. Wydeptywanie i zgryzanie nie jest zbyt intensywne i wydaje się, że przynajmniej na razie nie stwarza zagrożenia dla występowania gatunku.
950	Ewolucja biocenotyczna	C	0	Zarastanie stanowiska lasem. Intensywność jest raczej niewielka i przynajmniej aktualnie bez większego znaczenia dla jakości stanowiska ze względu na fakt, że krasopani hera wydaje się związana ze środowiskami ekotonowymi (pomiędzy terenami otwartymi a zalesionymi).

Zagrożenia (przyszłe, przewidywane oddziaływania)				
Kod	Nazwa	Intensywność	Wpływ	Syntetyczny opis
950	Ewolucja biocenotyczna	C	–	Zarastanie stanowiska może mieć w dłuższej perspektywie czasowej wpływ niekorzystny, ograniczając rozwój roślinności zielonej niezbędnej jako baza pokarmowa gąsienic.

Inne informacje	
Inne wartości przyrodnicze	<i>Inne obserwowane gatunki zwierząt i roślin z załączników Dyrektywy Siedliskowej, inne gatunki zagrożone (Czerwona księga), gatunki chronione</i> Niepylak apollo <i>Parnassius apollo</i> – gatunek chroniony
Gatunki obce i inwazyjne	<i>Wymienić obserwowane gatunki obce i inwazyjne</i> Nie obserwowano
Inne uwagi	<i>Wszelkie uwagi pomocne przy interpretacji wyników</i> Z pewnością na stanowisku występuje znacznie liczniejsza populacja, a stwierdzenie zaledwie 1 okazu jest odzwierciedleniem nieregularności badań i skrytym trybem życia motyla.
Dokumentacja fotograficzna	PLH120013_Podskalnia Góra_Fot.1.jpg.Ł.Przybyłowicz PLH120013_Podskalnia Góra_Fot.2.jpg.Ł.Przybyłowicz

5. Gatunki o podobnych wymaganiach ekologicznych, dla których można zaadaptować opracowaną metodykę

Przy obecnym stanie wiedzy na temat biologii, ekologii, wymagań siedliskowych i rozmieszczenia krasopani hera oraz innych gatunków motyli nie jest możliwe podanie gatunków, dla których zaproponowana metodyka mogłaby być zaadaptowana.

6. Ochrona gatunku

Dla ochrony krasopani hera duże znaczenie ma już samo umieszczenie jej na liście gatunków chronionych bądź zagrożonych wyginięciem. Fakt ten powoduje, że zwracają na nią uwagę różne podmioty podejmujące strategiczne decyzje dotyczące zagospodarowania określonych obszarów i ich dalszego rozwoju.

Do zachowania gatunku nie jest konieczne obejmowanie poszczególnych (niewielkich i często efemerycznych) stanowisk formalną ochroną obszarową. Ważny jest natomiast rzetelny monitoring i utrzymywanie siedlisk gatunku we właściwym stanie poprzez ochronę czynną, ukierunkowaną na zapobieganie zauważanym zmianom, wpływającym negatywnie na kondycję populacji (osuszanie, dewastacja, odlesianie, przeznaczanie pod inwestycje). Obecnie wydaje się, że nie ma konieczności podejmowania szczególnych działań ochronnych w stosunku do gatunku, z wyjątkiem Pienińskiego Parku Narodowego. Ogólne zalecenia ochronne polegają na utrzymywaniu ekstensywnej gospodarki leśnej na obszarach, gdzie znajdują się stanowiska motyla. W Pienińskim Parku Narodowym proponuje się prowadzenie monitoringu sukcesji zachodzącej na stanowiskach i ewentualne usuwanie wkraczającego na stanowiska podrostu krzewów i drzew. Lokalizacja stanowisk na większym obszarze podlegającym ochronie (park narodowy, obszar ochrony Natura 2000) daje gwarancję, że istniejące stanowiska nie zostaną zniszczone przez szeroko zakrojone działania inwestycyjne, związane np. z budownictwem czy rozbudową szlaków komunikacyjnych.

7. Literatura

Bielewicz M. 1973. Motyle większe (*Macrolepidoptera*) Bieszczadów Zachodnich i Pogórza Przemyskiego. Rocznik Muzeum Górnośląskiego w Bytomiu, Przyroda 7: 1–170.

Błeszyński S., Razowski J., Żukowski R. 1965. Fauna motyli Pienin. Acta zoologica cracoviensia 10, 5: 375–493.

Buszko J. 2004. *Callimorpha quadripunctaria* [w:] Adamski P., Bartel L., Bereszyński A., Kępel A., Witkowski Z. (red.). Gatunki zwierząt (z wyjątkiem ptaków). Poradniki ochrony siedlisk i gatunków Natura 2000 – podręcznik metodyczny. Ministerstwo Środowiska, Warszawa, T. 6: 41–42.

Przybyłowicz Ł. 2004. *Euplagia quadripunctaria* [w:] Głowaciński Z., Nowacki J. (red.). Polska Czerwona księga zwierząt. Bezkręgowce (Polish Red Data Book of Animals. Invertebrates). IOP PAN Kraków – AR Poznań: 289–290.

Opracował: **Łukasz Przybyłowicz**

9003 **Ksylomka striks (sówka puszczykówka)**

Xylomoia strix Mikkola, 1980



Fot. 1. Ksylomka striks *Xylomoia strix* (© J. Nowacki)

I. INFORMACJA O GATUNKU

1. Przynależność systematyczna

Rząd: motyle LEPIDOPTERA

Rodzina: sówkowate NOCTUIDAE

2. Status prawny i zagrożenie gatunku

Prawo międzynarodowe

Dyrektywa Siedliskowa – Załącznik II (gatunek priorytetowy) i IV

Prawo krajowe

Ochrona gatunkowa – ochrona ścisła (gatunek wymagający ochrony czynnej)

Kategoria zagrożenia IUCN

Czerwona lista zwierząt zagrożonych w Polsce (2002) – DD

3. Opis gatunku

Ksylomka striks *Xylomoia strix* jest motylem o dość krępej budowie ciała, charakterystycznej dla większości przedstawicieli rodziny sówkowatych. Rozpiętość skrzydeł 22–25 mm. Przednie skrzydło szarobrunatne z żółtawym odcieniem. Pole środkowe obrzeżone białawymi, lekko zębatymi przepaskami. W dolnej części pola środkowego znajduje się szeroka, podłużna, czarna smuga. Tylnie skrzydło jednolicie szarobrunatne, bez rysunku (fot. 1). Dymorfizm płciowy w wyglądzie zewnętrznym nie jest zaznaczony, jedynie samica może



Fot. 2. Torfowisko Sobowice – jedyne znane stanowisko ksyłomki striks *Xylomoia strix* w Polsce (© A. Buczek)

mieć nieco grubszy odwłok. Ustalenie płci możliwe jest tylko przez porównanie kształtu zakończenia narządów rozrodczych.

Gatunek ten nie ma rzucających się w oczy cech morfologicznych, pozwalających na łatwe odróżnienie od innych gatunków. Można go więc pomylić z przedstawicielami pokrewnych rodzajów, takich jak *Apamea* (zwłaszcza *Apamea pabulatricula*), *Mesapamea* czy *Oligia*. W zasadzie tylko osoby mające duże doświadczenie w identyfikacji sówkowatych mogą rozpoznać gatunek bez większych problemów (Nowacki 1998).

4. Biologia gatunku

Biologia gatunku jest, jak dotąd, nieznana. Dotyczy to zarówno polskich znalezisk, jak i danych z innych krajów. Znany jest jedynie okres lotu postaci dorosłych, który rozciąga się od połowy czerwca do połowy lipca. Z dotychczasowych notowań motyla wynika, że zarówno w Polsce, jak i w innych krajach gatunek ma jedno pokolenie w ciągu roku. Na podstawie okresu lotu motyla i analogii ze strategią rozwoju pokrewnych gatunków, można przypuszczać, że ksyłomka striks zimuje w stadium gąsienicy, a prawdopodobnym pokarmem gąsienic są rośliny zielne. Podobnie jak większość innych przedstawicieli sówkowatych, motyl charakteryzuje się aktywnością nocną i może być wabiony do światła (zwłaszcza z udziałem promieniowania w zakresie UV) w późnych godzinach nocnych. Dotychczas był to jedyny sposób wykazania obecności motyla.

5. Wymagania siedliskowe

Określenie elementu geograficznego (zasięgowego) w przypadku ksyłomki striks jest trudne z uwagi na bardzo niekompletne informacje na temat jej zasięgu. Dotychczas gatunek ten

był wykazany jedynie z Finlandii, Łotwy, Polski i Ukrainy (Mikkola 1980, Nowacki 1998). Można jedynie przypuszczać, że jest to gatunek reliktowy pochodzenia syberyjskiego, nie ma jednak żadnych danych z Europy Wschodniej, które potwierdzałyby tę hipotezę.

Środowisko, w którym znaleziono gatunek, jest torfowiskiem węglanowym (typ siedliska przyrodniczego 7210), otoczonym wilgotnymi lasami typu olsu oraz łęgu (typ siedliska przyrodniczego 91EO). W dalszej odległości znajdują się lasy typu grądu oraz pola uprawne. Dotychczas nie udało się ustalić, jakie środowisko stanowi właściwe miejsce rozwoju gatunku. W innych krajach motyle łowiono w lasach łęgowych w dolinach rzek – Finlandia, Łotwa (Buszko 2004).

6. Rozmieszczenie gatunku w Polsce

W Polsce gatunek znany jest tylko z jednego stanowiska – rezerwatu Sobowice koło Chełma (koło miejscowości Zawadówka; fot. 2). Złowiony był on po raz pierwszy w 1994 r. oraz w kilku kolejnych latach w liczbie nieprzekraczającej w sumie 10 osobników (Nowacki, Sekuła 1994). Także w innych krajach złowiono zaledwie kilkadziesiąt okazów. Po roku 1997 niespotykany. Mimo intensywnych prac terenowych i prób wykazania gatunku na znanym dotychczas stanowisku, nie udało się potwierdzić jego występowania i na tej podstawie można wnioskować, że gatunek tam obecnie nie występuje. Przyczyny mogą



Ryc. 1. Zasięg występowania ksylomki striks *Xylomoia strix* w Polsce (wg raportu dla Komisji Europejskiej 2007) i stanowisko monitorowane w latach 2007–2008 ramach zadania *Monitoring gatunków i siedlisk przyrodniczych ze szczególnym uwzględnieniem specjalnych obszarów ochrony siedlisk Natura 2000 – faza pierwsza i faza druga*.

leżeć zarówno w okresowym zasiedleniu terenu przez ksylomkę striks i naturalnej ekstynkcji po kilku latach, jak i wygaśnięciu relikтового stanowiska. Bardziej prawdopodobna jest jednak pierwsza hipoteza.

II. METODYKA

1. Koncepcja monitoringu gatunku

Na obecnym etapie poznania gatunku nie jest możliwe przedstawienie koncepcji monitoringu.

2. Wskaźniki i ocena stanu ochrony gatunku

Podstawowym zadaniem jest wykazanie obecności gatunku na stanowisku, a w dalszej kolejności określenie jego związków z siedliskiem i stanu populacji. W trakcie prac monitoringowych 2007–2008, mimo dużego nakładu pracy w działaniach terenowych, nie udało się gatunku odnaleźć.

3. Opis badań monitoringowych

Odpowiednią metodą służącą do stwierdzenia obecności gatunku jest wabienie do światła. Jako źródła światła można używać żarówek rtęciowych i rtęciowo-żarowych różnej mocy zasilanych z generatora prądutłórczego oraz z sieci (przy znajdujących się w okolicy zabudowaniach), jak również rur jarzeniowych emitujących promieniowanie UV. Wabienie należy prowadzić w okresie od początku czerwca do połowy lipca z dużą częstotliwością (kilka razy w tygodniu). Zaleca się stosowanie w terenie kilku źródeł światła. Wskazany jest odłów żywych motyli w celu pozyskania materiału do dalszej hodowli, która pozwoliłaby na poznanie cech stadiów preimaginalnych i trybu życia.

4. Przykład wypełnionej karty obserwacji gatunku dla stanowiska

Na etapie poszukiwań gatunku karty obserwacji nie są konieczne.

5. Gatunki o podobnych wymaganiach ekologicznych, dla których można zaadaptować opracowaną metodykę

Podobnym gatunkiem, który może być opracowywany w podobny sposób, jest drugi przedstawiciel rodzaju *Xylomoia* w Polsce, a mianowicie *Xylomoia graminea*. Gatunek ten występuje tylko we wschodniej Polsce (dalej sięga po Syberię) i także w tym przypadku jego biologia rozwoju jest nieznana.

6. Ochrona gatunku

Gatunek prawnie chroniony, a jedyne znane dotychczas stanowisko objęte jest ochroną rezerwatową. Zasadniczo, ze względu na brak nowych danych, powinien zostać uznany za wymarły i wykreślony z listy gatunków prawnie chronionych.

7. Literatura

- Buszko J. 2004. Sówka puszczykówka [w:] Adamski P, Bartel R., Bereszyński A., Kepel A., Witkowski Z. (red.). Gatunki Zwierząt (z wyjątkiem ptaków). Poradniki ochrony siedlisk i gatunków Natura 2000 – podręcznik metodyczny. Ministerstwo Środowiska. Warszawa. T. 6: 63–64.
- Mikkola K. 1980. Two new noctuid species from Northern Europe: *Polia sabmeana* n. sp. and *Xylomoia strix* n. sp. (*Lepidoptera*, *Noctuidae*: *Hadeninae* and *Amphipyryinae*). *Notulae Entomologicae* 60: 217–222.
- Nowacki J. 1998. The Noctuids (*Lepidoptera*, *Noctuidae*) of Central Europe. Bratislava: 51 ss., 24 tabl.
- Nowacki J., Sekuła W. 1994. *Xylomoia strix* Mikkola 1980 – nowy dla fauny Polski przedstawiciel sówkowatych (*Lepidoptera*, *Noctuidae*). *Wiadomości Entomologiczne* 13: 195–196.

Opracował: **Jarosław Buszko**

1084 ***Pachnica dębowa**

Osmoderma eremita (Scopoli, 1763)



Fot. 1. Samiec pachnicy dębowej *Osmoderma eremita* posiada wyraźną bruzdę i wypukłości na przedpleczu (© A. Oleksa)



Fot. 2. U samicy pachnicy dębowej wszelkie zagłębienia i wypukłości przedplecza i głowy są słabiej wykształcone niż u samca (© A. Oleksa)

I. INFORMACJA O GATUNKU

1. Przynależność systematyczna

Rząd: chrząszcze COLEOPTERA

Rodzina: poświętnikowate SCARABEIDAE

Problem podziału systematycznego europejskich przedstawicieli rodzaju *Osmoderma* jest w ostatnich latach przedmiotem intensywnej debaty (Audisio i in. 2007, 2009). Dane molekularne przemawiają za podziałem dotychczasowego gatunku *O. eremita* na kilka (z których w Polsce występuje *O. barnabita* Motschulski), jednak hipoteza ta znajduje słabe wsparcie wynikami badań ekologicznych i morfologicznych (szerszy komentarz w rozdz. 3).

2. Status prawny i zagrożenie gatunku

Prawo międzynarodowe

Dyrektywa Siedliskowa – Załączniki II (gatunek priorytetowy) i IV

Konwencja Berneńska – Załącznik II

Prawo krajowe

Ochrona gatunkowa – ochrona ścisła (gatunek wymagający ochrony czynnej)

Kategoria zagrożenia IUCN

Europejska czerwona lista chrząszczy saproksylicznych – NT

Czerwona lista zwierząt zagrożonych w Polsce – VU

Polska czerwona księga – VU

Czerwona lista dla Karpat – EN (w Polsce – CR)

3. Opis gatunku

Pachnica, podobnie jak i inne poświętnikowate, należy do chrząszczy dobrze znanych (Bunalski 1999), jeśli nie szerokiemu ogółowi społeczeństwa, to przynajmniej przyrodnikom, chociażby ze względu na intrygujący zapach przypominający śliwki (Larsson i in. 2003, Svensson i in. 2003, 2009). Gatunek został opisany już u zarania współczesnej taksonomii, w roku 1763 przez Giovanniego A. Scopoli na podstawie okazów pochodzących ze Słowenii i aż do początku lat 90. XX w. wydawało się, że w Europie występuje tylko jeden gatunek z rodzaju *Osmoderma*. Baraud i Tauzin (1991), porównując drobne różnice morfologiczne pomiędzy pachnicami ze wschodniej i zachodniej części kontynentu Europejskiego, zaproponowali podzielenie gatunku na dwa nowe taksony: *Osmoderma eremita* i *Osmoderma lassalei*. Sparacio (1994) zaproponował dodatkowo nadanie statusu odrębnego gatunku pachnicom z Sycylii. Ponieważ dowiedziono później (Krell 1997), że cechy morfologiczne wskazane jako kluczowe dla wyodrębnia gatunków wykazują ciągłą zmienność geograficzną, a także zawierają się w zakresie zmienności *O. eremita*, nowo wyróżnione taksony zostały uznane co najwyżej za podgatunki w ramach jednego gatunku europejskiego (Krell 1997). Problem podziału systematycznego pachnic na kontynencie europejskim powrócił ostatnio za sprawą wyników Audisio et al. (2007, 2009). Przeprowadzili oni porównanie sekwencji pierwszej jednostki genu oksydazy cytochromowej (COI) osobników z różnych części areалу. Uzyskane wyniki mocno wsparły ogólną koncepcję podziału europejskich pachnic na co najmniej dwie dobrze wyróżniające się gałęzie ewolucyjne, których odrębność wiąże się z dawną izolacją w odrębnych refugium w czasie plejstocenu, tj. na Półwyspie Apenińskim i na Bałkanach. Niemniej jednak należy podkreślić, że badania różnicowania molekularnego europejskich pachnic zostały przeprowadzone na sekwencji tylko jednego genu, a ponadto na bardzo małym materiale (26 osobników, głównie z zachodniej Europy). Wykreślanie zasięgów „gatunków” wydaje się więc przedwczesne. Ponadto, w dalszym ciągu nie dowiedziono istnienia różnic morfologicznych i ekologicznych pomiędzy tymi taksonami o niejasnej randze, co więcej – okazało się, że populacje wschodnioeuropejskie wykorzystują ten sam feromon co zachodnioeuropejskie (Svensson i in. 2009).

Zauważyć też należy, że Scopoli opisał gatunek na podstawie okazów ze Słowenii, czyli kraju, w którym występowanie *O. eremita* (*O. italicum*?) jest równie prawdopodobne jak *O. barnabita* (Audisio i in. 2007). Być może zgodnie z prawem priorytetu to właśnie gałęzi wschodnioeuropejskiej (pochodzącej z refugium bałkańskiego) przysługuje nazwa *O. eremita*, a dla pachnic zachodnioeuropejskich (wywodzących się z refugium apenińskiego) należałoby przyjąć inną nazwę. Tezy tej jednak nie sposób zweryfikować, gdyż okazy typowe zebrane przez Scopolię już nie istnieją.

Zgodnie z ogólnym rozmieszczeniem wyróżnionych taksonów obszar Polski powinien zasiedlać gatunek *O. barnabita* (nazwa *O. lassalei* przysługuje obecnie pachnicom z Grecji, także podniesionym do rangi gatunku – Audisio et al. 2007), jednak w zachodniej części Polski nie do końca da się jednak wykluczyć obecności *O. eremita*, czy nawet strefy hybrydyzacji między tymi populacjami czy taksonami, jak ma to miejsce w przypadku innych gatunków, które uległy niedawnej specjacji. Dlatego w niniejszym opracowaniu w dalszym ciągu używam określenia *Osmoderma eremita*, mając na myśli cały kompleks gatunków o niewyjaśnionej do końca randze. Należy jednak pamiętać, że kraj nasz zasiedla głównie *O. barnabita* w rozumieniu Audisio i in. 2007.

Czy bieżące zmiany w systematyce rodzaju *Osmoderma* wpływają w jakikolwiek sposób na konieczność zmiany podejścia do ochrony pachnicy? Zdecydowanie nie, bowiem zgodnie z literą prawa ochroną został objęty takson w kształcie odpowiadającym poglądom w momencie tworzenia aktu prawnego (Dyrektywy Siedliskowej, rozporządzenia o ochronie gatunkowej). W świetle obowiązującego prawa pachnicy *Osmoderma barnabita* przysługuje taka sama ochrona jak taksonowi *Osmoderma eremita*, chociaż niewątpliwie stan populacji pachnicy w środkowo-wschodniej Europie jest o wiele lepszy niż na Zachodzie (Ranius i in. 2005).

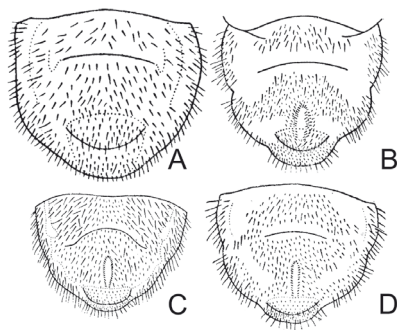
Pachnica dębowa *Osmoderma eremita* to jeden z największych gatunków chrząszczy, występujących w Polsce. Polską nazwę gatunek ten zawdzięcza przyjemnemu, dość silnemu zapachowi, który jest feromonem wydzielanym przez samce. Długość ciała wynosi zazwyczaj 28–32 mm, a wyjątkowo nawet do 40 mm przy masie ciała ok. 2 g. Ubarwienie brunatne z oliwkowo-metalicznym połyskiem. Ciało z wierzchu pozbawione owłosienia, jedynie spód i boki z bardzo delikatnymi, słabo widocznymi, przylegającymi włoskami. Głowa znacznie węższa od przedplecza, z wyciągniętym, prostokątnym nadustkiem. Przed oczami, u nasady czułków dwa wysokie guzki; u samca połączone poprzeczną listwą, u samicy mniejsze i bez połączenia. Czułki kolankowato załamane, 10-członowe, zakończone trójczłonową buławką. Przedplecze wyraźnie węższe od pokryw; jego boki mocno zaokrąglone, przednie i tylne kąty słabo zaznaczone.

Środek przedplecza u samca z głębokim, podłużnym zagłębieniem, obramowanym po bokach wystającymi wypukłościami (fot. 1). U samicy cecha ta jest znacznie słabiej ukształcona (fot. 2). Tarczka duża, trójkątna, położona w wyraźnym zagłębieniu pokryw. Pokrywy w zarysie prawie prostokątne, o wydatnych barkach i prawie prosto obciętych wierzchołku. Mikrorzeźba pokryw złożona jest z drobnego, rzadkiego punktowania oraz nieregularnych zmarszczek i fałdek. Nogi masywne, mocne, uda i golenie wyraźnie spłaszczone. Golenie na zewnętrznej krawędzi z trzema ostrymi zębami, stopy 5-członowe. Charakterystyczny kształt ciała w połączeniu z dużymi rozmiarami powodują, że postać dorosła pachnicy dębowej jest trudna do pomylenia z jakimkolwiek gatunkiem chrząszcza występującym w Polsce. Nieco podobne pod względem kształtu gatunki z rodzaju zacznik (*Gnorimus* spp.) są o wiele mniejsze (długość ciała zazwyczaj poniżej 23 mm, zwykle około 15 mm), a ponadto ich ubarwienie jest metalicznie zielone lub matowoczarne, z wyraźnymi białymi plamkami na wierzchu ciała.

Larwa pachnicy dębowej to pędrak, typowy dla chrząszczy z nadrodziny żuków Scarabaeoidea, o białawym cieple, zagiętym w kształcie litery C (fot. 3). Próchnowiska są miejscem występowania larw kilku gatunków kruszczycowatych Cetoniidae o podobnym wyglądzie: larwy z rodzaju zacznik *Gnorimus*, kruszczycy *Cetonia aurata*, kwietnica (wepa) *Protaetia*. Gatunkiem o zbliżonych wymaganiach ekologicznych do pachnicy jest wepa marmurkowana *Protaetia marmorata*, której larwy można niekiedy spotkać w tych samych próchnowiskach. Pomyłka z innymi poświętnikowatymi może dotyczyć w szczególności larw pachnicy w młodszych stadiach. W pełni wyrosnięte larwy wyróżnia znaczna wielkość. Osiągają one do 60 mm długości i nawet 12 g masy. Kluczową cechą jest układ szczecinek na spodniej stronie ostatniego segmentu ciała, które u larw pachnicy dębowej są równomiernie rozproszone po powierzchni, zaś u pozostałych gatunków tworzą skupienie w postaci wydłużonego owalu (ryc. 1).



Fot. 3. Larwy pachnicy dębowej (© A. Oleksa)



Ryc. 1. Ostatnie sternity larw poświętnikowatych występujących w próchnowiskach z charakterystycznym układem szczecinek: A – pachnica dębowa *Osmoderma eremita*, B – zaczek *Gnorimus octopunctatus*, C – kruszczyca złotawka *Cetonia aurata*, D – wępa marmurkowa *Protaetia marmorata* (z Arnoldi 1964).

4. Biologia gatunku

Wszystkie stadia rozwojowe pachnicy dębowej związane są z próchnowiskami w obrębie dziupli drzew. Larwy odżywiają się próchnem różnych gatunków drzew i przechodzą rozwój we wnętrzu dziupli. Ze względu na niską wartość odżywczą pokarmu rozwój trwa nawet do 4 lat (zwykle 3 lata). Larwy wykorzystują drewno wstępnie rozłożone przez grzyby, zaś trawienie tego trudno przyswajalnego pokarmu wiąże się z obecnością symbiotycznych mikroorganizmów w ich jelitach. Odchody larw (i co za tym idzie tworzący się z nich mursz) cechuje zwiększona zawartość azotu, przyczynia się więc do użyźniania gleby. W dziuplach zasiedlonych przez pachnicę dębową z reguły spotkać można nagromadzenie dużych ilości odchodów larw i innych pozostałości i szczątków owadów.

Przepoczwarczenie odbywa się w kokolicie – swego rodzaju „kokonie” budowanym przez larwę z cząstek murszu. Postacie dorosłe wylęgają się, w zależności od warunków pogodowych, w czerwcu lub lipcu.

Chrząszcze przebywają zazwyczaj w dziuplach i ich bezpośrednim otoczeniu. Zazwyczaj najłatwiej można zaobserwować samce, przesiadujące w nasłonecznionych miejscach w pobliżu otworów dziupli przy dobrych warunkach pogodowych. Zachowanie to wiąże się z wydzielaniem feromonu, toteż często zapach takich osobników jest wyczuwalny nawet dla człowieka.

Postacie dorosłe odżywiają się sokiem wyciekającym ze zranionych drzew lub ze spadłych owoców, jednak przyjmują stosunkowo niewiele pokarmu i żyją w głównej mierze kosztem tkanki tłuszczowej zgromadzonej w stadiach larwalnych.

Ocenia się, że pachnica dębowa jest gatunkiem o wyjątkowo niskich zdolnościach dyspersyjnych. Lot chrząszczy jest ociężały i powolny, towarzyszy mu charakterystyczne głośnie brzęczenie. W oparciu o badania prowadzone na populacjach szwedzkich z wykorzystaniem metody znakowania i powtórnych złowień oraz radiotelemetrię oceniono, że średni zasięg dyspersji wynosi jedynie 60 m, jednak w polskich populacjach można się spodziewać większych zdolności dyspersyjnych (Oleksa i in. w przygot.; szerzej zagadnienie to zostało omówione w rozdziale *Wskaźniki stanu siedliska*).

5. Wymagania siedliskowe

Optymalne siedliska pachnicy dębowej są typowe dla dwóch krańców spektrum antropogenicznych przekształceń naszych rodzimych ekosystemów: z jednej strony są to lasy naturalne bogate w wiekowe drzewa liściaste i luki powstałe na skutek rozpadu drzewostanu, a z drugiej strony – krajobrazy kulturowe o odpowiednio wysokim zagęszczeniu zadrzewień.

Przyczyną takiego wzorca występowania gatunku jest preferowanie dużych, dziuplastych drzew rosnących w dobrze nasłonecznionych miejscach. Stanowiska zacienione są zasiedlane znacznie słabiej, prawdopodobnie ze względu na niekorzystne warunki termiczne. Stąd stosunkowo niewiele znanych z Polski stanowisk pachnicy dębowej znajduje się w lasach gospodarczych, gdzie drzewa w starszych klasach wiekowych są rzadkie, a ponadto wyrównana struktura przestrzenna sprzyja zacienieniu pni. Przykładowo na Pojezierzu Iławskim na ponad 200 drzew zasiedlonych przez pachnicę (Oleksa i in. 2007, Gawroński, Oleksa mat. niepubl.) tylko kilkanaście zlokalizowanych było w lasach, a i to w miejscach silnie prześwietlonych, takich jak np. stare aleje otoczone młodymi uprawami leśnymi na gruntach porolnych. Gatunek z reguły zasiedla drzewa starsze, mające powyżej 100 lat.

Głównym miejscem występowania pachnicy w Polsce są krajobrazy kulturowe – przede wszystkim zadrzewienia przydrożne, ale także parki i cmentarze, sady, zadrzewienia w obrębie łąk i pastwisk. W Polsce północnej przeszło 90% zasiedlonych drzew rośnie w alejach i szpalerach przydrożnych.

Pachnica dębowa zasiedla dziuplaste, lecz wciąż żywe i stojące drzewa. Z reguły dziuple odpowiednie do zasiedlenia przez pachnicę dębową tworzą się w pniach drzew o pierśnicy powyżej 100 cm, jednak niekiedy zasiedlane są również cieńsze okazy drzew (nawet o pierśnicy 25 cm). Większość dębów zasiedlanych w Szwecji jest w wieku 150–400 lat, podczas gdy lipy na Pojezierzu Iławskim – w wieku ok. 100 lat. Znane są także przypadki zasiedlania dziupli zupełnie martwych, lecz stojących drzew, a już zupełnie wyjątkowo



Fot. 4. Wbrew utartym opiniom, pachnica dębowa nie wykazuje szczególnego upodobania do dębów. Odpowiednie dla niej dziuple powstają z reguły dopiero w stulkudziesięcioletnich dębach o pierśnicach powyżej 110 cm (© A. Oleksa)



Fot. 5. W dolinach rzecznych najczęściej zasiedlanymi przez pachnicę dębową drzewami są ogłowione wierzby (© A. Oleksa)

gatunek był stwierdzany w leżących martwych pniach. Niekiedy larwy i poczwarki można odnaleźć w pieńkach po ściętych drzewach, jednak w tym przypadku mało prawdopodobne jest pomyślnie ukończenie rozwoju ze względu na mało stabilne warunki mikroklimatyczne i wzmożone drapieżnictwo ze strony ptaków i drobnych ssaków. Niekiedy żer stwierdzany był w próchnowiskach powstających pod grubą korą konarów i pni drzew (dębów).

Pachnica dębowa była wykazywana z wielu gatunków drzew, choć w literaturze stosunkowo najczęściej wymieniany jest dąb (fot. 4).

Krytyczne porównanie częstości zasiedlania drzew różnych gatunków dowodzi jednak, że przypisywanie pachnicy dębowej wybiórczości wobec dębu nie jest uzasadnione. W alejach na Pojezierzu Iławskim silnie preferowanym gatunkiem jest lipa, ale także olsza i ogłowione wierzby – drzewa o dużej podatności na próchnienie, często wykształcające obszerne próchnowiska. Na niskich terasach środkowej i dolnej Wisły pachnica występuje głównie w ogławianych wierzbach (białej i kruchej, fot. 5). W całej Polsce rola dębu ograniczona jest zwykle niewielką dostępnością drzew z dużymi próchnowiskami, gdyż ze względu na wysoką odporność jego drewna odpowiednio duże próchnowiska wykształcają się dopiero u drzew stukilkudziesięcioletnich czy nawet jeszcze starszych (Ranius i in. 2009).

6. Rozmieszczenie gatunku w Polsce

Jeszcze kilkanaście lat temu (Szwalko 1992) pachnica dębowa znana była z nielicznych stanowisk, w większości niepotwierdzonych od kilkudziesięciu lat. Obecnie, dzięki rosnącemu zainteresowaniu gatunkiem w wyniku prac nad tworzeniem sieci Natura 2000, pachnica dębowa została stwierdzona na wielu stanowiskach na terenie niemal całej Polski (ryc. 2). Z całą pewnością w wiedzy na temat rozmieszczenia pachnicy w Polsce istnieją poważne luki, jako że tylko nieliczne regiony poddane zostały systematycznej inwentaryzacji (Pojezierze Iławskie – Gawroński, Oleksa 2006, Oleksa i in. 2007, Dolny Śląsk – Kadej i in. 2007). Do wzbogacenia wiedzy na temat występowania pachnicy w Polsce przyczyniła się również inwentaryzacja gatunków z załączników II i IV Dyrektywy Środowiskowej, przeprowadzona w roku 2007 w Lasach Państwowych. Pewną jej wadą był jednak brak ujednoliconej metodyki prac oraz zróżnicowane umiejętności osób wykonujących prace terenowe, co uniemożliwia porównywanie wyników uzyskiwanych w różnych częściach kraju. W świetle obecnej wiedzy można stwierdzić, że pachnica dębowa jest stosunkowo szeroko rozprzestrzeniona w województwach świętokrzyskim, opolskim, dolnośląskim, lubuskim, wielkopolskim i warmińsko-mazurskim oraz lokalnie w województwach zachodniopomorskim, kujawsko-pomorskim i pomorskim. Z Małopolski istnieje duża liczba danych, jednak w większości niepotwierdzonych w ciągu ostatnich dwudziestu lat. Niewielka liczba stanowisk znana jest z Lubelszczyzny, Podlasia (poza Puszcą Białowieską) i znacznych połaci Mazowsza. W świetle obecnej wiedzy obszary współczesnego licznego występowania zaskakująco pokrywają się więc z zasięgiem ziem objętych zaborem pruskim. Być może ma to związek z obecnością charakterystycznych cech krajobrazu kulturowego tych terenów, to jest historycznie i kulturowo ukształtowanej zieleni przydrożnej, szpalerów drzew i alei wzdłuż dróg, a także parków wiejskich. Zadrzewienia te stanowią bardzo ważną część krajobrazu otwartego, pozostającego w ścisłym związku z osadnictwem i układem komunikacyjnym. Większa część aktualnie znanych stanowisk pachnicy dębowej w Polsce związana



Ryc. 2. Zasięg występowania pachnicy dębowej *Osmoderma eremita* w Polsce (wg raportu dla Komisji Europejskiej 2007), stanowiska monitorowane w latach 2006–2007 w ramach zadania: *Monitoring gatunków i siedlisk przyrodniczych ze szczególnym uwzględnieniem specjalnych obszarów ochrony siedlisk Natura 2000 – faza pierwsza i faza druga* oraz dodatkowe stanowiska proponowane do monitoringu.

jest właśnie z tego rodzaju zadrzewieniami w krajobrazach kulturowych. Są to obecnie środowiska silnie narażone na likwidację, zwłaszcza w wyniku przebudowy infrastruktury drogowej oraz zmian struktury krajobrazu rolniczego.

Obserwowane ostatnio zwiększanie liczby znanych stanowisk nie świadczy o wzrostowym trendzie populacji pachnicy dębowej w Polsce, a jedynie o wzroście zainteresowania tym gatunkiem. Obserwujemy raczej stałe zmniejszanie liczby stanowisk, gdyż siedliska pachnicy dębowej zanikają obecnie w znacznie szybszym tempie niż powstają nowe, a ponadto rozerwana zostaje ich ciągłość.

Konieczne są dalsze badania terenowe nad występowaniem pachnicy dębowej, szczególnie w regionach o niewielkiej liczbie znanych stanowisk. Pozwolą one ocenić, czy obecna wiedza o rozmieszczeniu gatunku w Polsce pokrywa się z rzeczywistym wzorcem, czy jest tylko artefaktem związanym z nierównomiernym rozpoznaniem.

II. METODYKA

1. Koncepcja monitoringu gatunku

Monitoring pachnicy dębowej został zapoczątkowany w latach 2006–2008 przez Instytut Ochrony Przyrody PAN w ramach zlecenia Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska.

Monitoring prowadzony jest na wybranych obszarach na terenie Polski, z których znaczną część stanowią istniejące i projektowane specjalne obszary ochrony siedlisk Natura 2000. Celem prac jest ocena stanu populacji oraz niezbędnych dla jej przetrwania atrybutów siedlisk, tj. dziuplastych drzew z obszernymi próchnowiskami. Wstępne badania monitoringowe, zmierzające do uściślenia metodyki prac, prowadzono w roku 2006 na 21 stanowiskach w 14 obszarach, zaś w roku 2007 na 12 stanowiskach reprezentujących 11 obszarów (ryc. 2).

Z reguły monitoring populacji roślin i zwierząt bazuje na regularnym badaniu liczebności, względnie zagęszczenia osobników, w celu uzyskania informacji o zmianach tych parametrów w czasie. W przypadku pachnicy dębowej, tego rodzaju ocena wielkości populacji okazuje się niezmiernie trudna ze względu na swą czasochłonność (metoda znakowania i powtórnego odłowu). W dużych próchnowiskach może żyć równocześnie nawet kilkadziesiąt (skrajnie kilkaset) larw pachnicy dębowej, dlatego poszczególne drzewa mogą być traktowane jako pojedyncze płaty środowiska zasiedlone przez subpopulację, zaś zbiór drzew izolowanych nie bardziej jak ok. 200 m (większy dystans jest w stanie pokonać zaledwie kilka procent osobników) – jako populację. Należy przypuszczać, że rokrocznie w każdym zasiedlonym drzewie rozwija się co najmniej kilka owadów dorosłych, w zależności od dostępnych zasobów (objętości próchnowisk w dziuplach), co z kolei skorelowane jest dodatkowo z rozmiarami drzew. Monitoring gatunku nie zakłada szczegółowego śledzenia demografii każdej z subpopulacji (czyli na poziomie każdego zasiedlonego drzewa). W trakcie prac odnotowywana jest obecność lub brak pachnicy dębowej w badanych drzewach, co dostarcza informacji co do ogólnej liczby zasiedlonych drzew na stanowisku. Wielkość ta koreluje z ogólną liczebnością populacji. Ponadto, zgromadzone charakterystyki drzew pozwalają ocenić ogólną przydatność stanowiska dla pachnicy dębowej oraz trendy zmian.

2. Wskaźniki i ocena stanu ochrony gatunku

Stan populacji oraz siedlisk pachnicy dębowej na podlegających monitoringowi stanowiskach można opisać przy pomocy następujących wskaźników:

Wskaźniki stanu populacji

- liczba zasiedlonych drzew w przeliczeniu na 100 drzew dziuplastych,
- liczba zasiedlonych drzew w przeliczeniu na 100 drzew dziuplastych dostępnych do kontroli,
- liczba drzew zasiedlonych w przeliczeniu na 1 ha.

Zmienną braną pod uwagę przy ocenie względnej liczebności populacji pachnicy dębowej jest liczba wykrytych zasiedlonych drzew (liczba subpopulacji). Wyniki należy przeliczyć na jednakową liczbę (100) drzew dziuplastych i drzew dziuplastych dostępnych do kontroli, tj. takich, gdzie można pobrać mursz z próchnowiska do oględzin. Należy brać pod uwagę obydwie te wartości, bowiem w optymalnych warunkach obserwacji możliwe jest stwierdzenie zasiedlenia drzew niedostępnych dzięki obserwacji osobników siedzących przy dziuplach. Dla porównania między stanowiskami należy także przeliczyć liczbę zasiedlonych drzew na jednostkę powierzchni (1 ha), tak, aby wyeliminować wpływ nierównej wielkości stanowisk. Sposób wyskalowania wskaźników pokazuje tabela 1.

Wskaźniki stanu siedliska

- liczba drzew dziuplastych w przeliczeniu na 100 drzew,
- liczba drzew dziuplastych w przeliczeniu na 1 ha,
- liczba grubych dziuplastych drzew w przeliczeniu na 100 drzew (lipy o pierśnicy ≥ 90 cm, dęby o pierśnicy ≥ 110 cm, inne drzewa liściaste o pierśnicy ≥ 100 cm),
- liczba grubych drzew dziuplastych w przeliczeniu na 1 ha (kryteria uznania drzewa za grube – jw.),
- izolacja – brak ciągłości pomiędzy badanym stanowiskiem a innymi potencjalnymi lub aktualnymi stanowiskami w okolicy,
- średnie zacienienie drzew.

Miarą stanu siedliska jest przede wszystkim liczba odpowiednich do zasiedlenia, dziuplastych drzew na stanowisku. U pachnicy dębowej wykazano preferencje względem określonych gatunków drzew, ich obwodów, stanu zdrowotnego (Oleksa i in. 2007) oraz zacienienia (Ranius, Nilsson 1997), stąd w praktyce nie wszystkie dziuplaste drzewa będą zasiedlane z jednakowym prawdopodobieństwem. Oprócz podstawowej miary, jaką jest liczba drzew, zasadne jest także scharakteryzowanie stanowisk pod względem obecności drzew wybranych gatunków i grubości pni, preferowanych przez pachnicę dębową.

Za wskaźniki opisujące stan siedliska pachnicy dębowej przyjęto liczbę drzew dziuplastych, w przeliczeniu na 100 drzew oraz na powierzchnię 1 ha. Wśród drzew dziuplastych szczególne znaczenie mają drzewa o dużej średnicy pnia, które są wyraźnie preferowane, dlatego osobny wskaźnik uwzględnia obecność grubych drzew.

Zachowanie ciągłości pomiędzy badanym stanowiskiem a innymi potencjalnymi lub aktualnymi stanowiskami w okolicy zostało poddane ocenie wg trzystopniowej skali. Za stan właściwy przyjęto obecność odpowiednich do zasiedlenia drzew (potencjalnie lub aktualnie zasiedlonych) w promieniu mniejszym niż 200 m wokół stanowiska. Za stan niezadowolający przyjęto występowanie tego rodzaju drzew w odległości od 200 do 1000 m od stanowiska, zaś za zły – izolację sąsiednich potencjalnych lub aktualnych stanowisk przez ponad 1 km terenu bez odpowiednich drzew. Trzeba jednak podkreślić, że przyjęte tu kryteria są być może zbyt restrykcyjne i w przyszłości wskaźnik ten ulegnie najprawdopodobniej rewolucji (Oleksa i in. w przygot.). Przyjęta wartość progowa (200 m) opiera się na wynikach badań przeprowadzonych w Szwecji w oparciu o metody znakowania i powtórnych złowień (Ranius, Hedin 2001) oraz śledzenie przemieszczeń osobników zaopatrzonych w nadajniki radiowe (Hedin, Ranius 2002, Hedin i in. 2003). Obydwie metody dostarczyły zbieżnych informacji na temat zdolności dyspersyjnej pachnic. Średnia odległość dyspersji oceniona została na 60 m, przy czym tylko 15% dorosłych chrząszczy opuściło drzewo, w którym nastąpił ich rozwój, zaś maksymalny zaobserwowany dystans przemieszczenia wyniósł 180 m (Hedin et al. 2008). Przy założeniu, że rozkład dyspersji odpowiada modelowi ujemnej funkcji wykładniczej, można oszacować, że dystans większy niż 200 m osiąga mniej niż 5% osobników, zaś przeloty dalsze niż ćwierć kilometra są skrajnie nieprawdopodobne (Ranius 2006). Należy się jednak spodziewać, że zdolności dyspersyjne osobników z polskich populacji są większe niż w Szwecji. Wskazuje na to obserwacja Mokrzyckiego i in. (2008) przelotu wynoszącego co najmniej 400 metrów, a także przemieszczenie samicy wynoszące 780 m między miejscem oznakowania i miejscem ponownego odłowu (Oleksa i in. mat. niepubl.). Obserwacje te są zbieżne z oce-

ną średniej odległości dyspersji w oparciu o przestrzenną strukturę genetyczną populacji (Oleksa i in., w przygot.), szacowaną na kilkaset metrów. Znaczne różnice w zdolnościach dyspersyjnych pomiędzy polskimi i szwedzkimi populacjami pachnicy są prawdopodobnie wynikiem ewolucji w środowiskach o odmiennej konfiguracji przestrzennej (małe, silnie izolowane stanowiska w Szwecji i duże stanowiska w Polsce, w przypadku alei przydrożnych niekiedy cechujące się ciągłością w skali kilkudziesięciu kilometrów).

Zacienienie poszczególnych drzew należy ocenić według trzystopniowej skali: (1 – otwarta przestrzeń, w promieniu 10 metrów co najwyżej 2 lub trzy inne drzewa, tak jak w alejach; 2 – półotwarcie, np. skraj lasu, 3 – zwarte korony drzew dookoła, np. wewnątrz lasu). Następnie należy obliczyć średnią arytmetyczną zacienienia wszystkich zbadanych drzew.

Sposób wyskalowania wskaźników pokazano w tabeli 1.

Tab. 1. Waloryzacja wskaźników stanu populacji i stanu siedliska pachnicy dębowej

Wskaźnik/Ocena*	FV	U1	U2
Populacja			
Udział procentowy drzew zasiedlonych wśród drzew dziuplastych	≥15	<15 i ≥5	<5
Udział procentowy drzew zasiedlonych wśród drzew dziuplastych dostępnych do kontroli	≥40	<40 i ≥10	<10
Liczba drzew zasiedlonych w przeliczeniu na 1 ha	≥2	<2 i ≥1	<1
Siedlisko			
Udział procentowy drzew dziuplastych wśród wszystkich drzew	≥20	<20 i ≥10	<10
Liczba drzew dziuplastych w przeliczeniu na 1 ha	≥10	<10 i ≥5	<5
Udział procentowy drzew grubych wśród drzew dziuplastych (lipy o piersnicy ≥90 cm i dęby o piersnicy ≥110 cm i inne drzewa liściaste o piersnicy ≥100 cm)	≥5	<5 i ≥1	<1
Liczba grubych drzew dziuplastych w przeliczeniu na 1 ha (kryteria uznania drzewa za grube jw.)	≥4	<4 i ≥2	<2
Izolacja (odległość do najbliższych aktualnych lub potencjalnych siedlisk)	≤200 m	>200 m i ≤1000 m	>1000 m
Średnia z ocen zacienienia drzew na stanowisku	≤1,5	>1,5 i ≤2,5	>2,5

*FV – stan właściwy, U1 – stan niezadowalający, U2 – stan zły

Wskaźniki kardynalne

- brak

Ocena stanu populacji

Ogólną ocenę stanu populacji należy wyprowadzić poprzez uśrednienie ocen badanych wskaźników, zakładając, że FV = 3, U1 = 2 i U2 = 1. Przykładowo, średnia (FV + FV + U2) = średnia (3 + 3 + 2) = 2,667 ≈ 3 = FV

Ocena stanu siedliska

Ogólną ocenę stanu siedliska należy wyprowadzić poprzez uśrednienie ocen badanych wskaźników. Sposób obliczenia – jak wyżej.

Perspektywy zachowania

Ocenę perspektyw zachowania pachnicy dębowej na stanowisku opiera się na przewidywaniach utrzymania odpowiednich dla gatunku siedlisk, tj. dziuplastych drzew z obszernymi, kilkudziesięciolitrowymi próchnowiskami. Należy mieć na uwadze, że tego rodzaju próchnowiska powstają najwcześniej u drzew 50–60-letnich w przypadku gatunków o miękkim drewnie (wierzba, lipa). Gatunki o drewnie twardym (dąb, buk) wykształcają dziuple dopiero w wieku powyżej 100 czy nawet 200 lat. Z drugiej strony dojrzałe, dziuplaste drzewa mają ograniczoną trwałość, toteż aby zagwarantować istnienie odpowiednich mikrosiedlisk na stanowisku, zamierające drzewa z czasem powinny być zastępowane przez nowe pokolenie starzejących się drzew. Dla trwałości populacji pachnicy dębowej w przyszłości ważna jest więc właściwa, zróżnicowana struktura wiekowa drzewostanu.

Na naturalne procesy zaniku i powstawania dziupli nakłada się oczywiście intensywne oddziaływanie człowieka. Wpływ ten polega z reguły na usuwaniu dojrzałych okazów drzew, zarówno na obszarach lasów gospodarczych, czy nawet rezerwatów przyrody, jak i w krajobrazach kulturowych. Na szczególnie dużą skalę prowadzona jest wycinka drzew przydrożnych, zwykle uzasadniana koniecznością poprawy bezpieczeństwa ruchu drogowego. Ocena perspektyw zachowania pachnicy przeprowadzana przez eksperta lokalnego powinna uwzględniać plany użytkowania drzewostanu i plany inwestycji (w szczególności drogowych) w okresie najbliższych lat. Niezbędne w tym celu mogą okazać się konsultacje z organami administracji leśnej czy samorządowej.

Perspektywy zachowania pachnicy dębowej na stanowisku można rozpatrywać w różnej skali czasowej. O ile dla zachowania gatunku przez długi okres czasu (obejmujący kilkanaście pokoleń owada) duży wpływ ma struktura wiekowa drzewostanu i wzajemna równowaga procesów zaniku i powstawania nowych dziupli, tak w krótkiej perspektywie czasowej (do kilku pokoleń) krytyczne znaczenie może mieć bezpośredni wpływ człowieka.

Ocenę perspektyw ułatwić może następujący klucz:

1. Drzewa stanowiące aktualne lub potencjalne siedlisko pachnicy dębowej na stanowisku zagrożone są wycinką w ciągu najbliższych kilku lat – U2,
Drzewa stanowiące aktualne lub potencjalne siedlisko pachnicy dębowej na stanowisku nie są zagrożone wycinką w ciągu najbliższych kilku lat – patrz p. 2,
2. Na stanowisku pojedyncze drzewa dziuplaste (<5), a zatem ryzyko wypadnięcia wszystkich na skutek zdarzeń losowych umiarkowanie wysokie – U1,
Na stanowisku liczne drzewa dziuplaste (>5), małe ryzyko wypadnięcia wszystkich w krótkim okresie czasu – FV.

Ocena ogólna

Przy dokonywaniu oceny ogólnej należy wziąć pod uwagę zarówno stan siedlisk, jak i perspektywy ochrony oraz stan populacji pachnicy dębowej. Waga tych trzech parametrów dla wyprowadzenia oceny ogólnej nie jest jednak jednakowa, gdyż podstawowe znaczenie należy przypisać stanowi populacji. Jeśli w trakcie badań nie wykazano obecności gatunku

lub stan populacji oceniono jako zły (U2), wtedy ocena ogólna także wypada źle (U2). O ile stan populacji pachnicy został oceniany jako właściwy (FV) lub niezadowolający (U1), ocena ogólna na poziomie stanowiska dokonywana jest przez uśrednienie ocen populacji, siedlisk i perspektyw ochrony, chyba że stan populacji ma ocenę U2, wtedy ocena ogólna również U2.

3. Opis badań monitoringowych

Wybór powierzchni monitoringowych i ich sugerowana wielkość

Jako stanowisko monitoringowe przyjąć należy grupę ok. 200 drzew o pierśnicach przekraczających 30 cm (wartość progowa, poniżej której istnienie dziupli z obszernym, co najmniej kilkultrowym próchnowiskiem jest mało prawdopodobne). Wielkość stanowiska zależy od zagęszczenia drzew o odpowiedniej pierśnicy, z reguły wynosi kilka hektarów.

Biorąc pod uwagę szerokie rozprzestrzenienie pachnicy dębowej w Polsce, monitoring powinien obejmować co najmniej po kilka stanowisk różnego typu (aleja przydrożna, park, las) w każdym województwie, tak by możliwe było wychwycenie trendów zmian populacji pachnicy dębowej oraz jej siedlisk. Łącznie daje to minimum 50 stanowisk monitoringowych w całej Polsce, w tym minimum 45 stanowisk monitoringowych w regionie kontynentalnym i minimum 5 w regionie alpejskim.

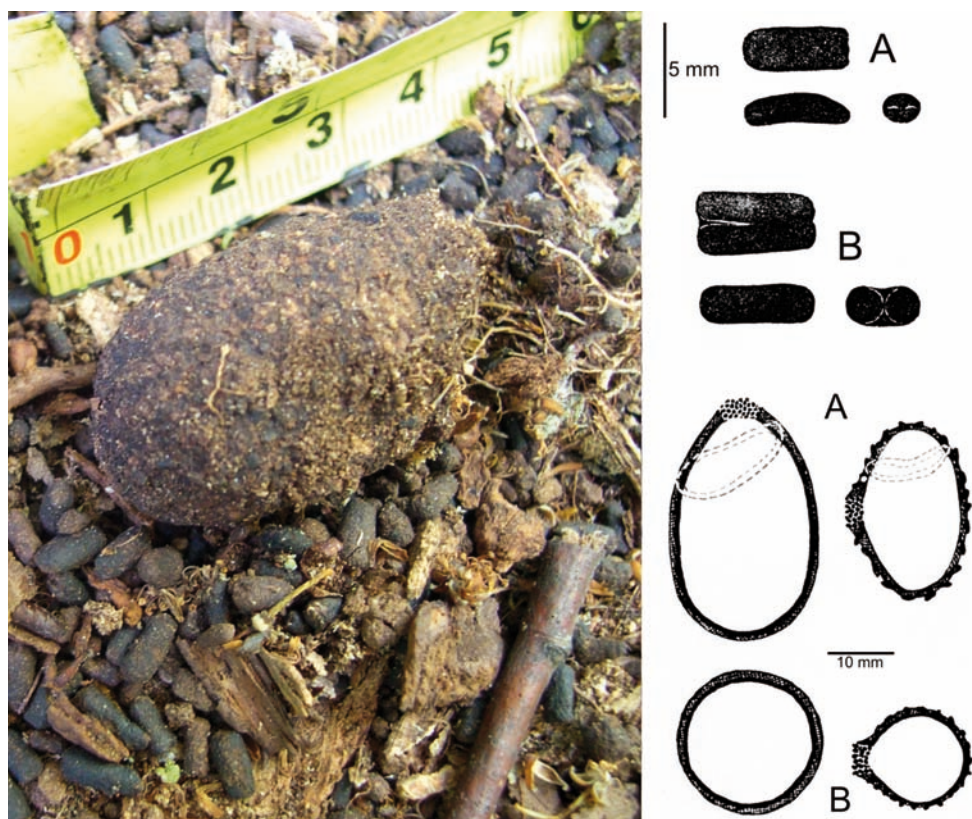
Przed przystąpieniem do badań monitoringowych w terenie, jeśli wykonujemy badania po raz pierwszy, należy zdefiniować obszar stanowiska w oparciu o wcześniejsze rozpoznanie terenowe i dostępne dane kartograficzne. Nie oznacza to, że do badań należy wybierać tylko te miejsca, gdzie uprzednio stwierdzono obecność pachnicy dębowej, niemniej jednak ze względu na obecność okazów dojrzałych drzew z próchnowiskami musi istnieć przynajmniej cień szansy na występowanie gatunku.

Aby zapewnić powtarzalność badań monitoringowych w przyszłości, należy zadbać o precyzyjne określenie granic badanego stanowiska. Nie jest to trudne w przypadku izolowanych zadrzewień, takich jak np. parki otoczone przez środowiska otwarte czy aleje przydrożne. Więcej problemów może sprawić wytyczenie granic stanowiska w lasach. W sytuacjach, gdy powierzchnia monitoringowa nie pokrywa się z wydzieleniami leśnymi bądź nie jest ograniczona wyraźnymi elementami orientacyjnymi w terenie (strumienie, drogi itp.), wskazane jest wykonanie oznakowania granic powierzchni przy pomocy farby lub plaketek przyklepianych do drzew, jednak należy pamiętać, że wymaga to zgody właściciela/zarządcy terenu. Należy dokładać również skartować wszystkich badane drzewa przy pomocy odbiornika GPS.

Sposób wykonywania badań

Założeniem proponowanego monitoringu jest zdobycie danych na temat aktualnego występowania pachnicy dębowej w drzewach na stanowisku w odniesieniu do charakterystyk wszystkich drzew, toteż istotne jest systematyczne i niewybiórcze zbadanie wszystkich drzew o pierśnicy większej niż 30 cm. Zebrana próba powinna z założenia odzwierciedlać stan drzewostanu w danym miejscu oraz poziom jego zasiedlenia przez pachnicę. W terenie obserwator przemieszcza się pomiędzy kolejnymi drzewami, notując obecność pachnicy oraz wybrane charakterystyki wszystkich drzew powyżej średnicy progowej.

W praktyce wykrywalność pachnicy dębowej jest ograniczona przez skryty tryb życia. W warunkach Polski dorosłe chrząszcze można zaobserwować na zewnątrz zasiedlonych dziupli tylko przez ok. 2 miesiące w roku. Podstawową metodą oceny poziomu zasiedlenia stanowisk pozostaje w związku z tym poszukiwanie larw, kokolitów i pozostałości (odchody, szczątki owadów i kokolitów) w dziuplach, a niekiedy nawet poza nimi, u podstawy pnia drzewa. Najczęściej znajdowanymi śladami obecności pachnicy dębowej są odchody larw (ryc. 3). Zwykle pozostałości dowodzą, jeśli nie aktualnego, to przynajmniej niedawnego zasiedlenia dziupli, gdyż ich trwałość jest ograniczona (Pawłowski 1961, Ranius, Nilsson 1997). W typowych warunkach wilgotnościowych w ciągu najwyżej kilku lat następuje ich rozdrobnienie przez organizmy zamieszkujące dziuplę. Pawłowski (1961) określa czas do zatracenia kształtu przez odchody na 3 do 5 lat. Co najwyżej w wybitnie suchych dziuplach mogą przetrwać dłużej. Często nawet przy braku możliwości pobrania do oględzin dużych ilości murszu (wąskie, szczelinowate otwory w pniu) obecność gatunku jest wyraźna, gdyż odchody mogą wysypywać się na zewnątrz pnia. Tworzą one niekiedy wyraźne „stożki” przy szyi korzeniowej drzewa. Bywa, że odchody są wynoszone z wnętrza drzewa przez dendrofilne mrówki hurtnice *Lasius fuliginosus* i *L. brunneus*. W warunkach ok. 100-letnich



Ryc. 3. Najczęściej odnajdywanymi śladami zasiedlenia dziupli przez pachnicę dębową są fragmenty kokolitów i odchody, które można odróżnić od odchodów gatunków o zbliżonej ekologii na podstawie wielkości i kształtu: u góry po prawej – odchody, u dołu po lewej – kokolity, przekroje podłużne i poprzeczne (A – *Osmoderma eremita*, B – *Protaetia marmorata*; © A. Oleksa, rys. z Pawłowskiego 1961).

lipowych alei przydrożnych na Pojezierzu Iławskim już jednorazowa kontrola pozwalała wykryć w przybliżeniu 1/3 zasiedlonych drzew (Olekśa, Gawroński 2008).

Wykonywane w ramach monitoringu prace terenowe w zakresie podstawowym (opisanie drzew na stanowisku, połączone z przesiewaniem murszu pobranego z dziupli) wymagają poświęcenia co najmniej jednego dnia. Wskazane są dalsze 2–3 kontrole w warunkach największej aktywności pachnicy dębowej (upałne popołudnia, na przełomie lipca i sierpnia najlepiej między godziną 16:00 a 18:00), poświęcone na obserwacje osobników przy otworach niedostępnych dziupli. Nakład czasowy wzrasta zwłaszcza na stanowiskach z dużą ilością drzew dziuplastych, gdzie każdemu drzewu trzeba poświęcić co najmniej 15 minut na pobranie i przesianie murszu. W pracach powinien brać udział zespół dwu- lub nawet trzyosobowy, co wynika głównie z konieczności noszenia dużej ilości sprzętu (drabina, średnicomierz, sita i pojemniki do przesiewania, odbiornik GPS wraz z wysięgnikiem, notatnik względnie palmtop i inne).

Lista gromadzonych w terenie danych

W trakcie prac terenowych należy gromadzić dane dotyczące wszystkich drzew na stanowisku, uwzględniając:

- gatunek drzewa,
- stan zdrowotny drzewa wg skali Pacyniaka (Pacyniak i Smólski 1973): 1 – pień i korona zdrowe; 2 – obecne dziuple lub martwice, do 25% korony martwej (utraconej); 3 – obecne dziuple lub martwice, 25–50% korony martwej (utraconej); 4 – obecne dziuple lub martwice, 50 – 75% korony martwej (utraconej); 5 – obecne dziuple lub martwice, powyżej 75% korony martwej (utraconej),
- obecność dziupli lub martwic (0 lub 1),
- dostępność dziupli (możliwość zbadania – 1, brak możliwości – 0),
- objętość próchnowisk (mała, tj. poniżej 10 l, względnie duża – 0 lub 1),
- zacienienie drzewa (1 – otwarta przestrzeń, w promieniu 10 metrów co najwyżej 2 lub 3 inne drzewa, tak jak w alejach; 2 – półotwarcie, np. skraj lasu, 3 – zwarte korony drzew dookoła, np. wewnątrz lasu),
- średnica drzewa na wysokości 130 cm nad ziemią,
- brak/obecność pachnicy dębowej oraz kryterium, wg jakiego zostało to ustalone (odchody, szczątki, larwy, kokolity, imagines),
- współrzędne geograficzne drzewa (pozycja GPS).

Aby umożliwić kontynuację monitoringu w przyszłości w obrębie tych samych granic przestrzennych (tych samych drzew), konieczne jest dokładne pozycjonowanie wszystkich badanych drzew przy pomocy odbiornika GPS. W przypadku braku możliwości określenia współrzędnych (brak dostępu do wystarczająco precyzyjnych odbiorników lub niedostateczny sygnał w warunkach leśnych), przynajmniej pozycję zasiedlonych drzew należy określić na podstawie dostępnych ortofotomap i map topograficznych.

Termin i częstotliwość badań

Przez niemal cały rok oprócz miesięcy zimowych można identyfikować zasiedlone drzewa w oparciu o obecność w próchnowiskach larw, pozostałości (odchody, fragmenty

kokolitów) i szczątków chrząszczy. Optymalnym terminem badań monitoringowych jest jednak okres między połową lipca a połową sierpnia, gdyż na miesiące te przypada pojawianie się postaci dorosłych pachnicy dębowej i możliwe jest wykazanie zasiedlenia niedostępnych drzew w oparciu o obserwacje postaci dorosłych. Aktywność chrząszczy jest w znacznym stopniu uzależniona od warunków pogodowych, toteż najlepsze rezultaty przynoszą obserwacje prowadzone przy słonecznej i cieplej pogodzie, w temperaturach bliskich 30°C, a przynajmniej powyżej 20°C. Imagines są wybitnie helio- i termofilne, wykazują największą aktywność w godzinach popołudniowych (między 14:00 a 17:00), przy temperaturze powietrza przekraczającej 20°C. Wskazane jest 2–3-krotne odwiedzenie stanowiska w 1–2-tygodniowych odstępach, bo zwiększa to szanse zaobserwowania postaci dorosłych.

Badania monitoringowe należy prowadzić z częstotliwością raz na 3 lata, tj. w interwałach zbliżonych do długości cyklu rozwojowego pachnicy dębowej.

Sprzęt i materiały do badań

- sito o wielkości oczek ok. 4–5 mm i miska (ewentualnie kawał ceraty czy podobnego materiału) – do przesiewania murszu pobranego z próchnowisk. Odpowiednie sito można wykonać z plastikowej miski o średnicy ok. 30 cm z odciętym dnem z przyklejoną odpowiednią siatką (dobrze do tego celu nadaje się stosowana w budownictwie siatka podtynkowa),
- średnicomierz (klupa) do pomiaru pierśnicy drzew (ew. rozwijana taśma miernicza do pomiaru obwodu),
- odbiornik GPS do odnotowania pozycji badanych drzew oraz zapasowe baterie,
- drabina – umożliwiała pobór murszu z wyżej położonych dziupli; z reguły wystarcza długość do 2–3 metrów (korzyści z noszenia większej – i co za tym idzie cięższej – drabiny są zazwyczaj niewspółmiernie małe do wysiłku związanego z jej noszeniem),
- 2–3 torby z folii polietylenowej (reklamówki),
- pojemniczki na próbki ekskrementów,
- pęseta,
- lupa,
- czerpak entomologiczny na bazie podbieraka wędkarskiego z elastyczną przednią krawędzią, umożliwiającą przystawienie do pnia u podstawy otworu dziupli.

Zalecana jest praca w rękawicach do prac ogrodowych – często w dziuplach znajdują się niebezpieczne przedmioty, takie jak np. potłuczone butelki, kawałki drutu i inne śmieci. Należy pamiętać o zabraniu wody utlenionej i opatrunków, np. w postaci plastrów samoprzylepnych. Próchno jest czasem przesuszone i mocno się pyli, uwaga na zaproszenie oczu. Przydają się wtedy krople do przemycia oka.

Ze względu na dużą ilość sprzętu trudno prowadzić badania monitoringowe inaczej jak w 2–3-osobowym zespole.

Niezależnie od standardowej karty zapisu wyników badań monitoringowych gatunku na stanowisku zaproponowano dodatkową kartę zapisu danych zbieranych w terenie:

Robocza karta obserwacji gatunku – pachnica dębowa																	
Stanowisko: Data: Obserwator:																	
Nr drzewa	Współrzędne GPS (WGS 84, hddd.ddddd°)		Charakterystyki drzewa						Występowanie pachnicy dębowej							Inne „cenne” gatunki	Uwagi
	Szerokość	Długość	Gatunek drzewa	Stan zdrowotny	Obecność dziupli	Dostępność dziupli	Zacienienie drzewa	Pierśnica/obwód	Żywe imagines	Larwy	Kokolity pełne	Kokolity pozostałości	Martwe imagines	Szczątki owadów	Odchody		
				1–5	0 lub 1	0 lub 1	1–3	0 lub 1	0 lub 1	0 lub 1	0 lub 1	0 lub 1	0 lub 1	0 lub 1	0 lub 1		

4. Przykład wypełnionej karty obserwacji gatunku dla stanowiska

Karta obserwacji gatunku dla stanowiska	
Kod gatunku	Kod gatunku wg Dyrektywy Siedliskowej *1084
Nazwa gatunku	Nazwa polska, łacińska, autor wg aktualnie obowiązującej nomenklatury Pachnica dębowa <i>Osmoderma eremita</i> Scopoli, 1763
Kod obszaru	Wypełnia instytucja koordynująca
Nazwa obszaru	Nazwa obszaru monitorowanego Wysoczyzna Elbląska
Kod stanowiska	Wypełnia instytucja koordynująca
Nazwa stanowiska	Nazwa stanowiska monitorowanego Kadyny-Tolkmicko
Obszary chronione, na których znajduje się stanowisko	Natura 2000, rezerваты przyrody, parki narodowe i krajobrazowe, użytki ekologiczne, stanowiska dokumentacyjne, itd. Park Krajobrazowy Wysoczyzny Elbląskiej, pSOO (Shadow List)
Współrzędne geograficzne	Podać współrzędne geograficzne (GPS) stanowiska 19° 30' ...'' E 54° 18' ...'' N

Wysokość n.p.m.	10 m n.p.m.
Charakterystyka siedliska gatunku na stanowisku	<i>Opis rodzaju zadrzewienia stanowiącego siedlisko gatunku. Ogólna charakterystyka krajobrazu w otoczeniu stanowiska</i> - ogólny charakter: aleje przydrożna przy drodze wojewódzkiej nr 503 od granicy Tolkmicka do Kadyn - typ siedliska przyrodniczego: aleja otoczona przez agrocenozy, (przeplatane przez sieci zadrzewień wzdłuż dróg i cieków wodnych) oraz niewielki fragment lasu liściastego o charakterze grądu; sąsiednie wzgórza porośnięte przez żyzne buczyny (9130), kwaśne buczyny (9110), lokalnie w dolinach strumieni łęgi jesionowo-olszowe (91E0*) - wystawa: równina nad Zalewem Wiślanym – teren płaski
Informacja o gatunku na stanowisku	<i>Syntetyczne informacje o występowaniu gatunku na stanowisku, dotychczasowe badania i inne istotne fakty. Wyniki monitoringu z lat poprzednich</i> Występowanie pachnicy dębowej w Kadynach udokumentowane zostało przez Pawłowskiego (1961). Próchnojady blaszkorożne w biocenoze leśnej Polski. Ekologia Polska s. A, 9(21): 355–437. Wcześniejsze badania autorów sprawozdania zdają się wskazywać na powszechne występowanie pachnicy dębowej na całym Wzniesieniu Elbląskim, jednak okolica Kadyn jest prawdopodobnie miejscem nagromadzenia największej liczby odpowiednich do zasiedlenia drzew.
Ostatnia weryfikacja w terenie	<i>Data ostatniej potwierdzonej obserwacji gatunku na stanowisku</i> 24.07.2007
Obserwator	<i>Imię i nazwisko eksperta lokalnego odpowiedzialnego za stanowisko</i> Andrzej Oleksa, Robert Gawroński
Daty obserwacji	<i>Daty wszystkich obserwacji</i> 24.07.2007
Data wypełnienia	<i>Data wypełnienia formularza przez eksperta</i> 20.10.2007
Data wpisania	<i>Data wpisania do bazy danych – wypełnia instytucja koordynująca</i>
Data zatwierdzenia	<i>Data zatwierdzenia przez osobę upoważnioną – wypełnia instytucja koordynująca</i>

Stan ochrony gatunku na stanowisku			
Parametr/Wskaźniki	Wartość wskaźnika i ewentualnie komentarz	Ocena	
Populacja			
Udział procentowy drzew zasiedlonych wśród drzew dziuplastych	13,33	U1	FV
Udział procentowy drzew zasiedlonych wśród drzew dziuplastych dostępnych do kontroli	48,28	FV	
Liczba drzew zasiedlonych w przeliczeniu na 1 ha	3,65	FV	

Siedlisko				
Udział procentowy drzew dziuplastych wśród wszystkich drzew	47,95		FV	FV
Liczba drzew dziuplastych w przeliczeniu na 1 ha	27,41		FV	
Udział procentowy drzew grubych wśród drzew dziuplastych	<i>lipy o pierśnicy ≥90 cm</i> 5,94	suma 5,94	FV	
	<i>dęby o pierśnicy ≥110</i> 0			
	<i>inne drzewa liściaste o pierśnicy ≥100 cm</i> 0			
Liczba grubych drzew dziuplastych w przeliczeniu na 1 ha	<i>lipy o pierśnicy ≥90 cm</i> 3,39	suma 3,39	U1	
	<i>dęby o pierśnicy ≥110 cm</i> 0			
	<i>inne drzewa liściaste o pierśnicy ≥100 cm</i> 0			
Izolacja (odległość do najbliższych aktualnych lub potencjalnych siedlisk)	dzięki obecności sieci zadrzewień przydrożnych bardzo dobra łączność		FV	
Średnia z ocen zacienienia drzew na stanowisku	1,00		FV	
Perspektywy zachowania	<i>Perspektywy utrzymania się gatunku na stanowisku w kontekście utrzymania się populacji oraz dostępności odpowiedniego siedliska w obliczu istniejących i potencjalnych zagrożeń, a także innych informacji, np. własnych wcześniejszych danych</i> Ze względu na dużą liczbę odpowiednich do zasiedlenia drzew, występujących w formie dobrze połączonego ciągu, teoretycznie pachnica dębowa ma bardzo dobre perspektywy utrzymania się w obrębie stanowiska. Jednak zważywszy na to, że aleje przydrożne są często zagrożone wycinką, a drzewa stanowiące siedlisko pachnicy są na ogół silnie spróchniałe, perspektywy ochrony są trudne do oceny.			XX
Ocena ogólna				FV

Lista najważniejszych aktualnych i przewidywanych oddziaływań (zagrożeń) na gatunek i jego siedlisko na badanym stanowisku (w tym aktualny sposób użytkowania, planowane inwestycje, planowane zmiany w zarządzaniu i użytkowaniu); kodowanie oddziaływań/zagrożeń zgodne z Załącznikiem E do Standardowego Formularza Danych dla obszarów Natura 2000; wpływ oddziaływania: „+” – pozytywny, „-” – negatywny, „0” – neutralny; intensywność oddziaływania: A – silna, B – umiarkowana, C – słaba

Aktualne oddziaływania				
Kod	Nazwa działalności	Intensywność	Wpływ	Syntetyczny opis
166	Usuwanie martwych i umierających drzew	C	–	Sporadyczna wycinka starych drzew
424	Inne odpady	C	–	Pozostawianie śmieci w próchnowiskach

950	Ewolucja biocenotyczna	C	–	Zarastanie stanowisk krzewami, powodujące pogorszenie warunków mikroklimatycznych (wzrost zacienienia)
-----	------------------------	---	---	--

Zagrożenia (przyszłe, przewidywane oddziaływania)				
Kod	Nazwa	Intensywność	Wpływ	Syntetyczny opis
166	Usuwanie martwych i umierających drzew	C	–	Wycinka zamierających drzew w pasach drogowych, uzasadniona utrzymaniem bezpieczeństwa ruchu
	Wycinka zadrzewień	A	–	Usunięcie kilkuset lip (likwidacja zadrzewień!) z pasa drogowego DW503, w większości stanowiących rzeczywiste i potencjalne mikrosiedlisko gatunku

Inne informacje	
Inne wartości przyrodnicze	Inne obserwowane gatunki zwierząt i roślin z załączników Dyrektyw Siedliskowej i Ptasiej, inne gatunki zagrożone (Czerwona księga), gatunki chronione (podać liczebność w skali: liczny, średnio liczny, rzadki); inne wyjątkowe walory obszaru <i>Protaetia marmorata</i>
Gatunki obce i inwazyjne	Obserwowane gatunki obce i inwazyjne Nie obserwowano
Inne uwagi	Wszelkie informacje pomocne przy interpretacji wyników
Dokumentacja fotograficzna	MN000017_OsmodermaEremita_KadynyTolkmicko_Foto1.jpg MN000017_OsmodermaEremita_KadynyTolkmicko_Foto2.jpg MN000017_OsmodermaEremita_KadynyTolkmicko_Foto3.jpg MN000017_OsmodermaEremita_KadynyTolkmicko_Foto4.jpg MN000017_OsmodermaEremita_KadynyTolkmicko_Foto5.jpg

5. Gatunki o podobnych wymaganiach ekologicznych, dla których można zaadaptować opracowaną metodykę

Współwystępującym gatunkiem o zbliżonych wymaganiach ekologicznych jest wępa marmurkowana *Protaetia marmorata*. Chrząszcz ten figuruje na czerwonych listach w wielu krajach zasięgu występowania, jak np. w Niemczech, Szwecji czy Czechach. W Polsce należałoby rozważyć wykorzystanie węzy marmurkowanej jako dodatkowego gatunku wskaźnikowego dla stanowisk o dużej ciągłości przestrzennej i czasowej dziuplastych drzew. W przypadku wzbogacenia monitoringu o pułapki feromonowe, można spodziewać się również złowień tęgosza rdzawego *Elater ferrugineus*, największego krajowego sprząyka, objętego ochroną gatunkową i figurującego w Polskiej Czerwonej Księdze Zwierząt z kategorią VU. Dekalakton będący feromonem płciowym pachnicy dębowej, pełni zarazem funkcję kairomonu, tj. substancji wabiącej wyspecjalizowanego drapieżnika, jakim jest tęgosz rdzawy (larwy tego gatunku polują na pędraki pachnicy dębowej i innych poświętnikowatych).

6. Ochrona gatunku

W Polsce, podobnie jak we wszystkich krajach w zasięgu występowania, gatunki z kompleksu *Osmoderma eremita* podlegają ochronie prawnej. Zgodnie z obowiązującym rozporządzeniem Ministra Środowiska w sprawie gatunków dziko występujących zwierząt objętych ochroną, wobec pachnicy nie stosuje się określonych w § 8 rozporządzenia odstępstw od zakazów ze względu na wykonywanie czynności związanych z prowadzeniem racjonalnej gospodarki, zaś potrzeby ochrony pachnicy dębowej są nadrzędne wobec wszelkich potrzeb gospodarczych. Ponadto, rozporządzenie stanowi, że gatunek wymaga ochrony czynnej.

Pachnica dębowa została ujęta w krajowych czerwonych listach i księgach gatunków zagrożonych we wszystkich krajach zasięgu występowania. W Polsce przyznano jej kategorię zagrożenia VU. Na Czerwonej Liście Światowej Unii Ochrony Przyrody (IUCN 2006) gatunek został przyporządkowany do kategorii VU A1c, obejmującą gatunki wysokiego ryzyka, narażone na wyginięcie ze względu na postępujący spadek populacyjny (choćby tylko lokalny), straty siedliskowe lub nadmierną eksploatację, oceniany na przynajmniej 80% w ciągu ostatnich 10 lat, jednak podczas ostatniej ewaluacji stopnia zagrożenia chrząszczy saproksylicznych Europy (Nieto, Alexander 2010) umieszczony w kategorii NT (bliski zagrożenia). W Europie, szczególną rolę w zachowaniu pachnicy dębowej odgrywają kraje Europy Środkowej oraz południowa Szwecja, jako że tu właśnie zlokalizowanych jest większość stanowisk tego gatunku, wymarłego na większości stanowisk w zachodniej części kontynentu (Ranius i in. 2005).

Pachnica dębowa jest gatunkiem skrajnie uzależnionym od starych, dziuplastych drzew z obszernymi próchnowiskami, a zatem jej ochrona jest tożsama z utrzymaniem w krajobrazie odpowiednio wysokiego zagęszczenia tego rodzaju drzew. Objęcie pachnicy dębowej ochroną gatunkową, a także fakt że figuruje ona w II i IV Załączniku Dyrektywy Środowiskowej UE, są niewątpliwie ważnym argumentem formalnoprawnym zapobiegającym niszczeniu siedlisk pachnicy dębowej. Ważne jest jednak konsekwentne przestrzeganie obowiązujących aktów prawnych, w czym istotną rolę mają do odegrania organy administracji publicznej wydające pozwolenia na wycięcie drzew. Największym aktualnym zagrożeniem dla gatunku jest prowadzona na masową skalę wycinka alei przydrożnych, zwykle uzasadniana koniecznością modernizacji dróg. Ponadto drzewa w środowiskach nadrzecznych usuwane są w związku z inwestycjami z zakresu ochrony przeciwpowodziowej, zaś zadrzewienia śródpolne są niszczone ze względu na postępującą mechanizację rolnictwa. Zgodnie z Dyrektywą Środowiskową UE, wszelkie inwestycje wiążące się z likwidacją aktualnych i potencjalnych siedlisk pachnicy dębowej zawsze powinny być poprzedzone dokładną analizą wszystkich możliwych wariantów wykonania przedsięwzięcia i wybraniem spośród nich rozwiązania najbardziej korzystnego dla chronionego gatunku. W przypadku zniszczenia siedlisk gatunku nieodzowna jest odpowiednia kompensacja przyrodnicza. Odtwarzanie siedlisk pachnicy dębowej wymaga jednak długiego czasu, porównywalnego z długością trwania jednego do trzech pokoleń u człowieka, a zatem ochrona gatunku powinna być realizowana poprzez zachowanie we właściwym stanie istniejących stanowisk oraz kreowanie nowych zadrzewień w krajobrazach kulturowych, które zapewnią byt pachnicy dębowej najprędzej za kilkadziesiąt lat.

Wszelkie programy ochrony pachnicy dębowej powinny być strategiami długofalowymi, wymagającymi także odpowiedniego planowania przestrzennego, a nie tylko działaniami doraźnymi.

Dla konsekwentnego wdrażania ochrony pachnicy dębowej niezbędne są trzy kroki:

- Identyfikacja aktualnych i potencjalnych ostoi gatunku. Ponieważ występowanie pachnicy dębowej można dość dobrze przewidzieć na podstawie samych parametrów drzew, wstępnie można skupić się na inwentaryzacji zadrzewień w krajobrazach kulturowych, a także identyfikacji drzewostanów o szczególnym nagromadzeniu starych drzew na terenach leśnych. Tego rodzaju prace mogą być wykonane przez osoby bez specjalistycznej wiedzy entomologicznej. Następnie wytypowane stanowiska powinny być badane pod kątem występowania pachnicy dębowej przez przeszkolonych ekspertów.
- Konsekwentna ochrona zasiedlonych drzew oraz drzew stanowiących potencjalne siedlisko gatunku. Należy pamiętać o zabezpieczeniu ciągłości pokoleniowej drzew na stanowisku, tj. o dosadzaniu w zadrzewieniach kulturowych nowego pokolenia młodych drzewek. W lasach należy bezwzględnie pozostawiać duże, dziuplaste okazy drzew. Tam, gdzie stwierdzono występowanie pachnicy dębowej, należy rozważyć przeprowadzenie cięć prześwietlających drzewostan.
- Odtwarzanie ciągów migracyjnych (stepping-stones) pomiędzy istniejącymi stanowiskami poprzez sadzenie zadrzewień (aleje śródpolne, szpalery drzew wzdłuż cieków wodnych itp.). Tam, gdzie istnieje pilna potrzeba odtworzenia ciągłości, dobrze spisują się gatunki drzew o miękkim drewnie (lipa, głowiaste wierzby), które wykształcają dziuple już w perspektywie kilkudziesięcioletniej.

Obecnie duża liczba znanych stanowisk pachnicy dębowej znajduje się na obszarach objętych powierzchniowymi formami ochrony przyrody. Wiele stanowisk zlokalizowanych jest jednak poza tego rodzaju obszarami i nie wydaje się, aby stan populacji objętych powierzchniowymi formami ochrony był lepszy niż tych niechronionych. Przyczyną takiego stanu rzeczy jest częsty fakt nieuwzględniania potrzeb ochrony pachnicy dębowej czy innych organizmów saproksylicznych w lokalnych planach ochrony przyrody. Z całą pewnością ochrona tych gatunków powinna wyjść poza tradycyjnie rozumiane ramy ochrony rezerwatuowej. Konieczne są aktywne działania chroniące tradycyjny krajobraz terenów wiejskich, z alejami i szpalerami rodzimych gatunków drzew wzdłuż dróg, parkami wiejskimi oraz głowiastymi wierzbami na terenach wilgotnych.

7. Literatura

- Arnoldi L.V. (red.) 1964. *Opredelitel' obitajuščich v počve ličinok nasekomych*. Izdatielstvo „Nauka”, Moskwa.
- Audisio P., Brustel H., Carpaneto G.M., Coletti G., Mancini E., Piattella E., Trizzino M., Dutto M., Antonini G., De Biase A. 2007. Updating the taxonomy and distribution of the European *Osmoderma*, and strategies for their conservation (*Coleoptera*, *Scarabaeidae*, *Cetoniinae*). *Fragm. Entomol.* 39: 273–290.
- Audisio P., Brustel H., Carpaneto G.M., Coletti G., Mancini E., Trizzino M., Antonini G., De Biase A. 2009. Data on molecular taxonomy and genetic diversification of the European Hermit beetles, a species-complex of endangered insects (*Coleoptera*: *Scarabaeidae*, *Cetoniinae*, *Osmoderma*). *J. Zool. Syst. Evol.* 47, 1: 88–95.
- Baraud J., Tauzin P. 1991. Une nouvelle espèce Européenne du genre *Osmoderma* Serville (*Coleoptera*, *Cetoniidae*, *Trichiinae*). *Lambillionea* 91: 159–166.
- Bunalski M. 1999. Die Blatthornkäfer Mitteleuropas (*Coleoptera*, *Scarabaeoidea*). *Bestimmung-Verbreitung-Ökologie*. Slamka edit., Bratislava.

- Gawroński R., Oleksa A. 2006. Wstępna waloryzacja alei śródpolnych Parku Krajobrazowego Pojezierza Iławskiego na podstawie chrząszczy saproksylicznych. *Parki Nar. Rez. Przyr.* 25(1): 85–107.
- Kadej M., Ruta R., Malkiewicz A., Smolis A., Stelmaszczyk R., Tarnawski D., Żuk K., Kania J., Suchan T. 2007. Nowe dane o występowaniu pachnicy dębowej *Osmoderma eremita* (Scopoli, 1763) (Coleoptera, Scarabaeidae) na Dolnym Śląsku. *Przyroda Sudetów* 10: 135–150.
- Krell, F.-T. 1997. Zur Taxonomie, Chorologie und Eidonomie einiger westpaläarktischer Lamellicornia (Coleoptera). *Entomologische Nachrichten und Berichte*, 40 (4): 217–229.
- Larsson M.C., Hedin J., Svensson G.P., Tolasch T., Francke W. 2003. Characteristic odor of *Osmoderma eremita* identified as a male-released pheromone. *J. Chem. Ecol.* 29: 575–587.
- Mokrzycki T., Byk A., Borowski J. 2008. Rzadkie i reliktowe saproksyliczne chrząszcze (Coleoptera) starych dębów Rogalińskiego Parku Krajobrazowego. *Parki Nar. Rez. Przyr.* 27, 4: 43–56.
- Nieto A., Alexander K.N.A. 2010. European Red List of Saproxylic Beetles. Luxembourg: Publications Office of the European Union.
- Oleksa A., Gawroński R., 2008. Wpływ pogody i pory dnia na aktywność pachnicy dębowej (*Osmoderma eremita* Scop.) oraz ich konsekwencje dla monitoringu. *Parki Nar. Rez. Przyr.* 27 (3): 63–73.
- Oleksa A., Szwalko P., Gawroński R. 2003. Pachnica *Osmoderma eremita* (Scopoli, 1763) (Coleoptera: Scarabaeoidea) w Polsce – występowanie, zagrożenia i ochrona. *Rocznik naukowy PTOP „Salamandra”* 7: 101–123.
- Oleksa A., Ulrich W., Gawroński R. 2007. Host tree preferences of hermit beetles (*Osmoderma eremita* Scop., Coleoptera) in a network of rural avenues in Poland. *Pol. J. Ecol.*, 55: 315–323.
- Oleksa A., Chybicki I.J., Gawroński R., Svensson G.P., Burczyk J. (w przygotowaniu). Isolation by distance in saproxylic beetles increases with niche specialization. *Msc.*
- Pacyniak C., Smólski S. 1973. Drzewa godne uznania za pomniki przyrody oraz stan dotychczasowej ochrony drzew pomnikowych w Polsce. *Roczniki AR w Poznaniu*. LXVII: 41–65.
- Pawłowski J. 1961. Próchnojady blaszkorożne w biocenoze leśnej Polski. *Ekologia Polska – Ser. A*, IX/21: 355–437.
- Ranius T., Aguado L.O., Antonsson K., Audisio P., Ballerio A., Carpaneto G.M., Chobot K., Gju-rašin, B., Hanssen O., Huijbregts H., Lakatos F., Martin O., Neculiseanu Z., Nikitsky N.B., Paill W., Pirnat A., Rizun V., Ruicănescu A., Stegner J., Süda I., Szwalko P., Tamutis V., Telnov D., Tsinkevich V., Versteirt V., Vignon V., Vögeli M., Zach, P., 2005. *Osmoderma eremita* (Coleoptera, Scarabaeidae, Cetoniinae) in Europe. *Anim. Biodiv. Cons.* 28.1: 1–44.
- Ranius T., Niklasson M., Berg N. 2009. Development of tree hollows in pedunculate oak (*Quercus robur*). *Forest Ecol. Management* 257: 303–310.
- Ranius T., Nilsson S.G. 1997. Habitat of *Osmoderma eremita* Scop. (Coleoptera: Scarabaeidae), a beetle living in hollow trees. *J. Ins. Cons.* 1: 193–204.
- Sparacio I. 1994. *Osmoderma cristinae* n. sp. di Sicilia (Insecta Coleoptera: Cetoniidae). *Naturalista siciliano*, IV series, 17 (3–4): 305–310.
- Svensson G.P., Larsson M.C., Hedin J. 2003: Air sampling of its pheromone to monitor the occurrence of *Osmoderma eremita*, a threatened beetle inhabiting hollow trees. *J. Ins. Cons.* 7: 189–198.
- Svensson G.P., Oleksa A., Gawroński R., Lassance J.-M., Larsson M.C. 2009. Enantiomeric conservation of the male-produced sex pheromone facilitates monitoring of threatened European hermit beetles (*Osmoderma* sp.). *Entomologia Experimentalis et Applicata* 133 (3): 276–282.
- Szwalko P. 1992. *Osmoderma eremita* (Scopoli, 1763), Pachnica (Coleoptera, Scarabaeidae). [w:] Polska czerwona księga zwierząt. Z. Głowaciński (red.) PWRiL Warszawa: 298–300.

4021 ***Konarek tajgowy**

Phryganophilus ruficollis (Fabricius, 1798)



Fot. 1. Postać dorosła (imago) konarka tajgowego *Phryganophilus ruficollis* (© J.M. Gutowski)

I. INFORMACJA O GATUNKU

1. Przynależność systematyczna

Rząd: chrząszcze COLEOPTERA

Rodzina: śniadkowate MELANDRYIDAE

2. Status prawny i zagrożenie gatunku

Prawo międzynarodowe

Dyrektywa Siedliskowa – Załączniki II (gatunek priorytetowy) i IV

Prawo krajowe

Ochrona gatunkowa – ochrona ścisła (gatunek wymagający ochrony czynnej)

Kategoria zagrożenia IUCN

Czerwona lista zwierząt zagrożonych w Polsce (2002) – EN

Polska czerwona księga (2004) – EN

Czerwona lista dla Karpat (2003) – CR (w Polsce – CR)

Gatunek uznawany jest za relikw lasów pierwotnych (puszczański). Od chwili jego opisania po dzień dzisiejszy wszędzie uważany jest za wielką rzadkość faunistyczną; w niektórych krajach zachodniej Europy prawdopodobnie zupełnie wyginął.

3. Opis gatunku

Wygląd imago konarka tajgowego *Phryganophilus ruficollis* (fot. 1) opisany jest, lub przedstawiony na fotografii, w wielu publikacjach (np. Seidlitz 1898, Nikitskij 1988, Lundberg 1993, Kubisz 2004b, Reiråskag 2006). Długość imagines waha się od 10 do 18 mm, przy czym samice są średnio nieco większe niż samce. Całe ciało czarne, z lekkim połyskiem, jedynie przedplecze i dwa ostatnie segmenty odwłoka żółtopomarańczowe. Ciało wydłużone, lekko wypukłe, pokryte krótkim, ale dość gęstym przylegającym owłosieniem, wyraźnie punktowane. Głowa okrągła, częściowo ukryta pod przedpleczem. Oczy umiarkowanie wypukłe, dość duże, owalne. Czułki osadzone przed oczami, 11-członowe, krótkie, ku końcowi zgrubiałe, niesięgające poza koniec przedplecza. Ostatni człon głaszczków szczękowych duży, w kształcie wydłużonego trójkąta. Przedplecze szersze od swojej długości (najszersze w połowie), z zaokrąglonymi bocznymi krawędziami. Jego nasada pośrodku wyciągnięta ku tyłowi, z łagodnymi wcięciami po bokach tylnej krawędzi. Wierzch przedplecza wzdłuż linii środkowej wypukły, po bokach z szerokimi, płytkimi zagłębieniami. Tarczka mała, trójkątna. Pokrywy z wyraźnymi barkami, lekko rozszerzające się ku tyłowi, na wierzchołkach oddzielnie zaokrąglone. Skrzydła błoniaste dobrze wykształcone, chrząszcz posiadający zdolność lotu. Nogi dość smukłe. Stopy przednich i środkowych nóg złożone z pięciu członów, tylne – czteroczłonowe.

Dymorfizm płciowy przejawia się tym, że ostatni człon głaszczków szczękowych jest u samca wyraźnie większy, stopy pierwszej pary nóg masywniejsze (szersze), a wycięcie na zakończeniu ostatnich widocznych sternitów i tergitów odwłoka nieco wyraźniejsze. Opis larwy (fot. 2) tego i pokrewnych gatunków zamieszcza Nikitskij (2002) w monografii larw *Melandryidae* Rosji. Fotografie larwy i poczwarki przedstawiono w pracy Reiråskag (2006).



Fot. 2. Larwa konarka tajgowego znaleziona na rozkładającym się świerku w Puszczy Białowieskiej (© K. Sućko)

Postać dorosła konarka tajgowego przypomina nieco przedstawiciela rodziny omo-
miłkowatych (Cantharidae) z powodu jasnej, żółtoczerwonej barwy przedplecza i prawie
czarnej barwy pokryw (fot. 1). Omomiłki mają jednak znacznie dłuższe czułki, miękkie po-
krywy i ostre boczne krawędzie przedplecza. Pewne podobieństwo w ubarwieniu, kształ-
cie ciała i wielkości występuje też u przedstawiciela rodziny kózkowatych (Cerambycidae)
– płaskowiaka zmiennego *Phymatodes testaceus* (L.). Czułki i nogi u płaskowiaka zmienne-
go są jednak zdecydowanie dłuższe niż u konarka tajgowego, a pokrywy nie rozszerzają się
ku tyłowi. W Polsce występuje jeszcze drugi gatunek z rodzaju konarek – *Phryganophilus*
auritus Motsch. Konarek tajgowy jest większy o kilka milimetrów od swego krewniaka,
a jego przedplecze jest jednolicie ubarwione, w odróżnieniu od *P. auritus*, u którego na
środku znajduje się podłużny ciemny pas.

4. Biologia gatunku

Biologia gatunku nie jest w pełni poznana. Cykl rozwojowy trwa 2–3 lata, na północy Eu-
ropy być może i dłużej (Lundberg 1984, Kubisz 2004b).

Wiadomości o materiale żywicielskim larw tego gatunku są bardzo skąpe, czasem nie-
zbyt pewne (nieoparte na źródłowych, sprawdzonych obserwacjach) i sprzeczne. Jako ro-
śliny żywicielskie larw podawano dąb, buk, brzozę i olchę, przy czym najważniejszą miał
być dąb (Reitter 1911, Palm 1959, Nikitskij 1988, Nikitskij i in. 1996). Lundberg (1984,
1993), Ehnström (2006) oraz Pettersson i in. (2007) podają, na podstawie wcześniejszych
i współczesnych danych ze Skandynawii, skąd pochodzi najwięcej informacji o biologii
konarka tajgowego, że gatunek ten rozwija się głównie w leżących świerkach i brzozach,
rzadziej na przerośniętym grzybnią drewnie dębu i buka. Jako materiał żywicielski prefero-
wane jest drewno uszkodzone przez pożar. Zasiedlane są leżące pnie (niektórzy podają też
stojące pochylone lub złamane drzewa – Anonim 2007), a żerowiska larw znajdują się pod
silnie rozłożoną korą oraz w gnijącym, wilgotnym, miękkim drewnie. Według Lundberga
(1993), grube pnie mogą być zasiedlane nawet do 25 lat po przewróceniu drzewa. Zimują
larwy i poczwarki.

W Szwecji Palm (1940, 1959) znalazł larwy i poczwarki tego gatunku jesienią na leżą-
cym, częściowo rozłożonym dębie o średnicy około 30 cm. Pień nie stykał się z ziemią,
kora w większości odpadła, drewno wewnątrz było twarde, ale na zewnątrz miękkie i prze-
rośnięte grzybnią. Larwy żerowały na granicy drewna twardego i zagrzybionego. Wiosną
następnego roku, 27 maja, część okazów opuściła już żerowiska, a część imagines pozosta-
wała jeszcze w kolebkach poczwarkowych. Owa kłoda zasiedlana była przez ten gatunek
przez wiele lat. W Norwegii Lundberg (1984) stwierdził żerowanie larw konarka tajgowego
na leżących, umiarkowanie i mocno rozłożonych kłodach brzoź o średnicy 15 i 30 cm.
Jedna z kłód była przerośnięta grzybnią wrośniaka różnobarwnego *Trametes versicolor* (L.;
Fr.) Pilat. Chodniki koncentrowały się po północnej stronie kłody, gdzie drewno było tak
miękkie, że można było wyciskać z niego wodę ręką. Kolebki poczwarkowe znajdowały
się na głębokości 3–5 cm, w drewnie nieco twardszym. Ślady żerowania stwierdził także
w drewnie rozkładanym przez białą zgniliznę na nabiegu korzeniowym wiatrowału brzozy,
w miejscu, gdzie ziemia częściowo przykrywała korę. Niedawno Reiråskag (2006) znalazł
w Norwegii liczne grube pnie świerka zasiedlone przez konarka tajgowego. Leżące

od 5–10 lat kłody były w miejscach żerowania przerośnięte białymi sznurami grzybni, a samo drewno miało barwę żółtawą i porowatą strukturę.

W Puszczy Białowieskiej larwy konarka tajgowego znaleziono w leżącym bardzo rozłożonym (drewno dawało się częściowo kruszyć w rękach) świerku o średnicy około 30 cm, częściowo pofragmentowanym, bez kory, mocno wilgotnym; larwy żerowały w miejscach objętych zgnilizną białą, choć większość kłody rozkładana była przez grzyby powodujące zgniliznę brunatną (Gutowski, Sućko 2009).

Współcześni autorzy zwracają uwagę na fakt, że larwy tego gatunku żywią się rozkładającym się drewnem i zasiedlającymi je nadrzewnymi grzybami (*Polyporus* sp., *Trametes* sp.) (Majlzan 2007). Wydaje się, że nie jest tu istotny gatunek rozkładających się drzew, ale typ zgnilizny (Reiråskag 2006). Według najnowszych doniesień literaturowych i na podstawie znaleziska z Polski można przyjąć, że rozwój larw tego gatunku związany jest z drewnem przerośniętym grzybnią, powodującą tzw. białą zgniliznę. Gatunek ten prawdopodobnie najczęściej koegzystuje z grzybem *Trametes versicolor* na brzozech i *Diplomitoporus lindbladi* (Berk.) Gilbertson & Ryvarden na świerku (Lundberg 1993, Pettersson i in. 2007). Oba grzyby występują w Polsce, m.in. w Puszczy Białowieskiej.

Imagines także odżywiają się grzybnią różnych gatunków hub (Lundberg 1993, Kubisz 2004b). Dorosłe chrząszcze posiadają prawdopodobnie aktywność dzienną (Palm 1959, Lundberg 1993, Reiråskag 2006), ale prowadzą raczej skryty tryb życia, przebywając głównie na materiale lęgowym w szczelinach drewna, pod odstającą korą oraz na spodniej stronie owocników hub: hubiaka pospolitego *Fomes fomentarius* (L.; Fr.) Kick., czyrenia ogniowego *Phellinus igniarius* (L.) Quél. i porka brzozonego *Piptoporus betulinus* (Bull.; Fr.) Karst. (Zachariassen 1980, Lundberg 1984, 1993, Reiråskag 2006). Obserwacja z Puszczy



Fot. 3. Naturalny bór mieszany w obszarze ochrony ścisłej Białowieskiego Parku Narodowego – środowisko, w którym stwierdzono występowanie konarka tajgowego *P. ruficollis* (© J.M. Gutowski)

czy Białowieskiej – lecący chrząszcz w godzinach południowych – potwierdza informacje o porze jego aktywności (Gutowski, Sućko 2009). Pojawiają się bowiem też informacje o wieczornym i nocnym trybie życia (Majzlan 2007). Kopulację obserwowano na leżących kłodach dębowych (Seidlitz 1898). Z nielicznych doniesień wynika, że zaniepokojone osobniki dorosłe spadają na ziemię, udając martwe (Borowski, Węgrzynowicz 2001, Kubisz 2004b).

W Puszczy Białowieskiej imagines pojawiają się wiosną, od połowy maja, i spotkać je można do połowy lipca (Gutowski, Sućko 2009).

5. Wymagania siedliskowe

Gatunek palearktyczny o borealno-górskim typie rozmieszczenia. Zasiedla liściaste i mieszanne lasy o charakterze naturalnym, na nizinach i w niższych położeniach górskich. Obligatoryjnie zależny od rozkładającego się drewna (saproksylobiont) i przerastających go grzybów (mikofag). Relikt lasów pierwotnych, obfitujących w grubowymiarowe, leżące



Ryc. 1. Zasięg występowania konarka tajgowego *Phryganophilus ruficollis* w Polsce (wg raportu dla Komisji Europejskiej 2007) i stanowiska monitorowane w roku 2007 w ramach zadania: *Monitoring gatunków i siedlisk przyrodniczych ze szczególnym uwzględnieniem specjalnych obszarów ochrony siedlisk Natura 2000 – faza pierwsza i faza druga*.

martwe drewno. Z obserwacji przeprowadzonych w Skandynawii wynika, że wyraźnie preferuje drewno (grube kłody) na pożarzyskach (Lundberg 1984, 1993, Ehnström 2006, Pettersson i in. 2007). Warunki wymagane dla jego rozwoju to przede wszystkim obecność w drzewostanie starych, pokrytych hubami obumarłych drzew, złomów lub leżących pni, z którymi jest związany jego cykl życiowy. Puszcza Białowieska, z Białowieskim Parkiem Narodowym i licznymi rezerwatami przyrody, stanowi odpowiednie miejsce dla bytowania tego gatunku – zwłaszcza obszar ochrony ścisłej BPN (fot. 3). W Polsce, a nawet w całej niżowej Europie, brakuje drugiego tak odpowiedniego dla występowania *P. ruficollis* środowiska. W Puszczy Białowieskiej gatunek ten spotykany był najczęściej w borach mieszanych (*Calamagrostio-Piceetum*) i grądach (*Tilio-Carpinetum*) (Gutowski, Sućko 2009).

6. Rozmieszczenie gatunku w Polsce

W Polsce aktualnie występuje tylko w Puszczy Białowieskiej (ryc. 1). Dwa stare doniesienia z gór (Burakowski i in. 1987, Kubisz 2004a, b): Romanka w Beskidzie Żywieckim (XIX w.), Równica koło Ustronia w Beskidzie Śląskim (1939 r.) traktowane są jako historyczne. W 2000 r. gatunek został odkryty w Puszczy Białowieskiej (Borowski 2001, Borowski, Węgrzynowicz 2001, Byk 2001), gdzie aktualnie występuje na 4 stanowiskach. Wszystkie te stanowiska leżą na terenie obszaru Natura 2000 Puszcza Białowieska PLC200004, jedno z nich jest ponadto obszarem ochrony ścisłej BPN, jedno rezerwatem przyrody (Podcerkwa), a dwa położone są na terenie lasów gospodarczych (ad Grudki i leśnictwo Suche) (Gutowski, Sućko 2009).

II. METODYKA

1. Koncepcja monitoringu gatunku

Europejskie Centrum (dawniej Zakład) Lasów Naturalnych Instytutu Badawczego Leśnictwa prowadzi od 1988 r. monitoring wybranych grup bezkręgowców na terenie Puszczy Białowieskiej. Na stałych powierzchniach badawczych odławiane są m.in. chrząszcze do pułapek barierowych, które, jak się okazało, mogą być przydatne do monitorowania konarka tajgowego (pierwszy okaz odłowiono w 2003 r.). Próby monitoringu, ukierunkowane specjalnie na konarka tajgowego rozpoczęły się latem 2007 r. Monitoring tego gatunku jest bardzo trudny z powodu jego rzadkości, skrytego trybu życia oraz słabej znajomości biologii i ekologii; wymaga dalszych badań i doskonalenia. Na podstawie dotychczasowych prac można stwierdzić, że badanie leżących kłód w celu poszukiwania stadiów przedimaginalnych jest metodą nieefektywną, nawet w miejscach, gdzie z całą pewnością gatunek ten występuje. Ponadto analizy takie niszczą w znacznym stopniu środowisko życia konarka tajgowego. Aktualna koncepcja metodyki monitoringu tego gatunku zasadza się bardziej na ocenie jakości środowiska występowania (metody nieniszczące) niż na poszukiwaniu stadiów przedimaginalnych bądź postaci dorosłych (metody częściowo niszczące). Z uwagi na rzadkość tego gatunku i bardzo niską liczebność na znanych stanowiskach należy ograniczać do minimum odławianie osobników.

2. Wskaźniki i ocena stanu ochrony gatunku

Wskaźniki stanu populacji

- obecność imagines.

Wskaźniki stanu siedliska

- struktura drzewostanu na stanowisku,
- struktura drzewostanów otaczających,
- skład gatunkowy drzewostanu na stanowisku,
- wiek drzew,
- ilość martwego drewna,
- paleta gatunków martwego drewna,
- jakość martwego drewna,
- obecność śladów pożaru w okresie do 25 lat wstecz,
- obecność owocników grzybów powodujących białą zgniliznę drewna.

Tab. 1. Wskaźniki stanu populacji i stanu siedliska konarka tajowego

Wskaźnik	Miara	Sposób pomiaru/określenia
Populacja		
Obecność imagines	Jest/nie ma	Aktywne wyszukiwanie przez eksperta oraz wystawianie pułapek
Siedlisko		
Struktura drzewostanu na stanowisku	Wskaźnik opisowy	Określenie stopnia naturalności drzewostanu z uwzględnieniem ilości martwego drewna, w oparciu o ekspercką ocenę w terenie oraz dane z operatu urządzeniowego (lub planu ochrony)
Struktura drzewostanów otaczających	Wskaźnik opisowy	Określenie stopnia naturalności drzewostanów z uwzględnieniem ilości martwego drewna w oparciu o ekspercką ocenę w terenie oraz dane z operatu urządzeniowego (lub planu ochrony)
Skład gatunkowy drzewostanu na stanowisku	Liczba gatunków	Policzenie gatunków uznanych za rośliny żywicielskie (<i>Picea</i> , <i>Quercus</i> , <i>Betula</i> , <i>Fagus</i> , <i>Alnus</i>) konarka tajowego
Wiek drzew	Wskaźnik opisowy	Określenie udziału drzew w 3 klasach wiekowych – ocena ekspercka w terenie, uzupełniona danymi z operatu urządzeniowego (lub planu ochrony)
Ilość martwego drewna	Liczba leżących kłód o średnicy >20 cm/100 m	Policzenie leżących kłód o średnicy powyżej 20 cm na transekcie o dł. 100 m
Paleta gatunków martwego drewna	Liczba gatunków drzew wśród leżących kłód >20 cm śred./100 m	Policzenie gatunków drzew, reprezentowanych przez leżące kłody o średnicy powyżej 20 cm na transekcie o dł. 100 m
Jakość martwego drewna	Klasy rozkładu drewna (I, II, III, IV)*	Zidentyfikowanie klas rozkładu drewna, reprezentowanych przez kłody o śred. >20 cm na transekcie o dł. 100 m

Obecność śladów pożaru w okresie do 25 lat wstecz	Wskaźnik opisowy	Zidentyfikowanie ewentualnych śladów pożaru w okresie do 25 lat wstecz, ocena ekspercka uzupełniona wywiadami z gospodarzami lasu
Obecność owocników grzybów powodujących białą zgniliznę drewna	Wskaźnik opisowy	Poszukiwanie owocników <i>Trametes versicolor</i> i <i>Diplomitoporus lindbladi</i> lub innych grzybów powodujących białą zgniliznę drewna

* I – drewno i łyko zdrowe, II – drewno twarde, łyko rozłożone, III – początki rozkładu drewna, IV – drewno mocno rozłożone

Tab. 2. Waloryzacja wskaźników stanu populacji i stanu siedliska konarka tajgowego

Wskaźnik/Ocena*	FV	U1	U2
Populacja			
Obecność images	Zaobserwowanie lub odłowienie przynajmniej 1 okazu w ciągu 9 lat (3 powtórzenia badań monitoringowych)	Brak okazu (ów) w ciągu 15 lat (4 powtórzenia badań monitoringowych)	Brak okazów w ciągu 21 lat (5 powtórzeń badań monitoringowych)
Siedlisko			
Struktura drzewostanu na stanowisku	Drzewostany naturalne lub zbliżone do naturalnych, z dużą ilością wydzielającego się posuszu oraz leżącego martwego drewna w różnych fazach rozkładu	Drzewostany gospodarcze, przekształcone, niewielka ilość martwego drewna w różnych fazach rozkładu	Drzewostany gospodarcze silnie przekształcone (młodniki, drągowiny itp.), brak grubowymiarowego martwego drewna
Struktura drzewostanów otaczających	Drzewostany naturalne lub zbliżone do naturalnych, z dużą ilością wydzielającego się posuszu oraz leżącego martwego drewna w różnych fazach rozkładu	Drzewostany gospodarcze, przekształcone, niewielka ilość martwego drewna w różnych fazach rozkładu	Drzewostany gospodarcze silnie przekształcone (młodniki, drągowiny itp.), brak grubowymiarowego martwego drewna
Skład gatunkowy drzewostanu na stanowisku	Obecność przynajmniej 2 gatunków znanych jako rośliny żywicielskie larw (<i>Picea</i> , <i>Quercus</i> , <i>Betula</i> , <i>Fagus</i> , <i>Alnus</i>)	Obecność 1 gatunku spośród znanych roślin żywicielskich larw	Brak gatunków roślin żywicielskich
Wiek drzew w drzewostanie	Liczne drzewa w wieku powyżej 150 lat	Obecność drzew 100–150 lat	Drzewa młodsze niż 100 lat
Ilość martwego drewna (liczba leżących kłód)	≥8	2–7	0–1
Paleta gatunków martwego drewna	>2	1–2	0
Jakość martwego drewna (klasy rozkładu: I, II, III, IV)**	Obecne wszystkie 4 klasy lub przynajmniej II, III i IV	Obecne klasy III i IV lub przynajmniej IV	Obecne klasy I i/lub II bądź brak

Ślady pożarów w okresie do 25 lat wstecz	Obecność pożaru w okresie do 10 lat wstecz	Obecność pożaru w okresie 11–25 lat wstecz	Brak jakichkolwiek śladów pożaru
Owocniki grzybów powodujących białą zgniliznę drewna	Obecność licznych owocników <i>Trametes versicolor</i> i <i>Diplomitoporus lindbladi</i>	Obecność owocników innych grzybów powodujących białą zgniliznę drewna	Brak owocników grzybów powodujących białą zgniliznę drewna

*FV – stan właściwy, U1 – stan niezadowolający, U2 – stan zły

** Klasy rozkładu drewna scharakteryzowano w tabeli 1 oraz w rozdziale II.3.

Dla każdego stanowiska należy dokonywać odrębnej oceny; w przypadku wyznaczenia większej liczby transektów na stanowisku – obliczamy średnią liczbę leżących kłód na 100 m transektu.

Wskaźniki kardynalne

- brak

Ocena stanu populacji

W przypadku oceny populacji stwierdzenie na stanowisku w ciągu 9 lat (3 powtórzenia badań monitoringowych) przynajmniej 1 okazu daje ocenę FV, brak okazu w ciągu 15 lat (cztery powtórzenia) – U1, a brak okazu w ciągu 21 lat (pięć powtórzeń) – U2.

Ocena stanu siedliska

W przypadku siedliska ocenę formułujemy w następujący sposób (przyjmując dla poszczególnych wskaźników częściowych: FV – 3 punkty, U1 – 1 p., U2 – 0 p.):

FV – 19 i więcej punktów i najwyżej dwie oceny U2,

U1 – 9–18 p. i najwyżej trzy oceny U2,

U2 – 0–8 p. oraz 4 i więcej ocen U2.

Perspektywy zachowania

Należy ocenić, czy w dłuższej perspektywie czasowej liczebność populacji jest na tyle duża, że gwarantuje jej stabilność i przetrwanie. Na tę ocenę wpływa też decydująco fakt, czy populacja jest izolowana od sąsiednich, czy też możliwy jest przepływ genów między osobnikami z innych stanowisk. Jednak z uwagi na skryty sposób życia omawianego gatunku, jego rzadkość, w oszacowaniu perspektyw zachowania konarka tajgowego należy się skupić na ocenie środowiska jego życia. Trzeba sobie odpowiedzieć m.in. na następujące pytania: Na ile trwałe są prawne zabezpieczenia istnienia odpowiednich środowisk jego życia? Czy sukcesja zachodząca w zbiorowisku roślinnym na danym stanowisku gwarantuje trwałość odpowiednich warunków rozwoju dla konarka tajgowego? Czy prawdopodobne naturalne zaburzenia i antropogeniczne przekształcenia mogą wpłynąć na warunki życia tego gatunku? Czy zarządzanie obszarem, na którym znajduje się stanowisko, jest odpowiednie?

Ocena ogólna

O ocenie ogólnej stanu ochrony gatunku decyduje ocena najniższej ocenionego parametru.

3. Opis badań monitoringowych

Wybór powierzchni monitoringowych i ich sugerowana wielkość

Jako stanowisko gatunku należy traktować w miarę jednorodny teren, na którym stwierdzono obecność konarka tajgowego, wewnątrz którego istnieje ciągłość przestrzenna środowisk odpowiednich do jego bytowania, izolowany od innych stanowisk barierami nie do przebycia (za graniczną przyjęto szerokość 500 m nieprzyjaznego dla konarka tajgowego środowiska: zabudowań, terenów otwartych, lasu pozbawionego grubowymiarowego martwego drewna) dla dość ościężałych w locie imagines tego gatunku.

Do monitoringu należałoby wybrać jedno najbardziej zasobne stanowisko w obszarze. Gatunek ten aktualnie znany jest w Polsce tylko z obszaru „Puszcza Białowieska”, a najlepsze warunki rozwoju posiada i najczęściej był znajdowany na stanowisku „Białowiecki Park Narodowy”. Park ten można traktować jako jedno stanowisko, gdyż jest to zwarty masyw leśny, z wielką mozaiką siedlisk, w którym martwe drewno występuje w dużej ilości (obszar ochrony ścisłej) lub lokalnie jest go sporo (obszar ochrony częściowej). Nawet między dość odległymi miejscami złowienia poszczególnych osobników istnieje ciągłość odpowiednich dla omawianego gatunku środowisk życia.

Generalnie dla tego gatunku stanowisko powinno być duże, obejmować kilkaset hektarów lasu, bowiem dopiero taki obszar warunkuje jego stabilność pod względem ciągłości przestrzennej i czasowej leżących kłód, odpowiednich do jego rozwoju.

Poszczególne wskaźniki – choć ostatecznie odnoszone do stanowiska – są badane lub określane na różnych poziomach:

- (1) na powierzchni całego stanowiska (struktura drzewostanów na stanowisku i w jego otoczeniu; skład gatunkowy drzewostanów i wiek drzew; obecność imagines w oparciu o obserwacje; ślady pożarów; obecność grzybów powodujących białą zgniliznę),
- (2) na transektach (wskaźniki związane z martwym drewnem),
- (3) w 2–3 znanych lub potencjalnych miejscach występowania (obecność imagines w oparciu o pułapki).

Sposób wykonywania badań

Badanie wskaźników stanu populacji

Dla oceny stanu populacji przydatne mogą być różnego rodzaju pułapki barierowe (np. IBL-2bis; fot. 4), z pojemnikiem zawierającym płyn konserwujący, które, mimo niewielkiej ich liczby, okazały się efektywne w dotychczasowych odłowach konarka tajgowego. Pułapki takie powinny być wystawiane w miejscach wcześniejszych obserwacji konarka tajgowego (bądź w potencjalnych miejscach występowania) od połowy maja do połowy lipca i opróżniane minimum co 2 tygodnie. Na każdym monitorowanym stanowisku powinny funkcjonować po 2–3 takie pułapki (nie więcej, by nie powodować niepotrzebnych strat w populacjach owadów, w tym konarka tajgowego).

Do monitoringu można też wykorzystać metodę aktywnego wyszukiwania imagines przez specjalistę na leżących kłodach i hubach nadrzecznych w znanych miejscach występowania (bądź w potencjalnych miejscach występowania) od połowy maja do połowy lipca. Próby takie powinny być podejmowane w słoneczne, ciepłe dni w godzinach od

10.00 do 18.00. Aby zmniejszyć subiektywizm metody, należałoby przyjąć, że odłowcy prowadzi zawsze ta sama osoba i w z góry określonym interwale czasowym (np. 1 godz.); na każdym stanowisku przynajmniej 3 razy lub do zaobserwowania pierwszego osobnika.

Badanie wskaźników stanu siedliska

Dla oceny stanu środowiska dokonujemy oceny wymienionych w tabeli 1 wskaźników. Sprawdzamy w terenie, jak wygląda drzewostan na stanowisku i w jego otoczeniu w odległości do 100 m (wiek drzew, obecność potencjalnych gatunków żywicielskich itp.) oraz jak zasobna i zróżnicowana jest baza pokarmowa dla larw w postaci leżących kłód. Na 1–3 transektach (stanowisko o pow. do 10 ha – 1 transekt, 11–100 ha – 2 transekty, powyżej 100 ha – 3 transekty), o długości 100 m i szerokości 10 m każdy, liczymy kłody o średnicy większej niż 20 cm, oznaczamy gatunki leżących drzew oraz odnotowujemy stan rozkładu drewna w czterech umownych klasach:

- I – drewno i tyko zdrowe,
- II – drewno twarde, tyko rozłożone,
- III – początki rozkładu drewna,
- IV – drewno mocno rozłożone.

Transekty wyznaczamy w płatach starodrzewu, za każdym razem od nowa, by uniknąć ewentualnego efektu odlesienia (w przyszłości) wskutek działalności człowieka lub wielkoobszarowych zaburzeń (gdyby przyjąć opcję wyznaczenia stałych transektów). Ocenę uzupełniamy, odnotowując ewentualne ślady pożarów na stanowisku (pomocne mogą być wywiady z gospodarzami lasu) oraz obecność owocników nadrzewnych grzybów powodujących białą zgniliznę drewna. W przypadku tak dużego stanowiska jak Białowiecki Park Narodowy poszukiwania i odłowcy koncentrujemy głównie w miejscach, gdzie gatunek był już obserwowany, bowiem byłoby fizycznie niemożliwe dokładne spenetrowanie całego stanowiska.

Wskazane jest wcześniejsze zapoznanie się z odpowiednim Planem Urządzenia Lasu (w przypadku stanowisk położonych na terenie Lasów Państwowych) lub Planem Ochrony (w przypadku parków narodowych lub rezerwatów przyrody).

Uwagi:

1. Uściślenia w trakcie praktycznych testowań wymaga liczba zastosowanych pułapek oraz długość czasu aktywnego wyszukiwania imagines (1, 2, 3 godz.?).
2. Waloryzacja wskaźników wymaga dalszych badań. Przy ocenie stanu populacji wydaje się, że wstępnie można by założyć, iż odłowienie 1 okazu w obszarze w ciągu 9 lat daje ocenę FV, a brak okazu w ciągu 21 lat – U2.



Fot. 4. Pułapka barierowa IBL2-bis może być przydatna do monitoringu populacji konarka tajgowego *P. ruficollis* (© J.M. Gutowski)

Termin i częstotliwość badań

Odłowy pułapkowe, aktywne wyszukiwanie imagines oraz określanie wskaźników stanu siedliska należałoby przeprowadzać początkowo co 3 lata (trzykrotnie), a po przetestowaniu metod – co 6 lat.

Badania dotyczące stanu populacji najlepiej przeprowadzać w okresie od połowy maja do połowy lipca, natomiast oceny stanu środowiska najlepiej dokonywać w okresie „bezlístnym”, bez pokrywy śniegowej (przedwiośnie, ewentualnie późna jesień), gdyż wtedy najlepiej widoczna jest struktura drzewostanu oraz leżące na dnie lasu martwe drewno.

Sprzęt i materiały do badań

- pułapki barierowe,
- płyn konserwujący (np. glikol etylenowy rozcieńczony wodą),
- gaza młyńska (kwadrat 20x20 cm na jedną próbę), recepturki i szczelnie zamykany pojemnik na zebrane próby owadów,
- alkohol (75%) do zalania przechowywanych prób,
- taśma miernicza,
- mapa topograficzna (1:10 000).

Niezależnie od standardowej karty zapisu wyników badań monitoringowych gatunku na stanowisku proponuje się stosowanie dodatkowej uproszczonej karty zapisu danych dotyczących siedliska, zbieranych w terenie:

Robocza karta obserwacji gatunku – konarek tajgowy									
Obszar:				Stanowisko:			Nr transektu:		
Data obserwacji i pomiarów:				Osoba dokonująca obserwacji i pomiarów:					
Struktura drzewostanu na stanowisku:				Struktura drzewostanów otaczających:					
Skład gatunkowy drzewostanu na stanowisku:				Wiek drzew:					
Ślady pożarów				Owocniki grzybów powodujących białą zgniliznę drewna:					
w okresie do 10 lat wstecz:		w okresie 11–25 lat wstecz:							
Leżące kłody – gatunki:									
<i>Picea abies</i>		<i>Betula pendula</i>		<i>Quercus robur</i>		<i>Pinus sylvestris</i>			
obecność	klasa rozkładu	obecność	klasa rozkładu	obecność	klasa rozkładu	obecność	klasa rozkładu		
Razem		Razem		Razem		Razem		Razem	

4. Przykład wypełnionej karty obserwacji gatunku dla stanowiska

Karta obserwacji gatunku dla stanowiska	
Kod gatunku	Kod gatunku wg Dyrektywy Siedliskowej 4021
Nazwa gatunku	Nazwa polska, łacińska, autor konarek tajgowy <i>Phryganophilus ruficollis</i> (Fabricius, 1798)
Kod obszaru	Wypełnia instytucja koordynująca
Nazwa obszaru	Nazwa obszaru monitorowanego Puszcza Białowieńska
Kod stanowiska	Wypełnia instytucja koordynująca
Nazwa stanowiska	Nazwa stanowiska monitorowanego Białowiecki Park Narodowy
Obszary chronione, na których znajduje się stanowisko	Natura 2000, rezerваты przyrody, parki narodowe i krajobrazowe, użytki ekologiczne, stanowiska dokumentacyjne itd. Białowiecki Park Narodowy, obszar Natura 2000 „Puszcza Białowieńska”, obszar chronionego krajobrazu Puszcza Białowieńska, rezerwat biosfery Puszcza Białowieńska
Współrzędne geograficzne	Podać współrzędne geograficzne (GPS) stanowiska Współrzędne najdalej wysuniętych punktów BPN: – na północ: 52° 49' N; 23° 49' E – na zachód: 52° 44' N; 23° 47' E – na południe: 52° 42' N; 23° 50' E – na wschód: 52° 44' N; 23° 56' E
Charakterystyka siedliska gatunku na stanowisku	• Wielkość drzewostanu • Stabilność drzewostanu, informacja, czy stanowisko jest objęte ochroną • Jakość siedliska na stanowisku (zróżnicowanie gatunkowe i dojrzałość drzewostanu, obecność leżącego, grubowymiarowego, martwego drewna, informacja, czy są obecne świerki i brzozy) Białowiecki Park Narodowy (bez Ośrodka Hodowli Żubrów i Parku Pałacowego) zajmuje obszar około 102 km². Powierzchnia leśna BPN liczy prawie 96 km². Większość tego obszaru zajmują lasy o charakterze naturalnym i półnaturalnym. Do takich zaliczyć można cały Obszar Ochrony Ścisłej BPN (47,47 km²) oraz znaczne fragmenty Obszaru Ochronnego Hwoźna BPN. Na terenie BPN stwierdzono 20 leśnych zespołów roślinnych, wśród których dominują grądy (<i>Tilio-Carpinetum</i>) i lasy mieszane świeże (<i>Melitti-Carpinetum</i>). Występują też (wg malejącego udziału): olsy jesionowe (<i>Circaeo-Alnetum</i>), bory mieszane świeże (<i>Calamagrostio-Piceetum</i>), lasy mieszane wilgotne (<i>Quercus-Piceetum stellarietosum</i>), olsy (<i>Carici elongatae-Alnetum</i>) i lasy mieszane bagienne (<i>Piceo-Alnetum</i>). Pozostałe zbiorowiska zajmują mniejszą powierzchnię. W drzewostanach dominują (wg malejącego udziału): <i>Pinus sylvestris</i>, <i>Picea abies</i>, <i>Alnus glutinosa</i>, <i>Quercus robur</i>, <i>Carpinus betulus</i>, <i>Betula pendula</i> i <i>B. pubescens</i>, <i>Fraxinus excelsior</i>, <i>Tilia cordata</i>, <i>Acer platanoides</i>. Białowiecki Park Narodowy (zwłaszcza OOS) charakteryzuje się obfitością leżących kłód drzew o dużych wymiarach. Kłody te, różnych gatunków, w różnych etapach rozkładu, wilgotności i nasłonecznienia stwarzają odpowiednie środowiska dla rozwoju larw tego gatunku. W dominujących na terenie BPN grądach znajduje się średnio około 130 m³ martwego drewna na jednym hektarze. Wielkość obszaru zapewnia ciągłość występowania materiału odpowiedniego dla rozwoju konarka tajgowego w długiej perspektywie czasowej, a ochrona ścisła w BPN gwarantuje stabilność siedliska.

Informacja o gatunku na stanowisku	<i>Syntetyczne informacje o występowaniu gatunku na stanowisku, dotychczasowe badania i inne istotne fakty. Wyniki monitoringu z lat poprzednich</i> Gatunek ten niewątpliwie występuje na terenie BPN od dawna, ale na skutek rzadkości, skrytego trybu życia i braku ukierunkowanych w przeszłości poszukiwań, nie był wcześniej tutaj znaleziony. Odkryty został w 2000 r. (Borowski 2001; Borowski, Węgrzynowicz 2001; Byk 2001; Kubisz 2004a, 2004b) i odtąd prawie co roku znajdowano kolejne okazy (Gutowski, Sućko 2009). W sumie na terenie BPN znaleziono 12 imagines (w tym 2 martwe) oraz 3 larwy (z dwóch z nich wyhodowano 2 kolejne chrząszcze). Świadczy to o dobrym stanie populacji konarka tajgowego w BPN, ale jej liczebność jest trudna do oszacowania. Z uwagi na spore zasoby potencjalnej bazy rozwojowej i rozległość terenu, na którym spotykane są osobniki wydaje się, że białowiecka populacja konarka tajgowego jest dość duża i stabilna.
Ostatnia weryfikacja w terenie	<i>Data ostatniej potwierdzonej obserwacji gatunku na stanowisku</i> 5.10.2007
Obserwator	<i>Imię i nazwisko eksperta lokalnego odpowiedzialnego za to stanowisko</i> Jerzy M. Gutowski, Krzysztof Sućko
Daty obserwacji	<i>Daty wszystkich obserwacji</i> 29.03.2007, 12.04.2007, 26.04.2007, 10.05.2007, 24.05.2007, 7.06.2007, 21.06.2007, 5.07.2007, 19.07.2007, 2.08.2007, 16.08.2007, 30.08.2007, 12.09.2007, 13.09.2007, 20.09.2007, 27.09.2007, 5.10.2007, 12.10.2007 r.
Data wypełnienia	<i>Data wypełnienia formularza przez eksperta</i> 8.11.2007 r.
Data wpisania	<i>Data wpisania do bazy danych – wypełnia instytucja koordynująca</i>
Data zatwierdzenia	<i>Data zatwierdzenia przez osobę upoważnioną – instytucja koordynująca</i>

Stan ochrony gatunku na stanowisku				
Wskaźniki	Wartość wskaźnika i komentarz		Ocena	
Populacja				
Obecność imagines	Jest/nie ma (podać liczbę stwierdzonych osobników)		FV	FV
	W latach 2000-2007 znaleziono 12 imagines i 3 larwy.			
Siedlisko				
Struktura drzewostanu na stanowisku	Określenie stopnia naturalności drzewostanu z uwzględnieniem ilości martwego drewna, w oparciu o ekspercką ocenę w terenie oraz dane z operatu urządzeniowego (lub planu ochrony)		FV	
	Drzewostany naturalne lub zbliżone do naturalnych, z dużą ilością wydzielającego się posuszu oraz leżącego martwego drewna w różnych fazach rozkładu.			
Struktura drzewostanów otaczających	Określenie stopnia naturalności drzewostanów z uwzględnieniem ilości martwego drewna w oparciu o ekspercką ocenę w terenie oraz dane z operatu urządzeniowego (lub planu ochrony)		U1	FV
	Wokół BPN spotykamy zarówno drzewostany zbliżone do naturalnych, jak i sztuczne. W przypadku tak dużej powierzchni stanowiska (ponad 100 km ²) nie ma to większego znaczenia, bowiem stabilność populacji jest zagwarantowana wielkością omawianego stanowiska).			

Skład gatunkowy drzewostanu na stanowisku	<i>Liczba gatunków uznanych za rośliny żywicielskie konarka tajgowego (Picea, Quercus, Betula, Fagus, Alnus)</i> Na stanowisku stwierdzono obecność 4 gatunków znanych jako rośliny żywicielskie larw (Picea abies, Quercus robur, Betula pendula, Alnus glutinosa).	FV	FV
Wiek drzew w drzewostanie	<i>Określić udział drzew w 3 klasach (drzewa <100 lat, obecne drzewa 100-150 lat, liczne drzewa >150 lat)</i> Jest wiele drzew w wieku powyżej 150 lat.	FV	
Ilość martwego drewna	<i>Liczba leżących kłód o średnicy >20 cm na transekcji o dł. 100 m</i> Na trzech transektach stwierdzono ogółem 56 leżących kłód (średnio 18,7 na transekt): 33 – Picea abies, 15 – Pinus sylvestris, 1 – Betula pendula.	FV	
Paleta gatunków kłód leżących	<i>Liczba gatunków drzew wśród leżących kłód o średnicy >20 cm na transekcji o dł. 100 m</i> Stwierdzono 3 gatunki leżących drzew, w tym 2 znane jako potencjalne mikrosiedlisko dla rozwoju konarka tajgowego.	FV	
Jakość martwego drewna	<i>Określenie klas rozkładu drewna, reprezentowanych przez kłody o średnicy >20 cm na transekcji o dł. 100 m</i> Leżące kłody reprezentowały drewno we wszystkich fazach rozkładu, przy czym najliczniej reprezentowane były fazy III i IV.	FV	
Ślady pożarów w okresie do 25 lat wstecz	<i>Zidentyfikowanie ew. śladów pożaru w okresie do 25 lat wstecz, ocena ekspercka uzupełniona wywiadami z gospodarzami lasu</i> Brak jakichkolwiek śladów pożaru w omawianym okresie. Stwierdzono tylko znacznie starsze ślady pożarów.	U2	
Owocniki grzybów powodujących białą zgniliznę drewna	<i>Podać, czy stwierdzono owocniki Trametes versicolor, Diplomitoporus lindbladi i innych grzybów powodujących białą zgniliznę drewna</i> Znaleziono owocniki Trametes versicolor. Rozpoznawanie gatunków grzybów, w tym poszukiwanego Diplomitoporus lindbladi, nie jest łatwe – wymagane jest tu specjalistyczne przeszkolenie.	FV	
Perspektywy zachowania	<i>Ocena eksperta z uwzględnieniem aktualnego stanu populacji i stanu siedliska, obserwowanych negatywnych oddziaływań i zagrożeń oraz stosowanej ochrony czynnej</i> Dotychczasowe formy ochrony są optymalne. Perspektywy zachowania gatunku dobre.	FV	FV
Ocena ogólna		FV	

Lista najważniejszych aktualnych i przewidywanych oddziaływań (zagrożeń) na gatunek i jego siedlisko na badanym stanowisku (w tym aktualny sposób użytkowania, planowane inwestycje, planowane zmiany w zarządzaniu i użytkowaniu); kodowanie oddziaływań/zagrożeń zgodne z Załącznikiem E do Standardowego Formularza Danych dla obszarów Natura 2000; wpływ oddziaływania: „+” – pozytywny, „-” – negatywny, „0” – neutralny; intensywność oddziaływania: A – silna, B – umiarkowana, C – słaba

Aktualne oddziaływania				
Kod	Nazwa działalności	Intensywność	Wpływ	Syntetyczny opis
				Nie stwierdzono żadnych oddziaływań

Zagrożenia (przyszłe, przewidywane oddziaływania)				
Kod	Nazwa	Intensywność	Wpływ	Syntetyczny opis
				Nie przewiduje się żadnych zagrożeń

Inne informacje	
Inne wartości przyrodnicze	<i>Inne obserwowane gatunki zwierząt i roślin z załączników Dyrektyw Siedliskowej i Ptasiej, inne gatunki zagrożone (Czerwona księga), gatunki chronione</i> <i>Nie obserwowano</i>
Gatunki obce i inwazyjne	<i>Obserwowane gatunki obce i inwazyjne i ewentualnie ich liczba</i> <i>Nie obserwowano</i>
Inne uwagi	<i>Wszelkie informacje pomocne przy interpretacji wyników, np. anomalie pogodowe</i> <i>Brak</i>
Dokumentacja fotograficzna	PLC200004_PhryganophilusRuficollis_Foto1.jpg/K. Sućko PLC200004_PhryganophilusRuficollis_Foto2.jpg/J. Gutowski PLC200004_PhryganophilusRuficollis_Foto3.jpg/J. Gutowski

5. Gatunki o podobnych wymaganiach ekologicznych, dla których można zaadaptować opracowaną metodykę

Cucujus cinnaberinus (Scop.) – zgniotek cynobrowy (do rozwoju może wykorzystywać także dolną część martwych drzew stojących),
Pytho kolwensis (Sahlb.) – rozmiażg kolweński (ocenie podlegałyby tylko kłody świerkowe),
Rhysodes sulcatus (Fabr.) – zagłębek bruzdkowany (wykorzystuje też nieco cieńszy materiał).

6. Ochrona gatunku

Konarek tajgowy podlega ochronie gatunkowej. W chwili obecnej głównym zagrożeniem dla tego gatunku w Polsce jest zanik dogodnych dla jego rozwoju biotopów, których nie zapewniają dominujące w naszym regionie lasy użytkowane gospodarczo. Brak na większości obszarów odpowiedniego materiału lęgowego (usuwanie martwych drzew, zabiegi pielęgnacyjne) powoduje izolację i duże rozrzucenie stanowisk tego gatunku, przez co są one łatwo narażone na zniszczenie. Ponowne zasiedlenie danego terenu jest w takich warunkach również mało prawdopodobne. Ehnström (2006) zwraca jeszcze uwagę na zagrożenia dla tego gatunku w Szwecji, wynikające ze zbyt małej frekwencji leśnych pożarów, które sprzyjają jego występowaniu. Uważa też, że ciężki sprzęt rozjeżdżający pozostawione na wyrębach rozkładające się kłody ogranicza potencjalną bazę rozwojową konarka tajgowego.

Na terenie Puszczy Białowieskiej – jedynym aktualnie miejscu występowania konarka tajgowego w Polsce – do ochrony tego gatunku przyczynia się najbardziej istnienie obszaru ochrony ścisłej Białowieskiego Parku Narodowego. W pozostałej części puszczy, podobnie jak i w innych kompleksach leśnych, do niedawna postępowało ubożenie potencjalnej bazy rozwojowej. Również w rezerwatach przyrody, rozsianych po całym obszarze gospodarczej części puszczy oraz w Obrębie Ochronnym Hwoźna w BPN w przeszłości prowadzono cięcia sanitarne, które dotyczyły głównie świerka. Stąd też znaczna część potencjalnej bazy pokarmowej konarka tajgowego była z lasu usuwana. W ostatnich dwóch latach sytuacja w odniesieniu do Puszczy Białowieskiej uległa pewnej poprawie – ilość martwego drewna stopniowo wzrasta, zwłaszcza w rezerwatach przyrody.

Zagrożeniem dla stabilności populacji konarka tajgowego w dłuższej perspektywie czasowej może być:

- izolacja populacji białowieskiej od innych, zlokalizowanych w odległości kilkuset kilometrów,
- usuwanie z lasu prawie wszystkich wiatrolomów i wiatrowałów poza terenem BPN i rezerwatami, który łącznie zajmują ok. 36% powierzchni Puszczy Białowieskiej.

Ochrona reliktów puszczańskich, do których należy konarek tajgowy, polegać musi przede wszystkim na ścisłej ochronie ich biotopów. Gatunek ten jest na tyle przyrodniczo cenny i unikalny, że w miejscu, w którym zaobserwowano jego występowanie, powinno się utworzyć odpowiedni obszarowo ścisły rezerwat faunistyczny, w którym znalazłby on dogodne warunki rozwoju i możliwość rozprzestrzeniania się populacji. W miejscach potencjalnego występowania gatunku, a zwłaszcza w Białowieskim Parku Narodowym, we wszystkich rezerwach przyrody chroniących naturalne procesy oraz w pozostałych jeszcze w lasach gospodarczych resztkach lasów zbliżonych do naturalnych Puszczy Białowieskiej należy zaniechać całkowicie usuwania martwego drewna. W pozostałych lasach gospodarczych powyżej IV klasy wieku należałoby zwiększyć masę pozostawianego grubowymiarowego martwego drewna (głównie leżących kłód świerka i brzozy) do 5% miąższości drzewostanu na tym siedlisku, nie mniej niż 5 grubych (o średnicy powyżej 20 cm) rozkładających się całych kłód na 1 ha lasu.

Ze względu na swoją wyjątkową rzadkość występowania (również w skali Europy) konarek tajgowy może stanowić obiekt handlu kolekcjonerskiego. Niedawne objęcie go ochroną gatunkową (2001 r.) może, przynajmniej z założenia, temu przeszkodzić, a dodatkową ochronę stanowi jego skryty tryb życia. Działaniem wspomagającym powinno też być rozpropagowanie informacji o tym gatunku wśród służb leśnych i ochrony przyrody, aby uwrażliwić na ochronę tego chrząszcza oraz jego siedlisk osoby odpowiedzialne za dany teren.

Działania ochronne podjęte dla zachowania siedlisk konarka tajgowego będą miały również bardzo korzystny wpływ na populacje wszystkich współwystępujących z nim gatunków saproksylicznych (zarówno bezkręgowców, jak i grzybów).

Wskazane byłoby poszukiwanie nieznanych dotąd stanowisk konarka tajgowego w innych potencjalnych miejscach jego występowania (w drzewostanach z dużym udziałem martwego drewna), a więc w całej północno-wschodniej Polsce i w górach. W przypadku odkrycia takich stanowisk należałoby je objąć odpowiednią ochroną (rezerwat faunistyczny, ostoja ksylobiontów), dbając przede wszystkim o ciągłość występowania leżącego, grubowymiarowego martwego drewna.

Podziękowania

Bardzo dziękuję mgr. inż. Krzysztofowi Sućko za pomoc w zbieraniu danych do tej pracy, a Kazimierzowi Borowskiemu za pomoc w przygotowaniu mapy rozmieszczenia konarka tajgowego.

7. Literatura

- Anonim 2007. www.nature.cz/natura2000-design3/web_druhy.php?cast=1 (15.10.2007).
- Borowski J. 2001. Próba waloryzacji lasów Puszczy Białowieskiej na podstawie chrząszczy (*Coleoptera*) związanych z nadrzewnymi grzybami [w:] Szujewski A. (red.). Próba szacunkowej waloryzacji lasów Puszczy Białowieskiej metodą zooindykacyjną. Wyd. SGGW, Warszawa: 287–317.

- Borowski J., Węgrzynowicz P. 2001. *Phryganophilus ruficollis* (Fabricius, 1798) (Coleoptera, Melandryidae). Notatki entom. 2, 1: 3–4.
- Burakowski B., Mroczkowski M., Stefańska J. 1987. Chrząszcze Coleoptera, Cucujoidea, część 3. Katalog fauny Polski, XXIII, 14: 309 ss.+1 mapa.
- Byk A. 2001. Próba waloryzacji drzewostanów starszych klas wieku Puszczy Białowieskiej na podstawie struktury zgrupowań chrząszczy (Coleoptera) związanych z rozkładającym się drewnem pni martwych drzew stojących i leżących [w:] Szujewski A. (red.). Próba szacunkowej waloryzacji lasów Puszczy Białowieskiej metodą zooindykacyjną. Wyd. SGGW, Warszawa: 333–367.
- Ehnström B. 2006. *Phryganophilus ruficollis*, rödhalsad brunbagge. Artfaktablad, ArtDatabanken, SLU, Uppsala.
- Gutowski J.M., Sućko K. 2009. Konarek tajgowy *Phryganophilus ruficollis* (Fabricius, 1798) (Coleoptera: Melandryidae) w Polsce. Chrońmy Przyr. Ojcz. 65, 2: 123–132.
- Kubisz D. 2004a. *Phryganophilus ruficollis* (Fabricius, 1798). Konarek tajgowy [w:] Głowaciński Z., Nowacki J. (red.). Polska czerwona księga zwierząt. Bezkręgowce. Instytut Ochrony Przyrody PAN, Kraków – Poznań: 131–132.
- Kubisz D. 2004b. *Phryganophilus ruficollis* (Fabricius, 1798). Konarek tajgowy [w:] Adamski P., Bartel R., Bereszyński A., Kepel A., Witkowski Z. (red.). Gatunki zwierząt (z wyjątkiem ptaków). Poradniki ochrony siedlisk i gatunków Natura 2000 – podręcznik metodyczny. Ministerstwo Środowiska, Warszawa. T. 6: 118–120.
- Lundberg S. 1984. *Phryganophilus ruficollis* Fabricius. Något om biologin i norra Skandinavien (Col., Melandryidae). Fauna norv. Ser. B, 31: 63–64.
- Lundberg S. 1993. Brunbaggen *Phryganophilus ruficollis* (Fabricius) (Coleoptera, Melandryidae) i norra Fennoskandien – Biotopval och utvecklingsbiologi. Ent. Tidskr. 114, 1–2: 13–18.
- Majzlan O. 2007. www.sopsr.sk/natura/doc/priaznivy_stav/122.doc (25.10.2007).
- Nikitskij N.B. 1988. Vidy roda *Phryganophilus* (Coleoptera, Melandryidae) Palearktiki. Zool. zhurnal 67, 9: 1426–1430.
- Nikitskij N. B. 2002. Lichinki zhukov-teneljubov (Coleoptera, Melandryidae) Rossii, s zamechanijami po taksonomii. Bjul. Mosk. O-va Ispytatelej Prirody., Otd. Biol. 107, 3: 8–30.
- Nikitskij N.B., Osipov I.N., Chemeris M.V., Semjonov V.B., Gusakov A.A. 1996. Zhestkokrylye-ksilobionty, micetobionty i plastnchatyosye Prioksko-Terrasnogo biosfernogo zapovednika (s obzorom fauny ehtikh grupp Moskovskoj oblasti). Sb. tr. Zool. muz. MGU 36: 1–197.
- Palm T. 1940. Über die Entwicklung und Lebensweise einiger wenig bekannten Käfer-Arten im Urwaldgebiete am Fluss Dalälven (Schweden). I. *Phryganophilus ruficollis* Fabr. Opusc. ent. 5: 7–15.
- Palm T. 1959. Die Holz-und Rinden-Käfer der Süd-und Mittelschwedischen Laubbäume. Opusc. Ent. Suppl. 16: 1–374.
- Pettersson R.B., Stenbacka F., Hjältén J., Hilszczański J. 2007. Återfynd av rödhalsad brunbagge (*Phryganophilus ruficollis* Fabr.) och Huggerts plattbrackstekel (*Chartobracon huggerti* C. Van Achterberg). Ent. Tidskr. 128: 101–105.
- Reiråskag C. 2006. Spannende billefunn i Sør-Trøndelag. Insekt-Nytt, 31 (3): 23–26.
- Reitter E. 1911. Fauna Germanica. Die Käfer des Deutschen Reiches. III Band, K.G. Lutz' Verlag, Stuttgart.
- Seidlitz G. 1898. Melandryidae [w:] Erichson's Naturgeschichte der Insekten Deutschlands. Band V, Teil 2, Lief. 2: 365–680.
- Zachariassen K.E. 1980. *Phryganophilus ruficollis* Fabricius (Col., Melandryidae) ny art for Norge. Fauna norv., Ser. B, 27: 76.

4024 ***Sichrawa karpacka**

Pseudogaurotina excellens (Brancsik, 1874)



Fot. 1. Owad doskonały (imago) sichrawy karpackiej *Pseudogaurotina excellens* na liściu wiciokrzewu czarnego *Lonicera nigra* (© R. Rossa)

I. INFORMACJA O GATUNKU

1. Przynależność systematyczna

Rząd: chrząszcze COLEOPTERA

Rodzina: kózkowate CERAMBYCIDAE

2. Status prawny i zagrożenie gatunku

Prawo międzynarodowe

Dyrektywa Siedliskowa – Załączniki II (gatunek priorytetowy) i IV

Prawo krajowe

Ochrona gatunkowa – ochrona ścisła

Kategoria zagrożenia IUCN

Czerwona lista zwierząt zagrożonych w Polsce (2002) – LC

Polska czerwona księga (2001) – EN

3. Opis gatunku

Morfologia sichrawy karpackiej *Pseudogaurotina excellens* jest opracowana fragmentarycznie. Najlepiej poznane jest stadium owada doskonałego (Panin, Săvulescu 1961, Starzyk 1970, 1992, Kaszab 1971, Heyrovský, Sláma 1992, Korbel 1992, Sláma 1998). Opisy sta-

dium poczwarki i larwy znajdują się w zaledwie kilku publikacjach. Są to jednak informacje bardzo ogólne, zwłaszcza na temat poczwarki. Dokładniejsze opisy morfologii larwy dotyczą tylko kilku wybranych fragmentów ciała. Brak pełnych opisów, jak również szczegółowych rycin. Jedynie w opracowaniach Švácha i Danilevsky (1989) oraz Klausnitzer (1997) można odnaleźć zaledwie kilka rysunków przedstawiających wybrane fragmenty budowy morfologicznej larwy. Brak jakichkolwiek informacji na temat wielkości, kształtu i budowy morfologicznej stadium jaja.

Długość ciała imago, mierzona od szczytu żuwaczek po koniec odwłoka, gdy pygidium całkowicie przykryte pokrywami do wierzchołka pokryw, waha się w przedziale 13–17 mm. Głowa, przedplecze, tarczka, odnóża i spodnia część ciała czarne, słabo połyskujące. Głowa i przedplecze o zróżnicowanym punktowaniu, dodatkowo pokryte są delikatnym, jasnym owłosieniem. Czułki dość długie, 11-członowe, sięgają do połowy lub $\frac{2}{3}$ długości pokryw. Nogi smukłe o stopach 4-członowych. Przedplecze trapezowate, w tylnej części z mocną, dobrze widoczną poprzeczną bruzdą. Szerokość przedplecza znacznie mniejsza niż szerokość pokryw mierzona w barkach. Pokrywy jednobarwne, jednak wykazujące pod względem ubarwienia niewielki (w porównaniu z innymi gatunkami kózkowatych) zakres zmienności. Barwa pokryw zawiera się w skali od zielonej przez purpurową, po ciemnoniebieską, a czasem nawet granatową (fot. 1, 2). Zmienność w ubarwieniu pokryw była przyczyną opisanie kilku odmian barwnych (aberracji). Pokrywy z wyraźnym połyskiem, nierzadko barwy zielona, purpurowa, czy też granatowa wzajemnie się przenikają, tworząc niepowtarzalną mieszankę kolorów. W populacji tego gatunku owada interesującą, gdyż sporadycznie obserwowaną odmianą są osobniki o całym czarnym ciełe (ab. *korbeli*).

Dymorfizm płciowy jest dobrze zaznaczony. Przejawia się on następującymi cechami: samiec mniejszych rozmiarów, pokrywy węższe, tak że całe ciało wydaje się znacznie smuklejsze niż ma to miejsce u samic, czułki sięgają do $\frac{2}{3}$ długości pokryw, a czasem nawet więcej, jednak nigdy nie są dłuższe niż pokrywy; samica charakteryzuje się masywniejszą budową ciała, barki pokryw wyraźnie widoczne, mocniejsze, przez co owad wydaje się być bardziej krępy, statystycznie samice są większe, czułki krótsze i dochodzące zaledwie do połowy długości pokryw. U pewnej części populacji różnice między płciami zaznaczają się także w barwie pokryw. Samice mają pokrywy zielone, niebieskozielone



Fot. 2. Sichrawa karpacka na pędzie wiciokrzewu czarnego: samiec – fioletowy, samica – granatowa, oraz widok z boku (© R. Rossa)



Fot. 3. Sichrawa górska *Carilia virginea*: strona grzbietowa (po lewej) i brzuszna (w środku), oraz zagwoździk fioletowy *Callidium violaceum* (po prawej) (© R. Rossa)

lub niebieskie, natomiast samce ciemniejsze, najczęściej purpurowe lub purpurowogranatowe (fot. 2).

Jak wspomniano, przedimaginalne stadia rozwojowe są słabo opracowane. Poczwaraka i larwa pod względem ogólnej budowy ciała nie różni się od innych gatunków owadów należących do rodziny Cerambycidae. W stadium poczwarki dymorfizm płciowy jest już dobrze zaznaczony. Różnice dotyczą długości czułków oraz zakończenia odwłoka (dwóch ostatnich segmentów). Larwa jest typowa dla owadów z podrodziny zmorsznikowe (Lepurinae).

Postać dorosła sichrawy karpackiej ubarwieniem oraz ogólnym zarysem ciała przypomina inne gatunki kózkowatych, które zwłaszcza dla osób niezajmujących się na co dzień entomologią mogą być przyczyną błędnej identyfikacji. Gatunkami owadów, które w mniejszym lub większym stopniu przypominają sichrawę karpacką są: sichrawa górska *Carilia virginea* (L.) i zagwoździk fioletowy *Callidium violaceum* (L.). Najbardziej podobnym gatunkiem jest sichrawa górska (fot. 3), która przez pewien czas należała nawet do tego samego rodzaju co sichrawa karpacka. Najważniejszymi cechami odróżniającymi te dwa pokrewne gatunki są: sichrawa górska jest mniejsza – długość ciała waha się w zakresie 8–13 mm, a ponadto jej odwłok jest czerwony. Drugi z wymienionych gatunków może być pomyłony z sichrawą karpacką tylko w przypadku pospiesznego oznaczania. Cechami wspólnymi są zbliżone rozmiary ciała oraz ubarwienie (zwłaszcza osobniki o mocno niebieskim, granatowym zabarwieniu pokryw). W odróżnieniu od sichrawy karpackiej, imago zagwoździka fioletowego (fot. 3) ma ciało wyraźnie spłaszczone. Dodatkowo niebieskie lub granatowo ubarwione – oprócz pokryw – jest także przedplecze.

4. Biologia gatunku

Biologia gatunku nie jest w pełni poznana. Pierwsze informacje na ten temat opublikował Schmidt (1938). Z krajowej literatury na uwagę zasługują następujące prace: Starzyk 1970,

1992, Burakowski i in. 1990, Gutowski 2004, w których oprócz informacji już znanych pojawiają się nowe szczegóły dotyczące rozwoju tego gatunku owada. Cykl rozwojowy trwa 2 lata, jednak przy niesprzyjających warunkach mikrośrodowiskowych może być wydłużony do 3 lat. Owady doskonałe pojawiają się już pod koniec maja i obserwowane były nawet do pierwszych dni sierpnia. Okres rójki przypada najczęściej na czerwiec i lipiec. W terenie imagines przeżywają około 2 tygodnie. W warunkach laboratoryjnych okres ten ulegał wydłużeniu do 3 tygodni, a gdy owady doskonałe karmiono owocami – nawet do jednego miesiąca. W terenie jak dotąd nie zaobserwowano przypadków odżywiania się imagines. Istnieją przypuszczenia, że podczas rójki, prawdopodobnie wieczorem owady żerują na kwiatkach wiciokrzewu czarnego *Lonicera nigra* L.

Po zapłodnieniu samica składa jajeczka na powierzchni kory lub w niewielkie spęknięcia kory. Jaja składane są pojedynczo lub w małych grupkach, liczących po 3–6 sztuk. Główną rośliną żywicielską larw jest wiciokrzew czarny, ponadto sichrawa karpacka może rozwijać się także w wiciokrzewie tatarskim *Lonicera tatarica* L. Opanowywane są przede wszystkim starsze krzewy, aczkolwiek głównym czynnikiem jest grubość pędu. Z dotychczas zgromadzonych danych wynika, iż larwy sichrawy karpackiej preferują pędy średniej grubości i grube, czyli o średnicy ponad 3 cm. Bardzo często liczne żerowiska obserwowano w okolicach szyi korzeniowej. Kilka dni po złożeniu przez samicę jaj, młoda larwa opuszcza jajeczko i następnie bardzo szybko wgryza się pod korę, gdzie przez kilka tygodni żeruje. Na okres zimy larwa wnika w głąb pędu wiciokrzewu. Korytarz drążony wewnątrz pędu jest dość krótki – mniej niż 10 cm (fot. 4). Po zakończeniu żerowania larwa późnym latem lub jesienią przystępuje do budowy kolebki poczwarkowej (fot. 5). Ostatni fragment chodnika larwalnego umieszczany jest tuż pod korą. Ma on owalny kształt, a średnie rozmiary wynoszą 13x30 mm. Cała kolebka poczwarkowa wypełniona jest długimi wiórkami drzewnymi. Wiórki te upakowane są dość ściśle i swoim ułożeniem przypominają kokon motyli lub kolebki poczwarkowe wykonywane przez owady z rodzaju smolik *Pissodes* Germar. W utworzonej kolebce poczwarkowej zimuje larwa. Z początkiem wiosny (zważywszy na fakt, iż sichrawa karpacka jest owadem górskim, czyli w połowie maja lub później)



Fot. 4. Fragment żerowiska z widoczną larwą sichrawy karpackiej (© R. Rossa)



Fot. 5. Kolebki poczwarkowe żerowiska sichrawy karpackiej (© R. Rossa)

następuje przepoczwarczenie. Młode imago pozostaje jeszcze od kilku godzin do kilku dni w kolebce, czekając na odpowiednie warunki pogodowe. Owady doskonałe w dni deszczowe lub chłodne nie opuszczały swoich żerowisk, a okazy, które już rozpoczęły okres rójki, chowały się na spodniej stronie gałęzi wiciokrzewów lub kryły się w większych spękaniach kory. Imagines obserwowane są bardzo często na liściach i pędach wiciokrzewu czarnego. Są mało ruchliwe i bardzo mało płochliwe. Pomimo ocieniania okazu lub też delikatnego drażnienia, owady doskonałe bardzo niechętnie zmieniają miejsce. W poszukiwaniu partnera lub odpowiedniej rośliny żywicielskiej podejmowały próby lotu. Migracja chrząszczy odbywa się prawdopodobnie na niewielką odległość, jednorazowo nie większą niż 50–100 m. Należy jednak mieć na uwadze kierunek i siłę panujących wiatrów. W chwili znacznego zaniepokojenia owady doskonałe natychmiast przechodzą na spodnią stronę gałązek lub spadają z krzewu, kryjąc się w warstwie runa leśnego.

Samica wybiera najczęściej zdrowe lub zamierające okazy wiciokrzewów. Żerowisk nigdy nie obserwowano na mały krzewach. Jajeczka składane są na zdrowych lub zamierających pędach i co ciekawe, sam żer larw najczęściej nie powoduje ich całkowitego obumarcia. Przypadki, w których żerujące larwy sichrawy karpackiej doprowadziły do zamarcia krzewu są sporadyczne. Sytuacja taka w warunkach naszego kraju zdarza się tylko w miejscach, gdzie występuje liczniejsza populacja gatunku. Ponieważ na lokalne populacje sichrawy karpackiej składają się najczęściej niewielkie liczby osobników (być może kilkadziesiąt), powstające uszkodzenia są regenerowane przez rośliny w trakcie następnego okresu wegetacyjnego. Większe zniszczenia oraz gwałtowne zmiany w zdrowotności wiciokrzewów powodowane są przez inne czynniki, przeważnie związane z prowadzoną gospodarką leśną. W zależności od wielkości krzewu, a co jest z tym związane – liczby odpowiedniej grubości pędów lub właściwej grubości pędu głównego w okolicach szyi korzeniowej, liczba żerowisk jest bardzo różna. Na najstarszych (największych) okazach wiciokrzewu czarnego obserwowano nawet ponad 30 czynnych żerowisk. Na stanowiskach, na których występują najmocniejsze populacje tego gatunku owada, na jednym, kilkudziesięciocentymetrowym pędzie, niekiedy stwierdzano 6–15 żerujących larw (będących na różnym etapie rozwoju).

Larwy bądź poczwarki sichrawy karpackiej są pokarmem także dla innych owadów. Grupa parazytoidów jest jak na razie słabo poznana, jednak obejmuje ona już ponad 5 gatunków. Najczęstszym parazytoidem rozwijającym się w ciele larw sichrawy jest błonkówka – zamarnik *Ephialtes gauronii* Gregor, należąca do rodziny gąsienicznikowatych (*Ichneumonidae*).

Na krzewach wiciokrzewu czarnego opanowanych przez sichrawę dość często obserwowane są także żerowiska innych owadów. Gatunkami najczęściej towarzyszącymi są: dłużyńka wiciokrzewowa *Oberea pupillata* (Gyll.) i opiętek *Agrilus cyanescens* (Ratz.).

5. Wymagania siedliskowe

Sichrawa karpacka zaliczana jest do grupy owadów stenotopowych. Uważana jest za gatunek endemiczny występujący tylko na obszarze Karpat. Traktowana jest czasem nawet jako relikwit pierwotnych lasów górskich lub jako relikwit trzeciorzędowy. Przemawia za tym fakt, iż inne należące do tego samego rodzaju gatunki kózek aktualnie występują na terenie centralnej i wschodniej Palearktyki.



Fot. 6. Fragment boru mieszanego górskiego na obszarze Babiogórskiego Parku Narodowego – środowisko, w którym stwierdzono występowanie sichrawy karpackiej (© R. Rossa)

Sichrawa zasiedla rozmaite zbiorowiska roślinne. Zawsze jednak są to tereny leśne (fot. 6). Na obszarze Polski najczęściej obserwowana była w następujących zbiorowiskach: *Abieti-Piceetum montanum* (mieszany bór dolnoregłowy), *Dentario glandulosae-Fagetum* (żyzna buczyna karpacka), *Plagiothecio-Piceetum* (acidofilna zachodniokarpacka świerczyna górnoregłowa) oraz *Pinetum mugo* (*carpaticum*). Najlepsze warunki do rozwoju zapewniają jej zbiorowiska leśne, w których dominującym składnikiem lasotwórczym są świerk pospolity lub jodła pospolita. Dość często żerowiska znajdowano na wiciokrzewach rosnących na stanowiskach, gdzie na drodze naturalnej sukcesji zaczynał dominować buk zwyczajny. Jednak ten gatunek drzewa, ze względu na silne ocienianie dna lasu oraz wykazujący dużą ekspansywność na terenach górskich, po krótkim okresie wspierania krzewów wiciokrzewu czarnego bardzo szybko (zaledwie kilka lat) staje się ich największym konkurentem. Spośród wielu czynników abiotycznych mających wpływ na występowanie, a także rozwój sichrawy karpackiej, najważniejsze to wilgotność oraz temperatura powietrza.

Jak już zaznaczono, sichrawa karpacka jest gatunkiem owada preferującym tereny górskie i podgórskie. Wszystkie dotychczas znane stanowiska znajdowały się na wysokości powyżej 700 m n.p.m. i dodatkowo na stokach o wystawie północnej bądź północno-zachodniej, czy też północno-wschodniej. Stoki gór o wystawie południowej są wykorzystywane w ograniczonym zakresie. Obejmują one jedynie fragmenty leśne charakteryzujące się wyższą wilgotnością podłoża lub znajdują się w zagłębieniach terenu, gdzie dodatkowe ocienienie daje górne piętro lasu. Pod względem temperatury gatunek ten można określić jako gatunek stanowisk umiarkowanie ciepłych, aczkolwiek należy wyraźnie zaznaczyć,

iz rójka chrząszczy jest silnie skorelowana m.in. z temperaturą powietrza. Owady doskonale pojawiają się od wczesnych godzin południowych.

Z czynników antropogenicznych, które modyfikują temperaturę i wilgotność na danym stanowisku, bardzo ważny jest sposób zagospodarowania lasu. To właśnie prowadzona gospodarka leśna może wspierać, jak również bardzo szybko eliminować ten gatunek owada z określonego miejsca. Oprócz czynników abiotycznych ważna jest także odpowiednia jakość bazy pokarmowej. Istotnymi elementami są wiek i grubość krzewów wiciokrzewu czarnego oraz ich odpowiednie zagęszczenie na danym stanowisku. Mając na uwadze zdolności migracyjne owadów doskonałych, pojedyncze, nadające się do zasiedlenia krzewy, nie mogą być oddalone od siebie o więcej niż 100 m. Zgromadzone dane wskazują, iż optymalne warunki zarówno dla rozwoju wiciokrzewu czarnego, a także sikhrawy karpackiej znajdują się na tych stanowiskach, gdzie odległość między poszczególnymi okazami krzewów wynosi 5–30 m.

6. Rozmieszczenie gatunku w Polsce



Ryc. 1. Zasięg występowania sikhrawy karpackiej *Pseudogaurina excellens* w Polsce (wg raportu dla Komisji Europejskiej 2007) i stanowiska monitorowane w ramach zadania: *Monitoring gatunków i siedlisk przyrodniczych ze szczególnym uwzględnieniem specjalnych obszarów ochrony siedlisk Natura 2000 – faza pierwsza i faza druga.*

Liczebność lokalnych populacji sichrawy karpackiej ulegała w ostatnich 100 latach dużym zmianom. Na terenie Polski owad ten wykazywany był już od dawna z Babiej Góry (Pawłowski 1967, 2000, Strojny 1968), Pienin (Starzyk 1970, Śliwiński, Lessaer 1970) i Tatr (Łomnicki 1913, Starzyk 1970). Areał występowania gatunku ulegał również silnym zmianom. Po latach względnie częstych obserwacji nastąpił okres, w którym nie notowano sichrawy karpackiej nawet na terenach uznawanych za najważniejsze dla tego gatunku. Liczne prace prowadzone w latach 70. ubiegłego wieku na obszarze Tatr nie potwierdziły występowania sichrawy karpackiej. W latach 80. zastanawiano się nawet, czy gatunek ten występuje jeszcze na obszarze Polski. Schyłek lat 90. i początek XXI wieku to z kolei czas wyraźnego wzrostu liczebności sichrawy karpackiej oraz, co najważniejsze, niespotykane-go jak dotąd rozszerzania zasięgu.

Aktualnie potwierdzono występowanie sichrawy karpackiej na terenie Babiej Góry i Tatr. Z obszaru Pienin brak na razie nowych informacji. Jednak zaplanowane na najbliższe lata dalsze poszukiwania prawdopodobnie potwierdzą obecność tego gatunku chrząszcza i na tym terenie. Ponadto w ostatnich latach stwierdzono obecność sichrawy karpackiej w paśmie Policy i w okolicach Skawicy (dane własne, niepublikowane), a także na terenie Nadleśnictwa Jeleśnia (Kuśka, Szczepański 2007) (ryc. 1). Mając na uwadze zakres występowania na terenie Polski głównej rośliny pokarmowej larw sichrawy karpackiej, wysoce prawdopodobne jest odnalezienie w najbliższych latach kolejnych nowych stanowisk. Nie wykluczone, iż zasięg występowania sichrawy karpackiej na terenie Polski obecnie rozciąga się od Beskidu Żywieckiego aż po Beskid Sądecki.

II. METODYKA

1. Koncepcja monitoringu gatunku

Sichrawa karpacka jest jednym z tych owadów, o których wiemy bardzo niewiele. Stan wiedzy na jej temat jest fragmentaryczny. Najslabiej opracowanym zagadnieniem jest występowanie tego gatunku. Wszystkie prace, jakie były prowadzone na terenie Polski w XIX i XX wieku, ograniczały się tylko do zwykłych czynności faunistycznych. Gatunek ten wykazywany był z kilku miejsc, jednak zawsze były to przypadkowe stwierdzenia. Jedyną próbą metodycznego przeszukania terenu w celu odnalezienia wszystkich (większości) lokalnych populacji były badania realizowane przez Stanisława Kapuścińskiego i Jerzego R. Starzyka. Poszukiwaniami objęto niemal cały teren polskich Tatr. Niestety, wynik poszukiwań sichrawy karpackiej był negatywny. Przyjmuje się, że w tym czasie populacja tego gatunku była w bardzo dużym regresie. Czynnikiem, który rozpoczął następny etap badań, były ponowne stwierdzenia sichrawy karpackiej na terenie Babiej Góry. Początkowo obserwacje prowadzono tylko na terenie Babiogórskiego Parku Narodowego i rozpoczęte zostały już na początku 2000 r. przez Stanisława Szafranca. Od 2006 r. inwentaryzację potencjalnych siedlisk, a w dalszej kolejności poszukiwania i w innych rejonach Karpat prowadził trzyosobowy zespół ekspertów w składzie: Bartłomiej Cukier, Robert Rossa i Stanisław Szafraniec. Ze względu na niewielką liczebność lokalnych populacji oraz wymagania troficzne, siedliskowe, a także biologię gatunku owada, prace badawcze w początkowym okresie napotykały na wiele trudności. W trakcie odkrywania kolejnych stanowisk,

doskonalono metodykę badań, jak również sprawdzano zasadność stosowania różnych wskaźników. Ponieważ sichrawa karpacka jest gatunkiem owada silnie związanym z wiciokrzewem czarnym (na terenie Polski jest to najważniejsza roślina żywicielska), dlatego badania nad tym owadem należy prowadzić na wcześniej wytypowanych stanowiskach. Najlepszym okresem do prowadzenia obserwacji jest czas trwania rójki, czyli od początku czerwca do połowy lipca. Zaobserwowane w tym czasie imagines pozwalają na uznanie takiego stanowiska za stanowisko czynne. Ze względu na niewielką liczebność tego gatunku w Polsce, każda taka powierzchnia powinna być objęta stałym monitoringiem. Jeżeli jednak obserwacje prowadzone są w innym okresie, wówczas na występowanie w danym miejscu sichrawy karpackiej wskazują jej żerowiska. Jak dotąd, stałym monitoringiem objęto wybrane stanowiska znajdujące się na Babiej Górze i Policy. Gatunek ten wymaga jednak dalszych badań inwentaryzacyjnych. Dalsze poszukiwania nowych stanowisk oraz monitoring już rozpoznanych, pozwolą przede wszystkim lepiej poznać rzeczywisty obszar występowania tego gatunku na terenie Polski. Ponadto zgromadzone w ten sposób informacje, dostarczą danych na temat zagrożeń, a w konsekwencji na opracowanie właściwej metody ochrony gatunku.

2. Wskaźniki i ocena stanu ochrony gatunku

Stan populacji i siedliska sichrawy karpackiej proponuje się oceniać na każdym stanowisku w oparciu o następujące wskaźniki, których wartość określa się w oparciu o zbierane w terenie dane (tab. 1, 2):

Wskaźniki stanu populacji

- liczebność (*imagines*),
- zasiedlone krzewy (liczba krzewów na których stwierdzono ślady żerowania larw sichrawy karpackiej dotyczy to tylko „świeżych” żerowisk, czyli żerowisk czynnych lub takich, które zostały opuszczone przez imago w ciągu ostatnich dwóch lat),
- żerowiska czynne (liczba żerowisk, w których znajdują się żywe larwy, a w przypadku kolebek poczwarkowych wewnątrz spoczywa poczwarka lub młode imago; w zależności od czasu prowadzenie obserwacji będą to różne stadia rozwojowe; stadium poczwarki i imago trwa bardzo krótko, dlatego w żerowiskach możliwe są do odnalezienia tylko wiosną lub na początku lata).

Wskaźniki stanu siedliska

- spójność siedliska (uwzględnia odległość między poszczególnymi krzewami lub grupami wiciokrzewów, a w przypadku dużych stanowisk także orografię terenu, która może w wyraźny sposób dzielić stanowisko na mniejsze fragmenty charakteryzujące się inną wilgotnością, temperaturą, stopniem nasłonecznienia itd.),
- konkurencja,
- warunki świetlne,
- dostępność miejsc rozrodu,
- baza pokarmowa.

Tab. 1. Wskaźniki stanu populacji i stanu siedliska sichrawy karpackiej

Wskaźnik	Miara	Sposób pomiaru/określenia
Populacja		
Liczebność	Liczba osobników dorosłych	Aktywne (stosowanie metody wypatrywania) wyszukiwanie przez eksperta owadów doskonałych; obserwacje należy prowadzić w okresie trwania rójki; w dni słoneczne imagines przebywają na liściach wiciokrzewu lub na pędach, w dni pochmurne przechodzą na pędy, mogą chować się pod odstającą korowiną lub schodzą w strefę szyi korzeniowej
Zasiedlone krzewy	%	Obliczenie udziału krzewów opanowanych przez sichrawę karpacką wśród wszystkich policzonych krzewów wiciokrzewu czarnego
Żerowiska czynne	Liczba żerowisk czynnych	Policzenie liczby żerowisk czynnych, w których znajdują się różne stadia rozwojowe owada
Siedlisko		
Spójność siedliska	Wskaźnik opisowy w 3-stopniowej skali	Określenie przeciętnej odległości między pojedynczymi krzewami lub grupami wiciokrzewu czarnego i przyporządkowanie do jednej z klas
Konkurencja	Wskaźnik opisowy w 3-stopniowej skali	Określenie na podstawie oceny eksperckiej udziału powierzchniowego na stanowisku roślin konkurujących z wiciokrzewem czarnym; wskaźnik ten informuje, czy na danej powierzchni krzewy wiciokrzewu czarnego podlegają lub będą w przyszłości podlegać konkurencji roślinnej; należy zwrócić uwagę na stopień rozwinięcia strefy podrostu, podszytu oraz drugiego piętra lasu (jeżeli jest wykształcone), ważne są również inne rośliny krzewiaste, a nawet zielne, które w okresie wegetacyjnym tworzą gęste, najczęściej jednogatunkowe biogrupy (np. jeżyny, maliny)
Warunki świetlne	Wskaźnik opisowy w 3-stopniowej skali	Określenie na podstawie oceny eksperckiej stopnia ocienienia dna lasu przez główne piętro lasu, w ocenie można posłużyć się kategoryzacją wykorzystywaną w leśnictwie, a określaną jako wskaźnik zwarcia koron; za stanowisko umiarkowanie słoneczne uważa się powierzchnię, na której korony drzew z górnego piętra lasu nie stykają się ze sobą, a odstęp między poszczególnymi koronami są mniejsze od przeciętnej średnicy korony; w kategorii tej znajdują się także powierzchnie, na których korony drzew stykają się ze sobą (tzw. zwarcie pełne), jednak lepsze warunki świetlne panują dzięki bocznemu oświetleniu, np. powierzchnia zlokalizowana w terenie górskim, na stoku o znacznym nachyleniu w sąsiedztwie której znajduje się polana lub drzewostan z młodszej klasy wieku, ewentualnie silnie przerzedzony; stanowisko ciemne to najczęściej takie, gdzie teren jest względnie płaski, a korony drzew z górnego piętra stykają się ze sobą, lub są to powierzchnie znajdujące się w zagłębieniach terenu (końcowe odcinki dolin, głębokie doliny, strome zbocza zwłaszcza o wystawie wschodniej)
Dostępność miejsc rozrodu	Wskaźnik opisowy w 3-stopniowej skali	Określenie: wieku krzewów wiciokrzewu czarnego – uwzględniając udział okazów młodych, średniowiekowych, starych oraz ich grubości – przeciętna średnica (pomiar w okolicy szyi korzeniowej); oceniając wiek krzewów należy zwrócić uwagę na ich wysokość, liczbę pędów bocznych (ogólny pokrój); w przypadku uszkodzonych krzewów (np. na powierzchniach powiatrolomowych, powierzchniach objętych gospodarką leśną) bardzo pomocna jest średnica głównego pędu
Baza pokarmowa	Liczba krzewów	Policzenie wszystkich krzewów wiciokrzewu czarnego na stanowisku i przyporządkowanie do jednej z 3 klas

Tab. 2. Waloryzacja wskaźników stanu populacji i stanu siedliska sichrawy karpackiej

Wskaźnik/Ocena*	FV	U1	U2
Populacja			
Liczebność	≥5	2–4	1
Zasiedlone krzewy	≥21%	11–20%	0–10%
Żerowiska czynne	≥5	2–4	1
Siedlisko			
Spójność siedliska	duża <15 m	średnia 15–30 m	mała 30–75 m
Konkurencja	brak lub mała (niewielka liczba innych roślin konkurujących z krzewami wicio- krzewu czarnego)	średnia lub duża (około 50% po- wierzchni pokryta innymi gatunkami roślin konkurują- cymi z krzewami wiciokrzewu czarnego)	bardzo duża (w bliskim sąsiedztwie niemal każ- dego krzewu wiciokrzewu czarnego znajduje się inna roślina silnie z nim konkurująca, np. rozwijający się podszyt bukowy, krzewy bzu czar- nego, gęste grupy jeżyn lub malin)
Warunki świetlne	umiarkowanie słoneczne	ciemne (zacienione)	słoneczne
Dostępność miejsc rozrodu	średniowiekowe i 10% starych (średnica w szyi korzeniowej >8 cm)	średniowiekowe (średnica w szyi korzeniowej 4–8 cm)	dominacja młodych i 10% średnio- wiekowe (średnica w szyi korzenio- wej 2–4 cm)
Baza pokarmowa	>50	20–50	10–20 lub bardzo duże powierzch- nie (powyżej 1 ha) o trudno policzal- nej liczbie wiciokrzewów, nawet przy wyraźnej dominacji młodego pokolenia

*FV – stan właściwy, U1 – stan niezadowolający, U2 – stan zły

Wskaźniki kardynalne

- zasiedlone krzewy

Ocena stanu populacji

Oceniając stan populacji, przyjęto, iż najwyższą ocenę – FV przyznaje się wówczas, gdy wszystkie wskaźniki mają ocenę FV lub co najwyżej jeden – U1. Ocena U1 dla stanu populacji przyznawana jest w sytuacji, gdy wszystkie trzy wskaźniki oceniono na U1 lub dwa na U1, a trzeci na FV. Ocena stanu populacji U1 obejmuje również wariant, w którym każdy wskaźnik ma inną ocenę oraz gdy dwa wskaźniki mają ocenę U1, a jeden – U2, przy czym ocena U2 nie może dotyczyć wskaźnika „zasiedlone krzewy”. Ocena U2 dla tego wskaźnika przekłada się automatycznie na ocenę U2 dla stanu populacji. Podobnie w przypadku, gdy dwa lub wszystkie trzy wskaźniki mają oceny U2. Gdyby jakikolwiek wskaźnik nie podlegał ocenie (np. nie zaobserwowano owadów doskonałych), to ocena stanu populacji odpowiada niższej ocenie któregoś z pozostałych wskaźników.

Ocena stanu siedliska

Ocenę stanu siedliska wyprowadza się według następujących kryteriów: ocenę FV przyznaje się, gdy wszystkie wskaźniki oceniono na FV, ocenę U1 – jeden lub więcej wskaźników oceniono na U1, a pozostałe na FV. Najgorszą ocenę, czyli U2, przyznaje się, jeżeli jeden lub więcej wskaźników zaliczono do kategorii U2.

Perspektywy zachowania

Trzecim parametrem określanym dla gatunku na monitorowanym stanowisku są perspektywy jego zachowania. Ponieważ perspektyw zachowania gatunku na danym stanowisku nie można opisać za pomocą konkretnych wskaźników, dlatego ocenę tego parametru uzyskuje się po uwzględnieniu (rozpatrzeniu) następujących czynników. Dla ułatwienia oceny najważniejsze zagadnienia wraz z krótką charakterystyką przedstawiono w formie pytań:

- W jakim stopniu populacja na ocenianym stanowisku jest izolowana od innych populacji sichrawy karpackiej?

Jest to jeden z ważniejszych czynników, który niejako stanowi uzupełnienie wskaźnika „spójność siedliska”. W tym przypadku należy zwrócić uwagę, czy oceniane stanowisko jest jednym z kilku (kilkunastu) znajdujących się na pewnym obszarze, obejmujących pasmo górskie (jak ma to miejsce np. na Babiej Górze), czy też jest to jedyne stanowisko, oddalone od innych o kilkadziesiąt kilometrów (ocena U2). Jeżeli odległości między wydzielonymi stanowiskami nie są duże, nieprzekraczające 2–3 kilometrów, można założyć, że kontakt między poszczególnymi populacjami jest mocno ograniczony to jednak przy sprzyjających warunkach klimatycznych (np. silny wiatr) okresowo możliwy – zachodzi okresowa „wymiana genów” między osobnikami z różnych lokalnych populacji. Ocenę FV lub U1 przydziela się w sytuacji, gdy na danym obszarze zidentyfikowano przynajmniej kilka stanowisk, dodatkowo oddalone są od siebie o mniej niż 2–3 km. Jeżeli grupa stanowisk znajduje się na obszarze górskim, dodatkowo zlokalizowane są w tej samej dolinie to odległość może być większa, maksymalnie do 5 km.

- Czy populacja na danym stanowisku jest stabilna lub wzrastająca, czy też zmniejsza się?

Zmiany liczebności populacji występujących na poszczególnych stanowiskach możliwe są do zaobserwowania jedynie w przypadku, gdy dana powierzchnia objęta została tzw. stałym monitoringiem. Prowadzone każdego roku lub w odstępach kilkuletnich obserwacje pozwalają dopiero określić trend zmian. W tym miejscu należy jednak zwrócić uwagę na niewielkie fluktuacje liczebności populacji, które w świecie owadów są zjawiskiem normalnym. Wspomniane okresowe zmiany mogą być związane np. z cyklem rozwojowym owada. Kilkuletni cykl rozwojowy powoduje zawsze wyraźne zmiany w liczebności owada. O zagrożeniu można mówić dopiero wówczas, gdy na przestrzeni 5–10 lat obserwuje się mniejszą liczbę żerowisk lub obserwowana liczba imago jest wyraźnie mniejsza od dotychczas poczynionych obserwacji. Wzrost lub utrzymywanie się liczebności lokalnej populacji sichrawy karpackiej na tym samym poziomie (w praktyce można przyjąć, że jest to obserwowanie w danym roku na stanowisku więcej niż 5 osobników) pozwala na przyznanie oceny FV. Niewielkie zmniejszanie się liczebności to już ocena U1, a w sytuacji dużych zmian U2.

- Czy obserwowane zmiany na stanowisku mają charakter naturalny (np. postępująca sukcesja naturalna), czy też antropogeniczny (wynikający z przyjętego sposobu zagospodarowania terenu leśnego)?

Określenie tylko trendu zmian pozwala prognozować, czy populacja sichrawy karpackiej na danym stanowisku będzie się utrzymywać, czy też stopniowo będzie zanikać. Bardzo istotnym zagadnieniem jest określenie charakteru zmian. Jeżeli gatunek owada poddany jest presji czynników antropogenicznych, istnieje większa szansa na szybsze wyeliminowanie zagrożeń. Tym samym czynnik ten w pewnym stopniu będzie łagodził niekorzystne zmiany w liczebności populacji. Jeżeli jednak zmiany mają charakter naturalny (na skutek silnego wiatru uszkodzony został cały drzewostan oraz poważnie zniszczone krzewy wiciokrzewu czarnego) lub też nie ma możliwości złagodzenia antropopresji (brak zgody na zmiany w sposobie zagospodarowania lasu), czynnik ten będzie dodatkowo osłabiał lokalną populację owada.

- Czy konieczne jest i ewentualnie w jakim zakresie stosowanie zabiegów wspomagających dane stanowisko (np. usuwanie części podszytu lub roślin konkurujących z krzewami wiciokrzewu czarnego)?

Jeżeli pomimo występowania niekorzystnych zmian w liczebności populacji sichrawy karpackiej możliwe jest wykonywanie na danym stanowisku zabiegów wspomagających, np. usuwanie części podszytu, wprowadzanie (sadzenie) krzewów wiciokrzewu czarnego, to w dłuższym przedziale czasowym populacja nie będzie zagrożona. Wszelkie ograniczenia obniżają ocenę dotyczącą perspektyw zachowania gatunku.

- W przypadku słabych stanowisk oraz tych, które zanikają, uwzględniając także wskaźnik ekonomiczny, czy zasadne jest utrzymywanie lub odtworzenie danego stanowiska?

Pytanie to odnosi się do ostatniego już możliwego wariantu, dotyczącego sytuacji, gdy stanowisko zanika. Nie zawsze próby utrzymania (podtrzymania) bądź odnowienia zdegradowanego stanowiska mogą być uzasadnione. Pomimo możliwości zastosowania zabiegów wspomagających może okazać się, że ze względów ekonomicznych próba ratowania stanowiska będzie nieopłacalna. Dotyczy to szczególnie pojedynczych niewielkich stanowisk, na których występuje nieliczna populacja sichrawy karpackiej. W takim przypadku stanowisko zawsze uzyskuje ocenę U2.

Ocena perspektyw zachowania gatunku na stanowisku, jak już wspomniano, jest trudnym zadaniem, ale bardzo ważnym. Określenie kierunku zmian, a także czynników, które wywołały bądź wywołają zmiany liczebności populacji sichrawy karpackiej, pozwalają w pełni ocenić jakość stanowiska. Uwzględniając wartości poszczególnych wskaźników oraz powyższe zagadnienia, można dopiero odpowiedzieć sobie na najważniejsze pytanie: Czy możliwe jest zachowanie gatunku na monitorowanym stanowisku? Naturalnie nie należy w tym przypadku oceniać, czy za lat 30–50 będzie tutaj nadal występować sichrawa karpacka, gdyż jest to niemożliwe. Można jednak stwierdzić, czy przyjęta metoda ochrony lub sposób prowadzenia lasów gospodarczych pozwala na przetrwanie gatunku w najbliższych 10–20 latach. Ocena FV powinna dotyczyć tych stanowisk, na których liczebność sichrawy karpackiej stopniowo wzrasta lub utrzymuje się na zadowalającym poziomie

(ocena stanu populacji na FV). Jakikolwiek negatywne zmiany skutkują oceną U1, która obejmuje także przypadki, gdy niekorzystne zmiany są wyraźnie widoczne jednak czynnik je wywołujący został właściwie rozpoznany i w najbliższym czasie będzie wyeliminowany. Ocena U2 dotyczy stanowisk silnie zdegradowanych, bez możliwości odtworzenia lub takich gdzie proces niekorzystnych zmian nie może być zatrzymany.

Ocena ogólna

Na ogólną ocenę składają się oceny cząstkowe trzech głównych parametrów, wyprowadzone w przedstawiony powyżej sposób. Stan ochrony gatunku na stanowisku można ocenić jako właściwy (FV) wówczas, gdy wszystkie parametry oceniono na FV. Jedna lub więcej ocen U1, ale brak oceny U2, dają ocenę ogólną U1. Ocenienie któregośkolwiek parametru na U2 skutkuje oceną ogólną U2.

3. Opis badań monitoringowych

Wybór powierzchni monitoringowych i ich sugerowana wielkość

Jako stanowisko gatunku należy traktować w miarę jednorodny fragment terenu leśnego (ten sam siedliskowy typ lasu, zbiorowisko roślinne, itp.), na obszarze którego występują krzewy rośliny pokarmowej larw sichrawy karpackiej oraz stwierdzono różne stadia rozwojowe tego gatunku owada lub odnaleziono wyraźne ślady żerowania larw. Ponieważ na terenie Polski najważniejszą rośliną pokarmową larw sichrawy karpackiej jest wiciokrzew czarny, dlatego pierwszym elementem wskazującym na to, iż dany obszar można uznać za potencjalne środowisko występowania tego gatunku owada, jest odnalezienie grupy krzewów wiciokrzewu czarnego. O wielkości stanowiska decyduje liczba krzewów wiciokrzewu czarnego oraz przeciętna odległość między nimi. Uwzględniając możliwości migracyjne oraz orografię terenu, przyjęto, że w przypadku licznego występowania wiciokrzewów, jako oddzielne stanowiska będą traktowane grupy wiciokrzewu czarnego, oddalone od siebie o przynajmniej 200–300 m. Ze względów ekonomicznych (dalszych badań monitoringowych) oraz trwałości danego stanowiska przyjęto uznawać za stanowisko taki obszar, gdzie znajduje się więcej niż 10 okazów wiciokrzewu czarnego i gdy krzew ten tworzy wyraźne skupisko. Miejsca, gdzie występują tylko młode krzewy (średnica pędu głównego w szyi korzeniowej mniejsza od 2 cm), nie należy traktować jako potencjalnego stanowiska sichrawy karpackiej. Najważniejszym czynnikiem decydującym o tym, czy dany obszar można traktować jako stanowisko, jest stwierdzenie obecności sichrawy karpackiej. Po zaklasyfikowaniu powierzchni jako stanowisko tego gatunku i przeznaczeniu jej do dalszych prac monitoringowych należy określić współrzędne geograficzne. Po wyznaczeniu środka, który w zależności od możliwości technicznych (wykorzystanie w badaniach odbiornika GPS ułatwia w następnych latach dokładną lokalizację stanowiska) może być w trwały sposób oznaczony, należy zmierzyć odległość od środka powierzchni do najdalej od niej odsuniętego krzewu wiciokrzewu czarnego. Powierzchnia stanowiska swoim kształtem powinna być zbliżona do okręgu (w warunkach górskich nie zawsze będzie to możliwe). Powierzchnię stanowiska zaleca się obliczyć w pierwszym etapie badań. Wszystkie zmiany, jakie będą się pojawiać w przyszłości, należy odnosić do tej powierzchni. Co kilka lat (nie rzadziej jednak niż co 5 lat) należy sprawdzać rozmiary stanowiska. W pierwszym roku

badan powierzchni wyraża się w ha, natomiast w następnych latach (kolejnych nawrotach badań) określa się zmiany w wielkości powierzchni, opisowo według zasady: powierzchnia stabilna – przyrost lub ubytek do 10% pow., względnie stała – ubytek powierzchni między 10–30% i zagrożona – ubytek powierzchni powyżej 30%.

Uwzględniając dotychczas zgromadzone dane na temat sичrawy karpackiej, dalszym monitoringiem należy objąć wszystkie stanowiska, na których stwierdzono występowanie tego gatunku chrzyszczka. Gdyby jednak było to niemożliwe (np. ze względów finansowych), wówczas badania należy kontynuować na wybranych powierzchniach znajdujących się na terenie kilku obszarów objętych programem Natura 2000:

- pasmo Policy,
- Tatry,
- Babia Góra.

Sposób wykonywania badań

Wskazówki ogólne

Wszystkie prace związane z monitoringiem lokalnych populacji sичrawy karpackiej należy prowadzić na powierzchniach (stanowiskach) kołowych lub w ogólnym zarysie zbliżonych do okręgu. Poszczególne prace będą realizowane z różną intensywnością. Największa liczba pomiarów, obserwacji wykonywana będzie w pierwszym etapie. Dla łatwiejszego odśukania stanowiska w następnych latach monitoringu każde stanowisko powinno mieć określone współrzędne geograficzne oraz, jeśli jest to możliwe, oznaczony w sposób trwały środek. W tym celu za środek stanowiska można wybrać charakterystyczny i dość trwały obiekt, np. wykrot, głaz czy grube drzewo. Jeżeli nie jest to możliwe, środek powierzchni można określić opisowo, podając odległość i azymut do trzech najbliższych charakterystycznych punktów. W dalszej kolejności, używając taśmy mierniczej, należy zmierzyć odległość od środka stanowiska do najbardziej oddalonego krzewu wiciokrzewu czarnego. W ten sposób określony zostaje promień oraz orientacyjna powierzchnia stanowiska (z dokładnością do 0,1 ha). Następną czynnością jest wykonanie opisu (charakterystyki) przyrodniczo-leśnej powierzchni monitoringowej oraz terenu do niej przylegającego. Opis powinien uwzględniać: siedliskowy typ lasu, rodzaj gleby, stopień uwilgotnienia terenu, nachylenie stoku, wystawę, zespół roślinny, skład gatunkowy podszytu, podrostu oraz poszczególnych pięter lasu (dane te można zaczerpnąć z Planu Urządzania Lasu Nadleśnictwa lub z Planu Ochrony Parku Narodowego, na terenie którego będą wyznaczone powierzchnie monitoringowe).

Badanie wskaźników stanu siedliska

Określając stan siedliska, należy ustalić na podstawie kilku-kilkunastu pomiarów przeciętną odległość między poszczególnymi okazami lub grupami wiciokrzewu czarnego, opisać warunki świetlne panujące na stanowisku, a także należy policzyć wszystkie okazy wiciokrzewu czarnego. Wskaźnik konkurencji określa się poprzez określenie, jaki procent krzewów wiciokrzewu czarnego konkuruje z innymi roślinami np. o światło. Wiek wiciokrzewu to wypadkowa grubości pędu głównego (pomiar w szyi korzeniowej) oraz ogólnego pokroju. Istnieje wyraźna korelacja: im krzew jest starszy, tym liczba pędów bocznych

oraz grubość pędu głównego jest większa. W przypadku uszkodzonych krzewów pomocną wskazówką przy określaniu tego wskaźnika jest wspomniana już średnica pędu głównego. Na tym etapie należy także zinwentaryzować wszystkie krzewy wiciokrzewu czarnego o średnicy w szyi korzeniowej większej od 2 cm. Podczas wykonywanych pomiarów można przeprowadzić analizę pędów w celu odszukania oznak żerowania larw sichrawy karpackiej (wskaźnik stanu populacji). Wszystkie spostrzeżenia należy notować na przygotowanych wcześniej kartach obserwacji oraz w postaci własnych zapisków, które posłużą w przyszłości do wykonania szczegółowych raportów (sprawozdań) z przeprowadzonych badań monitoringowych. Bardzo pomocne w dalszych badaniach mogą być także sporządzone wcześniej szkice powierzchni, przedstawiające w przybliżeniu kształt stanowiska oraz rozmieszczenie drzew, krzewów i tzw. charakterystycznych punktów (wykroty, pnia, ki, głązy itp.).

Badanie wskaźników stanu populacji

Przy wyszukiwaniu przez eksperta owadów doskonałych metodą wypatrywania obserwacje należy prowadzić w okresie trwania rójki. W dni słoneczne imagines przebywają na liściach wiciokrzewu lub na pędach, w dni pochmurne przechodzą na pędy, mogą chować się pod odstającą korowiną lub schodzą w strefę szyi korzeniowej. Wszystkie obserwacje powinny w jak najmniejszym stopniu drażnić owady doskonałe. Ciągłe zmuszanie rojących się owadów do przelatywania na inne rośliny, w miejsca bezpieczniejsze może prowadzić w konsekwencji do załamania się rójki. Jest to o tyle istotne, że okres rojenia się sichrawy karpackiej trwa najczęściej zaledwie 2–4 tygodnie.

Wyszukiwanie żerowisk polega na oglądaniu powierzchni poszczególnych pędów. Analizę najlepiej jest rozpocząć od pędów bocznych i stopniowo przechodzić na pęd główny oglądając go aż do szyi korzeniowej. Należy zwracać uwagę na różnego rodzaju zgrubienia pędu, spękania oraz owalne zagłębienia, które mogą być pozostałością po kolebce poczwarkowej. Ponieważ całe żerowisko sichrawy karpackiej jest bardzo charakterystyczne, dlatego analiza oprócz tego, że jest dość pracochłonna, nie należy do zadań trudnych. Najłatwiejszym do rozpoznania fragmentem żerowiska jest ostatni odcinek chodnika larwalnego oraz kolebka poczwarkowa. Znajdują się one najczęściej tuż pod cienią korowiną, nierzadko w tym miejscu powstaje dobrze widoczne zgrubienie i niemal zawsze spod płatów kory wystają długie, 1–2 cm długości wiórki drzewne. Wspomniane wiórki ułożone są na kształt kokonu. Cała kolebka poczwarkowa ma kształt owalny, a jej największa długość nie przekracza 3 cm. Pędy grubsze, o silnie spękanej korowinie mogą nastręczać pewnych trudności w prowadzonej analizie. W tym przypadku można posłużyć się ostrym nożem lub niewielką siekierką, którą delikatnie można usunąć niewielkie płyty korka. Badania należy prowadzić w sposób niezwykle ostrożny. Jakkolwiek łamanie czy wyrywanie nawet fragmentów wiciokrzewu czarnego jest niedopuszczalne. Szczególną ostrożność trzeba również zachować podczas analizowania poszczególnych pędów. Uszkodzenia, nawet te najmniejsze, delikatnej korowiny mogą przedwcześnie odsłonić kolebkę poczwarkową lub chodniki larwalne młodych larw. Grozi to w pierwszym przypadku przemrożeniem kolebki poczwarkowej w okresie zimowym lub nadmierne (zbyt szybkie) jej przesuszenie w trakcie trwania okresu wegetacyjnego. Zmiany warunków takiego mikrośrodowiska są najczęściej katastrofalne dla rozwijających się larw lub poczwarek sichrawy karpackiej.

Uwagi:

- (1) Uwzględniając biologię sichrawy karpackiej, jedyną metodą prowadzenia badań jest aktywne wyszukiwanie imagines oraz odnajdywanie żerowisk wykonanych przez ten gatunek owada. Ponieważ na dzień dzisiejszy najważniejszym zadaniem w przypadku sichrawy karpackiej jest odbudowanie lub zachowanie lokalnych populacji w jak najlepszym stanie zdrowotnym, na wytypowanych stanowiskach nie wolno stosować żadnych nieselektywnych pułapek (modyfikowanych misek Moericke'go, pułapek lepowych, pułapek segmentowych i lejkowych itp.). Zakaz ten dotyczy także tak często ostatnio stosowanych w badaniach entomologicznych pułapek barierowych.
- (2) Odnalezienie krzewów, na których widoczne są świeże ślady żerowania larw lub czynne żerowiska, nie jest zadaniem łatwym, jednak obserwacje dotyczące wielu żerowisk na jednym tylko pędzie (nierzadko 3–8 sztuk) stają się coraz częstsze.
- (3) Z uwagi na niewielką liczebność lokalnych populacji i ciągłe zagrożenie istnienia sichrawy karpackiej na terenie Polski, odłowu imagines do celów naukowych (np. w celu określenia płodności samic, prowadzenie badań nad migracją, itp.) muszą być ograniczone do niezbędnego minimum. Zdaniem ekspertów w większości badań, przy właściwie dobranej metodyce badań, odławianie owadów doskonałych nie jest potrzebne. Gdyby jednak podczas prowadzenia oceny doszło do znacznych uszkodzeń żerowisk czynnych, wówczas fragmenty wiciokrzewu należy przenieść do laboratorium w celu prowadzenia hodowli (zaleca się, aby przed przystąpieniem do badań uzyskać stosowne zezwolenia, np. od Dyrektora Parku Narodowego – zgoda na prowadzenie badań, czy też Generalnego Dyrektora Ochrony Środowiska – zezwolenie na odstępstwa od zakazów w stosunku do gatunków dziko występujących zwierząt objętych ochroną). Naturalnie po zakończeniu hodowli laboratoryjnych, wszystkie uzyskane na tej drodze owady doskonałe należy niezwłocznie przenieść do właściwego biotopu (stanowiska). Okres przetrzymywania imagines w warunkach laboratoryjnych nie może być dłuższy niż 1–2 dni.

Termin i częstotliwość badań

Badania inwentaryzacyjne (na nowych powierzchniach, na których stwierdzono bogatą bazę pokarmową dla sichrawy karpackiej) oraz monitoringowe (na wytypowanych do dalszych badań stanowiskach) w początkowym okresie należy prowadzić każdego roku, natomiast po dokładnym rozpoznaniu terenu co 2–3 lata. W późniejszym czasie, po bardzo dokładnym poznaniu lokalnej populacji sichrawy karpackiej, na stanowiskach stabilnych można częstotliwość monitoringu zmniejszyć (co 5 lat).

Zaleca się, aby kontroli stanowiska dokonywać w okresie rójki owadów doskonałych, w okresie od początku czerwca do końca lipca. Jeżeli jest to niemożliwe, to opisane powyżej prace mogą być wykonywane niemal przez cały rok. Należy mieć jednak na uwadze fakt, że w okresie zimowym ze względu na dużą pokrywą śnieżną, która z reguły zalega w terenach górskich, prace te będą należały do zadań bardzo trudnych i niebezpiecznych.

Analizę żerowisk opuszczonych, podobnie jak i charakterystykę stanowiska, należy wykonać tylko jeden raz w trakcie wstępnego analizowania biotopu (stanowiska). Po dokładnym rozpoznaniu stanowiska można w kolejnych latach skoncentrować się tylko i wyłącznie na żerowiskach świeżych (czynnych).

Oddzielną kwestią są powierzchnie, z których nie zostanie wykazana sichrawa karpacka. W takim przypadku, jak również na powierzchniach, gdzie na skutek oddziaływania różnych czynników przez dłuższy czas (10 lat) nie będą obserwowane żadne stadia rozwojowe, jak i nowe żerowiska, należy zaprzestać prac monitoringowych. Stanowisko takie uznaje się wówczas za zniszczone (zdegradowane) albo niewłaściwe. W przypadku powierzchni zdegradowanych można na nie powrócić po kilkunastu – kilkudziesięciu latach (15–20 lat). Jeżeli po tym okresie znów nie zostaną stwierdzone żadne ślady bytowania tego gatunku owada ponowną kontrolę można wykonać za następne 15–20 lat.

Sprzęt i materiały do badań

- niewielka siekiera lub mocny nóż – potrzebne do oceny żerowisk (zwłaszcza żerowisk opuszczonych) oraz do odstąpienia szyi korzeniowej, a także pomocne przy wycinaniu innych krzewów lub młodych drzewek, silnie ocieniających wiciokrzew czarny,
- płyn konserwujący (do przechowywania stadiów przedimaginalnych) – używany tylko wówczas, gdy podczas prowadzonej oceny dojdzie do uszkodzenia żerowiska oraz zranienia larwy bądź poczwarki. Materiał ten po właściwym zakonserwowaniu może posłużyć do specjalistycznych badań entomologicznych (np. sporządzenie dokładnych opisów budowy zewnętrznej larwy, poczwarki),
- pojemniki plastikowe na zebrane próby owadów,
- suwmiarka lub krótka linijka potrzebna do określenia średnicy pędów wiciokrzewu czarnego,
- taśma miernicza,
- materiały piśmiennicze,
- dokładna mapa topograficzna (1:5000).

Niezależnie od standardowej karty zapisu wyników badań monitoringowych gatunku na stanowisku proponuje się stosowanie dodatkowej uproszczonej karty zapisu danych zbieranych w terenie, której wzór i sposób wypełnienia zamieszczono poniżej:

Robocza karta obserwacji gatunku – sichrawa karpacka			
Nazwa obszaru:	Stanowisko nr:		
Kod obszaru:	Nazwa: Wysokość m n.p.m. Wystawa		
Data obserwacji i pomiarów:	Osoba dokonująca obserwacji i pomiarów:		
Siedliskowy typ lasu			
Zbiorowisko roślinne			
Dane dotyczące populacji owada			
Liczba zaobserwowanych okazów	Ogółem	♂	♀
	 szt.	 szt.	 szt.

Stan zdrowotny	1 ☐	2 ☐	3 ☐
Liczba żerowisk	Ogółem	Żer. czynne	Żer. opuszczone
	 szt.	 szt.	 szt.
			Młode szt. Stare szt.
Dane opisujące stanowisko			
Powierzchnia: ha	Liczba krzewów: szt.		
Średnia odległość krzewów/ biogrup	<15 m ☐	15–30 m ☐	13–75 m ☐
Wiek krzewów:	młode (Ø poniżej 2 cm, wysokość do 0,5 m): % średnie (Ø 2–6 cm, wysokość 0,5–1,8 m): % stare/duże (Ø powyżej 6 cm, wysokość ponad 1,8 m) %		
Przeciętna średnica krzewów:	>8 cm ☐	4–8 cm ☐	2–4 cm ☐
Konkurencja:	brak lub mały ☐	średni lub duży ☐	bardzo duży ☐
Warunki świetlne:	zacięnione ☐	umiarkowanie słoneczne ☐	słoneczne ☐

Robocza karta obserwacji gatunku sichrawa karpacka

Nazwa obszaru: Babia Góra	Stanowisko nr:6.....
Kod obszaru: PLH120001	Nazwa: Orawska Droga Wysokość 850 m n.p.m. Wystawa NW
Data obserwacji i pomiarów: 15–21.06.2007	Osoba dokonująca obserwacji i pomiarów: Stanisław Szafraniec, Robert Rossa
Siedliskowy typ lasu LMG (las mieszany górski)	
Zbiorowisko roślinne Dentario glandulosae-Fagetum (żyzna buczyna karpacka)	

Dane dotyczące populacji owada			
Liczba zaobserwowanych okazów	Ogółem	♂	♀
	5..... szt.	1..... szt.	4..... szt.
Stan zdrowotny	1 ☒ 2 ☐ 3 ☐		
Liczba żerowisk	Ogółem	Żer. czynne	Żer. opuszczone
	21..... szt.	2..... szt.	19..... szt.
			Młode4..... szt. Stare15..... szt.
Dane opisujące stanowisko			
Powierzchnia:0,5..... ha	Liczba krzewów: ponad 100 egz. (ponad 25% zasiedlonych)		
Średnia odległość krzewów/ biogrup	<15 m ☒ 15–30 m ☐ 13–75 m ☐		
Wiek krzewów:	Młode (Ø poniżej 2 cm, wysokość do 0,5 m):81.....% Średnie (Ø 2–6 cm, wysokość 0,5–1,8 m):18.....% Stare/duże (Ø powyżej 6 cm, wysokość ponad 1,8 m)1.....%		
Przeciętna średnica krzewów:	>8 cm ☐ 4–8 cm ☒ 2–4 cm ☐		
Konkurencja:	brak lub mały ☐ średni lub duży ☒ bardzo duży ☐		
Warunki świetlne:	zacienione ☐ umiarkowanie słoneczne ☒ słoneczne ☐		

4. Przykład wypełnionej karty obserwacji gatunku dla stanowiska

Informacje zawarte w roboczej karcie obserwacji, uzupełnione o dodatkowe wymagane informacje pozwalają na wykonanie sprawozdania z badań dla gatunku na wybranym obszarze (stanowisku), zgodnie z obowiązującym standardem:

Karta obserwacji gatunku dla stanowiska	
Nazwa gatunku	Nazwa polska, łacińska, autor Sichrawa karpacka <i>Pseudogauritina excellens</i> (Brancsik, 1874)
Kod gatunku	Kod gatunku wg Dyrektywy Siedliskowej 4024
Kod obszaru	Wypełnia instytucja koordynująca
Nazwa obszaru	Nazwa obszaru monitorowanego Babia Góra
Kod stanowiska	Wypełnia instytucja koordynująca
Nazwa stanowiska	Nazwa stanowiska monitorowanego Orawska Droga (oddz. 255)
Obszary chronione, na których znajduje się stanowisko	Natura 2000, rezerваты przyrody, parki narodowe i krajobrazowe, użytki ekologiczne, stanowiska dokumentacyjne itd. Babiogórski Park Narodowy
Współrzędne geograficzne	Podać współrzędne geograficzne (GPS) stanowiska 19°33'...'' E, 49°35'...'' N
Wysokość n.p.m.	Podać wysokość n.p.m. stanowiska lub zakres od... do... 850 m n.p.m.
Ekspozycja	NW
Gleba	gleba brunatna-kwaśna bielcowana
Charakterystyka siedliska gatunku na stanowisku	Należy podać siedliskowy typ lasu lub nazwę asocjacji roślinnej (zespół roślinny), ogólnie scharakteryzować teren (nachylenie stoku, wystawę), określić strukturę lasu oraz zwarcie koron drzew, a także jeżeli to możliwe, stopień ocienienia dna lasu, podać liczbę, wiek, stan zdrowotny oraz sposób rozmieszczenia krzewów <i>Lonicera nigra</i> • teren płaski, miejscami silnie kamienisty • fragment lasu • <i>Dentario glandulosae-Fagetum</i> (żyźna buczyna karpacka) • drzewostan świerkowy (30%) w wieku 110 lat z domieszką buka i jodły • Wiciokrzew czarny <i>Lonicera nigra</i> – bardzo wiele okazów – prawdopodobnie powyżej 100. Odnaleziono jeden olbrzymi okaz, kilkanaście większych i średniej wielkości, pozostałe to małe krzewy; stwierdzono tutaj również dużą ilość martwych krzewów wiciokrzewu czarnego. Średnica w szyi korzeniowej największego krzewu wynosi ok. 15 cm, natomiast u pozostałych przeciętnie 5–6 cm • drugie piętro lasu tworzą świerki, jodły i buki, które w tej warstwie już wyraźnie dominują, podobnie wygląda podszyt • na stanowisku brak trwałych cieków wodnych, za to występują liczne, niewielkie fragmenty silnie podmokłego terenu
Informacja o gatunku na stanowisku	Syntetyczne informacje o występowaniu gatunku na stanowisku, dotychczasowe badania i inne istotne fakty. Wyniki monitoringu z lat poprzednich Na tym terenie dotychczas nie notowano tego gatunku owada (w literaturze brak na ten temat danych). Odnalezione w ostatnich latach ślady żerowania sichrawy karpackiej oraz tegoroczna obserwacja pozwalają zaklasyfikować to stanowisko jako czynne. Na kilku krzewach wiciokrzewu czarnego, także tym największym, obserwowano imagines sichrawy karpackiej. Ponadto na jeszcze kilku większych i mniejszych krzewach widziano wiele żerowisk (czynnych i opuszczonych).

Obserwator	<i>Imię i nazwisko eksperta lokalnego odpowiedzialnego za stanowisko</i> Robert Rossa Stanisław Szafraniec
Daty obserwacji	<i>Daty wszystkich obserwacji</i> 15–21 VI 2007 r.
Data wypełnienia	<i>Data wypełnienia formularza przez eksperta</i> 2 XI 2007 r.
Data wpisania	<i>Data wpisania do bazy danych – wypełnia instytucja koordynująca</i>
Data zatwierdzenia	<i>Data zatwierdzenia przez osobę upoważnioną – wypełnia instytucja koordynująca</i>

Stan ochrony gatunku na stanowisku			
Wskaźniki	Wartość wskaźnika i komentarz		Ocena
Populacja			
Liczebność	Liczba osobników dorosłych 5		FV
Zasiedlone krzewy	Procentowy udział krzewów opanowanych przez sichrawę karpacką wśród wszystkich policzonych krzewów wiciokrzewu czarnego >25%		FV
Żerowiska czynne	Liczba żerowisk czynnych, w których znajdują się różne stadia rozwojowe owada 2 (stwierdzono w sumie 21 żerowisk, w 2 znajdowały się poczwarki – żerowiska czynne, pozostałe to żerowiska opuszczone)		U1
Siedlisko			
Spójność siedliska	Przeciętna odległość między pojedynczymi krzewami lub grupami wiciokrzewu czarnego <15 m		FV
Konkurencja	Udział procentowy powierzchni pokrytej innymi gatunkami roślin, które wyraźnie konkurują z krzewami wiciokrzewu czarnego (ocena ekspercka) ok. 50%		U1
Warunki świetlne	Stopień ocienienia dna lasu przez główne piętro lasu (ocena eksperta) – opisowo stanowisko umiarkowanie słoneczne		FV
Dostępność miejsc rozrodu	Określenie wieku krzewów wiciokrzewu czarnego – z uwzględnieniem udziału okazów młodych, średniowiekowych, starych oraz ich grubości – przeciętnej średnicy (pomiar w okolicy szyi korzeniowej) na stanowisku dominują młode krzewy wiciokrzewu czarnego (81%), około 18% stanowią krzewy w średnim wieku, przeciętna średnica mieści się w przedziale 4–8 cm		U1
Baza pokarmowa	Liczba krzewów wiciokrzewu czarnego na stanowisku >100		FV

Perspektywy zachowania	<i>Ocena eksperta z uwzględnieniem aktualnego stanu populacji i stanu siedliska, obserwowanych negatywnych oddziaływań i zagrożeń oraz stosowanej ochrony</i> Perspektywy zachowania gatunku są dobre, ponieważ jest to teren Parku Narodowego i tym samym brak zagrożeń ze strony gospodarki leśnej (pozyskanie drewna ograniczone jest jedynie do usuwania wykrotów i złomów, a także drzew silnie opanowanych przez gatunki owadów kambioksylofagicznych, z podszytu nie są usuwane zbędne gatunki roślin, m.in. wiciokrzew czarny, który dość często traktowany jest w leśnictwie jako „chwast”). Jedynym poważnym zagrożeniem, jakie może pojawić się w najbliższych latach, to stopniowe zamieranie świerków, w ramach postępującego procesu zamierania świerczyn górskich na terenie Sudetów i Karpat. Dotychczas rozpoznane zagrożenia (np. konkurencja roślinna, usuwanie w mocno ograniczonym zakresie podszytu) są w pełni kontrolowane.	FV
Ocena ogólna		U1

Lista najważniejszych aktualnych i przewidywanych oddziaływań (zagrożeń) na gatunek i jego siedlisko na badanym stanowisku (w tym aktualny sposób użytkowania, planowane inwestycje, planowane zmiany w zarządzaniu i użytkowaniu); kodowanie oddziaływań/zagrożeń zgodne z Załącznikiem E do Standardowego Formularza Danych dla obszarów Natura 2000; wpływ oddziaływania: „+” – pozytywny, „-” – negatywny, „0” – neutralny; intensywność oddziaływania: A – silna, B – umiarkowana, C – słaba

Aktualne oddziaływania				
Kod	Nazwa działalności	Intensywność	Wpływ	Syntetyczny opis
971	Konkurencja roślinna	C	-	Na tak dużej powierzchni można obserwować różne nasilenie tego czynnika. W wielu przypadkach największym konkurentem dla krzewów wiciokrzewu czarnego są znajdujące się w bliskim sąsiedztwie mniejsze bądź większe buki. Ten gatunek drzewa tworząc gęstą koronę bardzo silnie ocienia dno lasu. Konsekwencją tego jest fakt występowania na tym stanowisku już przynajmniej kilkunastu martwych okazów wiciokrzewu czarnego. Należy też pamiętać, że buk na takim siedlisku staje się niezwykle ekspansywnym gatunkiem drzewa. Innymi roślinami konkurującymi z wiciokrzewami są podobnie jak na innych stanowiskach: porzeczki, wierzby, świerki.

Zagrożenia (przyszłe, przewidywane oddziaływania)				
Kod	Nazwa	Intensywność	Wpływ	Syntetyczny opis
165	Usuwanie podszytu	C	+	Podczas usuwania części podszytu, zwłaszcza młodych buków (w celu ograniczenia konkurencji dla rośliny żywicielskiej gatunku) mogą być uszkodzone grupy wiciokrzewu czarnego. Dlatego podczas wykonywania tych prac należy zachować szczególną ostrożność, aby zniszczeniu nie uległy najcenniejsze jego okazy, zasiedlone przez sichrawą karpaczką.

971	Konkurencja roślinna	B	–	Mając na uwadze orografię terenu, warunki termiczne oraz wilgotnościowe panujące na tym stanowisku, jest to na razie największe zagrożenie dla dalszego istnienia w takim stanie wiciokrzewów oraz sichrawy karpackiej. Tylko świadome i za każdym razem konsultowane ze specjalistą usuwanie konkurujących z wiciokrzewem czarnym drzew i krzewów pozwoli zachować w tym miejscu ten gatunek owada.
-----	----------------------	---	---	--

Inne informacje	
Inne wartości przyrodnicze	<i>Inne ważne gatunki zwierząt (z załączników Dyrektyw Siedliskowej i Ptasiej, gatunki zagrożone w Polsce) obserwowane w trakcie monitoringu sichrawy karpackiej</i> Na podstawie informacji ustnych otrzymanych od eksperta lokalnego na tym terenie obserwowano w ciągu ostatnich 5 lat kilka okazów biegacza urozmaiconego <i>Carabus variolosus</i> Fabr. Ponadto w 2007 r. na kilku krzewach wiciokrzewu czarnego stwierdzono żerowiska oraz imagines opiótka <i>Agrilus cyanescens</i> (Ratzeburg) i dłużynki wiciokrzewowej <i>Oberea pupillata</i> (Gyllenhal).
Gatunki obce i inwazyjne	<i>Obserwowane gatunki obce i inwazyjne i ewentualnie ich liczebność</i> nie obserwowano
Prowadzone lub proponowane zabiegi ochronne	<i>Należy opisać prowadzone lub proponowane działania ukierunkowane na ochronę gatunku na monitorowanym stanowisku</i> Jak dotąd jedynym zidentyfikowanym, istotnym zagrożeniem, mającym bezpośredni wpływ na zdrowotność wiciokrzewu czarnego, a tym samym sichrawy karpackiej jest konkurencja roślinna. Zaleca się zatem stopniowe usuwanie części drzew i podszytu (przeważnie młodych buków) oceniających najcenniejsze okazy <i>L. nigra</i>. Prace te powinny być wykonywane w okresie zimowym. Gdyby ze względu na grubą pokrywę śniegu zabieg ten nie mógł być zrealizowany, wówczas usuwanie podszytu w okresie wegetacyjnym należy wykonać bardzo ostrożnie, chroniąc grupy wiciokrzewów.
Inne uwagi	<i>Wszelki informacje pomocne przy interpretacji wyników, np. anomalie pogodowe</i> brak
Dokumentacja fotograficzna	PLH120001_Pseudogaurotina Excellens_OrawskaDroga_Foto7.jpg/R.Rossa PLH120001_Pseudogaurotina Excellens_OrawskaDroga_Foto8.jpg/R.Rossa PLH120001_Pseudogaurotina Excellens_OrawskaDroga_Foto9.jpg/R.Rossa

5. Gatunki o podobnych wymaganiach ekologicznych, dla których można zaadaptować opracowaną metodykę

Brak podobnych gatunków, dla których można stosować opracowaną metodykę badań monitoringowych.

6. Ochrona gatunku

Sichrawa karpacka podlega ochronie gatunkowej. Aktualnie, porównując z danymi historycznymi, potwierdzono występowanie sichrawy karpackiej na terenie Babiej Góry i Tatr. Z obszaru Pienin brak na razie nowych informacji. Jednak zaplanowane na najbliższe lata dalsze poszukiwania, prawdopodobnie potwierdzą obecność tego gatunku chrząszcza

i na tym terenie. Ponadto w ostatnich latach stwierdzono obecność sichrawy karpackiej w paśmie Policy i w okolicach Skawicy, a także na terenie Nadleśnictwa Jeleśnia. Większość stanowisk znajduje się na obszarach objętych różnymi formami ochrony. Stanowiska z terenu Tatr, Babiej Góry i Pienin znajdują się w obrębie istniejących tam parków narodowych, będących równocześnie obszarami sieci Natura 2000. Górna część stanowiska z pasma Policy, obejmująca partie przyszczytowe, znalazła się w obrębie rezerwatu „Na Policy” (obszar Natura 2000). Pozostałe fragmenty tego stanowiska leżą na terenie Nadleśnictwa Sucha.

Odnalezienie licznych dowodów występowania tego gatunku owada nie tylko w obszarach, z których była już wcześniej podawana, wskazuje na wzrost liczebności lokalnych populacji. Na tym etapie badań, naturalnie jest jeszcze bardzo trudno określić, jak wielki i na ile trwały jest to progres w porównaniu z ostatnim ćwierćwieczem. Pozytywnym symptometem jest stwierdzanie nowych stanowisk sichrawy karpackiej. Ponieważ duża część znanych stanowisk znajduje się na terenie parków narodowych lub rezerwatów przyrody objętych ochroną ścisłą, oznaczać to może, że ta forma pozwala w pełni chronić sichrawę karpacką.

Nowe stanowiska znajdowane są też na terenach administrowanych przez Lasy Państwowe, objętych gospodarką leśną. Zatem być może właściwa metoda ochrony spoczywa nie tylko w obejmowaniu danego obszaru pełną ochroną, ale stosowaniem właściwych zabiegów propagujących roślinę pokarmową larw, czyli wiciokrzew czarny oraz samą sichrawę karpacką. Oczywiście możliwe jest również i inne wytłumaczenie obserwowanej sytuacji. Być może większa liczba stanowisk i liczniejsze populacje są wynikiem migracji gatunku z obszarów chronionych. Z drugiej jednak strony, gdyby najlepsze warunki do rozwoju tego gatunku owada zapewniała ochrona ścisła, to populacje tatrzańskie, babio-górskie czy pienińska nie powinny podlegać aż tak gwałtownym zmianom. Niestety, aktualny stan wiedzy oraz zarysowujące się coraz bardziej zmiany klimatyczne utrudniają udzielenie jednoznacznej odpowiedzi na tego typu pytania.

Wyraźny wzrost liczebności gatunku na terenie Polski połączony z większą liczbą stanowisk jest sygnałem, iż przy dużo mniejszych nakładach finansowych i w znacznie krótszym czasie możliwe jest realizowanie wielu prac badawczych zmierzających do pełnego poznania biologii i ekologii gatunku, jak również wypracowania najlepszej metody ochrony.

Podając próbę aktywnej ochrony zagrożonych stanowisk lub fragmentów, wskazane jest wcześniejsze zapoznanie się z odpowiednim planem urządzenia lasu (w przypadku stanowisk położonych na terenie Lasów Państwowych) lub planem ochrony (w przypadku parków narodowych lub rezerwatów przyrody). W pierwszej kolejności należy zawsze określić wszystkie zagrożenia, a następnie dążyć do ich jak najszybszego wyeliminowania. Wśród dotychczas rozpoznanych zagrożeń, które niewątpliwie wpływają na populacje sichrawy karpackiej, najgroźniejszym czynnikiem jest konkurencja roślinna. W tym oddziaływaniu najniebezpieczniejsze są młode buki. Ten gatunek drzewa na żyznych, górskich siedliskach jest bardzo ekspansywny. Odnowienie naturalne pojawia się spontanicznie i jest najczęściej bardzo obfite. Już małe okazy potrafią wytworzyć gęstą koronę. Z każdym następnym rokiem, gdy buk staje się coraz większy, szybko rozbudowywana korona mocno ocienia dno lasu. Dlatego nawet w miejscach objętych ochroną ścisłą należy rozważyć

możliwość wykonania cięć odłaniających wokół najcenniejszych okazów wiciokrzewu czarnego.

Kolejnym ważnym czynnikiem jest turystyka, a wraz z nią pogłębiający się problem wandalizmu. Niszczenie krzewów wiciokrzewu czarnego rosnących wzdłuż szlaków staje się coraz częstszym zjawiskiem. Prawdopodobnie w większym stopniu jest to efekt przypadkowych działań (większy ruch turystyczny) niż świadomego, metodycznego niszczenia konkretnego gatunku rośliny. Przemawia za tym fakt, iż wzdłuż szlaków wydeptywaniu, wyłamywaniu podlegają wszystkie gatunki roślin.

Odrębnym zagadnieniem jest kolekcjonerstwo. Niemal niemożliwe jest określenie jego rozmiarów. Mając jednak na uwadze niewielką liczebność poszczególnych lokalnych populacji tego gatunku owada, należy przyjąć, że jest to jedno z ważniejszych oddziaływań. Metodyczne odławianie rojących się imagines może w bardzo krótkim czasie (kilka lat) doprowadzić do unicestwienia tak eksplorowanego stanowiska. Wymienione negatywne oddziaływania są na szczęście bardzo łatwe do wyeliminowania.

Znacznie trudniejszym wydaje się jednak wypracowanie nowych zasad, jakimi powinno kierować się nasze leśnictwo. W wielu nadleśnictwach południowej Polski jeszcze ciągle pokutuje przekonanie, iż rośliny krzewiaste w „prawidłowo” urządzonej lesie są niepotrzebne. Wiele gatunków roślin, w tym także wiciokrzew czarny, traktowanych jest jako chwasty i co pewien czas eliminowane ze strefy podszytu. Dobrym rozwiązaniem, które powinno przynieść pozytywne zmiany, wydaje się przygotowanie i rozpropagowanie wśród pracowników Lasów Państwowych materiałów informacyjnych na temat sichrawy karpackiej.

7. Literatura

- Burakowski B., Mroczkowski M., Stefańska J. 1990. Chrząszcze *Coleoptera*, *Cerambycidae* i *Bruchidae*. Katalog fauny Polski, XXIII, 15, 312 ss. + 1 mapa.
- Gutowski J.M. 2004. *Pseudogaurotina excellens* (Brancsik, 1874). Sichrawa karpacka [w:] Adamski P., Bartel R., Bereszyński A., Kepel A., Witkowski Z. (red.). Gatunki zwierząt (z wyjątkiem ptaków). Poradniki ochrony siedlisk i gatunków Natura 2000 – podręcznik metodyczny. Ministerstwo Środowiska, Warszawa. T. 6: 121–123.
- Heyrovský L., Sláma M. 1992. Tesaříkoviti (*Coleoptera*, *Cerambycidae*). Kabourek, Zlín: 368 ss.
- Kaszab Z. 1971. Cincérek – *Cerambycidae*. Fauna Hungariae 106, IX Kötet, *Coleoptera* IV, 5 Füzet, Akadémiai Kiadó, Budapest: 283 ss.
- Klausnitzer B. 1997. Die Larven der Käfer Mitteleuropas. 4 Band. *Polyphaga*. Teil 3. Goecke & Evers. Krefeld, Jena-Stuttgart-Lübeck-Ulm: 370 ss.
- Korbel L. 1992. Tesařík zimolezový. Fuzáč zemolezový. *Gaurotes excellens* Brancsik, 1874 [w:] Červená kniha ohrožených a vzácných druhů rostlin a živočichů ČSFR. Bezobratlí. Příroda, Bratislava: 93–94.
- Kuśka A., Szczepański W. 2007. Chrząszcze (*Coleoptera*) z listy „Natura 2000” na Górnym Śląsku i w Beskidzie Zachodnim [w:] Lis J.A., Mazur M.A. (red.). Przyrodnicze wartości polsko-czeskiego pogranicza jako wspólne dziedzictwo Unii Europejskiej. Centrum Studiów nad Bioróżnorodnością, Uniwersytet Opolski: 145–151.
- Łomnicki [A.] M. 1913. Wykaz Chrząszczy, czyli tęgopokrywych (*Coleoptera*) ziem polskich. (Catalogus coleopterorum Poloniae). Kosmos, Lwów, 38: 21–155.

- Panin S., Săvulescu N. 1961. Fauna Republicii populare Romîne. Insecta. Vol. X. Fascicula 5. *Coleoptera*. Familia *Cerambycidae* (Croitori). Academia Republicii Populare, Romîne: 526 ss.
- Pawłowski J. 1967. Chrząszcze (*Coleoptera*) Babiej Góry. Acta zool. Crac. 12 (16): 419–665.
- Pawłowski J. 2000. Chrząszcze (*Coleoptera*). Flora i Fauna Pienin – Monografie Pienińskie: 177–194.
- Schmidt G. 1938. Über die Biologie des *Gaurotes excellens* Brancs. Ent. Bl. 34, 1: 46–47.
- Sláma M.E.F. 1998. Tesařikoviti – *Cerambycidae* České republiky a Slovenské republiky (Brouci – *Coleoptera*. Krhanice: 383 ss.
- Starzyk J.R. 1970. Sichrawa karpacka *Gaurotes excellens* (Brancs.) wymierający endemit karpacki. Chrońmy Przyr. Ojcz. 26, 4: 34–42.
- Starzyk J.R. 1992. *Pseudogaurotina excellens* (Brancsik, 1874). Sichrawa karpacka [w:] Głowaciński Z. (red.). Polska czerwona księga zwierząt. PWRiL, Warszawa: 297–298.
- Strojny W. 1968. Kózki (*Cerambycidae*) Pienińskiego Parku Narodowego. Prz. Zool. 12 (1): 55–70.
- Švácha P., Danilevsky M.L. 1989. Cerambycoid larvae of Europe and Soviet Union (*Coleoptera*, *Cerambycoidea*). Part III. Acta Univ. Carolinae – Biologica 1988, 32, 1–2: 1–205.
- Śliwiński Z., Lessaer M. 1970. Materiały do poznania kózek Polski (*Coleoptera*, *Cerambycidae*) ze szczególnym uwzględnieniem Bieszczadów Zachodnich. Roczn. Muz. Górnośl. w Bytomiu. Przyroda 2 (5): 77–127.

Opracował: **Robert Rossa**

1032 Skójka gruboskorupowa

Unio crassus Philipsson, 1788



Fot. 1. Skójka gruboskorupowa *Unio crassus*
(© K. Zając)



Fot. 2. Muszla skójki gruboskorupowej, widziana od góry,
z widocznym urzeźbieniem wierzchołka (© K. Zając)

I. INFORMACJA O GATUNKU

1. Przynależność systematyczna

Rodzina: skójkowate UNIONIDAE

Rząd: skójki UNIONOIDA

2. Status prawny i zagrożenie gatunku

Prawo międzynarodowe

Dyrektywa Siedliskowa – Załączniki II i IV

Prawo krajowe

Ochrona gatunkowa – ochrona ścisła (gatunek wymagający ochrony czynnej)

Kategoria zagrożenia IUCN:

Czerwona lista IUCN – LR/NT

Czerwona lista zwierząt zagrożonych w Polsce (2002) – EN

Polska czerwona księga zwierząt (2004) – EN

3. Opis gatunku

Skójka gruboskorupowa jest dużym słodkowodnym małżem (fot. 1). Najczęściej spotykanym są osobniki dorosłe o długości muszli powyżej 3 centymetrów. Muszla skójki gruboskorupowej zbudowana jest z dwu symetrycznych połówek. W górnej części muszli, w rejonie jej wierzchołka, są one połączone więzadłem (*ligamentum*), które odpowiedzialne jest za rozchylanie połówek muszli. Obok niego po wewnętrznej stronie obu połówek muszli znajduje się struktura nazywana zamkiem, zbudowana z zębów, listew i zagłębień.

Wypukłe elementy zamka na jednej połówce muszli odpowiadają wklęsłym na drugiej, co uniemożliwia przemieszczanie się połówek muszli względem siebie. Muszla zamykana jest dzięki mięśniom zwieraczom i domyka się w przypadku niepokojenia osobnika.

Dwubocznie spłaszczone ciało małża jest w większej części niewidoczne z zewnątrz. Składa się głównie z tułowia i nogi, która jest wysuwana na zewnątrz i służy małżowi do poruszania się lub kotwiczenia w gruncie. Ciało otulone jest z obu stron rodzajem błony – tzw. płaszczem, który jest odpowiedzialny za wytwarzanie muszli. Płaszcz przylega do muszli, a po wewnętrznej stronie otacza jamę skrzelową. Do jamy tej prowadzą dwa syfony umieszczone w tylnej części ciała zwierzęcia. Jednym z nich woda jest wprowadzana do jamy skrzelowej, gdzie opłukuje skrzela i osadza się zawarty w niej pokarm, po czym jest wyprowadzana na zewnątrz przez drugi syfon.

Skójki gruboskorupowe charakteryzują się dużą zmiennością. Między osobnikami z różnych populacji mogą występować znaczne różnice w wyglądzie. Odpowiedzialne za to są czynniki środowiska, w którym żyje małż; np. w wodach bardziej alkalicznych, bogatych w wapń, muszle są znacznie masywniejsze.

Średnie wymiary muszli mogą różnić się znacznie w zależności od stanowiska. Średnia długość muszli skójki gruboskorupowej z polskich stanowisk podana przez Piechockiego i Dyduch-Falniowską (1993) obejmowała zakres od 44 (± 4) do 72 (± 4) mm. Populacje z Bawarii opisane przez Hochwald (2001) osiągały średnią długość muszli od 43 do 83 mm. Największe osobniki opisano z północnej części zasięgu skójki gruboskorupowej, np. w estońskich populacjach największy osobnik tego gatunku miał muszlę długą na 97 mm (Timm 1994), a w szwedzkich – 110 mm (Proschwitz 2009).

Muszla skójki gruboskorupowej ma przeważnie kolor jasnobrązowy lub oliwkowy z charakterystycznymi ciemnymi pierścieniami rocznego przyrostu. Muszla ciemnieje z wiekiem i u osobników starszych często przyjmuje kolor ciemnobrązowy, nieraz prawie czarny. Osobniki jaśniej ubarwione na niektórych stanowiskach mogą mieć zielonkawę muszlę. Muszla jest bocznie spłaszczona i ma charakterystyczny nerkowaty kształt. Tylne części jest wygięta w dół w stosunku do głównej osi ciała. U mniejszych osobników wygięcie jest mniej widoczne. W populacjach zamieszkujących rzeki nizinne często występują bardzo duże osobniki, z wydłużoną częścią syfonową i bardziej pękatą muszlą, u których charakterystyczne wygięcie muszli również jest mniej widoczne. Na wierzchołku muszli, występuje charakterystyczne, drobne urzeźbienie, w postaci połałowanych zmarszczek (fot. 2). Cecha ta jest dobrze widoczna u bardzo młodych osobników, gdyż wierzchołki muszli starszych, nawet już kilkuletnich osobników, mogą być w znacznym stopniu zerdowiane, tzn. na powierzchni skorupy brak organicznej skórki (*periostracum*) i widoczne są dość głębokie nieregularne odsłonięcia mineralnej warstwy muszli.

Na ogół dość trudno zauważyć skójkę gruboskorupową w środowisku, w którym żyje. Skójka reaguje na ruch w bezpośrednim otoczeniu zamknięciem muszli, a wtedy wyglądem przypomina kamień, często jest tym trudniejsza do zauważenia, że występuje na kamienistym podłożu o granulacji podobnej do wielkości swojego ciała. Najłatwiej zauważyć skójki na dnie pokrytym drobnym, jednolitym osadem. Filtrujące osobniki mają rozchylone muszle i widać charakterystyczne, ciemne otwory syfonów (fot. 3 i 4). Skójka prowadzi w zasadzie osiadły tryb życia, często występuje w lokalnych zgrupowaniach zwanych ławicami. Jednak gdy warunki zmieniają się na niekorzystne (np. spadek poziomu



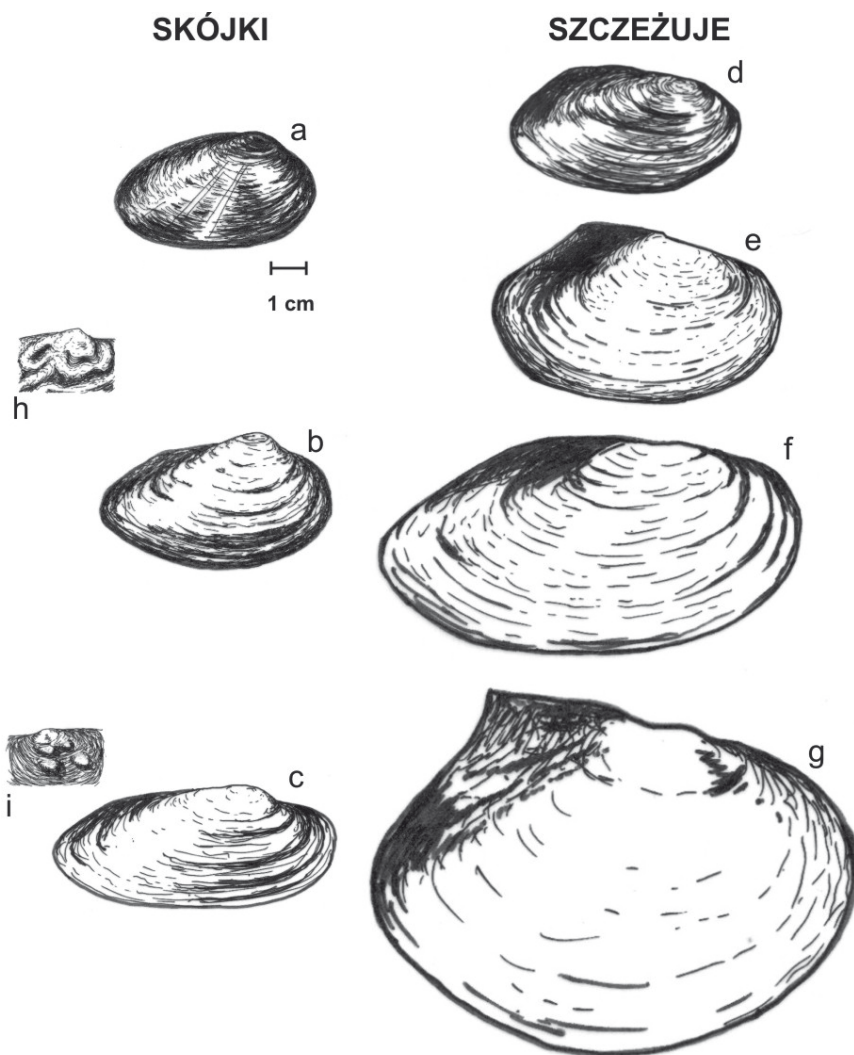
Fot. 3 i 4. Filtrujące skójki gruboskorupowe na dnie rzeki zbudowanym z osadów drobnoziarnistych (po lewej) i na dnie zwirowym porośniętym glonami (po prawej). Małże tkwią w osadach dennych w taki sposób, że na powierzchni dna widoczne są tylko otwory syfonów (© K. Zając)

wody), zwierzę może aktywnie zmieniać swoje położenie i przemieszczać się, pozostawiając charakterystyczne rowki w podłożu (fot. 5).

W Polsce występuje obecnie 7 gatunków należących do rodziny Unionidae: 4 gatunki szczeżuj i 3 gatunki skójek (ryc. 1). Wygląd muszli pozwala łatwo odróżnić skójkę od szczeżui. Muszle skójek w porównaniu z muszlami szczeżuj są raczej wąskie, wydłużone i, mimo iż mniejsze, sprawiają wrażenie masywniejszych, a na otwartej muszli widać, że ich ścianki są grubsze. Muszle skójek oglądane od góry (widziane od strony wierzchołka) są wyraźnie bardziej wypukłe niż muszle szczeżuj. Wierzchołek muszli skójek jest wysklepiony i wystaje ponad górną część muszli. U szczeżuj jest on raczej płaski. Ponadto u szczeżuj górna, tylna część muszli jest często lekko zakrzywiona ku górze i znajduje się na niej wystająca do góry część muszli nazywana skrzydełkiem. Skójki są pozbawione tej cechy.

Małże dla niewprawnych osób są raczej trudne do rozpoznawania, więc istnieje możliwość pomylenia skójki gruboskorupowej z innymi gatunkami skójek. Rozpoznawanie utrudnia dość duża zmienność kształtu muszli u wszystkich gatunków z tego rodzaju, uwarunkowana głównie warunkami środowiska. Pomylenie skójki gruboskorupowej z innymi gatunkami szczególnie prawdopodobne jest w rzekach nizinnych, gdzie występują dość bogate zgrupowania gatunków, mniej w rzekach podgórskich, gdzie na ogół omawiany gatunek występuje sam. Skójka gruboskorupowa najczęściej może być mylona z dość pospolitą skójką zaostroszoną *Unio tumidus*.

Skójkę gruboskorupową można odróżnić od pozostałych dwu gatunków skójek występujących w Polsce (skójki malarskiej *Unio pictorum* i skójki zaostroszonej *Unio tumidus*), również analizując zewnętrzne cechy muszli (ryc. 1). Muszla skójki gruboskorupowej jest, jak sugeruje nazwa, dość masywna w porównaniu do innych małży. Jeżeli górny i dolny brzeg muszli są równoległe, w jej ubarwieniu przeważa kolor żółty, na wierzchołku występuje urzeźbienie w postaci drobnych guzków – jest to muszla skójki malarskiej *Unio pictorum*. Urzeźbienie wierzchołka muszli skójek gruboskorupowej i zaostroszonej ma charakter marszczeń układających się w fale (ryc. 1 h, i; fot. 2). Ponadto u skójki zaostroszonej



Ryc. 1. Muszle skójek (a–c) i szczeżuj (d–g): a – skójka gruboskorupowa *Unio crassus*, b – skójka zaokrąglona *Unio tumidus*, c – skójka malarska *Unio pictorum*, d – szczeżuja spłaszczona *Pseudanodonta complanata*, e – szczeżuja pospolita *Anodonta anatina*, f – szczeżuja wielka *Anodonta cygnea*, g – szczeżuja chińska *Anodonta woodiana*, h – wierzchołek muszli skójki gruboskorupowej lub zaokrąglonej (w powiększeniu), i – wierzchołek muszli skójki malarskiej (w powiększeniu); rys. T. Zając na podstawie Kobiałka, Glöer (2006).

Unio tumidus tylny koniec muszli jest zaokrąglony, wierzchołki wyraźnie wystają, a muszla w okolicy wierzchołka jest silnie wypukła. U skójki gruboskorupowej tylny koniec muszli jest zaokrąglony, a wierzchołki są słabo wystające. Muszla jest wyraźnie grubościenna, najgrubsza w dolnej części.

Oznaczenie do gatunku małży z rodziny skójkowatych ułatwiają specjalistyczne klucze (np. Piechocki, Dyduch-Falniowska 1993). W procesie oznaczania oprócz cech zewnętrznych muszli proponują one wykorzystanie także cech wewnętrznej części muszli oraz cech anatomicznych. Cechy te nie znajdują jednak zastosowania przy oznaczaniu żywych małży.

4. Biologia gatunku

Skójka gruboskorupowa jest filtratorem. Odżywia się, odfiltrowując z wody mikroorganizmy i cząstki materii organicznej. Na ogół przebywa zakopana w osadach dennych w ten sposób, że tylko tylny koniec muszli z syfonami wystaje ponad powierzchnię dna.

Dojrzałość płciową osiąga przy długości muszli 30–40 mm. Do rozrodu przystępuje wiosną (kwiecień/maj). W miarę dojrzewania komórek rozrodczych jaja przenoszone są z gonad do komór lęgowych znajdujących się w płatach zewnętrznych skrzeli, a plemniki uwalniane są do wody przez syfon wylotowy. Zapłodnienie zachodzi w obrębie skrzeli, gdzie plemniki zostają zassane z toni wodnej wraz z prądem wody. Skójka ta jest bardzo płodna; sześć- lub siedmioletnie osobniki wytwarzają średnio po 133 tys. jaj (Piechocki, Dyduch-Falniowska 1993). Rozwój em-



Fot. 5. Dwa osobniki skójki gruboskorupowej wędrujące po dnie rzeki (© K. Zając)

brionalny trwa 3–4 miesiące. Powstaje pasożytnicza larwa zwana glochidium. Dojrzałe glochidia uwalniane są przez syfon wylotowy do wody. Aby glochidium mogło się przeobrazić konieczne musi przyczepić się do ciała, najlepiej do skrzeli, odpowiedniego gatunku ryby. W miejscu przyczepienia się glochidium powstaje nieznaczne zranienie, które zabliźniając się obrasta larwę małża tworząc rodzaj cysty. Nie każdy gatunek ryby jest odpowiednim żywicielem dla larw małży. Układ odpornościowy niektórych gatunków ryb jest w stanie zniszczyć zamknięte w cyście glochidium; u innych gatunków taka zdolność jest nabywana z czasem, przy kolejnym kontakcie organizmu ryby z larwą małża. Żywicielami glochidiów skójki gruboskorupowej są ciernik *Gasterosteus aculeatus*, cierniczek *Pungitius pungitius*, jelec *Leuciscus leuciscus*, kleń *Leuciscus cephalus*, strzebla potokowa *Phoxinus phoxinus*, okoń *Perca fluviatilis*, wzdregą *Scardinius erythrophthalmus* i głowacz białopłetwy *Cottus gobio* (Hochwald 1988, 1997, Engel, Wächtler 1989). Pasożytowanie trwa zwykle ok. 4 tygodni, po czym młode małże opuszczają ciało żywiciela i rozpoczynają samodzielne życie. Mają one wtedy ok. 300 µm długości. Przez 2–5 lat żyją zakopane w osadach dennych. Starsze osobniki najczęściej tworzą skupienia składające się z osobników obu płci. Skójki należą do organizmów długowiecznych. Maksymalna długość życia osobników różni się w zależności od populacji. Hochwald (2001) wyróżnia dwa rodzaje populacji w granicach Niemiec: (1) złożone z osobników krótkożyjących, w których maksymalna długość życia wynosi 8 lat, (2) długożyjące – 23 lata. Jednak w populacjach z północnej części zasięgu gatunku stwierdzono osobniki żyjące ponad 70 lat (Timm, Mutwei 1993, Timm 1994).

5. Wymagania ekologiczne

Siedliskiem skójki gruboskorupowej są czyste wody bieżące (duże potoki, strumienie i rzeki) z piaszczystym lub piaszczysto-żwirowym dnem (fot. 3, 4, 5), aczkolwiek pojedyncze osobniki można znaleźć nawet w szczelinach koryta zbudowanego z litej skały. Gatunek



Fot. 6 i 7. Przykłady siedlisk skójki gruboskorupowej: Pilica – rzeka z silnym, laminarnym przepływem wody, dużym transportem osadu, gdzie skójka gruboskorupowa występuje głównie w strefie przybrzeżnej – po lewej, Jasiołka po prawej (© K. Zajęc)

ten preferuje rzeki krainy lipienia i brzany. Zdarza się, że występuje także w innych siedliskach np. w rejonie, gdzie rzeki wpadają do jeziora i w wypływach rzek z jezior. Przez niektórych badaczy skójka gruboskorupowa jest zaliczana do gatunków reofilnych (Piechocki, Dyduch-Falniowska 1993). Zasiedla rzeki dość szybko płynące w porównaniu do cieków zasiedlanych przez inne gatunki z tej grupy, jednak osobniki tego gatunku występują zazwyczaj w takich miejscach, gdzie prędkość przepływu wody spada, przeważnie w strefie przybrzeżnej (fot. 6 i 7).

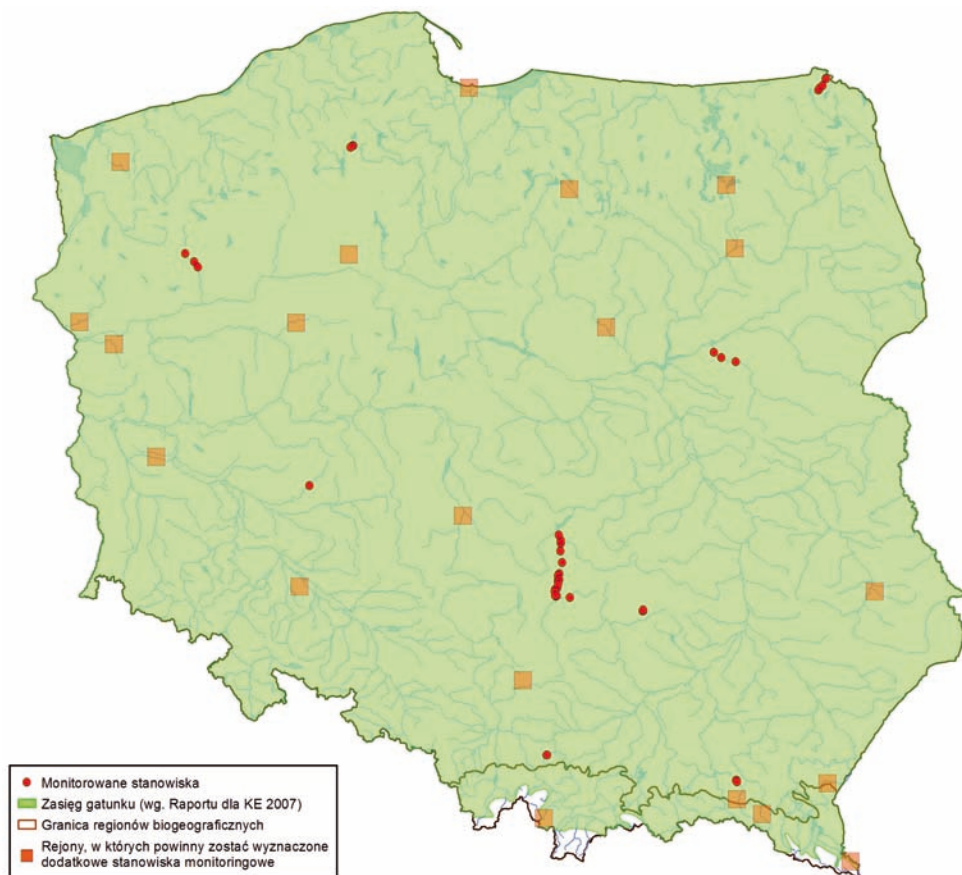
Jako gatunek wrażliwy na zanieczyszczenia, skójka gruboskorupowa jest bardzo dobrym wskaźnikiem czystości wód.

Zwierzęta te prowadzą na ogół osiadły tryb życia. W wypadku, gdy warunki pogorszą się (np. na skutek spadku poziomu wody), skójki mogą przemieszczać się na stosunkowo niewielkie odległości, w ciągu godziny są w stanie pokonać dystans ok. 2 m. Wędrowka małża przez osady dennie pozostawia charakterystyczne rowki w podłożu (fot. 4.), szczególnie dobrze widoczne w drobnych osadach. Gdy niekorzystne warunki mają większy zasięg w przestrzeni i czasie (np. powódź, zima) małże spowalniają metabolizm, rezygnują z normalnej aktywności i w takim stanie usiłują przetrwać.

W ostatnich kilkudziesięciu latach wiele siedlisk skójki gruboskorupowej uległo degradacji lub daleko idącym przeobrażeniom, głównie na skutek zanieczyszczenia wody oraz regulacji rzek. Doprowadziło to do osłabienia zamieszkujących je populacji, a nawet do zniszczenia części znanych stanowisk tego gatunku.

6. Rozmieszczenie gatunku w Polsce

Zasięg geograficzny skójki gruboskorupowej obejmuje większą część Europy (bez Wysp Brytyjskich, Półwyspu Iberyjskiego i Półwyspu Apenińskiego), a także zlewisko Morza Czarnego i Morza Kaspijskiego. Według Piechockiego i Dyduch-Falniowskiej (1993) sięga on dalej na wschód, obejmując Syberię.



Ryc. 2. Zasięg występowania skójki gruboskorupowej w Polsce (wg raportu dla Komisji Europejskiej 2007) i stano-
wiska monitorowane w latach 2006–2008 w ramach zadania: *Monitoring gatunków i siedlisk przyrodniczych ze
szczególnym uwzględnieniem specjalnych obszarów ochrony siedlisk Natura 2000 – faza pierwsza i faza druga oraz
inne stanowiska proponowane do monitoringu.*

W Polsce skójką zamieszkuje rzeki nizinne, wyżynne i podgórskie. Jeszcze kilkadziesiąt lat temu była rozpowszechniona w całym kraju. W ostatnim ćwierćwieczu wiele spośród udokumentowanych stanowisk skójki uległo degradacji. Z drugiej strony opisano w tym czasie szereg nowych stanowisk, niektóre z nich obejmowały dość liczne populacje. Część z nich jednak również została już zniszczona. Obecnie w granicach Polski skójką gruboskorupowa występuje na Pobrzeżu Bałtyku, na Pomorzu Zachodnim, w wodach Pojezierza Suwalskiego i Mazurskiego. Opisywano ją także z Podlasia, Polesia, Wielkopolski i Mazowsza. Ma też stanowiska w dorzeczu górnej i środkowej Warty, na Wyżynie Małopolskiej oraz w rzekach Pogórza Karpat, jednak jak dotąd nie stwierdzono jej w Sudetach (wg raportu dla Komisji Europejskiej 2007). Po analizie rozmieszczenia skójki gruboskorupowej wybrano stanowiska do monitoringu. Zostały one wytypowane tak, żeby umożliwiały skontrolowanie populacji z różnych części Polski. W dotychczas prowadzonym monitoringu w latach 2006–2008 wykorzystano 9 spośród wytypowanych rzek: Szeszupe, Zbrzycę, Drawę, Liwiec, Pilicę, Czarną Włoszczowską, Warkocz, Cedron i Jasiołkę (ryc. 2).

II. METODYKA

1. Koncepcja monitoringu gatunku

Opisana poniżej koncepcja monitoringu skójki gruboskorupowej została opracowana na potrzeby monitoringu tego gatunku w latach 2006–2008. Była to pierwsza w Polsce próba takiego rodzaju monitoringu. Dotychczas prowadzony był jedynie monitoring mięczaków wodnych jako część monitoringu ekosystemów wodnych (osobno jeziornych i rzecznych) w ramach krajowego monitoringu przyrody, w którym tylko notowano obecność tego gatunku (Lewandowski 2001a, b, 2002a, b, 2004).

W krajach Unii Europejskiej monitoring małży słodkowodnych wynikający z zapisów tzw. Dyrektywy Siedliskowej jest wdrażany np. w Szwecji (Abenius i in. 2004), w Irlandii (Young i in. 2001, 2003) albo w Niemczech (Hartenauer 2006, Kobińska, Colling 2006, Pfeiffer, Nagel w druku, Zettler, Jueg 2007).

Przedstawiona poniżej koncepcja monitoringu skójki gruboskorupowej *Unio crassus* została opracowana na podstawie doświadczeń zebranych we wstępnej fazie prowadzenia monitoringu tego gatunku w Polsce. Jej celem jest znalezienie łatwej, powtarzalnej i taniej metody wystarczającej dla oceny stanu zachowania populacji tego gatunku na wybranych stanowiskach oraz dla oceny stanu jego siedliska. Równocześnie metody proponowane do monitorowania skójki gruboskorupowej są mało inwazyjne, nie zmuszają do uśmiercania lub uszkodzania osobników, ani nie przyczyniają się do zmian w siedlisku. Stosowane metody są wymierne i obiektywne, ponieważ opierają się na ilościowych wskaźnikach, szacowanych na podstawie danych zbieranych w naturze przy użyciu powtarzalnej metodyki. Metody te pozwalają na powtarzanie pomiarów, co z kolei pozwoli z czasem oceniać trendy demograficzne populacji zamieszkujących poszczególne stanowiska oraz zmiany w siedliskach.

Opisana metodyka nie była wykorzystywana w monitoringu dużych rzek, takich jak np. Wisła, Odra czy Bug. Oparta jest na doświadczeniach z badań na mniejszych rzekach, gdyż w takich znajduje się większość znanych aktualnie stanowisk gatunku. Koryto największej z nich – Pilicy – w badanych miejscach mierzyło do 30 m szerokości, a maksymalna głębokość nie przekraczała 1,2 m. Metodyka ta nie powinna być stosowana do badania rzek dużych i głębokich.

2. Wskaźniki i ocena stanu ochrony gatunku

Przyjęto następujące wskaźniki stanu ochrony populacji i siedliska:

Populacja:

- liczebność na stanowisku,
- struktura wiekowa,
- struktura wielkości ciała.

Siedlisko:

- zasiedlenie odcinka rzeki,
- obecność antropogenicznych zmian w budowie koryta,
- obecność punktowych źródeł zanieczyszczeń,

- klasa czystości wody,
- wskaźnik optymalnego siedliska.

Tab. 1. Wskaźniki stanu populacji i stanu siedliska skójki gruboskorupowej

Wskaźnik	Miara	Sposób pomiaru/określenia
Populacja		
Liczebność	Liczba osobników na mb ciek	Pobranie prób z dna na transektach o szerokości 1 m prowadzonych w poprzek koryta ciek (ryc. 3). Zliczone z wszystkich prób osobniki podzielić przez liczbę transektów, na których pobierano próby na stanowisku
Struktura wiekowa	Liczba osobników w danej klasie wieku	Odczytanie liczby pierścieni przyrostu z muszli <i>Unio crassus</i> , która odpowiada liczbie lat osobnika (ryc. 4) i wykonanie na tej podstawie rozkładu liczebności w klasach wieku. Należy wyróżnić 3 klasy wieku: (1) osobniki do lat 3; (2) osobniki w wieku 3 do 6 lat; (3) osobniki starsze)
Struktura wielkości ciała	Liczba osobników w danej klasie długości muszli podanej w mm	Należy wykonać rozkład liczebności w klasach długości muszli zmierzonej suwmiarką (ryc. 4). Wyróżnić 3 klasy: do 30 mm, 30–60 mm i powyżej 60 mm. Policzyc osobniki zaliczone do poszczególnych klas
Siedlisko		
Zasiedlenie odcinka rzeki	Procentowy udział kontroli, w których wykryto <i>Unio crassus</i> w stosunku do wszystkich przeprowadzonych	Systematyczna kontrola przy użyciu tej samej metody występowania gatunku na całym badanym odcinku ciek (stanowisku), obliczenie, jaki udział w liczbie skontrolowanych miejsc miały te, na których obecna była skójka gruboskorupowa
Klasa czystości wody	Klasyfikacja wg *Rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 11 lutego 2004 w sprawie klasyfikacji dla prezentowania stanu wód powierzchniowych i podziemnych, sposobu prowadzenia monitoringu oraz sposobu interpretacji wyników i prezentacji stanu tych wód (DzU, nr 32, poz. 284).	Na podstawie wyników badań Państwowego Monitoringu Środowiska
Obecność antropogenicznych zmian koryta rzeki	Procentowy udział w długości badanego odcinka fragmentów zmienionych w wyniku prac regulacyjnych i hydrotechnicznych	Skartowanie w terenie
Obecność punktowych źródeł zanieczyszczeń	Ranga od 1–3	Skartowanie w terenie
Wskaźnik optymalnego siedliska	Udział ocen wskaźników pomocniczych (tab. 3)	Zgodnie z waloryzacją w tabeli 3 podać oceny dla wskaźników pomocniczych i na ich podstawie uzyskać wartość wskaźnika optymalnego siedliska

Tab. 2. Waloryzacja wskaźników stanu populacji i stanu siedliska skójki gruboskorupowej

Wskaźnik	Ocena*		
	FV	U1	U2
Populacja			
Liczebność	>10 os./1 m biegu rzeki	od 3 do 10 os./1 m biegu rzeki	<3 os./1 m biegu rzeki
Struktura wiekowa	Obecne osobniki w wieku przedrozdowym (które mają najwyżej 3 lata), co świadczy o tym, że populacja rozradza się	Brak młodych osobników (które mają najwyżej 3 lata) ale stwierdzono 3 lub więcej osobników w wieku rozrodczym	Obecne najwyżej pojedyncze (1–2) stare osobniki w wieku 7 lat lub starsze (albo puste muszle albo nie stwierdza się <i>U. crassus</i>)
Struktura wielkości ciała	Obecne osobniki w całym zakresie wyróżnionych klas długości muszli, zarówno takie o długości muszli do 30 mm, jak i w zakresie 30–60 mm i większe – powyżej 60 mm	Brak osobników z jednej lub dwu klas długości muszli. Wskazuje to na zaburzoną strukturę wielkości ciała, np. osobniki chorują i dlatego wolniej rosną i osiągają mniejsze maksymalne wymiary ciała, albo nie rozradzają się	Obecne najwyżej pojedyncze (1–2) osobniki (albo puste muszle albo nie stwierdza się <i>U. crassus</i>)
Siedlisko			
Zasiedlenie odcinka rzeki	100–60%	30–60%	>30%
Obecność antropogenicznych zmian w budowie koryta	Koryto rzeki naturalne (brak widocznych cech regulacji itp.)	Niewielkie przekształcenia w korycie rzeki (miejscami ślady regulacji); zmiany obejmują nie więcej niż połowę badanego odcinka rzeki	Koryto rzeki uregulowane na ponad połowie długości badanego odcinka
Obecność punktowych źródeł zanieczyszczeń	Nie stwierdzono punktowych źródeł zanieczyszczeń	Stwierdzono jedno punktowe źródło zanieczyszczeń	Więcej niż jedno punktowe źródło zanieczyszczeń
Klasa czystości wody**	I, II i III (tylko gdy azotany ≤ 2 mg/l $\text{NO}_3\text{--N}$)	IV (ew. III, gdy azotany > 2 mg/l $\text{NO}_3\text{--N}$)	V
Wskaźnik optymalnego siedliska	5 lub więcej ocen A i żadnej oceny C wskaźników pomocniczych (tab. 3)	Pozostałe (inne niż dla FV i U2) kombinacje ocen wskaźników pomocniczych (tab. 3)***	5 lub więcej ocen C i żadnej oceny A wskaźników pomocniczych (tab. 3)

* FV – stan właściwy, U1 – stan niezadowolający, U2 – stan zły

** Rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 11 lutego 2004 w sprawie klasyfikacji dla prezentowania stanu wód powierzchniowych i podziemnych, sposobu prowadzenia monitoringu oraz sposobu interpretacji wyników i prezentacji stanu tych wód (DzU, nr 32, poz. 284).

*** Jeżeli nie można ustalić 5 lub więcej ocen wskaźników pomocniczych (tab. 3), wtedy ocena wskaźnika optymalnego siedliska to stan nieznan XX.

Wskaźniki kardynalne

- brak

Zarówno w przypadku wskaźników opisujących stan populacji, czyli liczebności na stanowisku, struktury wiekowej i struktury wielkości ciała, jak i w przypadku wskaźników używanych do oceny stanu siedliska, czyli zasiedlenia odcinka rzeki, obecności antropogenicznych zmian w budowie koryta rzeki, obecności punktowych źródeł zanieczyszczeń, klasy czystości wody, oraz wskaźnika optymalnego siedliska, traktuje się je jako równocenne. Oznacza to, że oceny wartości tych wskaźników mają taką samą wagę w ogólnej ocenie stanu ochrony gatunku.

Pozostałe wskaźniki, zamieszczone w tabeli 3, takie jak szerokość koryta rzeki, udział procentowy jego ocienionych fragmentów, granulacja osadów dennych, głębokość (maks.) wody na której stwierdzono *U. crassus*, profil koryta rzeki, prędkość przepływu wody w miejscu jego występowania, udział w strukturze gatunkowej zgrupowań Unionidae, obecność ryb – żywicieli larw *U. crassus*, stężenie azotanów powinny być zbierane w celu ustalenia wartości wskaźnika opisującego jakość siedliska, co pozwala bardziej precyzyjnie opisać siedlisko i ewentualnie wyjaśnić zachodzące w siedlisku zmiany.

Ocena wartości wskaźnika optymalnego siedliska będzie efektem analizy ocen wskaźników pomocniczych wymienionych w tabeli 3. Podsumowując wartości wszystkich wskaźników, będzie się oceniać, czy siedlisko odpowiada wymaganiom gatunku. Jeżeli ponad połowa wskaźników pomocniczych uzyska oceny A i żadnej oceny C, wtedy wskaźnik optymalnego siedliska zostanie oceniony na FV. Jeżeli ponad połowa wskaźników pomocniczych uzyska oceny C i żadnej oceny A, wtedy wskaźnik optymalnego siedliska zostanie oceniony na U2. Jeżeli ponad połowa wskaźników nie będzie znana, wtedy wskaźnik optymalnego siedliska uzyska ocenę XX (stan nieznan). W pozostałych przypadkach będzie miał ocenę U1 (patrz tabela poniżej).

Tab. 3. Waloryzacja pomocniczych wskaźników stanu siedliska skójki gruboskorupowej

Pomocnicze wskaźniki stanu siedliska			
Wskaźnik	Ocena*		
	A	B	C
Szerokość Koryta	5–80 m	80–150 m	<5 m i >150 m
Zacienienie stanowiska (procent zarośnięcia brzegów rzeki powodujący ocienienie koryta)	Brzegi przynajmniej częściowo ocienione, zarośnięte krzewami lub drzewami od 40–80%	Brzegi słabo ocienione <40% lub całkiem ocienione >80%	Brzegi bez roślinności oceniającej koryto
Rodzaj podłoża	Piaszczysto-żwirowe	Piaszczysto-żwirowe z udziałem frakcji mułu	Skaliste, kamieniste i/lub muliste
Głębokość (maksymalna) wody, na której stwierdzono <i>U. crassus</i>	0,3–1,2 m	<0,3 lub 1,2–2 m	>2 m i/lub duże wahania poziomu wody

Profil koryta rzeki	Urozmaicony (koryto na kolejnych przekrojach ma różne kształty)	Słabo zróżnicowany	Jednorodny (koryto na kolejnych przekrojach ma podobny kształt)
Prędkość przepływu wody w miejscu występowania <i>U. crassus</i>	<30 cm/s	30–50 cm/s	>50 cm/s
Udział <i>U. crassus</i> w strukturze gatunkowej zgrupowań Unionidae	41–100%	10–40%	<10%
Obecność ryb – żywicieli glochidiów <i>U. crassus</i>	Obecne	Nieliczne lub nie stwierdzono, ale nie stwierdzono też obcych gatunków ryb	Brak ryb – żywicieli larw <i>U. crassus</i> , stwierdzono obce gatunki ryb
Stężenie azotanów	≤2 mg/l NO ₃ -N	2–10 mg/l NO ₃ -N	>10 mg/l NO ₃ -N

*A – stan sprzyjający gatunkowi, B – w granicach tolerancji, ale nieoptymalny, C – niesprzyjający

Jednym z wskaźników pomocniczych do oceny czy badane siedlisko zbliżone jest do optymalnego siedliska *U. crassus* jest wskaźnik „udział *U. crassus* w strukturze gatunkowej zgrupowań Unionidae”. Im ten udział jest wyższy, tym siedlisko bardziej zbliżone do optymalnego dla *U. crassus*. Gdy zmienia się charakter siedliska na mniej korzystny dla *U. crassus*, zwiększa się udział innych gatunków małży z rodziny Unionidae.

Ocena stanu populacji

Wszystkie wskaźniki stanu populacji traktowane są równocennie, jako mające taki sam wpływ na ogólną ocenę stanu populacji. O ocenie populacji decyduje ocena najniższa. Ocena FV (stan właściwy) przyznawana jest wtedy, gdy brak ocen U1 i U2. Ocena U1 (stan niezadowolający) nadawana jest, gdy wartość co najmniej jednego wskaźnika oceniono na U1. Ocena U2 (stan zły) przyznawana jest wtedy, gdy wartość co najmniej jednego wskaźnika oceniono na U2.

Ocena stanu siedliska

Ocena ogólna stanu siedliska FV (stan właściwy) przyznawana jest wtedy, gdy wartości przynajmniej czterech wskaźników oceniono na FV, a piąty nie ma oceny U2 (jeden może mieć ocenę U1). Ocena U1 (stan niezadowolający) nadawana jest, gdy wartość przynajmniej dwóch wskaźników oceniono na U1, a pozostałe albo mają oceny FV, albo gdy jedna ocena U2 równoważona jest przez ocenę FV innego wskaźnika. Ocena U2 przyznawana jest wtedy, gdy wartość przynajmniej dwóch wskaźników oceniono na U2.

Perspektywy zachowania

Perspektywy zachowania ocenia się głównie w oparciu o opinię eksperta. Muszą być w niej uwzględnione obserwowane zmiany wartości badanych wskaźników w populacji i siedlisku oraz wszelkie działania i plany, których skutki mogą wpłynąć na stan populacji i siedliska na badanym stanowisku (np. planowana regulacja cieku). Ocenę FV nadaje się, gdy nie

obserwuje się negatywnych zmian w populacji i siedlisku i nie przewiduje oddziaływań lub planów mogących mieć negatywny wpływ na populację lub siedlisko. Ocena U1 jest przyznawana, gdy stwierdza się takie oddziaływania lub powstają plany przedsięwzięć, które mogą negatywnie oddziaływać na populację lub siedlisko, jednak ich skutki będą jeszcze odwracalne. Ocena U2 jest przyznawana wtedy, gdy w populacji lub siedlisku obserwuje się negatywne zmiany albo stwierdza się oddziaływania, mające charakter trudno odwracalnych, prowadzące do takich zmian w najbliższej przyszłości.

Ocena ogólna

O ocenie ogólnej stanu ochrony gatunku decyduje najniższa ocena któregośkolwiek parametru (populacja, siedlisko, perspektywy zachowania).

3. Opis badań monitoringowych

Wybór powierzchni monitoringowych i ich sugerowana wielkość

Obszar wytypowany do prowadzenia monitoringu skójką gruboskorupowej to rzeka zamieszkiwana przez ten gatunek. Informacja o zasiedleniu może pochodzić z danych publikowanych i niepublikowanych. W obszarze badań wyznacza się stanowiska monitoringowe (co najmniej 3), gdzie zostaną pobrane próby w celu określenia wartości badanych wskaźników. Stanowiskiem monitoringowym jest fragment rzeki o długości 1 km. Jako stanowiska wybiera się zasiedlone odcinki rzek. Skójką gruboskorupowa zazwyczaj nie występuje równomiernie na całej długości cieku. Aby stwierdzić występowanie skójkę, należy w arbitralnie wybranych miejscach na rzece przeszukać dno, posługując się metodą szukania małży „na upatrzonego” lub pobierając próby drapaczem. Pomocny w poszukiwaniu małży na dnie jest wziernik do oglądania dna (tzw. akwaskop, chociaż podobną rolę spełni wiaderko z przezroczystym dnem). Odbijająca światło powierzchnia wody utrudnia szukanie małży „na upatrzonego”, a użycie wziernika likwiduje problem odbłasków na powierzchni wody i pozwala oglądać dno (fot. 3 i 4).

Dla badanych stanowisk – odcinków rzeki o długości 1 km – należy określić współrzędne geograficzne (GPS) obu końców odcinka, aby w przyszłości możliwe było prowadzenie badań na tych samych stanowiskach. Należy również zaznaczyć badany odcinek rzeki na mapie. Odległość pomiędzy wybranymi stanowiskami powinna wynosić co najmniej 1 km.

Monitoring powinien obejmować co najmniej 30 rzek, czyli około 1/3 znanych w Polsce miejsc występowania skójkę gruboskorupowej. Ich wybór powinien odzwierciedlać rozmieszczenie gatunku w Polsce. Co najmniej 6 spośród tych 30 rzek powinno znajdować się w granicach tzw. regionu alpejskiego (Karpaty z częścią Przedgórze), gdzie proponuje się wyznaczenie stanowisk do monitoringu na Jeleśni, Piekielniku, Jasiołce, Ostawie, Wiarze, Solince i na górnym Sanie w Bieszczadach. Pozostałe 24 rzeki powinny reprezentować region kontynentalny (pozostała część terytorium lądowego Polski). Oprócz 9 rzek objętych monitoringiem w latach 2006–2008: części rzeki Jasiołki leżącej w regionie kontynentalnym, Cedronu, Warkocza, Czarnej Włoszczowskiej, Drawy, Zbrzycy, Pilicy, Liwca i Szeszupy, proponuje się do monitoringu 15 innych rzek (por. ryc. 2). Na każdej z nich należy wybrać co najmniej 3 stanowiska – odcinki rzeki o długości 1 km. Szacuje się, że w monitoringu będzie badanych 150–200 stanowisk.

Sposób wykonywania badań

Badanie wskaźników stanu populacji

Na wytypowanym stanowisku wyznacza się co najmniej trzy powierzchnie badawcze – transekty o szerokości 1 m w poprzek koryta rzeki (por. ryc. 3). Odległość między transektami nie powinna być mniejsza niż 100 m. Transekty powinny obejmować miejsca typowe dla występowania gatunku (patrz rozdział I.4. i fot. 6 i 7). Jeżeli na badanym odcinku znajduje się obiekt hydrotechniczny (np. jaz), to należy wyznaczyć transekt poza granicami tej budowli; jeżeli na rzece jest bród lub miejsce pojenia bydła, to również nie należy w takim miejscu wyznaczać transektu. Długość transektu zależy od szerokości rzeki. Tym samym wielkość powierzchni badawczej jest zmienna. Na wybranych powierzchniach pobiera się próby małży drapaczem dna (skrobakiem dna), wyposażonym w tępo zakończone zęby, podobne do zębów grabi ogrodowych, ułatwiające zruszanie osadów dennych i wydobywanie z nich małży. Pobierając próbę, drapacz przeciąga się przez osady dennie na odcinku 1 m (tj. na szerokość transektu) „pod prąd”. Próby należy pobierać jedna obok drugiej, wzdłuż całego transektu. Przy długości transektu 20 m i szerokości drapacza dna 50 cm oznacza to pobranie 40 prób. Każdą próbę należy przepłukać, np. przez siatkę drapacza lub na sicie posiadającym oczko siatki o przekątnej 5 mm, i wybrać małże.

Pobieranie prób drapaczem dna jest metodą prostą i tanią, ale nie daje bardzo precyzyjnych danych ilościowych. Jednak dane uzyskane w sposób przedstawiony powyżej mają dokładność wystarczającą dla potrzeb tego monitoringu.

Zebrane małże z rodziny Unionidae należy oznaczyć do gatunku. Przy oznaczaniu można skorzystać z klucza zamieszczonego w monografii małży napisanej przez Piechockiego i Dyduch-Falniowską (1993). Przy pomocy suwmiarki należy zmierzyć muszle osobników skójki gruboskorupowej, tak jak pokazano na ryc. 4, a następnie zakwalifikować osobniki do jednej z grup w zależności od długości muszli: (1) do 30 mm, (2) ponad 30 do 60 mm, (3) ponad 60 mm. W efekcie powstanie rozkład liczebności w klasach długości muszli. Należy również policzyć pierścienie przyrostu na muszli w celu oceny wieku osobników. Każdemu pierścieniowi odpowiada jeden rok. Policzyć, ile osobników osiągnęło dany wiek, i zakwalifikować je do jednej z wyróżnionych klas wieku: (1) osobniki do lat 3; (2) osobniki w wieku 3 do 6 lat; (3) osobniki starsze). Pozwoli to uzyskać strukturę wiekową skójki gruboskorupowej na stanowisku. W niektórych typach wód pierścienie są trudne do odczytania lub muszle ulegają z czasem zniszczeniu i odczytanie liczby pierścieni przyrostu na nich jest trudne i obarczone ryzykiem błędu albo wręcz niemożliwe. Wtedy rozkład długości muszli może posłużyć do wnioskowania o bardzo zgrubnym oszacowaniu struktury wiekowej. Obecność małych osobników może świadczyć o tym, że obecne są młode osobniki, a w populacji zachodzi rozród.

W celu oceny liczebności skójki gruboskorupowej należy zliczyć zebrane osobniki i podzielić przez liczbę zbadanych transektów na stanowisku (np. pobieramy próbę z transektu o długości 20 m (szerokość koryta rzeki) i szerokości 1 m wytyczonego w poprzek koryta rzeki, wyłowione zostało 10 osobników, liczebność wynosi zatem 10 osobników na metr biejący rzeki (metoda zastosowana przez Kobialka, Colling 2006, Zettler, Jueg 2007). Zbadana powierzchnia wynosi 20 m², więc zagęszczenie na transekcie to 0,5 os./m².



Ryc. 3. Pobieranie prób na transekcie w poprzek koryta rzeki; popielata płaszczyzna – powierzchnia transektu; biała strzałka wskazuje kierunek, w którym płynie woda; próby należy pobierać drapaczem pod prąd (rys. K. Zajac)

Badanie wskaźników stanu siedliska

W ramach badań stanu siedliska należy przede wszystkim określić bezpośrednio w terenie: długość zasiedlonego odcinka rzeki w obrębie stanowiska (1 km), obecność antropogenicznych zmian w budowie koryta oraz obecność punktowych źródeł zanieczyszczeń, a także uzyskać dane do określenia wartości wskaźników pomocniczych optymalnego siedliska.

Aby ocenić długość zasiedlonego odcinka rzeki o długości 1 km, pobiera się w obrębie tego odcinka próby jakościowe na całym badanym odcinku cieku (stanowisku), w ustalonych odstępach, których wielkość powinna być uzależniona od stopnia zróżnicowania siedliska. Najczęściej wystarczy pobierać je raz na 100 m. Jeżeli w obrębie stanowiska zmienia się charakter rzeki (np. znajduje się ujście dopływu), można zwiększyć liczbę prób w tym miejscu. Próby jakościowe pobiera się przeszukując dno i zbierając widoczne „gotym okiem” małże w określonym czasie lub przy użyciu drapacza dna (skrobaka). Następnie należy obliczyć, jaki udział w skontrolowanych miejscach na badanym odcinku rzeki (tj. stanowisku monitoringowym) miały te, na których obecna była skójka gruboskorupowa. Wyniki podaje się w procentach.

Równocześnie należy notować obecność antropogenicznych zmian w korcie rzeki oraz obecność punktowych źródeł zanieczyszczeń. W trakcie kontroli stanowiska nanosi się na mapę wszelkie zaobserwowane zmiany w korycie rzeki powstałe w wyniku prac regulacyjnych i hydrotechnicznych. Następnie odczytuje się z mapy, jaki jest procentowy udział w długości badanego odcinka fragmentów zmienionych przez człowieka. Wyniki podaje się w procentach.

Również na mapie powinno się zaznaczać punktowe źródła zanieczyszczeń stwierdzone na badanym odcinku rzeki.



Ryc. 4. Sposób liczenia pierścieni przyrostu (X1, X2, X3, X4) na muszli oraz pomiar długości muszli skójki gruboskopowej.

Klasa czystości wody jest oznaczana przez Wojewódzkie Inspektoraty Ochrony Środowiska w ramach Państwowego Monitoringu Środowiska. W związku z tym informację o klasie czystości wody w rzece na badanym stanowisku należy uzyskać w odpowiedniej placówce WIOŚ. Wskaźnik ten przyjmuje się dla całego stanowiska, nie dla poszczególnych transektów. Należy przyjąć klasę czystości wody określoną dla najbliższego stanowisku punktu pomiarowego, gdzie badania wody wykonuje WIOŚ.

Aby uzyskać dane do określenia wartości wskaźników pomocniczych optymalnego siedliska, należy:

- zmierzyć szerokość koryta rzeki, która odpowiada średniej długości badanych transektów prowadzonych w poprzek koryta rzeki,
- ocenić zacienienie stanowiska, zaznaczając na mapie zarośnięte brzegi rzeki, powodujące ocienienie koryta z lustrem wody, a następnie wyliczyć procentowy udział takich brzegów na badanym stanowisku,
- opisać rodzaj podłoża dominujący w miejscach, gdzie występuje *U. crassus* (klasyfikacja wg normy PN-B/02480),
- zmierzyć sztywną miarką maksymalną głębokość wody, na której stwierdzono *U. crassus* na stanowisku (w razie konieczności zmierzyć głębokości w każdym miejscu, gdzie znaleziono skójkę i na tej podstawie określić maksymalną głębokość),
- na badanych transektach opisać profil koryta rzeki. Profil koryta rzeki można wyrysować mierząc głębokości na badanym transekcie, co najmniej w trzech miejscach,
- zmierzyć prędkość przepływu wody w miejscu występowania *U. crassus* przy pomocy odpowiedniego urządzenia do pomiaru prędkości przepływu wody (np. cyfrowym miernikiem prędkości przepływu wody FP111 GLOBAL WATER FLOW PROBE,

- określić udział skójką gruboskorupowej w strukturze gatunkowej zgrupowań Unionidae (wyliczyć procentowy udział osobników *U. crassus* w ogólnej liczbie złowionych małży dla danego transektu, po czym określić średnią wartość ze wszystkich transektów),
- ustalić listę gatunków ryb dla stanowiska (w oparciu o dostępne dane publikowane i niepublikowane, np. dane PZW, dane własne, ankiety, wywiady),
- zmierzyć stężenie azotanów, raz na każdym transekcie przy pomocy jonometru z odpowiednią elektrodą jonoselektywną i dla stanowiska podać średnią z tych pomiarów. Wskaźnik optymalnego siedliska ocenia się w następujący sposób:
- jeżeli ponad 50% wskaźników pomocniczych oceniono na A i żaden wskaźnik nie został oceniony na C, to wskaźnik optymalnego siedliska uzyskuje ocenę FV;
- jeżeli ponad 50% wskaźników pomocniczych oceniono na C i żaden wskaźnik nie został oceniony na A, to wskaźnik optymalnego siedliska uzyskuje ocenę U2;
- jeżeli ponad 50% wskaźników pomocniczych nie może zostać ocenionych np. z powodu braku danych, wtedy wskaźnik optymalnego siedliska uzyskuje ocenę XX;
- w pozostałych przypadkach wskaźnik optymalnego siedliska uzyskuje ocenę U1.

Termin i częstotliwość badań

Badania powinny być wykonywane latem lub wczesną jesienią w następujących warunkach: niski stan wody, woda stosunkowo przejrzysta, pogoda słoneczna, najlepiej między godz. 10.00 a 16.00. Zaleca się prowadzenie badań monitoringowych raz na 2 lata

Monitoring powinien wykonywać zespół co najmniej 2 osób po odpowiednim przeszkoleniu, które posiadały również znajomość przepisów BHP.

Sprzęt i materiały do badań

- dostosowany do warunków strój do pracy w wodzie, np. wodery (zwane inaczej spodnio-butami lub butami biodrowymi) lub pianka do nurkowania,
- wziernik do oglądania dna (tzw. akwaskop) i/albo sprzęt do nurkowania,
- taśma miernicza, np. o dł. 50 m, i drążki do jej mocowania (wyznaczanie transektu, pomiar szerokości koryta),
- miarka sztywna do pomiaru głębokości wody,
- przybory do pisania i formularze do notowania danych,
- drapacz dna z zębami (mussel rake; Strayer, Smith 2003),
- sito do płukania prób (siatka najlepiej 5 mm),
- suwmiarka do pomiarów muszli,
- mierniki do pomiaru wybranych cech fizyczno-chemicznych wody: jonometr z elektrodami jonoselektywnymi (możliwe jest wykorzystanie elektronicznych wielofunkcyjnych aparatów pomiarowych),
- miernik prędkości przepływu – młynek hydrometryczny (albo pływak i stoper w przypadku zbyt płytkiej wody),
- aparat fotograficzny,
- GPS do zmierzenia współrzędnych geograficznych stanowiska,
- dokładna mapa topograficzna (np. 1:10 000; mapy w skali 1:10 000 są dostępne w Wojewódzkich Ośrodkach Dokumentacji Geodezyjnej i Kartograficznej).

4. Przykład wypełnionej karty obserwacji gatunku dla stanowiska

Poniżej zamieszczono przykładową wypełnioną kartę dla stanowiska *Unio crassus*.

Karta obserwacji gatunku dla stanowiska	
Kod gatunku	Kod gatunku wg Dyrektywy Siedliskowej 1032
Nazwa gatunku	Nazwa polska, łacińska, autor wg aktualnie obowiązującej nomenklatury Skójką gruboskorupowa <i>Unio crassus</i> Philipsson, 1788
Kod obszaru	Wypełnia instytucja koordynująca
Nazwa obszaru	Nazwa obszaru monitorowanego Biała
Kod stanowiska	Wypełnia instytucja koordynująca
Nazwa stanowiska	Nazwa stanowiska monitorowanego Stanowisko 4
Obszary chronione, na których znajduje się stanowisko	Natura 2000, rezerваты przyrody, parki narodowe i krajobrazowe, użytki ekologiczne, stanowiska dokumentacyjne itd. Stanowisko nie znajduje się na żadnym z terenów objętych prawną ochroną.
Współrzędne geograficzne	Podać współrzędne geograficzne (GPS) stanowiska 49°53'..." N, 21°03'..." E
Wysokość n.p.m.	Podać wysokość n.p.m. stanowiska lub zakres – od... do... 221 m n.p.m.
Charakterystyka siedliska gatunku na stanowisku	Opisać siedlisko na stanowisku: • ogólny charakter: rzeka/kanal, opisać koryto • typ siedliska przyrodniczego • typ morfologiczny rzeki i stopień przekształcenia • otoczenie koryta • roślinność w korycie • rodzaj podłoża (dno) • rzeka mała, szerokość około 7 metrów • 3260 nizinne i podgórskie rzeki ze zbiorowiskami włosieniczników • rzeka podgórska, koryto naturalne, stosunkowo proste • rzeka graniczy z wypasanymi łąkami, wzdłuż brzegów pojedyncze wierzby • dość duża ilość roślin zanurzonych w korycie, część brzegu porośnięta roślinami wynurzonymi • dno piaszczyste-żwirowe
Informacje o gatunku na stanowisku	Syntetyczne informacje o występowaniu gatunku na stanowisku, dotychczasowe badania i inne istotne fakty Stanowisko badane po raz pierwszy. Gatunek występuje w zgrupowaniach; razem znaleziono 28 osobników przy prawym brzegu pod korzeniami drzew na podłożu piaszczystym.
Ostatnia weryfikacja w terenie	Data ostatniej potwierdzonej obserwacji gatunku na stanowisku 26.08.2009
Obserwator	Imię i nazwisko eksperta lokalnego odpowiedzialnego za to stanowisko Jan Kowalski
Daty obserwacji	Daty wszystkich obserwacji 26.08.2009

Data wypełnienia	Data wypełnienia formularza przez eksperta 10.09.2009
Data wpisania	Data wpisania do bazy danych – wypełnia instytucja koordynująca
Data zatwierdzenia	Data zatwierdzenia przez osobę upoważnioną – wypełnia instytucja koordynująca

Stan ochrony gatunku na stanowisku			
Parametr/Wskaźniki	Wartość wskaźnika i komentarz	Ocena	
Populacja			
Liczebność	<i>Podać zagęszczenie osobników</i> 28 osobników/transekt	FV	U1
Struktura wiekowa	<i>Udział klas wiekowych:</i> 3 lata – 14,3% 4 lata – 35,7% 5 lat – 35,7% 6 lat – 14,3% Nie stwierdzono najmłodszych klas wiekowych Wszystkie osobniki zakwalifikowano do klasy wiekowej „3–6 lat”	U1	U1
Struktura wielkości ciała	<i>Długość muszli osobników na stanowisku (mm):</i> 35; 36; 37; 40; 43; 44; 44; 46; 46; 48; 48; 49; 50; 52; Nie stwierdzono osobników o długości muszli poniżej 30 mm	U1	
Siedlisko			
Zasiedlenie odcinka rzeki	<i>Udział (%) miejsc zasiedlonych przez skójkę w stosunku do wszystkich skontrolowanych na badanym odcinku</i> 80%	FV	FV
Obecność punktowych źródeł zanieczyszczeń	<i>Liczba punktowych zanieczyszczeń</i> brak	FV	
Obecność antropogenicznych zmian w budowie koryta	<i>Udział (%) w długości badanego odcinka fragmentów zmienionych w wyniku prac hydrotechnicznych</i> 0% brak regulacji itp. na stanowisku – koryto naturalne	FV	
Klasa czystości wody	<i>Podać klasę czystości wody</i> III	FV	
Wskaźnik optymalnego siedliska	<i>Oceny wskaźników pomocniczych:</i> 3 oceny A, 3 oceny B i 3 oceny C	U1	
Perspektywy zachowania	<i>Opisać perspektywy zachowania gatunku na stanowisku oraz utrzymania się właściwego dla niego siedliska, z uwzględnieniem istniejących oddziaływań i przewidywanych zagrożeń</i> Dobre perspektywy zachowania gatunku i jego siedliska – wdrażane są plany poprawy jakości wody, a równocześnie brak projektów regulacji koryta rzeki	FV	
Ocena ogólna			U1

Lista najważniejszych aktualnych i przewidywanych oddziaływań (zagrożeń) na gatunek i jego siedlisko na badanym stanowisku (w tym aktualny sposób użytkowania, planowane inwestycje, planowane zmiany w zarządzaniu i użytkowaniu); kodowanie oddziaływań/zagrożeń zgodne z Załącznikiem E do Standardowego Formularza Danych dla obszarów Natura 2000; wpływ oddziaływania: „+” – pozytywny, „-” – negatywny, „0” – neutralny; intensywność oddziaływania: A – silna, B – umiarkowana, C – słaba

Aktualne oddziaływania				
Kod	Nazwa działalności	Intensywność	Wpływ	Syntetyczny opis
120	Nawożenie	B	0	Zmiana składu chemicznego wody
420	Odpady, ścieki	A	0	Zanieczyszczenie wody, zniknięcie ryb przenoszących glochidia.
830	Regulowanie koryt rzecznych	A	–	Likwidacja odsypisk i łąch żwirowych, przyspieszenie przepływu wody.
952	Eutrofizacja	B	–	Zmiana w składzie gatunkowym ryb, brak jednego z ogniw cyklu rozmnażania

Zagrożenia (przyszłe, przewidywane oddziaływania)				
Kod	Nazwa	Intensywność	Wpływ	Syntetyczny opis
420	Odpady, ścieki	A	0	Zanieczyszczenie wody, zniknięcie ryb przenoszących glochidia.
502	Drogi, szosy	B	–	W przypadku remontu możliwość zniszczenia stanowiska, oraz przedostawanie się zanieczyszczeń do wody
830	Regulowanie koryt rzecznych	A	–	Likwidacja odsypisk i łąch żwirowych, przyspieszenie przepływu wody.
952	Eutrofizacja	B	–	Zmiana w składzie gatunkowym ryb, brak jednego z ogniw cyklu rozmnażania

Inne informacje	
Inne wartości przyrodnicze	<i>Inne obserwowane gatunki zwierząt i roślin z załączników Dyrektyw Siedliskowej i Ptasiej: gatunki zagrożone (Czerwona księga) i inne rzadkie/ gatunki chronione (podać liczebność w skali: liczny, średnio liczny, rzadki)</i> Nie zaobserwowano
Gatunki obce i inwazyjne	<i>Obserwowane gatunki obce i inwazyjne</i> Nie obserwowano
Inne uwagi	<i>Wszelkie informacje pomocne przy interpretacji wyników</i> Brak
Dokumentacja fotograficzna	mn000045_unio crassus_stanowisko 4_foto 1 mn000045_unio crassus_stanowisko 4_foto 2 mn000045_unio crassus_stanowisko 4_foto 3 mn000045_unio crassus_stanowisko 4_foto 4 mn000045_unio crassus_stanowisko 4_foto 5

5. Gatunki o podobnych wymaganiach ekologicznych, dla których można zaadaptować opracowaną metodykę

Opracowana metodyka może zostać zaadaptowana do monitorowania zwierząt o podobnej biologii i wymaganiach ekologicznych. Należą do nich inne duże małże słodkowodne (Unionoidea) zamieszkujące wody płynące, wśród których w naszym kraju są gatunki zagrożone i chronione, wymagające monitoringu: np. szczeżuja splaszczona *Pseudanodonta complanata*.

6. Ochrona gatunku

Skójka gruboskorupowa jest objęta ochroną prawną w Polsce. Sposób sprawowania tej ochrony ograniczał się do ochrony biernej. Stanowiska skójki gruboskorupowej znajdują się na terenach objętych różnymi formami ochrony. Prawie połowa (48%) parków narodowych ma w swoich granicach stanowiska skójki gruboskorupowej, np. Wigierski i Drawieński. Stwierdzono ją w ponad 30% parków krajobrazowych, np. Barlinecko-Gorzowskim, Suwalskim i Ińskim. Występuje też w kilku rezerwach przyrody, np. Jar Rzeki Raduni, oraz w granicach innych obszarów chronionych, o mniejszym reżimie ochronnym np. na obszarach chronionego krajobrazu, co nie ma większego znaczenia dla zachowania tego gatunku. Ponadto występuje on w granicach Rezerwatów Biosfery „Białowieskim” i „Karpaty Wschodnie”. Jednak dotychczas nie powołano żadnego obszaru specjalnie dla ochrony tego małża. Stanowiska do monitoringu wyznaczono zarówno na obszarach chronionych, jak i nieobjętych ochroną.

Występowanie stanowisk skójki gruboskorupowej w granicach obszarów chronionych nie spowodowało zmiany niekorzystnych trendów w populacji tego gatunku na terenie Polski. Przykładem może być zanikanie stanowisk w dorzeczu Nidy chronionych w granicach parków krajobrazowych.

Część stanowisk tego mięczaka zaproponowano do włączenia do ekologicznej sieci obszarów chronionych o randze europejskiej „Natura 2000”. Jeżeli w wyniku prac nad tą siecią znajdzie się w niej reprezentatywna część polskich stanowisk, istnieje szansa na bardziej skuteczną ochronę tego gatunku.

Ponadto skójka gruboskorupowa wymaga aktywnych działań ochronnych. Przede wszystkim konieczne jest przyjęcie rozwiązań prowadzących do poprawy jakości wody. Istnieją szanse na osiągnięcie poprawy ich stanu głównie w związku z realizacją zapisów Dyrektywy Wodnej. Innym ważnym polem działań jest przywracanie naturalnych procesów hydrologicznych w rzekach zmienionych działalnością człowieka. Dzięki występowaniu naturalnych procesów hydrologicznych istnieją mikrosiedliska odpowiednie dla tego gatunku małża. Równocześnie w rzekach o stosunkowo naturalnym reżymie hydrologicznym powinny być odtwarzane populacje skójki na drodze reintrodukcji. Dlatego potrzebne jest opracowanie metod i stworzenie stacji hodowli małży. W związku z tym, że w cyklu życiowym tego małża pojawia się larwa zwana *glochidium*, która do przeobrażenia wymaga pasożytowania przez kilka tygodni na rybie odpowiedniego gatunku, należy prowadzić w miejscach występowania skójki monitoring ryb i uzgadnianie zarybień.

7. Literatura

- Abenius J., Aronsson M., Haglund A., Lindahl H., Vik P., 2004. Natura 2000 Monitoring in Sweden. Monitoring of habitats and species listed in the habitats and Birds Directives. Swedish Environmental Protection Agency, Stockholm, Sweden. Web site: www.naturvardsverket.se.
- Engel H., Wächtler K. 1989. Some peculiarities in developmental biology of two forms of the freshwater bivalve *Unio crassus* in Northern Germany. Archiv für Hydrobiologie 115: 441–450.
- Głowaciński Z. (red.) 2002. Czerwona lista zwierząt ginących i zagrożonych w Polsce. Instytut Ochrony Przyrody PAN, Kraków.
- Hartenauer K. 2006. Zum Vorkommen der Bachmuschel in der nordwestlichen Altmark und Hinweise zur Bewertung des Erhaltungszustandes. Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt 43 (1): 11–20.
- Hochwald S. 1988. Untersuchungen zur Populationsökologie und Fortpflanzungsbiologie der Bachmuschel *Unio crassus* Phil. 1788. Ms Thesis, University of Bayreuth.
- Hochwald S. 1997. Das Beziehungsgefüge innerhalb der Größenwachstums- und Fortpflanzungsparameter bayerischer Bachmuschelpopulationen (*Unio crassus* Phil. 1788) und dessen Abhängigkeit von Umweltparametern. Bayreuther Forum Ökologie (Universität Bayreuth / Institut für Terrestrische Ökosystemforschung) 50 (9): 1–166.
- Hochwald, S. 2001. Plasticity of Life-History Traits in *Unio crassus* [w:] Bauer G., Wächtler K. (eds.). Ecology and Evolution of the Freshwater Mussel Unionoida. Ecological Studies 45: 127–141.
- Kobialka H., Colling M. 2006. Weichtiere (Mollusca) [w:] Empfehlungen für die Erfassung und Bewertung von Arten als Basis für das Monitoring nach Artikel 11 und 17 der FFH-Richtlinie in Deutschland. Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt Halle, Sonderheft 2: 100–111.
- Kobialka H., Glöer P. 2006. Bestimmungsschlüssel der in Nordrhein-Westfalen vorkommenden Großmuscheln. www.edelkrebsprojekt.nrw.de (opracowano: 30.09.2006), Bad Münstereifel, Höxter i Hetlingen.
- Lewandowski K. 2001a. Badania monitoringowe mięczaków (Mollusca) w rzece Odrze i w przyujściowych odcinkach jej wybranych dopływów. Ekspertyza dla potrzeb „Monitoringu Przyrody” (msc.).
- Lewandowski K. 2001b. Badania monitoringowe mięczaków (Mollusca) w wybranych jeziorach Pojezierza Pomorskiego. Ekspertyza dla potrzeb „Monitoringu Przyrody” (msc.).
- Lewandowski K. 2002a. Badania monitoringowe mięczaków (Mollusca) w wybranych jeziorach Pojezierza Mazurskiego. Ekspertyza dla potrzeb „Monitoringu Przyrody” (msc.).
- Lewandowski K. 2002b. Badania monitoringowe mięczaków (Mollusca) w rzece Wiśle i w przyujściowych odcinkach jej wybranych dopływów. Ekspertyza dla potrzeb „Monitoringu Przyrody” (msc.).
- Lewandowski K. 2004. Mięczaki (Mollusca) w dorzeczu Wisły i Odry. Biuletyn Monitoringu Przyrody 1 (5): 5–9.
- Mollusc Specialist Group 1996. *Unio crassus* [w:] IUCN 2010. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2010.1. <www.iucnredlist.org>. Pobrano 8 IV 2010 r.
- Pfeiffer M., Nagel K.-O. (w druku) Schauen, tasten, graben – Strategien und Methoden für die Erfassung von Bachmuscheln (*Unio crassus*). Naturschutz und Landschaftsplanung.
- Piechocki A., Dyduch-Falniowska A. 1993. Mięczaki (Mollusca). Małże (Bivalvia). Fauna słodkowodna Polski 7A, PTH, PWN, Warszawa: 200 ss.
- Proschwitz, von T. 2009, The Large Freshwater Mussels (Margaritiferidae, *Unionidae* and *Dreissenidae*) of Sweden. Naturhistoriska riksmuseet. <<http://www.nrm.se/en/menu/researchandcollections/departments/invertebratezoology/>> Pobrano 15 II 2010 r.

- Strayer D.L., Smith D.R. 2003. A Guide to Sampling Freshwater Mussel Populations. American Fisheries Society Mongraph 8. AFS, Bethesda, Maryland, USA.
- Timm H. 1994. Big calms of the Estonian freshwaters comparison of the age, shell lenght, and shell weight in different species and populations. Proc. Estonian Acad. Sci. Biol. 43 (3): 149–159.
- Timm H., Mutwei H. 1993. Shell growth of the freshwater Unionid *Unio crassus* from Estonian rivers. Proc. Estonian Acad. Sci. Biol. 42 (1): 55–67.
- Young M.R., Hastie L.C., Cooksley S.L. 2003. Monitoring the Freshwater Pearl Mussel, *Margaritifera margaritifera*. Conserving Natura 2000 Rivers Monitoring Series No. 2, English Nature, Peterborough.
- Young M.R., Cosgrove P.J., Hastie L.C., Henninger B. 2001. A standardised method for assessing the status of freshwater mussels in clear, shallow rivers. Journal of Molluscan Studies 67: 395–396.
- Zajac K. 2004a. *Unio crassus* Philipsson, 1788 – skójka gruboskorupowa [w:] Adamski P., Bartel R., Bereszyński A., Kepel A., Witkowski Z. (red.). Gatunki zwierząt (z wyjątkiem ptaków). Poradniki ochrony siedlisk i gatunków Natura 2000 – podręcznik metodyczny. Ministerstwo Środowiska, Warszawa. T. 6: 148–151.
- Zajac K. 2004b. *Unio crassus* Philipsson, 1788 – skójka gruboskorupowa [w:] Głowaciński Z., Nowacki J. (red.) 2004. Polska czerwona księga zwierząt. Bezkręgowce. Akademia Rolnicza im. Augusta Cieszkowskiego w Poznaniu i Instytut Ochrony Przyrody PAN, Kraków: 353–355.
- Zettler M.L., Jueg U. 2007. The situation of the freshwater mussel *Unio crassus* (Philipsson, 1788) in north-east Germany and its monitoring in terms of the EC Habitats Directive. Mollusca 25 (2): 165–174.

Opracowała: **Katarzyna Zajac**

4009 *Strzebla błotna

Eupallasella percunurus (Pallas, 1814)



Fot. 1. Stado dorosłych strzebli błotnych *Eupallasella percunurus* (© J. Wolnicki)

I. INFORMACJA O GATUNKU

1. Przynależność systematyczna

Rząd: karpiokształtne CYPRINIFORMES

Rodzina: karpioowate CYPRINIDAE

2. Status prawny i zagrożenie gatunku

Prawo międzynarodowe

Dyrektywa Siedliskowa – Załączniki II (gatunek priorytetowy) i IV

Prawo krajowe

Ochrona gatunkowa – ochrona ścisła

Kategoria zagrożenia IUCN

Czerwona lista IUCN – DD

Czerwona lista zwierząt zagrożonych w Polsce (2002) – CR

Polska czerwona księga (2001) – EN

3. Opis gatunku

Strzebla błotna *Eupallasella percunurus* jest eurazjatyckim przedstawicielem karpioowatych (Cyprinidae) o rozległym rozsiedleniu geograficznym sięgającym od dorzecza Odry na za-

chodzie po Półwysep Czukocki, Sachalin, Hokkaido, Koreę, północne Chiny, Mongolię i Kazachstan. Na całym tym obszarze zamieszkuje prawie wyłącznie niewielkie, zazwyczaj izolowane od siebie, dystroficzne zbiorniki. W rzekach spotykana bywa rzadko.

Niezmierne rozległe rozsiedlenie oraz fakt zamieszkiwania małych, najczęściej izolowanych zbiorników wodnych, sprzyja wielkiej zmienności morfologicznej. Zmienność ta zaowocowała wyróżnieniem szeregu podgatunków, jednak ich wzajemne relacje pozostają wątpliwe. Fakt zamieszkiwania rozległego obszaru oraz prawdopodobnie niewielkie zdolności migracyjne, które sugeruje podkreślany przez wielu autorów brak strzebli błotnej w wodach płynących wskazują na możliwość występowania znacznej liczby odrębnych genetycznie form.

Strzebla błotna (fot. 1) należy do najmniejszych krajowych przedstawicieli rodziny karpiowatych. Całkowita długość większości dorosłych osobników z nie przekracza najczęściej 90 mm. Największe okazy z polskich populacji osiągają około 130 mm długości całkowitej, jednak spotykane są bardzo rzadko. Strzeble błotne z populacji syberyjskich i dalekowschodnich dorastają nawet do 180 mm długości całkowitej, jednak i tam zdecydowana większość osobników nie przekracza 90 mm TL.

Ciało dojrzałych strzebli błotnych jest wrzecionowate, lekko bocznie spłaszczone i dość korpulentne. Pokrycie ciała stanowią drobne łuski cykloidalne o obrysie zbliżonym do okręgu. Linia naboczna jest z reguły kompletna (czasem z przerwą w okolicy płetwy odbytowej), łukowato wygięta w dół biegnie od głowy do nasady płetwy ogonowej. Ubarwienie ciała jest bardzo zmienne. Nawet u osobników pochodzących z jednej populacji obserwuje się bardzo duże zróżnicowanie. Grzbiet jest czarny, czarnobrunatny, zielonobrunatny lub żółtawobrunatny, boki złocistobrunatne, często z wyraźnym zielonkawym odcieniem. Grzbiet i boki ciała pokryte są licznymi drobnymi czarnymi plamkami, mniejszymi niż łuski. Wzdłuż boku biegnie szarofioletowa smuga, która często jednak jest słabo widoczna. Płetwy są krótkie i zaokrąglone. Płetwa ogonowa słabo wcięta. Ubarwienie płetw jest z reguły cieliste, czasem jednak bywają one intensywnie pomarańczowe lub ceglastopomarańczowe. Dymorfizm płciowy jest słabo wyrażony i dlatego identyfikacja płci poza okresem tarła jest bardzo trudna. Płetwy parzyste samców są proporcjonalnie dłuższe niż u samic. Płetwy brzuszne samców sięgają do brodawki analnej, natomiast u samic są nieco krótsze.

4. Biologia gatunku

Strzebla błotna jest gatunkiem krótkowiecznym. Najstarsze okazy z polskich populacji dożywają maksymalnie do szóstego roku życia (5+), przy czym wiek taki osiągają tylko ryby z największych zbiorników wodnych zamieszkiwanych przez ten gatunek.

Dojrzałość płciową większość strzebli błotnych osiąga w trzecim roku życia (2+), choć niektóre samce dojrzewają już w drugim (1+) roku. Płodność absolutna waha się zazwyczaj w granicach od 400 do 1200 jaj i rzadko tylko przekracza 1500 jaj.

Tarło strzebli błotnych odbywa się w maju i czerwcu, gdy temperatura wody przekroczy 15 °C. Ma ono charakter porcyjny, a ikra składana jest zazwyczaj w trzech porcjach w około dziesięciodniowych odstępach. Substrat tarłowy stanowi gęsta roślinność wodna.

Podczas tarła strzeble błotne grupują się w przybrzeżnej strefie zasiedlanego zbiornika i tworzą stadka liczące po kilka lub kilkanaście osobników. Stadko składa się zwykle z kilku samic i towarzyszącej im dwu-, trzykrotnie większej liczby samców. Stada tarłowe wyka-



Fot. 2. Rozległy dystroficzny zbiornik wodny nad Kotymą; akweny tego typu są zamieszkiwane tylko przez strzeblę błotną (© J. Kuszniierz)



Fot. 3. Specjalny Obszar Ochrony Przywidy (PLH220025); ze względu na szybko postępującą ewolucję biocenotyczną niewielkie naturalne zbiorniki torfowiskowe stanowiące siedliska strzebli błotnej wymagają corocznego monitoringu, a w razie konieczności także aktywnych działań ochronnych (© J. Wolnicki)



Fot. 4. Stare wyrobiska potorfowe, takie jak to położone koło Dobromyśli, stanowią doskonałe siedliska strzebli błotnej (© J. Wolnicki)

zują aktywność przez cały dzień, a zwłaszcza w godzinach porannych i wieczornych. W tym czasie ryby intensywnie przemieszczają się wzdłuż pasa przybrzeżnych roślin.

Ikra jest bardzo kleista, barwy żółtawej lub brązowawej. Bezpośrednio po złożeniu jajo ma średnicę około 1,0 mm, a po napęcznieniu osiąga około 1,5 mm.

Rozwój zarodkowy jest uzależniony od temperatury, w jakiej następuje. Optymalna temperatura dla rozwoju embrionalnego wynosi 22 °C. W tej temperaturze larwy wykluwają się po 3,5 dnia embriogenezy. Rozwój zarodkowy w temperaturze 16 °C trwa około 6,5 dnia, a w temperaturze 19 °C – 4,5 dnia.

Świeżo wykłute larwy mają około 4 mm długości i są wyraźnie pigmentowane. Zakończenie larwalnego okresu życia następuje po osiągnięciu długości całkowitej około 20 mm.

Strzebla błotna jest pokarmowym oportunistą, w plastyczny sposób dostosowującym swoje spektrum pokarmowe do warunków pokarmowych panujących w danym momencie. Zdolność do wykorzystywania możliwości szerokiego spektrum pokarmowego jest niewątpliwie korzystną cechą ułatwiającą zasiedlanie różnych typów siedlisk i utrzymywanie rozległego arealu. Ryby przystosowane do pobierania różnego rodzaju pokarmu mogą łatwiej egzystować w zbiornikach ubogich w pokarm, a do takich właśnie należy wiele akwenów zasiedlanych przez strzeble błotne. Najliczniejszymi składnikami pokarmu strzebli błotnych są Copepoda, Chironomidae, Ephemeroptera i Trichoptera. Jesienią i wczesną wiosną duże znaczenie w pokarmie strzebli błotnych ma detrytus oraz glony nitkowate.

Najintensywniejsze żerowanie strzebli błotnej następuje w okresie od czerwca do sierpnia. W tym czasie w pokarmie strzebli błotnej spotyka się ikrę ryb, w tym własnego gatunku, a nawet świeżo przeobrażone małe żaby (Kuszniierz 1998).

5. Wymagania siedliskowe

Siedliska strzebli błotnej stanowią prawie wyłącznie płytkie zbiorniki wodne o głębokości wynoszącej zazwyczaj kilkadziesiąt centymetrów i rzadko przekraczające 1,5 m. Są to najczęściej dystroficzne, naturalne akweny o charakterze torfowiskowym. Na Syberii, stanowiącej centrum rozsiedlenia gatunku, są to często rozległe zbiorniki (fot. 2), a znacznie rzadziej starorzecza. Na terenie Polski zbiorniki te są z reguły niewielkie (fot. 3), a ich powierzchnia bardzo rzadko przekracza 1 ha. W europejskiej części zasięgu siedliska strzebli błotnej bardzo często stanowią też wyrobiska potorfowe (fot. 4), a nieco rzadziej także płytkie glinianki. Bywa też ona spotykana w małych śródlęśnych jeziorach i śródpolnych oczkach wodnych, wyjątkowo spotykana jest też w rzekach.

Woda zbiorników zasiedlanych przez strzeblę błotną jest bardzo miękka, ma brunatne zabarwienie i kwaśny odczyn (pH 5,5–7,0). Ze względu na niewielką zawartość substancji rozpuszczonych wody zamieszkiwane przez strzeblę błotną są ubogie i odznaczają się niskim przewodnictwem elektrycznym wynoszącym najczęściej poniżej $100 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Są to z reguły wody dobrze natlenione, choć w okresie zimowym mogą w nich następować silne deficyty tlenowe.

Zbiorniki zamieszkiwane przez strzeblę błotną są zwykle silnie zarośnięte przez roślinność zanurzoną i pływającą. Najczęściej jest to moczarka kanadyjska i rdestnica pływająca. Strefę przybrzeżną tych zbiorników porastają makrofity wynurzone, wśród których dominuje pałka szerokolistna i trzcina pospolita.

W wieku zbiornikach strzebla błotna jest jedynym przedstawicielem ichtiofauny, najczęściej jednak towarzyszą jej karasie *Carassius carassius*, *C. gibelio* i *C. auratus*, a nieco rzadziej także słonecznica *Leucaspis delineatus* i lin *Tinca tinca* (Kusznierz 1998).

6. Rozmieszczenie gatunku w Polsce

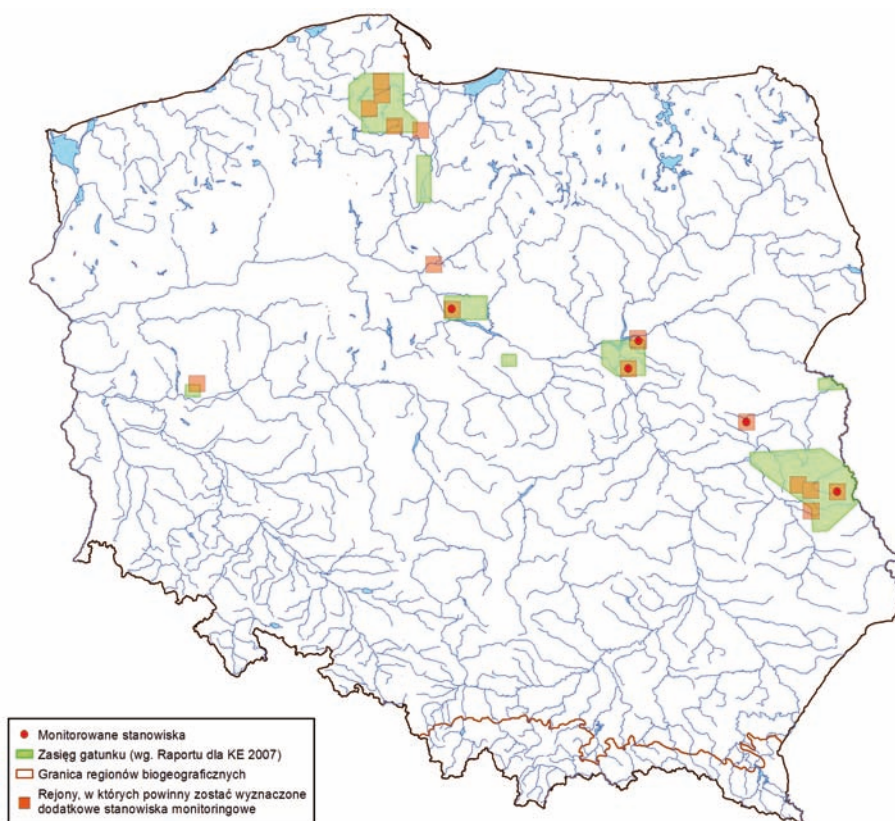
Strzebla błotna z terenu Polski uważana jest za postglacjalnego przybysza ze wschodu lub relikty glacialny środkowoeuropejskiej fauny mieszanej. Polskie stanowiska wyznaczają zachodnią granicę zasięgu jej występowania.

Występowanie strzebli błotnej w Polsce (jak i w obrębie całego zasięgu) ma charakter wyspy (ryc. 1). Oznacza to, że tworzy ona niewielkie pod względem liczebności, mniej lub bardziej izolowane od innych populacje. W Polsce stanowiska strzebli błotnej znajdują się obecnie na Nizinie Mazowieckiej, Nizinie Wielkopolsko-Kujawskiej, Pojezierzu Kaszubskim oraz na Polesiu Lubelskim (Kusznierz 1995, 1996, 1998, 2001, Kusznierz i in. 2002, Radtke i in. 2004, 2006, Wolnicki i in. 2006, 2007, 2007a, Kolejko i in. 2007, Sikorska i in. 2007).

II. METODYKA

1. Koncepcja monitoringu gatunku

Dotychczasowe działania służące określeniu stanu zachowania strzebli błotnej w Polsce polegają głównie na katalogowaniu miejsc występowania tego gatunku. Od kilku lat szeroko zakrojone prace tego typu prowadzi przede wszystkim Instytut Rybactwa Śródlądowego.



Ryc. 1. Zasięg występowania strzebli błotnej *Eupallasea percnurus* w Polsce (wg raportu do Komisji Europejskiej z 2007 r.), stanowiska monitorowane w latach 2006–2008 w ramach zadania: *Monitoring gatunków i siedlisk przyrodniczych ze szczególnym uwzględnieniem specjalnych obszarów ochrony siedlisk Natura 2000 – faza pierwsza i faza druga* oraz inne stanowiska proponowane do monitoringu.

Metodyka zaproponowana poniżej polega głównie na rejestracji stanu siedliska i populacji w sposób możliwie mało inwazyjny, umożliwiający uniknięcie narażenia ryb na podwyższoną śmiertelność związaną z badaniami. Skutkiem takiej metodyki jest obniżenie dokładności danych na temat wielkości badanych populacji, jednak koszt uzyskania bardziej precyzyjnych danych, np. przy zastosowaniu metody znakowania i wielokrotnego odłowu byłby zbyt wysoki w odniesieniu do celów, jakim badania monitoringowe mają służyć.

Wieloletnie obserwacje dotyczące populacji i stanowisk strzebli błotnej wskazują, że gatunek ten jest w stanie przetrwać bardzo duże fluktuacje liczebności populacji oraz skrajnie trudne warunki środowiskowe wywołane bardzo dużymi wahaniami poziomu wody w zbiornikach, jakie zamieszkuje. Dlatego wydaje się, że precyzyjne monitorowanie liczebności populacji, wymagające wielokrotnego odławiania i znakowania ryb, nie jest celowe. W odniesieniu do tego najważniejszego wskaźnika populacyjnego zupełną będzie zgrubne szacowanie liczebności.

Zasadniczym czynnikiem warunkującym przetrwanie populacji strzebli błotnej jest zachowanie zamieszkiwanych przez nią zbiorników wodnych wraz z najbliższym ich

otoczeniem. Z tego powodu głównymi wskaźnikami siedliskowymi, które powinny być monitorowane, są powierzchnia i głębokość zbiornika oraz stopień jego zarośnięcia przez roślinność wodną.

W odniesieniu do warunków siedliskowych należy prowadzić pomiary wybranych parametrów fizykochemicznych wody. Ze względu na brak danych pomiary te mają znaczenie wyłącznie pomocnicze i mają służyć wskazywaniu występowania niekorzystnych oddziaływań środowiskowych, np. zanieczyszczeń.

2. Wskaźniki i ocena stanu ochrony gatunku

Wskaźniki stanu populacji

Najważniejszym wskaźnikiem stanu populacji jest jej liczebność. Dla uniknięcia metod nadmiernie inwazyjnych, zwiększających śmiertelność ryb oraz naruszających ich środowisko, a w szczególności roślinność wodną w okresie tarła, kiedy obserwacje populacyjne należy prowadzić, zdecydowano się na stosowanie szacunkowej oceny liczebności na podstawie liczby ryb odławianych w pułapki siatkowe w jednostce czasu. Jako dodatkowe, uzupełniające wskaźniki należy wykorzystać strukturę wielkości (wieku) osobników oraz procentowy udział samic w populacji. Oba te wskaźniki świadczą o prawidłowości struktury populacji, a ich zaburzenie wskazuje na niedawne załamanie liczebności populacji.

Wskaźniki stanu siedliska

Głównymi wskaźnikami siedliskowymi są powierzchnia i głębokość zbiornika oraz stopień jego zarośnięcia przez roślinność wodną. Dodatkowymi wskaźnikami są wybrane parametry fizykochemiczne wody, które mają jednak wyłącznie znaczenie pomocnicze i powinny służyć wskazywaniu wystąpienia niekorzystnych zmian środowiskowych w postaci zanieczyszczeń. Ponieważ wyskalowanie tych czynników wymaga wieloletnich badań, to z wyjątkiem pH i przewodnictwa elektrycznego wody nie powinny być one poddawane ocenie.

Tab. 1. Wskaźniki stanu populacji i stanu siedliska strzebli błotnej

Wskaźnik	Miara	Sposób pomiaru/określenia
Populacja		
Liczebność	Liczba ryb odławianych w ciągu 1 godziny przez pojedynczą pułapkę siatkową w okresie wysokiej aktywności ryb (czerwiec)	Odłowy przeprowadzane przez eksperta z wykorzystaniem 10–20 pułapek
Struktura wielkości (wieku) osobników	Procentowy udział w populacji osobników młodych o długości całkowitej poniżej 60 mm	Bezpośrednie pomiary długości całkowitej ryb odłowionych za pomocą pułapek w okresie ich wysokiej aktywności na potrzeby oceny liczebności
Procentowy udział samic w populacji	Wyrażony w procentach udział samic w populacji	Bezpośrednia identyfikacja płci ryb odłowionych za pomocą pułapek siatkowych w okresie ich wysokiej aktywności na potrzeby oceny liczebności

Siedlisko		
Powierzchnia lustra wody w sierpniu	m ²	Bezpośrednie pomiary zbiornika z wykorzystaniem dalmierza laserowego
Głębokość wody w sierpniu	m	Bezpośrednie pomiary za pomocą łąty pomiarowej przeprowadzane w co najmniej kilku punktach zbiornika
Stopień zarośnięcia wody przez roślinność	Wyrażona w procentach proporcja powierzchni zarośniętej części zbiornika do jego powierzchni całkowitej	Bezpośrednie pomiary zbiornika z wykorzystaniem dalmierza laserowego
Przewodnictwo elektryczne wody	(μS cm ⁻¹)	Bezpośrednie pomiary z wykorzystaniem standardowych urządzeń i zestawów pomiarowych
pH		
NH ₃ /NH ₄ ⁺	mg dm ⁻¹	
NO ₂ ⁻		
NO ₃ ⁻		
PO ₄ ⁻³		

Tab. 2. Waloryzacja wskaźników stanu siedliska i stanu populacji strzebli błotnej

Wskaźnik/Ocena*	FV	U1	U2
Populacja			
Liczebność (wyrażona jako liczba ryb odławianych w czerwcu 1 pułapkę siatkową eksponowaną przez 1 godz.)	>15	5–15	<5
Struktura wielkości osobników (wyrażona jako procentowy udział w populacji osobników o długości całkowitej poniżej 60 mm)	>25%	5–25%	<5%
Procentowy udział samic w populacji	>50%	20–49%	<20%
Siedlisko			
Powierzchnia lustra wody w sierpniu	>0,3 ha	0,10–0,30 ha	<0,10 ha
Głębokość wody w sierpniu	>0,8 m	0,4–0,8 m	<0,4 m
Stopień zarośnięcia wody przez roślinność	<30%	30–70%	>70%
Przewodnictwo elektryczne wody (μS cm ⁻¹)	<100	100–500	>500
pH	5,5–7,0	5,0–5,5 i 7,0–7,5	<5,0 i >7,5

*FV – stan właściwy, U1 – stan niezadowalający, U2 – stan zły

Wskaźniki kardynalne

- liczebność
- powierzchnia lustra wody
- głębokość wody

Ocena stanu populacji

Najważniejszym wskaźnikiem stanu populacji jest jej liczebność. Struktura wielkości (wieku) osobników oraz procentowy udział samic w populacji traktowane są jako wskaźniki dodatkowe. W praktyce oznacza to, że ocena wskaźnika liczebności populacji decyduje o ocenie stanu populacji. Przykładem może być populacja z obszaru Podpakule, której stan ogólny w roku 2008 oceniono jako właściwy (FV), mimo iż aktualna struktura wielkości osobników (struktura wiekowa) była zła (U2). Podejście takie uzasadnione jest dużą odpornością populacji strzebli błotnej, które w krótkim czasie są w stanie odtworzyć właściwą liczebność i strukturę nawet po bardzo silnym załamaniu liczebności populacji.

Ocena stanu siedliska

Najważniejszymi wskaźnikami stanu siedliska są powierzchnia lustra wody i głębokość wody i one decydują o ocenie stanu siedliska. W praktyce oznacza to, że jeśli oceny powierzchni i głębokości są właściwe (FV), to stan siedliska jest również właściwy. Jeśli stan któregośkolwiek z tych wskaźników zostanie oceniony jako niezadowolający (U1) lub zły (U2), to ocena stanu siedliska również powinna być oceniona jako U1 lub U2.

Perspektywy zachowania

Należy ocenić, czy liczebność populacji jest na tyle duża, że gwarantuje jej stabilność i przetrwanie w perspektywie co najmniej dziesięciu lat. Należy przyjąć, że przetrwanie i stabilność populacji w takim okresie nie są zagrożone, jeśli liczebność populacji zostanie w trzech kolejnych latach badań oceniona jako właściwa (FV). Jednak ze względu na wspomnianą wyżej dużą odporność populacji strzebli błotnej, dla oceny perspektyw zachowania gatunku na stanowisku decydujące znaczenie ma wielkość siedliska (powierzchnia i głębokość). Ponieważ akweny zasiedlane przez strzeblę błotną są bardzo często małe i płytkie, co wiąże się z dużym narażeniem na szybkie wysychanie np. na skutek długotrwałej letniej suszy, to właściwa ocena perspektyw zachowania siedliska na podstawie obserwacji z jednego sezonu może być utrudniona i wówczas należy ocenić je jako nieznanne. Nieco łatwiej jest ocenić perspektywy zachowania siedlisk obserwowanych od kilku lat, ponieważ wiadomo wówczas jak duże wahania powierzchni i głębokości wody na danym siedlisku zachodzą. W przypadku wątpliwości dotyczących oceny siedliska należy raczej skłaniać się ku ocenom mniej korzystnym (np. U1), wskazującym na potrzebę podjęcia aktywnych działań.

Ocena ogólna

Ocena ogólna odpowiada w praktyce ocenie perspektyw zachowania siedliska. Nieliczna populacja o strukturze zaburzonej np. śmiertelnością spowodowaną głębokim zimowym deficytem tlenowym, żyjąca w zbiorniku, którego wielkość wynikająca z powierzchni i odpowiedniej głębokości powoduje, że nie jest on narażony na wysychanie ani na szybkie wypływanie w rezultacie zarastania i sukcesji, ma lepsze perspektywy przetrwania niż liczna populacja o znakomitej strukturze żyjąca w zbiorniku, który właśnie zanika. Strzebla jest gatunkiem bardzo odpornym i zdolnym do szybkiego odbudowania populacji nawet po bardzo silnym załamaniu liczebności.

3. Opis badań monitoringowych

Wybór powierzchni monitoringowych i ich sugerowana wielkość

Stanowiska do monitoringu powinny być reprezentatywne pod względem liczebności populacji i charakteru siedliska dla każdego regionu, dla którego zostaną wyznaczone. Jako stanowisko należy rozumieć każdy zbiornik wodny zasiedlony przez strzelbę błotną, izolowany od innych zbiorników. Do monitoringu proponuje się wyznaczyć łącznie około 16–20 stanowisk, przynajmniej w województwie pomorskim (min. 5), lubelskim (min. 5), mazowieckim (3), kujawsko-pomorskim (2), wielkopolskim (1) (por. ryc. 1).

Podczas wyboru tych stanowisk kierowano się przede wszystkim ich rozmieszczeniem, starając się, aby reprezentowały one wszystkie regiony geograficzne Polski, w których stwierdzono występowanie strzelbi błotnej, dobrymi perspektywami przetrwania lub znaczeniem dla przypuszczalnego zróżnicowania genetycznego (np. znacznie oddalone od pozostałych, skrajne i zagrożone stanowiska).

Sposób wykonywania badań

Badanie wskaźników stanu populacji

Badania populacji powinny być przeprowadzane w czerwcu. Należy dokonać przede wszystkim oceny liczebności populacji oraz ustalenia struktury wielkości (wieku) osobników oraz proporcji płci. Ze względu na wysoką aktywność strzelbi błotnych oraz trwające tarło w okresie tym możliwe jest odłowienie dużej liczby ryb i łatwe określenie ich płci, którą można rozpoznać na podstawie łatwo wydzielanych przez nie produktów płciowych w postaci białej spermy u samców i żółtawej ikry u samic.

Dla oceny liczebności należy zastosować pułapki wykonane z miękkiej siatki bezwęzełkowej (fot. 5). Absolutnie niewskazane jest stosowanie innych narzędzi sieciowych, ponieważ ich użycie wiąże się zawsze ze znaczną ingerencją w silnie zarośnięte środowisko wodne oraz stanowi zagrożenie dla przeżywalności odłowionych ryb. W badanym zbiorniku należy umieścić co najmniej pięć pułapek rozmieszczonych w różnych punktach strefy przybrzeżnej (około 3–4 m od brzegu) w odległości co najmniej 10 m od siebie. Pułapki powinny być umieszczone w pobliżu roślinności zanurzonej i eksponowane przez 1 godzinę. Po wyjęciu siatek z wody znajdujące się w nich strzelbe błotne należy przenieść do dużego pojemnika zawierającego co najmniej 30 l wody pobranej z badanego zbiornika bezpośrednio przed umieszczeniem w nim ryb.

Przed dokonaniem pomiarów wyrażonej w milimetrach długości całkowitej, mierzonej od krawędzi pyska do końca najdłuższego promienia płetwy ogonowej oraz identyfikacji płci, ryby powinny zostać poddane anestezji z wykorzystaniem środków stosowanych do tego celu w gospodarce rybackiej. Do przeprowadzenia pomiarów długości należy w miarę możliwości wykorzystać plastikowe korytka pomiarowe stosowane powszechnie w rybactwie. Zapobiegają one uszkodzeniom powłoki śluzowej ryb.

Badanie wskaźników stanu siedlisk

W sierpniu należy przeprowadzić badania głównych wskaźników siedliskowych, tj. powierzchni i głębokości zbiornika wodnego oraz stopnia jego zarośnięcia przez roślinność

wodną. W zależności od powierzchni zbiornika pomiarów głębokości należy dokonać w kilku-kilkunastu miejscach, tak aby na podstawie pomiarów można było uzyskać choćby przybliżoną informację o profilu dna. Dla określenia powierzchni zaleca się stosować dalmierz laserowy, dla określenia głębokości – łatę pomiarową.

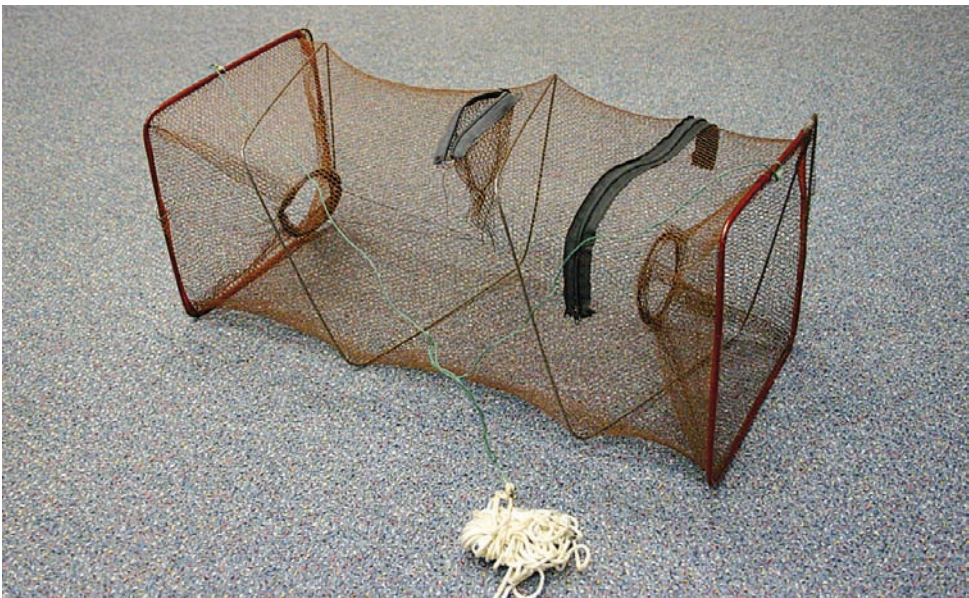
Pomiarów podstawowych parametrów fizykochemicznych należy dokonać dwukrotnie – w czerwcu i w sierpniu z wykorzystaniem powszechnie stosowanych urządzeń lub chemicznych zestawów pomiarowych (np. standardowy terenowy zestaw pomiarowy firmy Merck).

Spośród czynników fizykochemicznych należy monitorować pH, przewodnictwo elektryczne oraz zawartość azotu i fosforu. Wysoki poziom przewodnictwa elektrycznego oraz fosforu i azotu może wskazywać na wpływ zanieczyszczeń związanych np. z działalnością rolniczą lub oddziaływaniem dróg. Wyskalowanie wskaźników związanych z tymi czynnikami wymaga jednak dalszych badań.

Termin i częstotliwość badań

W związku z niewielkimi często rozmiarami akwenów zasiedlanych przez strzeblę błotną niekorzystne zmiany wspomnianych wskaźników siedliskowych mogą następować bardzo szybko. Powoduje to konieczność corocznego monitorowania stanowisk. Prace monitoringowe powinny być prowadzone w okresie największej aktywności ryb, bowiem tylko wtedy można w miarę wiarygodnie zweryfikować ich obecność i oszacować liczebność.

W przypadku parametrów populacyjnych najwłaściwszym okresem badań jest czerwiec, kiedy strzeble błotne są najbardziej aktywne i najłatwiejsze do odłowienia. Ustalanie wartości wskaźników siedliskowych należy prowadzić późnym latem, najlepiej w sierpniu, kiedy powierzchnia i głębokość zbiorników osiągają najniższy poziom, zaś stopień zarosnięcia zbiornika przez roślinność wodną – stopień najwyższy.



Fot. 5. Pułapka siatkowa stanowi bardzo skuteczne i bezpieczne dla ryb narzędzie połowu strzebli błotnej (© J. Kuszniarz)

Sprzęt i materiały do badań

- odbiornik GPS,
- dalmierz laserowy,
- łata pomiarowa,
- dokładna mapa topograficzna (1:5000),
- wodery lub spodnio-buty gumowe,
- ponton,
- pułapki siatkowe,
- przyrządy do pomiaru, długości i masy ryb,
- środek do anestezji ryb.

4. Przykład wypełnionej karty obserwacji gatunku dla stanowiska

Karta obserwacji gatunku dla stanowiska	
Kod gatunku	Kod gatunku wg Dyrektywy Siedliskowej 4009
Nazwa gatunku	Nazwa polska, łacińska, autor wg aktualnie obowiązującej nomenklatury Strzebla błotna <i>Eupallasella</i> (=Phoxinus) <i>percnurus</i> (Pallas, 1814)
Kod obszaru	Wypełnia instytucja koordynująca
Nazwa obszaru	Nazwa obszaru monitorowanego Podpakule
Kod stanowiska	Wypełnia instytucja koordynująca
Nazwa stanowiska	Nazwa stanowiska monitorowanego Podpakule
Obszary chronione, na których znajduje się stanowisko	Natura 2000, rezerваты przyrody, parki narodowe i krajobrazowe, użytki ekologiczne, stanowiska dokumentacyjne, itd. obszar Natura 2000 PLH060048 Podpakule
Współrzędne geograficzne	Podać współrzędne geograficzne stanowiska 23°28'...'' E, 51°21'...'' N
Wysokość n.p.m.	Podać wysokość n.p.m. stanowiska 180 m n.p.m.
Charakterystyka siedliska gatunku na stanowisku	Lokalizacja zbiornika/zbiorników wodnych stanowiących siedlisko w odniesieniu do najbliższej większej drogi i miejscowości; wyrażone w metrach wymiary zbiorników oraz ich głębokość; dominujące zespoły roślinności wodnej, a w odniesieniu do brzegów zbiornika – także lądowej. Lista współwystępujących gatunków ryb, z przybliżoną oceną ich liczebności (nieliczne, liczne, bardzo liczne); ewentualne źródła zagrożeń (presja wędkarska, źródła zanieczyszczeń, działania melioracyjne, itp.) Stanowisko obejmuje zespół połączonych dołów potorfowych położonych około 400 m na zachód od drogi Chełm – Włodawa. Wymiary kompleksu wynoszą około 60 na 100 m, a maksymalna głębokość sięga 1,5 m. Dominujące zespoły roślinności wodnej stanowią <i>Elodeetum canadensis</i> oraz <i>Potamogetoneteum natantis</i>, w których oprócz gatunków charakterystycznych występują grązele żółte <i>N. luteum</i>, a w płytszych partiach osoka aloesowata <i>S. aloides</i>,

	skrzyp błotny <i>E. limosum</i> , pływacz zwyczajny <i>Utricularia vulgaris</i> , żabiściek pływający <i>Hydrocharis morsus-ranae</i> oraz tworząca wchodzące na lustro wody płyty pła czermień błotna <i>C. pallustris</i> . Wzdłuż progów oddzielających sąsiadujące zbiorniki rozwijają się darnie mszyste zbudowane z torfowców <i>Sphagnum</i> sp. porośnięte turzycami <i>Carex</i> sp., siedmiopalecznikiem błotnym <i>Comarum palustre</i> , żurawiną błotną <i>O. quadripetalus</i> i welnianką wąskolistną <i>E. angustifolium</i> . Niektóre odcinki przybrzeżnej partii zbiornika porasta wąski pas szuwaru pałkowego <i>Thyphetum latifaoliae</i> . Bezpośrednie otoczenie zbiorników wodnych tworzą płyty zarośli brzoźowych <i>Betuletum pubescentis</i> i łozowisk <i>Salicetum pentandro-cinereae</i> . Żyjące tutaj licznej populacji strzebli błotnej towarzyszy równie bogata populacja karasia <i>C. carassius</i> m. <i>humilis</i> . Żyjące tutaj ryby poddane są dość intensywnej presji wędkarskiej, co jednak nie wpływa w widoczny sposób na ich stan liczebny.
Informacja o gatunku na stanowisku	<i>Syntetyczne informacje o występowaniu gatunku na stanowisku, dotychczasowe badania i inne istotne fakty. Wyniki monitoringu z lat poprzednich</i> Obszar Podpakule jest obiektem badań od 18 lat i dlatego poczynione na nim obserwacje dotyczące zarówno populacji strzebli błotnej, jak i stanu siedliska są szczególnie cenne i obrazowe. Bytuje tu bardzo liczna i stabilna populacja. Struktura wiekowa populacji w trakcie odtwarzania. W latach 2006 i 2007 obserwowano tu gwałtowne załamanie liczebności populacji.
Ostatnia weryfikacja w terenie	<i>Data ostatniej potwierdzonej obserwacji gatunku na stanowisku</i> 7.06.2008
Obserwator	<i>Imię i nazwisko eksperta lokalnego odpowiedzialnego za to stanowisko</i> Jan Kuszniarz
Daty obserwacji	<i>Daty wszystkich obserwacji</i> 10.07.2006, 13.08.2007
Data wypełnienia	<i>Data wypełnienia formularza przez eksperta</i> 10.11.2008
Data wpisania	<i>Data wpisania do bazy danych – wypełnia instytucja koordynująca</i>
Data zatwierdzenia	<i>Data zatwierdzenia przez osobę upoważnioną – wypełnia instytucja koordynująca</i>

Stan ochrony gatunku na stanowisku			
Wskaźniki	Wartość wskaźnika i komentarz		Ocena
Populacja			
Liczebność	Liczba ryb odławianych w ciągu 1 godziny przez pojedynczą pułapkę siatkową w okresie wysokiej aktywności ryb (czerwiec) 43 os.	FV	FV
Struktura wielkości osobników	Procentowy udział w populacji osobników młodych o długości całkowitej poniżej 60 mm 0,95%	U2	
Procentowy udział samic w populacji	88%	FV	
Siedlisko			
Powierzchnia lustra wody w sierpniu	0,35 ha	FV	FV

Głębokość wody w sierpniu	1,6 m	U1	FV
Stopień zarośnięcia wody przez roślinność	Wyrażona w procentach proporcja powierzchni zarośniętej części zbiornika do jego powierzchni całkowitej 10%	FV	
Przewodnictwo elektryczne wody (µS cm ⁻¹)	81 µS cm ⁻¹	FV	
pH	6,7	FV	
NH ₃ /NH ₄ ⁺ (mg dm ⁻¹)	nie badano	bez oceny	
NO ₂ ⁻ (mg dm ⁻¹)	nie badano		
NO ₃ ⁻ (mg dm ⁻¹)	nie badano		
PO ₄ ⁻³ (mg dm ⁻¹)	nie badano		
Perspektywy zachowania	Ocena eksperta z uwzględnieniem aktualnego stanu populacji i stanu siedliska (powierzchnia, głębokość siedliska), obserwowanych negatywnych oddziaływań i zagrożeń Dalsza egzystencja populacji strzebli błotnej wydaje się niezagrożona.	FV	
Ocena ogólna		FV	

Lista najważniejszych aktualnych i przewidywanych oddziaływań (zagrożeń) na gatunek i jego siedlisko na badanym stanowisku (w tym aktualny sposób użytkowania, planowane inwestycje, planowane zmiany w zarządzaniu i użytkowaniu); kodowanie oddziaływań/zagrożeń zgodne z Załącznikiem E do Standardowego Formularza Danych dla obszarów Natura 2000; wpływ oddziaływania: „+” – pozytywny, „-” – negatywny, „0” – neutralny; intensywność oddziaływania: A – silna, B – umiarkowana, C – słaba

Aktualne oddziaływania				
Kod	Nazwa działalności	Intensywność	Wpływ	Syntetyczny opis
				Nie stwierdzono

Zagrożenia (przyszłe, przewidywane oddziaływania)				
Kod	Nazwa	Intensywność	Wpływ	Syntetyczny opis
				Nie przewiduje się

Inne informacje	
Inne wartości przyrodnicze	Inne obserwowane gatunki zwierząt i roślin z załączników Dyrektyw Siedliskowej i Ptasiej: gatunki zagrożone (Czerwona księga) i inne rzadkie/gatunki chronione nie obserwowano
Gatunki obce i inwazyjne	Obserwowane gatunki obce i inwazyjne i ewentualnie ich liczba nie obserwowano
Inne uwagi	Wszelki informacje pomocne przy interpretacji wyników, np. anomalie pogodowe
Dokumentacja fotograficzna	PLH060048_StanGłównegoZbiornika07.06.2008_Foto1.jpg/J. Kuszniarz PLH060048_Eupallasella Percnurus_Foto2.jpg/J. Kuszniarz

5. Gatunki o podobnych wymaganiach ekologicznych, dla których można zaadaptować opracowaną metodykę

Brak takich gatunków.

6. Ochrona gatunku

Strzebla błotna objęta jest ochroną gatunkową, większość jej stanowisk jest niechronionych. Większość polskich stanowisk strzebli błotnej położona jest na terenach użytkowanych rolniczo i dlatego są one szczególnie narażone na zniszczenie w wyniku prac melioracyjnych. Na podstawie dostępnych danych można przypuszczać, że polskim populacjom strzebli błotnej grozi całkowite wyginięcie. Nie ulega wątpliwości, że w ciągu ostatnich trzydziestu lat zaniknęła większość jej stanowisk. Spośród około 80 stanowisk opisanych w drugiej połowie ubiegłego wieku obecnie istnieje tylko kilkanaście. Świadczy to o tempie niekorzystnych zmian. Zanikanie stanowisk strzebli błotnej następuje przede wszystkim na skutek przyspieszonego zarastania i wypływania, którego przyczyną w wielu przypadkach są biogeny spływające z pól. Z drugiej jednak strony intensywne prace o charakterze inwentaryzacyjnym i poszukiwawczym prowadzone głównie przez pracowników Instytutu Rybactwa Śródlądowego doprowadziły do odkrycia wielu nowych stanowisk, dzięki czemu aktualna liczba znanych miejsc występowania tego gatunku wynosi około 160.

Stopień zagrożenia dalszej egzystencji stanowisk strzebli błotnej jest bardzo zróżnicowany. W najkorzystniejszej sytuacji znajdują się populacje występujące na Pojezierzu Kaszubskim, które ze względu na pofałdowany teren i oddalenie od dróg są stosunkowo bezpieczne. W dobrej sytuacji znajdują się także stanowiska usytuowane na chronionym terenie Poleskiego Parku Narodowego. W znacznie trudniejszej sytuacji są obecnie stanowiska z pozostałych terenów intensywnie użytkowanych rolniczo, takich jak Nizina Mazowiecka i Nizina Wielkopolsko-Kujawska.

Zasadniczym czynnikiem nasilającym zanik polskich stanowisk strzebli błotnej jest przede wszystkim obserwowane od ponad dwóch stuleci obniżanie się poziomu wód gruntowych na większości terenu Europy Środkowej. Dodatkowym, poważnym czynnikiem negatywnym są nieracjonalne zabiegi melioracyjne.

Ochrona strzebli błotnej musi polegać przede wszystkim na zapewnieniu egzystencji zamieszkujących przez nią zbiorników wodnych. Na niektórych z nich niekorzystne zmiany prowadzące do zaniku, jakie następują na skutek ewolucji biocenotycznej są bardzo powolne i dlatego w ich przypadku ochrona powinna polegać na monitorowaniu i zabezpieczaniu przed zanieczyszczeniami i bezmyślnym osuszaniem. Na wielu, zwłaszcza małych stanowiskach, obserwuje się jednak bardzo szybkie postępowanie niekorzystnych zmian. W tym przypadku konieczne wydaje się podejmowanie aktywnych działań ochronnych polegających na pogłębianiu tamtejszych zbiorników wodnych.

W przypadku najbardziej zagrożonych populacji oprócz odtworzenia zbiornika wodnego wskazane wydaje się rozmnożenie ryb z lokalnych populacji w sztucznych, kontrolowanych warunkach i ponowne wsiedlenie ich do odtworzonego zbiornika.

Sporą szansą na zachowanie siedlisk i populacji strzebli błotnej jest połączenie ich ochrony z tworzeniem i utrzymaniem na zanikających stanowiskach zbiorników o charakterze przeciwożarowym wykorzystywanych przez Lasy Państwowe. Warunkiem powodzenia takich działań oraz ich pozytywnego wpływu na egzystencję polskich populacji strzebli błotnych jest jednak uniknięcie tendencji do tworzenia nowych stanowisk i niekontrolowanych przesiedleń, które mogłyby bezpowrotnie zniszczyć naturalne między populacyjne zróżnicowanie genetyczne, które strzebla błotna zdołała zachować jako jeden z bardzo nielicznych gatunków ryb.

Działania ochronne podjęte dla zachowania siedlisk strzebli błotnej będą miały bardzo korzystny wpływ na populacje wielu współwystępujących z nią gatunków fauny i flory.

7. Literatura

- Kolejko M., Wolnicki J., Sikorska J., Różycki A. 2007. Disappearance of *Eupallasella percunurus* (Pallas, 1814) sites in the Poleski National Park. Teka. Kom. Kszt. Środ. Przyr. 4: 87–92.
- Kusznierz J. 1995. Wstępna ocena aktualnego stanu polskich populacji strzebli błotnej *Moroco* (= *Phoxinus*) *percunurus* (Pallas, 1811). Acta. Universitatis Wratislaviensis. 1744. Prace Zool. 29: 59–69.
- Kusznierz J. 1996. Aktualny stan polskich populacji strzebli błotnej *Moroco* (= *Phoxinus*) *percunurus* (Pallas, 1811) i perspektywy ich aktywnej ochrony. Zoologica Poloniae 41/Suppl.: 143–146.
- Kusznierz J. 1998. Biologia strzebli błotnej *Moroco* (= *Phoxinus*) *percunurus* (Pallas, 1811) (Pisces, Cyprinidae). Praca doktorska. Uniwersytet Wrocławski: 92 ss.
- Kusznierz J. 2001. *Eupallasella percunurus* (Pallas, 1811) Strzebla błotna (s. przekopowa) [w:] Głowaciński Z. (red.). Polska czerwona księga zwierząt. PWRiL, Warszawa: 301–303.
- Kusznierz J., Wolnicki J., Kamiński R., Myszkowski L. 2002. Strzebla błotna *Eupallasella perenurus* (Pallas, 1814) w Polsce – historia, zagrożenia i perspektywy ochrony. Komunikaty Rybackie 2: 11–13.
- Radtke G., Wolnicki J., Kamiński R. 2004. Aktualny stan pomorskich populacji strzebli błotnej *Eupallasella perenurus* (Pallas). Komunikaty Rybackie 6: 20–23.
- Radtke G., Wolnicki J., Kamiński R. 2006. Obecny stan występowania i główne zagrożenia siedlisk strzebli błotnej *Eupallasella perenurus* (Pallas) na Pomorzu. Komunikaty Rybackie 6: 31–33.
- Sikorska J., Wolnicki J., Kamiński R., Kolejko M. 2007. Występowanie strzebli błotnej *Eupallasella perenurus* w ekosystemach wodnych województwa lubelskiego. Komunikaty Rybackie 1, 30–33.
- Wolnicki J., Kamiński R., Kusznierz J. 2007a. Występowanie strzebli błotnej *Eupallasella percunurus* (Pallas) w województwach wielkopolskim i kujawsko-pomorskim. Komunikaty Rybackie 6, 24–26.
- Wolnicki J., Kamiński R., Sikorska J. 2006. Współczesny stan występowania strzebli błotnej w województwie mazowieckim. Komunikaty Rybackie 4, 25–28.
- Wolnicki J., Sikorska J., Kolejko M., Kamiński R., Radtke G. 2007a. Newest discoveries of lake minnow *Eupallasella percunurus* (Pallas, 1814) sites in Poland. Teka. Kom. Kszt. Środ. Przyr. 4: 314–321.

Opracował: **Jan Kusznierz**

1166 **Traszka grzebieniasta**

Triturus cristatus (Laurenti, 1768)



Fot. 1. Samiec traszki grzebieniastej z rozwiniętą szatą godową (© G. Okołów)



Fot. 2. Samica traszki grzebieniastej (© G. Okołów)

I. INFORMACJA O GATUNKU

1. Przynależność systematyczna

Rząd: płazy ogoniaste CAUDATA

Rodzina: salamandrowate SALAMANDRIDAE

2. Status prawny i zagrożenie gatunku

Prawo międzynarodowe

Dyrektywa Siedliskowa – Załączniki II i IV

Konwencja Berneńska – Załącznik II

Prawo krajowe

ochrona gatunkowa – ochrona ścisła (gatunek wymagający ochrony czynnej)

Kategoria zagrożenia IUCN

Czerwona lista IUCN (2004) – LC

Czerwona lista zwierząt zagrożonych w Polsce (2002) – NT

Polska czerwona księga (2001) – NT

Czerwona lista dla Karpat (2003) – EN (w Polsce – niezagrożony)

3. Opis gatunku

Największa krajowa traszka o wysmukłej, lecz silnej budowie ciała, z przewężeniem szyjnym wyraźnie oddzielającym głowę od tułowia (fot. 1 i 2). Głowa zaokrąglona, tułów lekko grzbieto-brzusznie spłaszczony, ogon spłaszczony bocznie, z reguły krótszy od tułowia



Fot. 3. Młoda larwa traszki grzebieniastej (© M. Pabijan)

i zakończony ostro. Dorosłe traszki grzebieniaste są dwukrotnie dłuższe od pozostałych krajowych traszek. Przeciętna długość samca mieści się w 11–12 cm od końca pyska do końca ogona. Najdłuższe samce złowione w Polsce mierzyły 15,5 cm. Samice są przeciętnie większe od samców o 1 cm, najczęściej spotyka się samice o długości w 13–14 cm, niekiedy dorastają one do 16,5 cm. Grzbietowa oraz boczna powierzchnia ciała traszki grzebieniastej pokryta jest licznymi brodawkami, które są widoczne gołym okiem jako ziarnistości. Skóra brzusznej powierzchni ciała jest gładka. Brodawki znajdujące się na grzbiecie i po bokach ciała traszek grzebieniastych sprawiają, że skóra w dotyku jest chropowata, a nie gładka jak u innych gatunków rodzimych traszek. Na szczytach brodawek występują białe kropki, szczególnie wyraźne na bokach ciała oraz na podgardlu. Białe kropki kontrastują z barwą grzbietu i boków ciała, która u okazów wyjątkowo jasnych jest ciemnopopielata, oliwkowa lub brązowa, ale nieraz bywa zupełnie czarna. Na tym tle występują niewielkie, czarne plamy, które u okazów o czarnobrązowym ubarwieniu są słabo widoczne. Brzuszna powierzchnia tułowia jest jaskrawo żółta lub pomarańczowa, pokryta czarnymi plamami o rozmaitej wielkości i nieregularnym kształcie. Charakter plamistości brzusznej powierzchni ciała zmienia się z wiekiem osobnika.

U okazów młodocianych występuje podłużna, jasnożółta wstęga przebiegająca od podgardla do kloaki, z odnogami wcinającymi się w ciemne tło boków ciała. U starszych osobników odnogi łączą się, tworząc sieć na brzusznej powierzchni tułowia, jednocześnie przybierają bardziej pomarańczową barwę. W oczkach tej sieci występuje zmienna liczba ciemnych plam o nieregularnym kształcie. U samic na brzusznej stronie ogona biegnie żółta lub pomarańczowa linia, dość szeroka i o nieregularnym kształcie. Palce wszystkich kończyn są czarno-żółto prążkowane.

U dorosłych traszek grzebieniastych podczas rozrodu występuje wyraźny dymorfizm płciowy. Szata godowa występuje okresowo wyłącznie u samców, i objawia się przede wszystkim wykształceniem grzebienia godowego, fałdu skórniego biegnącego wzdłuż grzbietu od głowy do końca ogona, z wyraźną przerwą u nasady ogona. Grzebień godowy, nieregularnie powcinany, jest wiotki i opada na grzbiet samca po wyciągnięciu go z wody. W pełni wykształcony grzebień godowy jest wysoki na kilkanaście milimetrów.



Fot. 4. Starsza larwa traszki grzebieniastej (© M. Pabijan)

U samców przystępujących po raz pierwszy do rozrodu grzebień posiada liczne regularne ząbki, natomiast u starszych osobników ząbków jest mniej, za to są one wyższe i mają bardziej nieregularny kształt. Przez środek bocznej powierzchni ogona godujących samców przebiega srebrnobiała smuga, silnie kontrastująca z ciemnym ubarwieniem ciała. Wydaje się, że smuga ta pełni rolę widocznego z odległości odbłasku, pozwalającego traszkom rozpoznać się w wodzie przy znikomej ilości światła. Grzebień godowy i ubarwienie ogona rozwijają się w ciągu kilku dni po wejściu samców do zbiorników rozrodczych wczesną wiosną. Po okresie rozrodczym szata godowa zanika, co może przysporzyć obserwatorom trudności w odróżnianiu płci. Jednak po bliższych oględzinach grzbietu samców widoczny jest niewysoki fałd skórny biegnący wzdłuż ciała, co jest pozostałością po grzebieniu godowym.

U samic natomiast występuje pomarańczowy pasek biegnący wzdłuż brzusznej strony ogona (fot. 2). Wyraźne różnice pomiędzy płciami dostrzec można w wykształceniu wzgórka kloaki u obu płci: u samców jest silnie nabrzmiąły na skutek obecności dużych gruczołów związanych z rozrodem, u samic natomiast wzgórek jest znacznie mniejszy i bardziej pomarszczony. Ponadto w okresie rozrodczym wypełnione jajami samice odznaczają się bardziej pękatym tułowiem. Przeobrażone młode traszki grzebieniaste, które jeszcze nie osiągnęły dojrzałości płciowej, przypominają wyglądem samice.

Wyrośnięte larwy są znacznie większe od larw innych gatunków traszek (fot. 3 i 4). Długość larwy przed przeobrażeniem wynosi przeciętnie 50–70 mm, charakteryzuje je ponadto masywniejsze ciało, większa, spłaszczona grzbieto-brzusznie głowa, oraz długa płetwa ogonowa zaopatrzona w nitkowaty wyrostek. Ubarwienie grzbietowej powierzchni ciała jest oliwkowozielone, na tym tle występują duże czarne plamy na płetwie ogonowej, otoczone białawą obwódką. Boki i brzuch larw połyskują złociście. Dobrze rozwinięte są skrzela zewnętrzne o długich, gęstych i czerwonych blaszkach skrzelowych. Larwy posiadają ponadto silnie wydłużone palce kończyn. U młodych larw szczególnie wyraźnie widać wydłużone palce kończyn przednich (fot. 3). Dokładny opis wyglądu zewnętrznego wszystkich stadiów życiowych traszki grzebieniastej czytelnik znajdzie w literaturze herpetologicznej (np. Juszczak 1987, Beebee, Griffiths 2000, Berger 2000).

4. Biologia gatunku

Cykl życiowy traszki grzebieniastej złożony jest z następujących po sobie etapów życia lądowego i wodnego. Rozród oraz rozwój larwalny przebiegają w zbiornikach wodnych, natomiast osobniki przeobrażone przebywają z reguły na lądzie. Cykl roczny traszki grzebieniastej przedstawiony jest na ryc. 1.

Wczesną wiosną obserwuje się wędrówkę osobników dorosłych do zbiorników wodnych, w których odbywają rozród. Traszki grzebieniaste wędrują w nocy, gdy temperatura powietrza utrzymuje się powyżej zera. Pojedyncze traszki, głównie samce, mogą wchodzić do zbiorników wodnych nawet pod koniec lutego, posiadając już rozpoznawalne oznaki gotowości rozrodczej. Masowe wędrówki zachodzą w marcu, po pierwszym wyraźnym ociepleniu. W miejscach gdzie traszki tworzą liczne populacje można wtedy napotkać setki osobników wędrujących w kierunku zbiornika, polujących przy okazji na napotkane drobne bezkręgowce. Traszki najliczniej wychodzą na powierzchnię podczas deszczu, ale wędrujące osobniki spotkać można nawet wtedy, gdy kilka dni nie pada. Wczesnowiosennym wędrówkom nie sprzyjają przymrozki. W połowie kwietnia większość gotowych do rozrodu traszek odbywa gody w zbiornikach wodnych.

Gody traszek grzebieniastych odbywają się wyłącznie w wodzie i głównie w nocy. Samce wybierają na dnie zbiornika miejsca pozbawione roślinności, w których są dobrze widoczne. Miejsca te funkcjonują jak areny, w których odbywają się zaloty oraz rywalizacje pomiędzy samcami.

Rozwój zapłodnionych jaj odbywa się w zbiornikach wodnych od marca do końca czerwca. Podobnie jak u innych rodzimych gatunków traszek, jaja traszek grzebieniastych składane są w sposób bardzo charakterystyczny: samica przykleja pojedyncze jajo do miękkich liści lub pędów roślin wodnych bądź zanurzonych i tylnymi kończynami zawija roślinę w taki sposób, aby jajo znalazło się po wewnętrznej stronie zgięcia, całkowicie niewidoczne od zewnątrz (fot. 5 i 6). Zwyczaj zawijania jaj w liście roślinności wodnej ułatwia obserwatorom wykrycie traszek w zbiornikach wodnych, wystarczy poszukać charakterystycznie zwiniętych liści lub pędów roślin, ostrożnie rozchylić miejsce zgięcia i sprawdzić, czy w nim znajduje się jajo. Płodność samic traszki grzebieniastej wynosi od 150–700 jaj (Juszczak 1987, Beebe, Griffiths 2000). Jaja w jajnikach dojrzewają stopniowo, więc cały proces składania jaj jest wydłużony i może trwać nawet do kilku miesięcy. Jajo traszki grzebieniastej wraz z przejrzystymi osłonkami jajowymi mierzy około 5mm długości, jest mniej więcej dwa razy większe od jaja traszki zwyczajnej. Komórka jajowa ma kolor białawy lub jasnożółty (jaja nie są pigmentowane), w odróżnienie od jasnobrazowego koloru jaja traszki zwyczajnej. Rozwój jaj trwa od kilku do kilkunastu dni i w dużym stopniu jest zależny od temperatury wody. Połowa wszystkich zarodków traszek grzebieniastych zamiera we wczesnym etapie rozwoju z powodu zaburzenia rozwojowego związanego ze strukturą pierwszej pary chromosomów.

Okres larwalny trwa przeciętnie około 3 miesięcy, choć jego długość podlega wahaniom w zależności od warunków środowiskowych, w jakich żyją larwy, takich jak obfitość pokarmu. Larwy traszek grzebieniastych są drapieżnikami i polują na drobniejsze zwierzęta, głównie bezkręgowce, ale też larwy innych płazów oraz mniejsze osobniki własnego gatunku. Unoszą się w toni wodnej, czekając na przepływające ofiary. Tego typu zachowa-



Fot. 5. Charakterystyczny sposób zawijania liścia przez samicę traszki grzebieniastej; jajo znajduje się w środku zgięcia (© P. Kisiel)



Fot. 6. Jajo traszki grzebieniastej przyklejone do blaszki liściowej (© P. Kisiel)

nia nie obserwuje się u larw innych gatunków traszek, które zwykle przebywają przy dnie zbiornika, prowadząc skryty tryb życia. Występowanie w otwartej toni wodnej sprawia, że larwy traszki stają się widoczne dla drapieżników, w szczególności dla ryb. Presja ryb drapieżnych często skutkuje wyginięciem lokalnej populacji traszek grzebieniastych.

Spośród pięciu naszych płazów ogoniastych traszka grzebieniasta najdłużej przebywa w zbiornikach wodnych. Osobniki dorosłe migrują do zbiorników wczesną wiosną i zostają tam kilka miesięcy, a niekiedy nawet do jesieni. Osobniki młodociane niejednokrotnie zimują w zbiornikach, w których się przeobraziły, lub wchodzą do nich ponownie następnej wiosny, więc ich czas przebywania w wodzie może przekroczyć nawet rok. Faza lądowa rozpoczyna się z końcem okresu rozrodczego, kiedy większość dorosłych traszek opuszcza zbiorniki wodne. Niewiele wiadomo o tym etapie cyklu rocznego traszek. Wydaje się jednak, że nie odchodzą daleko od zbiorników wodnych, w których odbywały rozród. W lądowym okresie życia traszki grzebieniaste prowadzą skryty tryb życia, spędzając dzień w różnych kryjówkach: pod liśćmi, kłodami, kamieniami, w norach gryzoni, w szczelinach gruntu. Nocą wychodzą z kryjówek, zwłaszcza w czasie deszczu, polując na dżdżownice, owady i inne bezkręgowce. Przed nastaniem mrozów, zazwyczaj w październiku, traszki udają się w miejsca, w których spędzą miesiące zimowe. Traszki grzebieniaste zimują przeważnie w podziemnych kryjówkach, w norach gryzoni, pod konarami drzew, w piwnicach, gdzie temperatura nie spada poniżej zera.

W pierwszym roku życia traszki grzebieniaste cechuje wysoka śmiertelność spowodowana czynnikami genetycznymi (zamieranie zarodków związane ze strukturą chromosomów), czynnikami środowiskowymi (np. wysychanie zbiorników) oraz drapieżnictwem. Natomiast po przeobrażeniu szanse przeżycia z roku na rok są stosunkowo wysokie – przeciętnie 60–80% wszystkich dorosłych traszek w populacji rozrodczej przeżywa do następnego roku (Griffiths, Williams 2000). Osobniki tego gatunku mogą dożyć 14–17 lat.

Oprócz wędrówek związanych z rozrodem, przeobrażone traszki grzebieniaste wykazują także zdolność do dyspersji i kolonizowania nowych siedlisk. Najchętniej i najdalej wędrują młodociane osobniki, w drugim lub trzecim roku życia. Maksymalne odległości, jakie potrafią przebyć młodociane traszki grzebieniaste, to 400–1200 metrów (Arntzen, Wallis 1991, Joly i in. 2001). Dorosłe osobniki najczęściej pozostają w bezpośrednim otoczeniu zbiorników wodnych, choć niekiedy obserwowano ponadkilometrowe wędrówki samców (Kupfer



Ryc. 1. Cykl roczny traszki grzebieniastej. Cyfry rzymskie oznaczają miesiące. Najwyższą aktywność traszek reprezentuje najsilniejsze natężenie koloru czarnego.

1998). Ponadto niektóre dorosłe traszki mogą odwiedzić nawet kilka sąsiadujących ze sobą zbiorników wodnych podczas jednego okresu rozrodczego, pod warunkiem, że znajdują się one w niewielkiej odległości od siebie (<100m).

Jeśli zbiorniki wodne, w których rozmnażają się i dorastają traszki grzebieniaste są położone na tyle blisko siebie, że mogą zachodzić ograniczone migracje osobników pomiędzy nimi, to tworzą one zespół populacji lokalnych, tzw. metapopulację (Marsh, Trenham 2001). Metapopulacje są znacznie bardziej trwałe w czasie niż pojedyncze, nawet duże populacje lokalne. Dzieje się tak dlatego, że prawdopodobieństwo wymarcia jednej populacji jest stosunkowo wysokie, natomiast prawdopodobieństwo wymarcia zespołu lokalnych populacji traszek połączonych nawet sporadycznymi osobnikami migrującymi jest znacznie mniejsze. Ponadto, jeśli nawet na skutek czynników losowych wymrze kilka lokalnych populacji w obrębie metapopulacji, to jest duża szansa, że zostaną na nowo zasiedlone na skutek napływu osobników z pobliskich populacji. Innym wartym podkreślenia aspektem jest zachodzące w izolowanych populacjach negatywne zjawisko chowu wsobnego, obniżające zmienność genetyczną i w konsekwencji żywotność populacji.

5. Wymagania siedliskowe

Traszka grzebieniasta jest zaliczana do gatunków o rozmieszczeniu nizinnym i wyżynnym. W górach jest znacznie rzadsza ze względu na brak odpowiednich zbiorników rozrodczych oraz krótki sezon wegetacyjny uniemożliwiający rozwój larwalny. Najwyżej położone stanowiska traszki grzebieniastej w Polsce notowano na 850 m n.p.m (Rafiński 2001).

Traszka grzebieniasta jest typowym gatunkiem ziemnowodnym, potrzebującym zarówno odpowiednich siedlisk lądowych, jak i wodnych do prawidłowego rozwoju osobniczego i dla właściwego funkcjonowania populacji. Jest gatunkiem niewybrednym, jeśli chodzi o pokarm, i chwytą każdy poruszający się organizm, zarówno w wodzie, jak i na lądzie – pod warunkiem, że jest mniejszy niż średnica pyska, albowiem traszki grzebieniaste nie mają zdolności rozdrabniania pokarmu. Skład pokarmu zależy również od jego dostępności, która bywa zmienna w zależności od siedliska i od pory roku (Beebee, Griffiths 2000). Typowe organizmy zjadane na lądzie to dżdżownice, bezskorupowe ślimaki oraz owady. W wodzie dorosłe traszki najczęściej zjadają pijawki, wioślarki, małżoraczkę, larwy owadów oraz larwy innych płazów, w tym bezogonowych (np. kijanki żab i ropuch) oraz ogoniastych (larwy traszki zwyczajnej lub nawet mniejsze larwy własnego gatunku). Larwy traszek grzebieniastych również są drapieżne i zjadają drobne zwierzęta wodne, podobnie jak osobniki dorosłe, z tą różnicą, że ofiary larw są mniejszych rozmiarów.



Fot. 7. Zbiorniki, w których zachodzi rozród traszki grzebieniastej (© M. Bonk)

Siedliska wodne

Traszkę grzebieniastą preferują zbiorniki średniej wielkości lub duże, obficie zarośnięte roślinnością wodną, o dobrych warunkach troficznych przy braku ryb (fot. 7). Takie warunki wydają się sprzyjające dla utrzymania dużych populacji tego gatunku. Godujące traszki grzebieniaste notowano niekiedy w bardzo małych zbiornikach, o lustrze wody nie większym niż 10 m², oraz w miejscach nietypowych, jak np. w wypełnionych wodą basenach i innych konstrukcjach betonowych, w rowach melioracyjnych, koleinach, itp. Wydaje się jednak, że tylko w większych, rzadko wysychających zbiornikach dochodzi do przeobrażenia znacznej liczby młodocianych traszek.

R.S. Oldham i jego współpracownicy (Oldham i in. 2000) analizowali korelacje pomiędzy liczebnością traszek grzebieniastych a różnymi właściwościami ponad 3000 zbiorników oraz ich otoczenia. W ten sposób określili najważniejsze czynniki determinujące występowanie i rozród tego gatunku oraz opracowali klucz do oceny przydatności siedlisk wodnych i lądowych pod względem bytowania w nich traszek grzebieniastych (podany w części metodycznej). Następujący opis siedlisk wodnych i lądowych traszek grzebieniastych pochodzi ze zbiorczej pracy Oldhama i in. (2000).

Do najważniejszych elementów siedliska wodnego należy powierzchnia zbiornika wodnego, gdyż determinuje jego produktywność biologiczną. Optymalna powierzchnia dla traszek grzebieniastych to 500–750 m². Następnym czynnikiem wywierającym duży wpływ na bytowanie i rozród traszek jest stałość siedliska wodnego. Zbiorniki permanentne, które nigdy nie wysychają, najczęściej utrzymują populacje ryb drapieżnych, które wywierają negatywny wpływ na traszki grzebieniaste. Z kolei zbiorniki corocznie wysychające umożliwiają rozwój larwalny traszkom grzebieniastym. Najlepsze są takie zbiorniki, które wysychają raz albo, co najwyżej, dwa razy na dekadę, gdyż w sposób naturalny eliminują presję ryb drapieżnych i niektórych drapieżnych bezkręgowców wodnych. Natomiast jednoroczna przerwa w rozrodzie dla traszki grzebieniastej, gatunku rozmnażającego się przez wiele lat, nie stanowi zagrożenia dla trwałości jej populacji. Jakość wody w zbiornikach wodnych ma duży wpływ na larwy traszek grzebieniastych, które mają wysokie wymagania tlenowe, a pobierają tlen rozpuszczony w wodzie, głównie przy pomocy skrzeli zewnętrznych. Dlatego woda w zbiornikach wodnych utrzymujących duże populacje larw musi być bogata w tlen i pozbawiona zanieczyszczeń. Istotny wpływ na produktywność biologiczną zbiornika ma jego bezpośrednie otoczenie, zwłaszcza drzewa i krzewy rzuca-

jące cień na jego powierzchnię. Duże zacienienie zbiornika hamuje wzrost roślin wodnych i planktonu, a opad liści z drzew i krzewów może powodować nadmierną eutrofizację. Dlatego zacienienie zajmujące powyżej 75% powierzchni zbiornika uważa się za suboptymalne dla populacji traszek grzebieniastych. Ważną cechą siedliska wodnego jest stopień porośnięcia dna przez roślinność wodną. Rośliny wodne spełniają kilka ważnych funkcji w życiu traszek: są miejscem składania jaj, dają schronienie przed drapieżnikami larwom oraz osobnikom dorosłym i stanowią, pośrednio lub bezpośrednio, pożywienie dla drobnych organizmów, którymi z kolei odżywiają się traszki. Jednak przy dużym zagęszczeniu roślin utrudniają one poruszanie się dorosłym traszkom, zakłócając m.in. przebieg godów. Optymalne wartości pokrycia dna zbiornika roślinami (roślinność podwodna i nadwodna traktowane są wspólnie) to 70–80%. Wielokrotnie wspomniano o negatywnym wpływie ryb drapieżnych i dużych drapieżnych owadów wodnych, do tej listy należy dołączyć również udomowione gęsi i kaczki, które wyjadają jaja oraz młode larwy traszek, a także zanieczyszczają wodę odchodami.

Kolejnym ważnym czynnikiem determinującym trwałość populacji traszek grzebieniastych jest zagęszczenie zbiorników wodnych na danym obszarze. Dla prawidłowo funkcjonującej metapopulacji zagęszczenie nie powinno być mniejsze niż 0,7 zbiorników/km², a optymalnie powinno wynosić 4 zbiorniki/km².

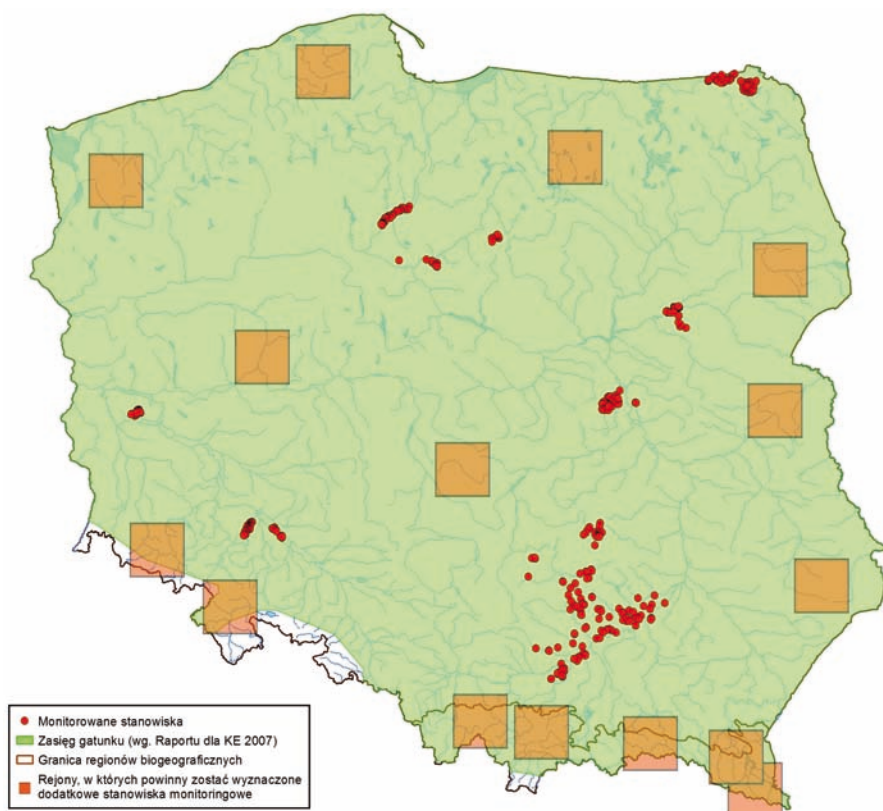
Siedliska lądowe

Zbiorniki zasiedlone przez traszki grzebieniaste położone są najczęściej na skrajach lasów liściastych, na łąkach, w dolinach rzecznych, na terenach rolniczych, w parkach i wsiach. Najważniejszym elementem siedliska lądowego wydaje się pas terenu szerokości około 50 m bezpośrednio otaczający zbiornik wodny. W tym pasie (często nazywanym strefą buforową) przebywa większość traszek po opuszczeniu zbiornika wodnego. Obszar ten powinien posiadać dobre warunki troficzne oraz liczne schronienia dla traszek, zarównoienne, jak i te służące do zimowania. Optymalne wydają się zbiorniki położone na łąkach z kępami traw i turzyc, albo te częściowo otoczone lasem liściastym, oferującym liczne miejsca, w których traszki mogą się schronić. Natomiast pola uprawne są mało wartościowe ze względu na ubogą bazę pokarmową i uproszczoną strukturę, pozbawioną właściwych schronień lądowych. Barrierami dla wędrówek traszek mogą być rzeki lub miejsca suche, uniemożliwiające migrację oraz drogi szybkiego ruchu, zabudowa miejska i inne konstrukcje powodujące postępującą fragmentację środowiska.

Siedliska z Załącznika I Dyrektywy, w których często występują traszki grzebieniaste to:
 3150 – starorzeczka i inne naturalne, eutroficzne zbiorniki wodne,
 91D0 – bory i lasy bagienne,
 91E0 – łągi wierzbowe, topolowe, olszowe i jesionowe,
 91F0 – łąkowe lasy dębowo-wiązowo-jesionowe (*Ficario-Ulmetum*).

6. Rozmieszczenie gatunku w Polsce

Zasięg traszki grzebieniastej w Polsce obejmuje cały kraj, z wyjątkiem najwyższych partii Tatr i Sudetów (ryc. 2; Rafiński 2001, Głowaciński, Rafiński 2003). Większość populacji tego gatunku znajduje się na terenach o wyniesieniu do 300 m n.p.m., gdzie współwystępu-



Ryc. 2. Zasięg występowania traszki grzebieniastej *Triturus cristatus* w Polsce (wg raportu dla Komisji Europejskiej 2007), stanowiska monitorowane w latach 2007–2008 w ramach zadania: *Monitoring gatunków i siedlisk przyrodniczych ze szczególnym uwzględnieniem specjalnych obszarów ochrony siedlisk Natura 2000 – faza pierwsza i faza druga* oraz lokalizacja innych proponowanych stanowisk do monitoringu.

je z traszką zwyczajną. Rozmieszczenie traszki grzebieniastej na terenach nizinnych Polski jest słabo poznane. Istnieją całe regiony, dla których wiedza o występowaniu tego gatunku jest bardzo ograniczona (ryc. 2), choć należałoby oczekiwać, że traszki mogą tam tworzyć liczne populacje. Do takich należą województwa północne oraz wschodnie. Aktualne stanowiska traszki grzebieniastej notowano jedynie w 53% dużych kwadratach na mapie rozmieszczenia, będących jednostką kartograficzną o powierzchni 1250 km² (Głowaciński, Rafiński 2003). Ponadto stanowiska te rozmieszczone są nierównomiernie, odzwierciedlając głównie zróżnicowany stopień zbadania poszczególnych regionów kraju niż rzeczywisty zasięg tego gatunku. Niemniej w miejscach dobrze rozpoznanych pod względem herpetologicznym, np. w dolinie Górnej Wisły, Niece Nidziańskiej, Borach Tucholskich czy na Pogórzu Karpackim, traszka grzebieniasta tworzy wiele populacji lokalnych, choć niemal zawsze jest ich mniej niż populacji traszki zwyczajnej. W Niece Nidziańskiej np., dla której fauna płazów i gadów została szczegółowo opracowana w latach 1979–1984, wykazano obecność traszki grzebieniastej na około 37% stanowisk badawczych (Juszczyk i in. 1988). Natomiast traszka zwyczajna zasiedlała 77% stanowisk. Ponowna inwentaryzacja tego samego obszaru 25 lat później wykazała zasadniczo taką samą proporcję zbiorników zajętych przez oba gatunki traszki (Bonk, Pabijan 2008). W Zielonej Górze i okolicach

traszki grzebieniaste zajmują 42% wszystkich badanych zbiorników wodnych, podczas gdy traszka zwyczajna zasiedla 61% (Najbar i in. 2005). Ze względu na brak wystarczających informacji o współczesnym i historycznym rozmieszczeniu traszki grzebieniastej w Polsce, tendencje demograficzne i stopień zagrożenia tego gatunku są trudne do określenia. Wprawdzie wykazano spadek liczby populacji tego gatunku na obszarach objętych ilościowymi badaniami porównawczymi (Bonk, Pabijan 2008; Najbar i in. 2005), prace te dotyczą jedynie dwóch obszarów (Niecki Nidziańskiej i Zielonej Góry) i mogą nie odzwierciedlać faktycznego stanu zachowania traszki grzebieniastej w Polsce.

Stan poznania rozmieszczenia traszki grzebieniastej w Sudetach, Karpatach, Górach Świętokrzyskich i na pogórzach przedstawia się znacznie lepiej, jednak gatunek ten występuje tu tylko sporadycznie. Jest to prawdopodobnie związane z brakiem odpowiednich zbiorników wodnych na wyżej położonych obszarach. Świadczy o tym utrzymanie się dużych, stabilnych populacji traszki grzebieniastej na nielicznych obszarach podgórskich, gdzie są zbiorniki o właściwościach sprzyjających rozrodowi gatunku. Do takich miejsc należą dolina Sanu pod Otrytem oraz nieczynne kamieniołomy rozproszone na Pogórzach Karpackim.

II. METODYKA

1. Koncepcja monitoringu gatunku

Dotychczasowe próby określania stanu zachowania traszki grzebieniastej w Polsce sprostawały się głównie do skatalogowania miejsc, w których gatunek ten występuje. Jak dotąd nie prowadzono systematycznych inwentaryzacji jego stanowisk w celu określenia tendencji demograficznych. Niżej zaproponowana metodyka monitoringu polega na rejestracji i interpretacji procesów demograficznych zachodzących w zespołach populacji traszki grzebieniastej (w tzw. metapopulacjach) na reprezentatywnych dla całego kraju powierzchniach badawczych oraz na określaniu jakości siedlisk i zmian w nich zachodzących.

Podstawową jednostką badawczą jest zbiornik wodny, w którym określamy obecność lub brak traszki grzebieniastej. Oceniamy również jakość siedliska wodnego i lądowego według standaryzowanych kryteriów podanych w części szczegółowej. Obszar badawczy to zespół 20–40 sąsiadujących ze sobą zbiorników wodnych objętych inwentaryzacją przez jednego eksperta lokalnego. Stan zachowania traszki grzebieniastej na poziomie obszarów oraz regionów biogeograficznych w Polsce, zgodnie z przyjętą metodyką, będzie możliwy do wyznaczenia najszybciej po dwóch następujących po sobie, pełnych cyklach badawczych, gdy znane będą tendencje demograficzne na każdym obszarze, umożliwiając badania porównawcze. Uzyskanie wiarygodnych i reprezentatywnych danych na poziomie regionów biogeograficznych wymagałoby objęcia monitoringiem od 21 (wariant minimalny) do 30 (wariant optymalny) obszarów w regionie kontynentalnym oraz od 7 (wariant minimalny) do 14 (wariant optymalny) obszarów w regionie alpejskim (ryc. 2).

Analiza zebranych informacji o liczbie zajętych przez traszkę grzebieniastą stanowisk w obrębie obszaru dokonywana jest w oparciu o prosty model populacyjny. Mając dane o występowaniu traszek grzebieniastych (jest/nie ma) na 20–40 stanowiskach z jednego obszaru, określamy stan wyjściowy dla zespołu populacji traszek. Przeprowadzona po sześciu latach ponowna kontrola tych samych stanowisk badawczych umożliwi określenie wymie-

rania (ekstynkcji) oraz kolonizacji, które wyznaczają dynamikę liczebną zespołu populacji traszki grzebieniastej, występującej na danym obszarze. Porównania dokonujemy testem χ^2 (chi-kwadrat) lub analogiczną statystyką. Stan zachowania gatunku pozostaje taki sam, jeśli liczba stanowisk zajętych w następujących po sobie inwentaryzacjach jest podobna. Jeśli liczba stanowisk zasiedlonych jest istotnie mniejsza, to wnioskujemy, że gatunek zanika na danym obszarze, natomiast jeśli jest istotnie większa, to gatunek znajduje się w ekspansji. Metodyka ta zakłada, że ekstynkcje lokalnych populacji, jak i kolonizacje nowych obszarów, są procesami naturalnymi. Takie podejście wydaje się uzasadnione w przypadku traszki grzebieniastej, której rozród zachodzi w drobnych zbiornikach wodnych, będących często krótkotrwałymi elementami krajobrazu (Marsh, Trenham 2001). Ponadto na każdym obszarze zaleca się rejestrację zbiorników, które przestały istnieć na skutek naturalnych (sukcesja ekologiczna) lub antropogenicznych (najczęściej zasypywanie, zabudowa) zmian, oraz zbiorniki nowe. Do tego zadania mogą posłużyć ortofotomapy, a rejestr, w zależności od lokalnej dynamiki zbiorników, można prowadzić w kolejnych cyklach monitoringowych lub co dwa cykle.

2. Wskaźniki i ocena stanu ochrony gatunku

Wskaźniki stanu populacji

Zrezygnowano z określania liczebności gatunku na stanowisku, gdyż uzyskanie wiarygodnych oszacowań jest zbyt wymagające czasowo i zanadto pracochłonne. Ponadto bezcelowa wydaje się ocena liczebności na stanowiskach u gatunku znanego z ekstremalnych wahań liczebności w populacjach, wywołanych tymczasowym i zmiennym charakterem drobnych zbiorników wodnych, w których odbywa rozród. Dlatego na poziomie stanowiska nie określa się wskaźników stanu populacji, a notuje jedynie obecność lub brak gatunku. Zaleca się jednak wpisywanie liczby obserwowanych osobników dorosłych, juvenilnych oraz larw na kartach obserwacji gatunku.

Waloryzacja stanu populacji traszki grzebieniastej na obszarze może być dokonana dopiero w oparciu o dane porównawcze z dwóch następujących po sobie sezonów monitoringu. W przypadku podobnej lub większej liczby zajętych stanowisk w porównaniu do poprzedniego cyklu badawczego, stan zachowania populacji określamy jako właściwy (FV). Gdy gatunek traci stanowiska na danym obszarze, to stan zachowania populacji jest niezadowolający (U1). Znaczna utrata stanowisk gatunku (>50% stanowisk) kwalifikuje stan zachowania populacji jako zły (U2). Ponadto, jeśli w pierwszej inwentaryzacji liczba zasiedlonych zbiorników jest niewielka (poniżej 15% wszystkich badanych stanowisk), to stan zachowania populacji określamy jako zły (U2).

Wskaźniki stanu siedliska

Wskaźniki stanu siedliska zostały wyznaczone w oparciu o metodę waloryzacji siedlisk traszki grzebieniastej, którą z powodzeniem zastosowano w innych krajach europejskich (Oldham i in. 2000), i które zostały już częściowo omówione w rozdziale o wymaganiach ekologicznych tego gatunku. Wskaźniki stanu siedliska to 10 składowych SI, czyli tzw. indeksu przydatności siedliska HSI (Habitat Suitability Index), opracowanego przez R.S. Oldhama i współpracowników w oparciu o dużą bazę danych zebranych dla zbiorników wodnych w Wielkiej Brytanii.

Tab. 1. Wskaźniki stanu siedliska traszki grzebieniastej

Wskaźnik		Miara	Sposób pomiaru/określenia
Sl ₁	Region geograficzny	–	A – tereny nizinne Polski; B – Beskidy, Bieszczady, Góry Świętokrzyskie; C – Tatry, Sudety, wyższe partie Beskidów (>500 m. n.p.m.)
Sl ₂	Powierzchnia zbiornika	m ²	Oszacować powierzchnię w m ² (pomocne będzie określenie najpierw kształtu zbiornika)
Sl ₃	Stałość zbiornika	rok	Określić liczbę lat, w których zbiornik wysycha w okresie 10 lat (ocena stopnia stałości zbiornika). Należy wykorzystać również informacje od lokalnych mieszkańców, leśników itd.
Sl ₄	Jakość wody	wskaźnik opisowy w 4-stopniowej skali	Ekspertka ocena stopnia zanieczyszczenia wody: Wysoka jakość – woda bardzo czysta, liczne gatunki bezkręgowców, w tym gatunki wskaźnikowe dla wód o pierwszej klasie czystości (larwy jętek, kielże <i>Gammarus</i>). Średnia jakość – wody bez wyraźnych zanieczyszczeń, dno takich zbiorników po zaburzeniu nie wydziela woni siarkowodoru, licznie występują bezkręgowce o mniejszej tolerancji na zanieczyszczenia, lecz ich różnorodność gatunkowa jest niewielka. Niska jakość – dno takich zbiorników po zaburzeniu często wydziela woni siarkowodoru, nieliczne gatunki bezkręgowców charakterystyczne dla wód o słabym natlenieniu (larwy komarów, robaki obłe) nieliczne rośliny; Zanieczyszczona – woda jest ewidentnie zanieczyszczona, zazwyczaj mętna, występują tylko bezkręgowce o wysokiej tolerancji na zanieczyszczenia, np. larwy muchówek z rodzaju <i>Eristalis</i>
Sl ₅	Zacienienie zbiornika	%	Określić stopień zacienienia zbiornika w przedziałach wielkości co 10%: 10%–20%...100%. Zacienienie najczęściej zależy od charakteru i wysokości nadbrzeżnej roślinności.
Sl ₆	Wpływ ptaków wodnych	os./1000 m ²	Określić liczbę ptaków wodnych (domowych i dzikich) na zbiorniku lub liczbę ptaków na 1000 m linii brzegowej w przypadku dużych zbiorników (>1000 m ²)
Sl ₇	Wpływ ryb	wskaźnik opisowy w 4-stopniowej skali	Ryby można wykryć poprzez obserwacje powierzchni zbiornika, wyłowienie okazów czerpakiem lub w wywiadzie z lokalnymi mieszkańcami. Oceniamy wpływ ryb według 4 kategorii: Brak – nie ma ryb w zbiorniku. Możliwy – obecność ryb możliwa (np. jeśli ryb nie obserwujemy, ale przypuszczamy, że mogą zasiedlać zbiornik); Umiarkowany – obecne są ryby roślinożerne, lub nieliczne i niewielkie ryby drapieżne; Silny – obecne są duże drapieżne ryby (np. szczupaki) lub liczne mniejsze ryby drapieżne/wszystkożerne (cierniki, karasie)
Sl ₈	Liczba zbiorników w odległości ≤ 500m	zbiorniki	Podać liczbę zbiorników wodnych w odległości ≤500m od stanowiska. Nie uwzględniać jezior i zbiorników efemerycznych (np. kałuż). Należy korzystać z dokładnej mapy topograficznej lub zdjęcia lotniczego oraz uzupełnić wiadomości wizją terenową.

SI ₉	Ocena jakości środowiska lądowego	wskaźnik opisowy w 4-stopniowej skali	Korzystamy z czterostopniowej skali: Dobre – siedlisko lądowe posiadające dobre warunki troficzne i liczne schronienia dla traszek (środowisko leśne; łąki z kępami traw i turzyc). Siedlisko zajmuje znaczną powierzchnię i całkowicie otacza zbiornik. Brak barier dla migracji osobników (brak pól uprawnych, dróg). Średnie – siedlisko lądowe posiadające dobre warunki troficzne i liczne schronienia dla traszek, ale zajmujące mniejszą powierzchnię wokół zbiornika niż poprzednia kategoria, np. część akwenu graniczy z polem uprawnym lub szosą. Złe – siedlisko lądowe nieposiadające dobrych warunków troficznych i ubogie w mikrosiedliska, w których mogłyby się schronić traszki (np. staw w polu uprawnym). Izolowane – dyspersja traszek ograniczona do bezpośredniego otoczenia stawu przez złe warunki siedliskowe (np. zabudowa miejska) lub bariery dyspersyjne.
SI ₁₀	Stopień zarośnięcia lustra wody przez roślinność	%	Podać w przedziałach procentowych jak na ryc. 4, która zawiera też schematy pomocne w wyznaczaniu tej wartości.

Każda z 10 składowych SI_n przyjmuje wartości pomiędzy 0–1 (patrz klucz poniżej). Wartość HSI wyprowadza się z następującego wzoru:

$$HSI = (SI_1 \times SI_2 \times SI_3 \times SI_4 \times SI_5 \times SI_6 \times SI_7 \times SI_8 \times SI_9 \times SI_{10})^{1/10}$$

HSI przyjmuje wartości od 0 do 1, gdzie '0' oznacza, że zbiornik nie nadaje się do rozrodu traszki (traszek najprawdopodobniej nie ma), a '1' oznacza, że zbiornik jest bardzo dobrym siedliskiem rozrodczym dla traszki grzebieniastej (traszki najprawdopodobniej licznie występują). Ostatecznie dysponujemy jedną liczbą, która mówi o stopniu przydatności danego siedliska dla bytowania w nim traszek grzebieniastych, a w tej liczbie zawarta jest informacja o 10 czynnikach środowiskowych wywierających wpływ na występowanie i rozród tego gatunku. Określanie wskaźników stanu siedliska (składowych HSI) odbywa się bez konieczności ich mierzenia, na zasadzie oceny eksperckiej (*best expert judgement*), a więc tylko w oparciu o doświadczenia badawcze. Upraszcza to procedurę i oszczędza czas, a w rezultacie obniża koszty.

W oparciu o wstępne dane z badań monitoringowych w 2007 r. (88 zbiorników w Niece Nidziańskiej) wyskalowano HSI w kontekście ocen: właściwa, niezadowolająca, zła, w sposób następujący: siedlisko jest właściwe (FV), jeśli HSI przyjmuje wartość >0.8; siedlisko jest niezadowolające (U1), jeśli HSI przyjmuje wartości 0.51–0.79, przy czym wyższe wartości w tej klasie odzwierciedlają względnie dobre warunki; siedlisko jest złe (U2), jeśli HSI <0.5. Badania w 2007 r., obejmujące zbiorniki położone w Niece Nidziańskiej, wykazały, iż traszki grzebieniaste występowały najczęściej w tych siedliskach, które posiadały wartości HSI powyżej 0.71. Natomiast nie odnotowano obecności traszek grzebieniastych w zbiornikach o HSI poniżej 0.61.

W poniższej tabeli wyskalowano wartości wskaźników siedliska w kontekście ocen: właściwa, niezadowolająca, zła oraz podano dla nich wartości SI. Wskaźniki stanu siedliska są wartościami kategoriowymi (np. ocena jakości środowiska lądowego – dobre, średnie, złe,

izolowane) lub ciągłymi (np. stopień zarośnięcia lustra wody przez roślinność – 0–100%). Wartości SI dla wskaźników o wartościach ciągłych wyprowadzamy z dołączonych do końca tego rozdziału wykresów (ryc. 3); w poniższym kluczu podano wartości przybliżone.

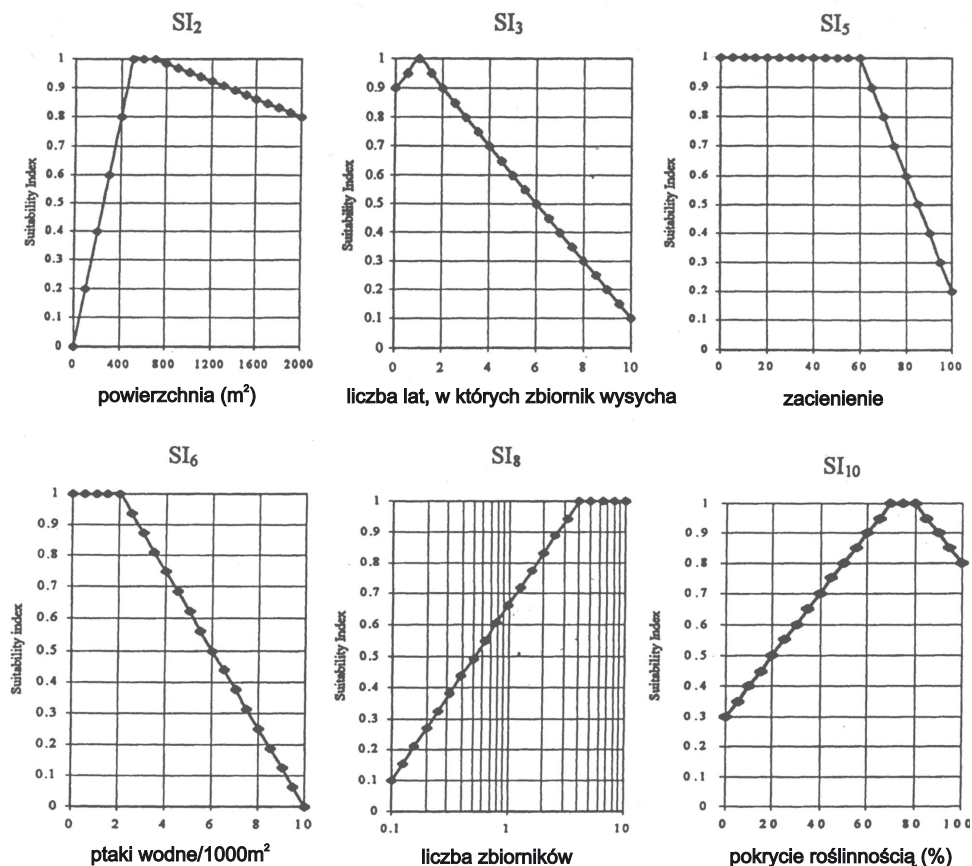
Tab. 2. Waloryzacja wskaźników stanu siedliska traszki grzebieniastej

Wskaźnik		Wartość	Ocena*	SI
SI ₁	Region geograficzny	A	FV	1.0
		B	U1	0.8
		C	U2	0.5
SI ₂	Powierzchnia zbiornika (m ²)**	400–2000 m ²	FV	0.8–1.0
		powyżej 2000 m ²	U1	<0.8
		poniżej 400 m ²	U2	<<0.8
SI ₃	Liczba lat, w których zbiornik wysycha w 10 latach**	0–2	FV	0.9–1.0
		3–6	U1	0.8–0.5
		>6	U2	0.1–0.4
SI ₄	Jakość wody	wysoka	FV	1.0
		średnia	U1	0.67
		niska	U2	0.33
		zanieczyszczona	U2	0.01
SI ₅	Zacienienie zbiornika**	0–60% zacienione	FV	1.0
		60–80% zacienione	U1	0.9–0.6
		>80% zacienione	U2	0.6–0.2
SI ₆	Wpływ ptaków wodnych**	0–2 ptaki na 1000 m ²	FV	1.0
		3–6 ptaków na 1000 m ²	U1	0.5–0.9
		>6 ptaków na 1000 m ²	U2	0.01–0.4
SI ₇	Wpływ ryb	brak	FV	1.0
		możliwy	U1	0.67
		umiarkowany	U2	0.33
		silny	U2	0.01
SI ₈	Liczba zbiorników w odległości ≤ 500 m**	4 lub więcej	FV	1.0
		1–3	U1	0.6–0.9
		0	U2	0.1

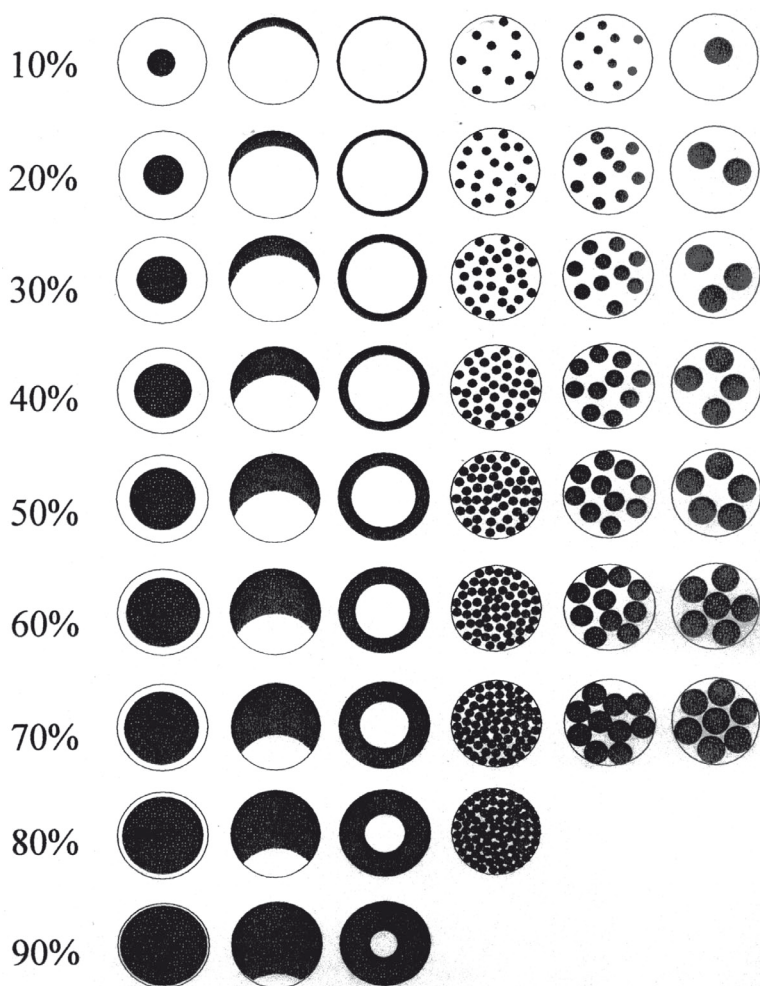
SI ₉	Ocena jakości środowiska lądowego	dobra	FV	1.0
		średnia	U1	0.67
		zła	U2	0.33
		izolowane	U2	0.1
SI ₁₀	Stopień zarośnięcia lustra wody przez roślinność*	60–80% zarośnięte lustro wody	FV	0.9–1.0
		80–100% zarośnięte lustro wody	FV	1.0–0.8
		40–59% zarośnięte lustro wody	U1	0.70–0.89
		0–39% zarośnięte lustro wody	U2	0.3–0.69

*FV – stan właściwy, U1 – stan niezadowalający, U2 – stan zły

** wskaźniki o wartościach ciągłych, wyznaczanych na podstawie ryc. 3.



Ryc. 3. Wartości SI (Suitability Index, oś Y) dla wskaźników o wartościach ciągłych według Oldhama i in. (2000), zmodyfikowane.



Ryc. 4. Ocena stopnia zarośnięcia lustra wody przez roślinność: możliwe wzorce występowania roślinności nadwodnej w zbiornikach wodnych i ich przełożenie na procentowy udział w powierzchni zbiornika. Według Oldhama i in. (2000).

Perspektywy zachowania

Przy ocenie tego parametru bierzemy pod uwagę (1) aktualny stan siedliska na stanowisku oraz (2) aktualne oddziaływania i spodziewane zagrożenia gatunku na stanowisku. Aktualny stan siedliska rozrodczego ujęty jest bezpośrednio lub pośrednio w SI_2 , SI_3 oraz SI_{10} , które świadczą o zmianach związanych z zarastaniem i zanikiem zbiorników. Natomiast wskaźnik SI_9 ocenia jakość siedliska lądowego. Aktualne oddziaływania i spodziewane zagrożenia to subiektywna ocena eksperta dokonana w oparciu o swoje doświadczenie badawcze oraz ewentualnie wywiad z właścicielem gruntu, z leśnikami, lokalnymi mieszkańcami. Ekspert powinien wziąć pod uwagę: możliwość likwidacji zbiornika na skutek zmian w sposobie użytkowania terenu, bliskość zabudowań, dróg i szos, plany rozbudowy infrastruktury drogowej, postępującej urbanizacji, itp. Zwięzły opis słowny perspektyw ochrony, będący syntezą (1) i (2), zapisujemy na kartach obserwacji gatunku na stanowisku.

Ocena ogólna

Na poziomie stanowiska (pojedynczego zbiornika) nie oceniamy ogólnego stanu ochrony gatunku, ponieważ nie oceniamy stanu jego populacji na tym poziomie. Ocena ogólna dotyczy więc stanu zachowania zbiornika. Składa się na nią ocena stanu siedliska (wartość HSI) i ocena perspektyw zachowania. W praktyce ocena ogólna będzie najczęściej odpowiadać wypadkowej ocenie stanu siedliska HSI, gdyż składowe HSI już częściowo określają perspektywy ochrony (por. powyższy akapit). Tak więc, wartość HSI $>0,8$ daje ocenę ogólną „stan właściwy” (FV), wartość HSI 0.51–0.79, oznacza ocenę ogólną „stan niezadowolający” (U1), a wartość HSI <0.5 odpowiada ocenie „stan zły” (U2). W przypadku, gdy perspektywy zachowania oceniane są gorzej niż stan siedliska, obniżają one odpowiednio ocenę ogólną (ale nie odwrotnie).

3. Opis badań monitoringowych

Wybór powierzchni monitoringowych i ich sugerowana wielkość

Powierzchnie monitoringowe wyznacza koordynator krajowy. Metodyka zakłada wytyczenie powierzchni – obszarów, na których będą prowadzone badania nad występowaniem traszki grzebieniastej oraz stanem siedliska. W fazie testowania metodyki wytyczono 13 obszarów, na których należy w przyszłości kontynuować monitoring. Ponadto zalecane jest wytyczenie nowych obszarów dla zwiększenia reprezentatywności próby. Proponowaną lokalizację dodatkowych obszarów zamieszczono na ryc. 2; w każdym z nich należy wyznaczyć po 2 powierzchnie badawcze i przypisać 2 ekspertów lokalnych. System podwójnych obszarów przypadających na różne regiony kraju, częściowo zastosowany podczas fazy testowania metodyki, przyczynia się do zwiększenia wiarygodności uzyskanych wyników. Umożliwia również wymianę doświadczeń pomiędzy działającymi na sąsiadujących obszarach ekspertami lokalnymi. Łącznie, dla regionu kontynentalnego należy założyć 21 (wariant minimalny) do 30 (wariant optymalny) obszarów. Dla regionu alpejskiego zaproponowano 7 (wariant minimalny) do 14 (wariant optymalny) obszarów.

Wielkość powierzchni badawczej zależy od zagęszczenia występujących na niej drobnych zbiorników wodnych. Na powierzchni powinno się znaleźć minimum 20 do maksymalnie 40 zbiorników wodnych, które dzielą odległości nie mniejsze niż 50 m, a nie większe niż 2 km. Ze względu na to, że takie idealne rozmieszczenie zbiorników wodnych na powierzchni badawczej zdarza się rzadko, na jednym obszarze można alternatywnie wytyczyć 2–3 grupy zbiorników, a w każdej grupie np. po 10 zbiorników. W praktyce kształt i wielkość powierzchni badawczych często determinowane są naturalnym ukształtowaniem krajobrazu, np. obszar może obejmować starorzecza i inne zbiorniki znajdujące się wzdłuż dolin rzecznych, w obrębie większego kompleksu leśnego itd.

Sposób wykonywania badań

Wskazówki ogólne

Za dokonywanie inwentaryzacji traszek grzebieniastych i określanie wskaźników stanu siedliska zbiorników wodnych w obrębie jednej powierzchni badawczej odpowiedzialny jest ekspert lokalny. Zbiorniki wodne wybiera koordynator wraz z ekspertem lokalnym, w oparciu o dokładne mapy topograficzne (skala 1:10 000), zdjęcia lotnicze, wcześniejsze

obserwacje itp. Wybierać należy względnie stałe zbiorniki, tj. nie należy brać pod uwagę większych kałuż, kolein lub podtopionych łąk. Powierzchnia zbiornika nie powinna przekraczać 4000–5000 m². Nie uwzględnia się stawów, w których prowadzi się gospodarkę rybną, jezior, rowów melioracyjnych, rzek i strumieni. Jeśli w kolejnym cyklu monitoringu, po sześciu latach, liczba i rozmieszczenie zbiorników są nieco inne (np. na skutek zasypania zbiorników lub wykopania nowych), to o ile to możliwe, należy dobrać „nowe” zbiorniki w bezpośrednim sąsiedztwie, tak aby ich liczba była podobna do liczby wyjściowej (odnotowując zbiorniki „oryginalne”, nowe oraz liczbę zbiorników utraconych).

Dla każdego stanowiska określamy współrzędne geograficzne przy pomocy odbiornika GPS i sporządzamy dokumentację fotograficzną.

Badanie wskaźników stanu populacji

Na poziomie stanowiska badawczego (zbiornika wodnego) należy jedynie ustalić, czy jest ono zasiedlone przez traszki grzebieniaste, czy też nie jest. Istnieje wiele sposobów stwierdzenia obecności traszki grzebieniastej na danym terenie. Poniżej podano najprostsze i zarazem najczęściej stosowane:

- Metoda odłowu – przy pomocy siatki herpetologicznej (siatka o średnicy 30–60 cm i oczkach o boku 3–5 mm, osadzonej najczęściej na drewnianym kiju o długości 1.0–1.5 m) należy przeczesywać toni wodną. Metoda pozwala stwierdzić występowanie larw oraz osobników dorosłych. Odłowu można wykonywać zarówno w ciągu dnia, jak i nocą. W przypadku poszukiwania larw należy czerpać bezpośrednio z toni wodnej, między roślinami. W celu odłowienia osobników dorosłych w okresie godowym należy czerpać w skupiskach roślinności wodnej, w czasie odłowów nocnych później w sezonie głównie należy penetrować siatką partie przydenne zbiornika.
- Metoda poszukiwania jaj – polega na dokładnym oglądaniu roślinności wodnej o drobnych liściach, na których traszki składają pojedyncze jaja, zawijając liście w charakterystyczny sposób. Wykonywana w ciągu dnia.
- Metoda obserwacji – polega na obserwowaniu toni wodnej zbiornika. W ciągu dnia przynosi słabe efekty, ze względu na typowo nocną aktywność gatunku. Bardzo dobrze metoda sprawdza się po zapadnięciu zmroku. Przy pomocy latarki oświetla się dno zbiornika, na którym łatwo dostrzec dorosłe osobniki. Penetracja brzegu zbiornika i zliczanie spostrzeżonych osobników może być podstawą do szacowania liczebności populacji w danym zbiorniku. Zaobserwowane osobniki można łatwo wyłowić w celu dalszej identyfikacji (gatunek, płeć).

Liczba wizyt przypadających na stanowisko powinna wynosić od 1 do 3 w ciągu sezonu badawczego. Jeśli stwierdzimy występowanie gatunku na stanowisku badawczym już podczas pierwszej kontroli, to można zaniechać dalszych wizyt, pod warunkiem, że wypełnimy wówczas kartę obserwacji gatunku. Natomiast, jeśli wynik pierwszej wizyty jest negatywny, należy powrócić na stanowisko w dogodnym terminie. Zaleca się 3 wizyty, zanim potwierdzimy wynik negatywny, najlepiej dwukrotnie w maju lub czerwcu (połów osobników dorosłych lub jaj), i raz w lipcu (połów larw).

Badanie wskaźników stanu siedliska

Należy oszacować metodą *best expert judgement* wartości 10 wskaźników stanu siedliska w sposób opisany powyżej w tabeli 1.

Termin i częstotliwość badań

Proponuje się prowadzenie monitoringu gatunku w cyklu 6-letnim.

Metody odłowu przy użyciu siatki herpetologicznej należy prowadzić w przypadku larw w okresie maj–lipiec, a w przypadku osobników dorosłych najlepiej w okresie intensywnego godowania – kwiecień–maj; później dość efektywne są odłowy nocne. Metoda poszukiwania jaj zalecana jest do przeprowadzenia w kwietniu–maju. Metodę obserwacji toni wodnej zbiornika można stosować przez większość sezonu wegetacyjnego (od kwietnia do późnego lata).

Wskaźniki stanu siedliska należy bezwzględnie określić w maju, aby zapewnić porównywalność obserwacji z wynikami z innych obszarów i kolejnych lat.

Sprzęt i materiały do badań

- dokładna mapa topograficzna (np. 1:10 000),
- GPS,
- czerpak herpetologiczny,
- gumowce lub wodery,
- wydrukowane karty obserwacji gatunku dla stanowiska,
- przyrząd do pisania,
- taśma miernicza,
- latarka.

Niezależnie od karty obserwacji gatunku dla stanowiska należy wypełniać dodatkową kartę dla zapisu obserwacji innych gatunków płazów na stanowisku, której wzór zamieszczono poniżej. Informacje z tej karty należy później przenieść do pola „Inne ważne gatunki” w karcie obserwacji.

Tab. 3. Karta do zapisu innych gatunków płazów obserwowanych na stanowisku

Gatunek	Jaja	Larwy	Osobniki dorosłe	Głosy godowe	Notatki
<i>Triturus cristatus</i>					
<i>Lissotriton vulgaris</i>					
<i>L. montandoni</i>					
<i>Mesotriton alpestris</i>					
<i>Salamandra salamandra</i>					
<i>Bombina bombina</i>					
<i>B. variegata</i>					
<i>Pelobates fuscus</i>					
<i>Bufo bufo</i>					
<i>B. viridis</i>					
<i>B. calamita</i>					
<i>Hyla arborea</i>					
<i>Pelophylax lessonae</i>					
<i>P. ridibundus</i>					
<i>P. esculentus</i>					

<i>P. esculentus</i>					
<i>Rana temporaria</i>					
<i>R. arvalis</i>					
<i>R. dalmatina</i>					

4. Przykład wypełnionej karty obserwacji gatunku dla stanowiska

Uwaga: W tej części karty, która dotyczy stanu zachowania gatunku na stanowisku, po prawej stronie znajdują się dwie kolumny: jedna służy do określenia wartości wskaźnika HSI ($SI_1 - SI_{10}$), a druga z ocenami FV-U1-U2-XX. Wypełnia się je, wprowadzając odpowiednią wartość wskaźnika i odpowiadającą mu ocenę według klucza podanego w tab. 2 i na ryc. 3, 4).

Karta obserwacji gatunku dla stanowiska	
Kod gatunku	Kod gatunku wg Dyrektywy Siedliskowej 1166
Nazwa gatunku	Nazwa polska, łacińska, autor wg aktualnie obowiązującej nomenklatury Traszka grzebieniasta <i>Triturus cristatus</i> (Laurenti, 1768)
Kod obszaru	Wypełnia instytucja koordynująca
Nazwa obszaru	Nazwa obszaru monitorowanego Niecka Nidziańska
Kod stanowiska	Wypełnia instytucja koordynująca
Nazwa stanowiska	Nazwa stanowiska monitorowanego Wola Tesserowa 2
Obszary chronione, na których znajduje się stanowisko	Natura 2000, rezerваты przyrody, parki narodowe i krajobrazowe, użytki ekologiczne, stanowiska dokumentacyjne, itd. brak
Współrzędne geograficzne	Podać współrzędne geograficzne (GPS) stanowiska 50°45'..."N 20°16'..."E
Wysokość n.p.m.	Podać wysokość n.p.m. stanowiska 233 m n.p.m.
Charakterystyka siedliska gatunku na stanowisku	- ogólny charakter terenu, - typ siedliska przyrodniczego (kod siedliska przyr./zbiorowisko roślinne/zespół roślinny) - stabilność zbiornika - siedliska występujące w otoczeniu stanowiska - staw - typ siedliska przyrodniczego: 3150 - zbiornik stabilny - pastwiska
Informacja o gatunku na stanowisku	Syntetyczne informacje o występowaniu gatunku na stanowisku, dotychczasowe badania i inne istotne fakty Wyniki monitoringu z lat poprzednich Juszczak i in. (1988, 1989) odnotowali obecność traszki grzebieniastej w latach 1979–1984.
Ostatnia weryfikacja w terenie	Data ostatniej potwierdzonej obserwacji gatunku na stanowisku 12.05.2007
Obserwator	Imię i nazwisko eksperta lokalnego odpowiedzialnego za stanowisko Maciej Pabijan

Daty obserwacji	Daty wszystkich obserwacji 1.05.2007, 12.05.2007
Data wypełnienia	Data wypełnienia formularza przez eksperta 17.11.2007
Data wpisania	Data wpisania do bazy danych – wypełnia instytucja koordynująca
Data zatwierdzenia	Data zatwierdzenia przez osobę upoważnioną – wypełnia instytucja koordynująca

Stan ochrony gatunku na stanowisku				
Wskaźniki		Wartość wskaźnika i komentarz		Ocena/SI
Populacja				
liczba osobników dorosłych		brak		
liczba osobników młodych/larw		brak		
liczba jaj lub tylko obecność jaj		obecne		
Siedlisko				
SI ₁ : Region geograficzny		A, B, lub C A	FV	1.0
SI ₂ : Powierzchnia zbiornika		Kształt (elipsa, prostokąt, koło, nieregularny) Długa oś elipsy/prostokąta (m): Krótka oś elipsy/prostokąta (m): Obwód zbiornika okrągłego (m): Oszacowanie powierzchni zbiornika nieregularnego (m ²): Oszacowanie powierzchni zbiornika nieregularnego (m ²): 400 m ²	FV	0.8
SI ₃ : Stałość zbiornika		Liczba lat, w których zbiornik wysycha w 10 latach: 3	U1	0.8
SI ₄ : Jakość wody		Zanieczyszczona, niska, średnia, wysoka wysoka	FV	1.0
SI ₅ : Zacienienie		Określić w procentach 10%	FV	1.0
	SI ₆ : Wpływ ptaków wodnych	Liczba obserwowanych ptaków na 1000 m ² 0 na 1000 m ²	FV	1.0
	SI ₇ : Wpływ ryb	Silny, umiarkowany, możliwy, brak brak	FV	1.0
	SI ₈ : Liczba zbiorników	Liczba zbiorników w odległości ≤ 500m: 1	U1	0.65
	SI ₉ : Ocena środowiska lądowego	Dobra, średnia, zła, izolowane Dobra	FV	1.0
	SI ₁₀ : Stopień zarośnięcia lustra wody przez roślinność	Określić w procentach 90%	FV	0.9
Perspektywy zachowania		Zbiornik w końcowej fazie sukcesji ekologicznej; za kilka lat może wyschnąć całkowicie, w pobliżu asfaltowa szosa mogąca zwiększać śmiertelność osobników migrujących	U1	
Ocena ogólna			FV	HSI: 0.91

Lista najważniejszych aktualnych i przewidywanych oddziaływań (zagrożeń) na gatunek i jego siedlisko na badanym stanowisku (w tym aktualny sposób użytkowania, planowane inwestycje, planowane zmiany w zarządzaniu i użytkowaniu); kodowanie oddziaływań/zagrożeń zgodne z Załącznikiem E do Standardowego Formularza Danych dla obszarów Natura 2000; wpływ oddziaływania: „+” – pozytywny, „-” – negatywny, „0” – neutralny; intensywność oddziaływania: A – silna, B – umiarkowana, C – słaba

Aktualne oddziaływania				
Kod	Nazwa działalności	Intensywność	Wpływ	Syntetyczny opis
100	uprawy	B	–	uprawa zboża w pobliżu – nadmierna chemizacja wody
502	drogi, szosy	A	–	ruchliwa szosa – negatywny wpływ na traszki migrujące

Zagrożenia (przyszłe, przewidywane oddziaływania)				
Kod	Nazwa	Intensywność	Wpływ	Syntetyczny opis
100	uprawy	C	–	uprawa zboża w pobliżu – nadmierna chemizacja wody
502	drogi, szosy	A	–	ruchliwa szosa – negatywny wpływ na traszki migrujące

Inne informacje	
Inne wartości przyrodnicze	Inne obserwowane gatunki zwierząt i roślin z załączników Dyrektyw Siedliskowej i Ptasiej: gatunki zagrożone (Czerwona księga) i inne rzadkie/ gatunki chronione (podać liczebność w skali: liczny, średnio liczny, rzadki) Obserwowano dorosłe osobniki kumaka nizinnego <i>Bombina bombina</i>, rzekotki <i>Hyla arborea</i>, żaby trawnej <i>Rana temporaria</i> (w jej przypadku także kilka osobników juwenilnych), żaby wodnej <i>Rana esculenta</i> i kilka osobników reprezentujących żaby zielone <i>Rana esculenta complex</i>
Obserwowane gatunki obce i inwazyjne	Obserwowane gatunki obce i inwazyjne nie zaobserwowano
Inne uwagi	Wszelkie informacje pomocne przy interpretacji wyników, np. anomalie pogodowe. Juszczuk i in. (1988, 1989) dokonali inwentaryzacji herpetofauny na stanowiskach na obszarze „Dolina Nidy” w latach 1979–1984. Obecny monitoring obejmuje analizę zmian, jakie nastąpiły w występowaniu traszki grzebieniastej (<i>Triturus cristatus</i>) w ciągu ostatnich 25 lat na tych samych stanowiskach. Szczegółowe informacje z poprzedniej inwentaryzacji, m.in. daty kontroli i składy gatunkowe, można znaleźć w: Juszczuk i in., 1988. <i>Studia Ośrodka Dokumentacji Fizjograficznej</i>. XVI: 93–111. Juszczuk i in., 1989. <i>Studia Ośrodka Dokumentacji Fizjograficznej</i>. XVII: 293–306.
Dokumentacja fotograficzna	TriturusCristatus_Wola Tesserowa 2_Foto1.jpg/M.Bonk TriturusCristatus_Wola Tesserowa 2_Foto2.jpg/M.Bonk

5. Gatunki o podobnych wymaganiach ekologicznych, dla których można zaadaptować opracowaną metodykę

Powyższą metodykę badającą dynamikę populacji rozrodczych można zastosować do wszystkich płazów nizinnych zamieszkujących Polskę, gdyż ich rozród odbywa się wyłącznie w zbiornikach wody stojącej. Jednakże osobno dla każdego gatunku należy wyznaczyć liczbę stanowisk, odległości pomiędzy stanowiskami i w konsekwencji wielkości obszarów badawczych. Wynika to z odmiennej biologii poszczególnych gatunków i odmiennych procesów zachodzących na poziomie populacji. Przykładowo, niektóre gatunki wykazują tendencje do wędrówek (m.in. rzekotki, żaby zielone), natomiast inne są silnie przywiązane do miejsc, w których się przeobraziły. Traszka grzebieniasta należy do tych ostatnich – gatunków filopatrycznych, przeważnie niezdolnych do dalekich migracji.

Szczegółowe badania ekologiczne oraz populacyjne umożliwiły wyznaczenie i waloryzację wskaźników siedliskowych dla traszki grzebieniastej. Dla większości pozostałych gatunków takich badań nie ma. Czynniki siedliskowe, takie jak powierzchnia, stałość i zacienienie zbiornika, oraz obecność ryb i charakter środowiska lądowego, będą odmienne dla każdego gatunku. Przykładowo, z racji behawioru larw, traszki zwyczajne oraz ropuchy szare znacznie lepiej tolerują obecność ryb drapieżnych niż traszki grzebieniaste. Inne gatunki, jak np. grzebieszka ziemna czy ropucha paskówka, preferują zbiorniki i siedliska lądowe o podłożu piaszczystym. Wydaje się więc oczywiste, że waloryzacja wskaźników, a być może nawet niektóre wskaźniki będą odmienne dla innych gatunków płazów.

Wielu autorów podkreśla, że traszka grzebieniasta może być wykorzystywana jako gatunek parasolowy dla innych płazów europejskich, a także dla specyficznych środowisk przyrodniczych, związanych ze zbiornikami wodnymi (np. Edgar, Bird 2006, Rybacki, Maciantowicz 2006). Rzeczywiście, w zbiornikach, w których bytują traszki grzebieniaste, można spotkać wszystkie gatunki rodzimych płazów nizinnych. Jednak trwałe populacje traszek grzebieniastych zamieszkują dość wąski zakres wszystkich dostępnych zbiorników wodnych, co dobrze ilustrują wyniki badań w Niecce Nidziańskiej wspomniane powyżej (traszki zamieszkiwały zbiorniki o HSI >0.61, czyli mniej niż połowa wszystkich zbadanych). Inne gatunki, jak np. żaby trawne i traszki zwyczajne, miały znacznie szersze spektrum. Istnieje pilna potrzeba badań w tym kierunku. Dla niektórych gatunków waloryzacje będzie można przeprowadzić po dokładnej analizie wyników z monitoringu traszki grzebieniastej.

6. Ochrona gatunku

Traszkę grzebieniastą podlega ochronie gatunkowej. Mimo tego liczebność populacji traszki grzebieniastej spada na skutek postępującej fragmentacji środowiska i odwadniania terenu, które doprowadziły do utraty siedlisk wodnych i lądowych dostępnych dla tego gatunku. Traszkę grzebieniastą uznano za gatunek wymagający utworzenia Specjalnych Obszarów Ochrony Siedlisk (SOOS) w ramach Europejskiej Sieci Natura 2000. Konieczne jest zatem podjęcie szeroko pojętej czynnej ochrony tego gatunku. Działania takie prowadzone są w wielu krajach europejskich, m.in. w Wielkiej Brytanii, Estonii, Finlandii i Danii. W Polsce metody aktywnej ochrony traszki grzebieniastej są w niewielkim stopniu realizowane.

Do najważniejszych działań ochronnych należy zapewnienie łączności pomiędzy lokalnymi populacjami traszek grzebieniastych, umożliwiając wymianę osobników pomiędzy nimi, co w konsekwencji prowadzi do zachowania buforujących właściwości metapopulacji, dzięki czemu zwiększają się szanse przetrwania traszki lokalnie i regionalnie. Zatem odległość, jaka może dzielić sąsiadujące zbiorniki wodne, w których zachodzi rozród traszek grzebieniastych, nie powinna przekraczać zdolności migracyjnych tego gatunku. Dla traszki grzebieniastej odległość ta wynosi około 800–1200 metrów, z tym zastrzeżeniem, że zależy ona od stopnia przenikalności terenów leżących pomiędzy lokalnymi populacjami. Obecność barier typu dróg szybkiego ruchu lub rzek w pobliżu zbiornika ogranicza migracje traszek.

Działania powinny zmierzać do utrzymania wysokiego zagęszczenia zbiorników wodnych (optymalnie 4 zbiorniki/km²) oraz utrzymania korzystnego siedliska lądowego pomiędzy zbiornikami. Konieczne jest odtwarzanie starych i budowanie nowych zbiorników wodnych. Szczegółowe zalecenia budowy lub renowacji stawów oraz ich otoczenia można znaleźć w opracowaniach temu poświęconych w języku angielskim (np. English Nature 2001, Edgar, Griffiths 2004) oraz w języku polskim (Zieliński 2004, Klimaszewski 2007, Niewolewska 2007), poniżej podano kilka najważniejszych wskazówek:

- Lokalizacja stawu w takim miejscu, aby traszki grzebieniaste mogły go zasiedlić w sposób naturalny, a więc w dostatecznie bliskiej odległości od istniejącego stawu, w którym występują.
- Powierzchnia stawu powinna wynosić 500–750 m²; staw powinien posiadać wypłyceń, miejsca głębsze, oraz nieregularną linię brzegową.
- korzystne jest sadzenie roślin strefy przybrzeżnej oraz roślin częściowo i całkowicie zanurzonych.
- W żadnym wypadku nie należy wprowadzać do stawu ryb.
- Nie należy dopuścić do zarastania krzewami i drzewami obrzeży stawów, co może powodować nadmierne ich zacienienie, a w rezultacie spowoduje niekorzystne warunki dla traszek.
- Teren otaczający staw i znajdujący się pomiędzy zbiornikami powinien zapewniać traszkom odpowiednie warunki pokarmowe, schronienia, oraz możliwości dyspersji. Siedliska spełniające te wymagania to zarośla, tereny porośnięte krzewami, drzewami (z wyjątkiem obrzeży stawu), łąki, itp.
- W okresie życia lądowego traszki chronią się w miejscach o dużej wilgotności – ukrywają się pod kamieniami, pniami drzew, stertami ściętych bądź opadłych z drzew gałęzi, itp. Dlatego w miarę możliwości należy takie elementy otoczenia pozostawiać, a nawet tworzyć sztucznie. Mogą to być przyzmy usypane z kamieni, gałęzi, ziemi, przykryte darnią lub po prostu pozostawione w okolicy zbiornika kłody drzew, wykroty, konary.
- Należy również ocenić bariery istniejące bądź mogące powstać w środowisku, które ograniczą lub wręcz uniemożliwią dyspersję traszek. Mogą to być inwestycje drogowe, wielkoobszarowe uprawy rolne, budownictwo mieszkaniowe. Szczególnie dużą wagę należy zwrócić na szybko rozwijające się w Polsce inwestycje związane z budownictwem.

Traszka grzebieniasta jest gatunkiem płaza prawie nieistniejącym w tzw. świadomości społecznej, która może być ważnym sprzymierzeńcem w realizowaniu założeń ochrony gatunku. Zwiększanie świadomości społecznej może odbywać się na poziomie edukacji szkolnej oraz jako informacja dla grup interesariuszy (leśnictwo, rolnictwo, władze lokalne, projektanci/architekci, inwestorzy).

7. Literatura

- Arntzen, J. W. and Wallis, G.P. 1991. Restricted gene flow in a moving hybrid zone of the newts *Triturus cristatus* and *T. marmoratus* in western France. *Evolution* 45: 805–826.
- Berger L. 2000. Płazy i gady Polski. PWN, Warszawa – Poznań.
- Beebee T., Griffiths R. 2000. Amphibians and Reptiles. A Natural History of British Herpetofauna. HarperCollins, London.
- Bonk M., Pabijan M. 2008. Płazy południowej Polski – badania porównawcze w latach 1979–1984 i 2006–2007. IX Ogólnopolska Konferencja Herpetologiczna, Kraków: 23–25.
- Edgar P., Bird D. 2006. Action Plan for the Conservation of the Crested Newt *Triturus cristatus* *Species Complex in Europe*. Convention On The Conservation Of European Wildlife And Natural Habitats. Standing Committee. 26th meeting Strasbourg, 27–29 November 2006.
- Edgar P., Griffiths R.A. 2004. An evaluation of the effectiveness of great crested newt *Triturus cristatus* mitigation projects in England, 1990–2001. English Nature Research Reports No. 575. Peterborough: English Nature.
- English Nature, 2001. Great crested newt mitigation guidelines. Peterborough, United Kingdom.
- Głowaciński Z., Rafiński J. 2003. Atlas płazów i gadów Polski. Biblioteka Monitoring Środowiska, Warszawa – Kraków.
- Griffiths R.A. Williams C. 2000. Modeling population dynamics of great crested newts (*Triturus cristatus*): a population viability analysis. *Herpetological Journal* 10 (4): 157–163.
- Joly, P., Miaud, C., Lehmann A., Grolet O. 2001. Habitat matrix effects on pond occupancy in newts. *Conservation Biology* 15: 239–248.
- Juszczyk W. 1987. Płazy i gady krajowe, PWN, Warszawa.
- Juszczyk W., Zakrzewski M., Zamachowski W., Zyś A. 1988. Płazy i gady w Niece Nidziańskiej. *Studia Ośrodka Dokumentacji Fizjograficznej*. XVI: 93–111.
- Klimaszewski K. 2007. Plan zarządzania dla gatunku traszka grzebieniasta *Triturus cristatus* (Laurenti 1768) w ramach: *Opracowanie planów renaturyzacji siedlisk przyrodniczych i siedlisk gatunków na obszarach Natura 2000 oraz planów zarządzania dla wybranych gatunków objętych Dyrektywą Ptasią i Dyrektywą Siedliskową*. SGGW, Warszawa.
- Kupfer, A. 1998. Wanderstrecken einzelner kammolche (*Triturus cristatus*) in einem agrarlandschaftsraum. *Z. Feldherpetol.* 5: 238–242.
- Marsh D.M., Trenham P.C. 2001. Metapopulation dynamics and amphibian conservation. *Conservation Biology* 15 (1): 40–49.
- Najbar B., Szuszkiewicz E., Pietruszka T. 2005. Płazy Zielonej Góry i zanikanie ich siedlisk w granicach administracyjnych miasta w latach 1974–2004. *Przegląd Zoologiczny* 49: 155–166.
- Niewolewska J. 2007. Czynna ochrona traszki grzebieniastej (*Triturus cristatus*). Praca inżynierska, SGGW, Warszawa.
- Oldham R.S., Keeble J., Swan M.J.S., Jeffcote M. 2000. Evaluating the suitability of habitat for the great crested newt (*Triturus cristatus*). *Herpetological Journal* 10 (4): 143–155.
- Rafiński J. 2001. Traszka grzebieniasta [w:] Głowaciński Z. (red.). Polska czerwona księga zwierząt. Państwowe Wydawnictwo Rolnicze i Leśne, Warszawa: 285–286.
- Rybacki M., Maciantowicz M. 2006. Ochrona traszki grzebieniastej i kumaka nizinnego. Wydawnictwo Klubu Przyrodników.
- Zieliński P. 2004. Traszka grzebieniasta [w:] Adamski P., Bartel R., Bereszyński A., Kepel A., Witkowski Z. (red.). Gatunki Zwierząt (z wyjątkiem ptaków). Poradniki ochrony siedlisk gatunków Natura 2000 – podręcznik metodyczny. Ministerstwo Środowiska, Warszawa. T. 6: 289–293.

1324 **Nocek duży**

Myotis myotis (Borkhausen, 1797)



Fot. 1. Zimujący nocek duży *Myotis myotis* – widać różnice w ubarwieniu brzucha i grzbietu (© A. Kepel)

I. INFORMACJA O GATUNKU

1. Przynależność systematyczna

Rząd: nietoperze CHIROPTERA

Rodzina: mroczkowate VESPERTILIONIDAE

2. Status prawny i zagrożenie gatunku

Prawo międzynarodowe

Dyrektywa Siedliskowa – Załączniki II i IV

Konwencja Berneńska – Załącznik II

Konwencja Bońska – Załącznik II

EUROBATS – Załącznik I

Prawo krajowe

ochrona gatunkowa – ochrona ścisła (gatunek wymagający ochrony ścisłej)

ochrona strefowa – zimowiska, w których w ciągu 3 kolejnych lat choć raz stwierdzono ponad 200 nietoperzy (niezależnie od gatunku): strefa ochrony całorocznej – pomieszczenia i kryjówki zajmowane przez nietoperze

Kategorie IUCN

Czerwona lista IUCN (2008) – LC

Czerwona lista dla Karpat (2003) – VU (w Polsce – VU)

3. Opis gatunku

Nocek duży *Myotis myotis* to największy przedstawiciel rodzaju *Myotis* i jednocześnie największy nietoperz regularnie występujący w Polsce (długość przedramienia 54–68 mm). Futerko ma z wierzchu jasnobrązowe, od spodu niemal białe (fot. 1). Duży, szeroki pyszczek jest cielisty, a szerokie i stosunkowo długie uszy zwykle nieco od pyszczka ciemniejsze. W spoczynku skrzydła najczęściej ułożone wzdłuż ciała. Podobnie jak większość innych nietoperzy, ma wiele subtelnych cech, które odróżniają go jednoznacznie od innych występujących w Polsce gatunków (układ zębów, rozmiary i kształt ucha i koziółka, długość ostrogi itd.). W praktyce cech tych nikt nie sprawdza. Monitoring nietoperzy powinien być wykonywany wyłącznie przez osoby z doświadczeniem w rozpoznawaniu nietoperzy, a dla nich gatunek ten jest bardzo łatwo rozpoznawalny po samych rozmiarach oraz kształcie pyszczka i uszu. Samca od samicy można rozróżnić praktycznie wyłącznie po obecności lub braku prącia. Osobniki młode (do jednego roku życia) mają zwykle nieco ciemniejsze, szarawe futerko i pyszczek.

Jedyny gatunek, z którym może być ewentualnie w Polsce pomyłony, to nieco mniejszy od niego nocek ostrouszny *Myotis oxygnathus*, który do tej pory był raz zaobserwowany w polskich Tatrach, ale występuje na Słowacji. Gatunki te można rozróżnić, biorąc pod uwagę szerokość ucha oraz kombinację cech: stosunek długości przedramienia do długości ucha.

W terenie nocka dużego można też rozpoznawać na podstawie analizy głosów echolokacyjnych. Podczas żerowania emituje dźwięki o długości 50–90 ms i częstotliwości 25–35 kHz (niższe na otwartej przestrzeni, a wyższe w zadrzewieniach). W okresie godowym wydaje także dość złożone dźwięki socjalne. Rozpoznawanie nocków dużych na podstawie dźwięków wymaga detektorów ultrasonicznych, odpowiedniego oprogramowania do analizy dźwięków oraz dużego doświadczenia, a i tak nie zawsze jest możliwe (wiele gatunków nocków wydaje podobne dźwięki, a ich parametry często zależą od okoliczności).

4. Biologia gatunku

Gatunek ciepłolubny, występuje zwykle w pobliżu kompleksów leśnych. Na łowy wylatuje po zmroku, rzadko obserwuje się te nietoperze latające za dnia. Poluje przede wszystkim na chrząszcze, w tym najczęściej na przedstawicieli rodziny biegaczowatych *Carabidae*. W trakcie polowania zwykle lata powoli, kilkadziesiąt centymetrów nad ziemią, nasłuchując szmerów wydawanych przed wędrujące po niej potencjalne ofiary. Po namierzeniu owada spada na niego, chwytą w pyszczek i odlatuje z ofiarą, by ją zjeść w powietrzu lub zawisnąwszy na konarze. Potrafi także chwytąć latające chrząszcze w powietrzu lub zgarbiać je z liści. Nie obserwowano, by chodził po ziemi w poszukiwaniu pożywienia.

Samce w okresie aktywności żyją samotnie. Pod koniec lata rozpoczynają gody, które trwają zasadniczo do października. Wybierają wówczas kryjówki godowe na strychach, w skrzynkach dla ptaków, a także w różnego rodzaju podziemiach. Przebywające samotnie w swoich kryjówkach samce odwiedzane są w sezonie przez kilka samic, które pozostają z nimi przez kilka dni, by następnie odlecieć w poszukiwaniu innego partnera. Rzadko się zdarza, by w jednym momencie w garsonierze samca przebywała więcej niż jedna samica.



Fot. 2. Grupa nocków dużych zimujących w rezerwacie Strzalinie koło Tuczna (© A. Kepel)



Fot. 3. Fragment kolonii rozrodczej nocków dużych na strychu szkoły podstawowej w Kopankach (© A. Kepel)

Jesienią obserwuje się rojenie nocków dużych – aktywność dużych liczb osobników w obszernych kryjówkach podziemnych. Często jednej nocy w takim schronieniu może się pojawić wielokrotnie więcej nietoperzy, niż później w nim zimuje. Funkcja tego zjawiska w biologii nietoperzy nie jest jeszcze do końca poznana.

W Polsce nocki duże zimują w jaskiniach i innego rodzaju podziemiach – np. w fortyfikacjach (fot. 2). Za okres hibernacji tego gatunku przyjmuje się w naszym kraju czas od połowy września do połowy kwietnia, lecz poszczególne osobniki mogą zapadać w zimowe odrętwienie później lub budzić się wcześniej – zależy to od wieku, płci oraz kondycji samych nietoperzy, od warunków pogodowych, dostępności pokarmu i regionu kraju. Ich strategia zimowania polega na wyborze miejsc cieplejszych, ale bardziej izolowanych od zmian pogodowych i niepokojenia. Dzięki temu, choć metabolizm podczas hibernacji jest nieco szybszy niż w schronieniach chłodniejszych, gorzej izolowanych, nietoperze te mogą oszczędzać energię redukując liczbę przebudzeń koniecznych do zmiany miejsca na bardziej dogodnie. Podczas hibernacji wiszą zwykle w miejscach widocznych, pojedynczo lub w grupach liczących od dwóch do kilkuset osobników (czasem w grupach mieszanych z innymi gatunkami nietoperzy). W szczeliny i inne otwory wciskają się rzadko. Częściej spotyka się je na szczycie zamkniętych od góry, podziemnych „kominów”, wywietrzników czy wnek w stropie jaskiń. Miejsca takie, w których gromadzi się lżejsze, ciepłe powietrze, są preferowane przez nocki duże.

Po opuszczeniu zimowisk samce rozpoczynają samotnicze życie, a samice formują kolonie rozrodcze liczące zwykle od kilkudziesięciu, do kilkuset (wyjątkowo – kilku tysięcy) osobników dorosłych. Na schronienia tych kolonii wybierają kryjówki możliwie ciepłe (w takich miejscach młode szybciej się rozwijają), przestronne i ciemne. W Polsce najczęściej są to duże strychy, wyjątkowo podziemia. Gdy w okolicy (w promieniu ok. 16 km) jest kilka kolonii rozrodczych, w poszczególnych latach samice mogą wykorzystywać je

zamiennie. Stąd często spadkowi liczebności samic w jednej kolonii może towarzyszyć wzrost w innej. Ma to duże znaczenie przy ustalaniu metodyki i analizowaniu wyników monitoringu.

Na przełomie maja i czerwca (data zależy od warunków pogodowych wiosną) samice rodzą po jednym łysym i ślepy młodym (bliźniaki zdarzają się rzadko). Rozwój potomstwa jest szybki i już wieku 20–24 dni uzyskuje ono zdolność lotu. Jednak młode nocki duże stają się samodzielne dopiero w wieku ok. 6–8 tygodni. Kolonie rozpadają się w sierpniu–wrześniu, gdy nietoperze przystępują do godów i rojenia oraz zaczynają poszukiwać zimowisk.

Odległość między kolonią rozrodczą a zimowiskiem może być znaczna – nawet do ok. 400 km. Jednak najczęściej nocki duże zimują w promieniu od kilkudziesięciu do stu kilkudziesięciu kilometrów od swoich schronień letnich (Hutterer i in. 2005). Żyją średnio kilka lat, ale znajdowano także osobniki znacznie starsze (rekord – 37 lat).

5. Wymagania siedliskowe

Omawiając wymagania siedliskowe nocka dużego, należy brać pod uwagę 4 rodzaje siedlisk: schronienia letnie, schronienia zimowe, miejsca rojenia oraz żerowiska.

Schronienia letnie

Samce nocków dużych są raczej samotnikami. W okresie aktywności wybierają sobie niewielkie schronienia – np. skrzynki dla ptaków lub nietoperzy, duże dziuple, różne zakamarki na strychach (czasem tych samych, na których zlokalizowane są kolonie rozrodcze samic). Schronień tych bronią przed innymi samcami. Jeden samiec może mieć kilka ukryć, które wykorzystuje naprzemiennie przez wiele lat. Niekiedy to samo schronienie może być wykorzystywane na zmianę przez kilka samców. W przypadku strychów schronieniem samca nie jest całe poddasze, lecz np. konkretna nisza za belką. Oznacza to, że na jednym dużym strychu swoje kwatery może mieć parę samców. Kryjówki te jesienią mogą służyć jako stanowiska godowe.

Samice tworzą kolonie rozrodcze w dużych, ciepłych, izolowanych od światła schronieniach. Na południu Europy są to przede wszystkim jaskinie. W Polsce aktualnie (2008 r.) znane są jedynie cztery kolonie rozrodcze nocków dużych zlokalizowane w podziemiach (jaskinia i różne fortyfikacje). Kolonie podziemne składają się w naszym klimacie zwykle z większej liczby osobników – tylko wówczas nietoperze są bowiem w stanie same ogrzać powietrze w zajmowanej części pomieszczenia. Wszystkie pozostałe znane kolonie rozrodcze znajdują się na obszernych strychach (np. kościołów), umożliwiających nietoperzom swobodny lot (fot 3). Samice i młode wiszą zwykle w wyższych partiach strychu, w miejscach widocznych, przyczepione do różnych elementów, najczęściej drewnianych. Pod tymi miejscami gromadzą się duże ilości guana. Jeśli do tego dodamy słyszalne dla ludzi piski socjalne wydawane podczas interakcji między wiszącymi nietoperzami, po wejściu na strych zajmowany przez kolonię nocków dużych praktycznie nie można przeoczyć jej obecności. Jeśli strychy nagrzewają się w słoneczne dni do temperatury 40 °C i więcej, korzystne jest, jeśli na danym poddaszu są też miejsca nieco chłodniejsze, w które nietoperze mogą się przenieść (np. klatka schodowa prowadząca na ten strych).

W przypadku schronień kolonii rozrodczych na strychach ważne jest, by nietoperze mogły z nich łatwo wylatywać i wracać. Czasem takimi wylotami są np. otwory pod dachówkami na szczytach dachu, ale częściej są to małe, niezabezpieczone lub otwarte okienka, przez które nocki duże mogą przelatywać bez zatrzymywania się. Wyloty powinny być w miejscach osłoniętych od sztucznego oświetlenia. Nocki duże są szczególnie wrażliwe na oświetlenie otworów wylotowych i jeśli takie zostanie zamontowane, kolonia może w krótkim czasie wynieść się z danego budynku.

Samice nocków dużych wykorzystują też dziuple i różnego rodzaju skrzynki na obszarach żerowiskowych. Nie dotyczy to wyłącznie okresu godowego, ale całego sezonu. Jeśli podczas nocy warunki pogodowe się pogorszą (np. zacznie silnie padać), znaczna część samic może nie wrócić do kolonii, lecz wyszukać sobie takie kryjówki zastępcze i przeczekać w nich do poprawy pogody. Oznacza to, że ochrona drzew dziuplastych czy montowanie skrzynek dla nietoperzy może mieć także duże znaczenie dla tego gatunku. Ma to też swoje implikacje przy realizacji monitoringu kolonii.

Schronienia zimowe

Nocki duże zimują niemal wyłącznie w dobrze izolowanych od warunków zewnętrznych częściach dużych podziemi – jaskiń, obszernych piwnic, fortyfikacji (fot. 4). W Polsce najwyżżej położone znane zimowisko tego gatunku znajduje się na wysokości ponad 1900 m n.p.m. Poza ciemnością i spokojem, zimowisko nocków dużych musi także zapewniać nietoperzom wysoką wilgotność względną (85–100%), stosunkowo wysoką temperaturę (7–12°C) i brak przewiewów. W części zajmowanej przez nocki duże warunki te powinny być też stabilne przez cały okres hibernacji. Wewnątrz schronień wybierają więc często miejsca położone wysoko, w kominach zamkniętych od góry, gdzie zbiera się i stagnuje ciepłe powietrze.



Fot. 4. Optymalne zimowisko nocków dużych w rezerwacie Nietoperek – obszerne podziemia o stabilnych warunkach mikroklimatycznych (© A. Kepel)

Dla nocków dużych optymalne jest, by mogły swobodnie wlatywać do schronień zimowych. Znane są jednak przypadki (np. bunkier w Oliwie), gdzie nocki duże muszą przeciskać się do zimowisk przez niewielkie otwory. W takich miejscach ich liczebność nie jest jednak duża. Zabezpieczenia wejść kratami o zbyt gęsto ustawionych szczelkach może powodować rozbijanie się o nie nietoperzy podczas próby przelotu. Przyjmuje się, że szczelki poziome kraty powinny być od siebie oddalone o 15 cm (chodzi o szerokość prześwitu, a nie odległość między osiami prętów), a szczelki pionowe co najmniej o 50 cm.

W związku ze strategią hibernacji tego gatunku, jest on szczególnie czuły na niepokojenie podczas zimowania. Ponieważ

nocki duże często hibernują w grupach, obudzenie pojedynczego osobnika może powodować efekt domina. Budzi on kilka osobników sąsiednich, a jeśli niektóre z nich zmieniają miejsce wiszenia i dołączają do innych grup, budzą kolejne osobniki itd. Ze względu na to, że duże skupienia ncocków dużych występują często w najwyższych partiach zajmowanych pomieszczeń – dużym zagrożeniem jest też dla nich palenie ognisk w podziemiach. Ogrzane powietrze oraz dym gromadzą się bowiem w miejscu przebywania nietoperzy. Dlatego zabezpieczenie zimowisk przed penetracją przez ludzi w okresie zimowym jest bardzo ważne.

Miejsca rojenia

Jesienne (a u niektórych gatunków także wiosenne) rojenie nietoperzy jest zjawiskiem badanym od stosunkowo niedawna. Polega na odwiedzaniu niektórych podziemnych schronień przez krótki czas przez bardzo duże liczby osobników, które są wówczas bardzo aktywne. Poszczególne gatunki mają zwykle dość ściśle określony termin szczytu takiego rojenia, obejmujący zaledwie kilka dni. Jego znaczenie dla nietoperzy jest prawdopodobnie złożone – z jednej strony wiąże się zachowaniami godowymi, z drugiej zapewne ułatwia (zwłaszcza osobnikom młodym) odnajdywanie i ocenę potencjalnych zimowisk. Miejscami rojenia ncocków dużych są zwykle obszerne podziemia o dużych, łatwo dostępnych wlotach.

Żerowiska

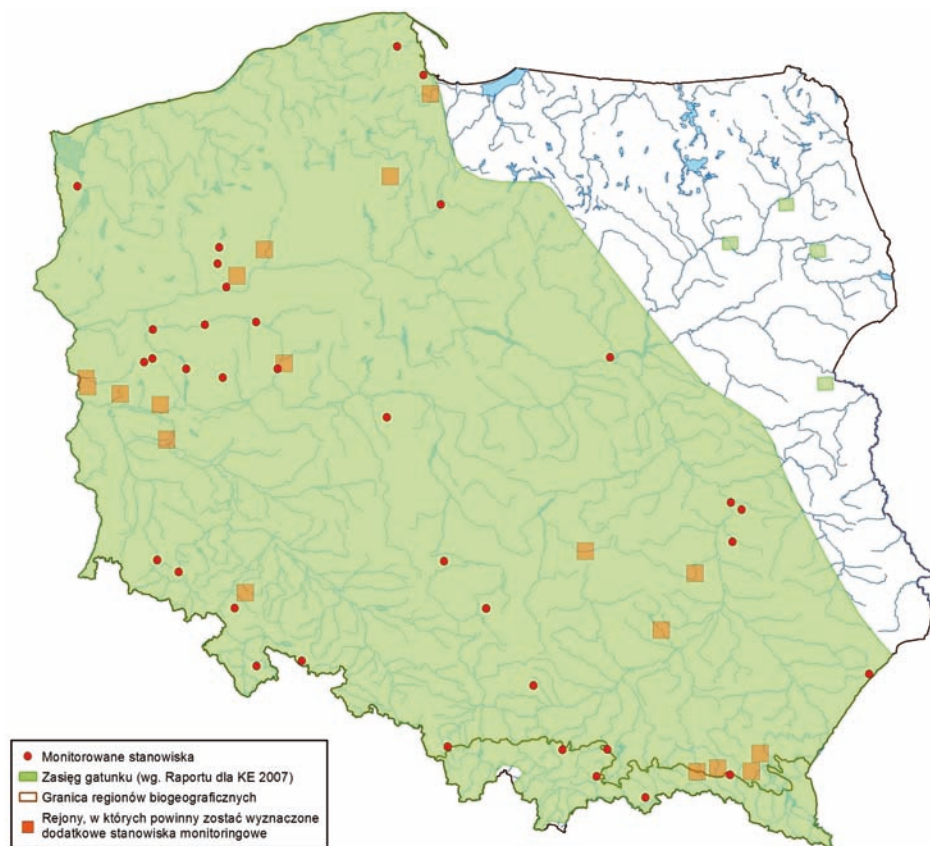
Nocki duże żerują przede wszystkim na nizinach i wyżynach do wysokości 600 m n.p.m., najczęściej w lasach liściastych (ale także w mieszanych i iglastych) o ubogim, niskim runie oraz rzadkim podszycie (fot. 5). Przyjmuje się, że aby las nadawał się w stopniu dostatecz-



Fot. 5. Przykład typowego żerowiska ncocków dużych w rezerwacie Buki nad Jeziorem Lutomskim (© A. Kepel)

nym na żerowisko dla nocka dużego, co najmniej 25% przestrzeni powinno być wolne od podszytu i 25% gruntu powinno być praktycznie pozbawione roślinności runa. Jako siedlisko o warunkach dobrych uznaje się lasy, w których oba te parametry przekraczają 50%, a jeśli przekraczają 75% – siedlisko pod względem struktury przestrzeni zbliżone jest do optymalnego. Warunki te najczęściej spełniają różne rodzaje buczyn (np. typy siedlisk 9110, 9130, 9150 z Załącznika I Dyrektywy Siedliskowej), ale także niektóre dąbrowy (np. 9110-1), grądy (9160, 9170) i kilka innych typów lasów. Badania przeprowadzone w Niemczech (Audet 1990) wskazywały, że podczas żerowania w tego typu siedliskach nocki duże spędzają ok. 95% czasu. Polują jednak także na obszarach otwartych (np. nad pastwiskami czy niedawno skoszonymi łąkami) i w innych typach siedlisk, umożliwiających chwytanie chrząszczy biegaczowatych lub rojących się chrabąszczy (np. w luźnych parkach, starych sadach).

Nietoperze te mogą przelatywać z kolonii rozrodczych na żerowiska na odległość ok. 15 km, a w razie potrzeby nawet do około 25 km. Zwykle jednak (zwłaszcza samice w okresie karmienia młodych) wolą polować w odległości mniejszej – do 8–10 km od kolonii. Podczas jednej nocy mogą odwiedzać kilka oddalonych od siebie miejsc żerowa-



Ryc. 1. Zasięg występowania nocka dużego *Myotis myotis* w Polsce (wg raportu dla Komisji Europejskiej 2007) z wyróżnieniem stanowisk monitorowanych w latach 2007–2008 (stanowiska letnie i zimowe) w ramach zadania: Monitoring gatunków i siedlisk przyrodniczych ze szczególnym uwzględnieniem specjalnych obszarów ochrony siedlisk Natura 2000 – faza pierwsza i faza druga oraz dodatkowych stanowisk proponowanych do monitoringu.

nia. Jedna samica potrzebuje przeciętnie ok. 35 ha rewiru łowieckiego. Rewiry te mogą być też większe i nachodzić się na siebie. W Niemczech, skąd pochodzą te dane, dla oceny właściwego stanu siedlisk przyjęto wskaźnik, że w promieniu 10 km wokół kolonii rozrodzkiej powinno występować co najmniej tyle hektarów odpowiednich siedlisk, ile wychodzi z pomnożenia maksymalnej liczby dorosłych samic stwierdzonej w kolonii przez 35 ha) Gdy liczba samic wzrasta, muszą one latać na większe odległości i mają kłopoty z wykarmieniem młodych, co zmniejsza sukces rozrodczy i ogranicza liczebność populacji do pojemności siedliska.

Należy zaznaczyć, że powyższe obliczenia nie muszą być właściwe dla całej Polski. Zasobność żerowisk i dostępność ofiar może być bardzo różna w zależności np. od typu siedliska, warunków klimatycznych czy metod i intensywności zwalczania „szkodników owadzych” w lasach. Niezbędne jest więc wyskalowanie tych obliczeń co najmniej dla poszczególnych regionów kraju.

6. Rozmieszczenie gatunku w Polsce

Przez Polskę przebiega północno-wschodnia granica występowania tego ciepłolubnego gatunku nietoperza. Przyjmuje się obecnie, że jego zwarty zasięg kończy się mniej więcej wzdłuż dolnej i środkowej Wisły oraz Wieprza (ryc. 1). Jednak na wschód od tej linii odkrywane są kolejne, choć mało liczne stanowiska tego gatunku, więc być może wkrótce trzeba będzie zrewidować pogląd na temat granicy zasięgu i uznać, że zasiedla on całą Polskę (Kowalski, Wojtowicz 2004, Sachanowicz, Ciechanowski 2005).

II. METODYKA

1. Koncepcja monitoringu gatunku

Gatunek ten jest od kilkunastu lat objęty badaniami w ramach zimowego monitoringu nietoperzy, prowadzonego niezależnie przez różne instytucje naukowe i organizacje pozarządowe. Kontrolowana jest corocznie większość ważniejszych zimowisk nietoperzy. Dotychczas nie funkcjonował system centralnego gromadzenia i analizy danych z monitoringu nietoperzy, który obejmowałby dane z całej Polski. Większość zimowisk jest jednak obecnie kontrolowana przez organizacje pozarządowe i instytucje skupione w Porozumieniu dla Ochrony Nietoperzy (PON). Badania te prowadzone są wg jednolitej metodyki, przez licencjonowanych inwentaryzatorów (osoby, które przeszły odpowiednie szkolenie, odbyły praktykę i zdały praktyczne i teoretyczne egzaminy potwierdzające ich umiejętności związane z prowadzeniem inwentaryzacji schronień nietoperzy). Monitoring kolonii letnich praktycznie nie był prowadzony. Jedynie w kilku koloniach przeprowadzano bardziej lub mniej regularne kontrole, bez jednolitej, uzgodnionej metodyki.

Koncepcja monitoringu noka dużego w zakresie zimowisk i kolonii letnich opiera się przede wszystkim na kontroli jego liczebności w badanych schronieniach oraz określaniu dostępności schronień, zabezpieczenia przed niepokojeniem oraz warunków mikroklimatycznych (tylko schronienia zimowe). W najbliższej przyszłości konieczne będzie przetestowanie metodyki monitoringu żerowisk, co musi być poprzedzone ich zlokalizowaniem w oparciu o nasłuchy przy użyciu detektorów ultrasonicznych, pozwalające śledzić aktywność nietoperzy.

2. Wskaźniki i ocena stanu ochrony gatunku

Schronienia letnie

Wskaźniki stanu populacji i stanu siedliska

Monitoring schronień letnich dotyczy wyłącznie kolonii rozrodczych. Co prawda w monitorowanych schronieniach mogą także przebywać pojedyncze samce, jednak przyjmuje się, że ich obecność mieści się i tak w granicach błędu pomiarowego.

Przyjęte wskaźniki populacyjne dotyczą nie tylko liczebności samic przystępujących do rozrodu, ale także orientacyjnego sukcesu rozrodczego, szacowanego na krótko przed uzyskaniem zdolności lotu przez młode. Wskaźniki dotyczące siedliska obejmują ewentualne niekorzystne zmiany jego dostępnej dla nietoperzy powierzchni, możliwości niepokojenia tych zwierząt oraz obecności i drożności wylotów (tab. 1). Pominięto warunki mikroklimatyczne, gdyż ich ocena jest bardzo trudna podczas pojedynczych kontroli.

Tab. 1. Proponowane wskaźniki stanu populacji i stanu siedliska nocka dużego – schronienia letnie (kolonie rozrodcze)

Wskaźnik	Miara	Sposób pomiaru/określenia
Populacja		
Liczebność	Liczba osobników dorosłych	Liczenie osobników bezpośrednio w kolonii, na wylotach lub metodą mieszaną
Struktura wiekowa	%	Stosunek liczby osobników młodych do osobników dorosłych ustalony na podstawie policzenia wszystkich osobników
Siedlisko		
Powierzchnia schronienia dostępna (dogodna) dla nietoperzy	Wskaźnik opisowy – zmniejszenie dostępnej dla nietoperzy powierzchni schronienia	Szacunek eksperta dotyczący zmian powierzchni schronienia dogodnej dla nietoperzy w czasie ostatnich 5 lat
Zabezpieczenie przed niepokojeniem nietoperzy	Wskaźnik opisowy – obecność i skuteczność zabezpieczeń	Ocena ekspercka dot. obecności, poprawności i stanu zabezpieczeń
Dostępność wylotów dla nietoperzy	Wskaźnik opisowy – obecność i drożność wylotów	Ocena ekspercka dot. dostępności wylotów dla nietoperzy i ich drożności

Tab. 2. Waloryzacja wskaźników stanu populacji i stanu siedliska nocka dużego – schronienia letnie (kolonie rozrodcze)

Wskaźnik/ Ocena*	FV	U1	U2	XX
Populacja				
Liczebność	Liczba osobników dorosłych większa niż 80% liczby z ubiegłego roku + jeśli dane dostępne, istotny statystycznie średni spadek liczebności z wielolecia nie większy niż 5% rocznie	Wyniki pośrednie między FV i U2	Liczba osobników dorosłych mniejsza niż 50% liczby z ubiegłego roku lub jeśli dane dostępne, istotny statystycznie średni spadek liczebności z wielolecia większy niż 10% rocznie	Brak porównywalnych danych z ubiegłego roku i z wielolecia lub brak danych z tego roku, lub rodzaj obiektu uniemożliwia wiarygodne policzenie nietoperzy z dokładnością min. +/- 25%

Struktura wiekowa**	Liczebność młodych pokrytych futrem, ale przed uzyskaniem zdolności lotu, większa niż 70% dorosłych osobników z liczenia wiosennego, a jeśli go nie było – 75% z dnia liczenia młodych	Wyniki pośrednie między FV i U2	Liczebność młodych pokrytych futrem, przed uzyskaniem zdolności lotu, mniejsza niż 30% dorosłych osobników z liczenia wiosennego, a jeśli go nie było – z dnia liczenia młodych	Nie prowadzono liczenia młodych we właściwym terminie, rodzaj obiektu uniemożliwia policzenie młodych z dokładnością min. +/- 10% lub liczebność populacji jest FV, pomimo że w ciągu ostatnich 3 lat ten parametr był U1 lub U2
Siedlisko				
Powierzchnia schronienia dostępna (dogodna) dla nietoperzy***	Powierzchnia schronienia dostępna dla nietoperzy nie uległa zmniejszeniu w ciągu ostatnich 5 lat, a jeśli uległa zmniejszeniu wcześniej, liczebność jest FV	Powierzchnia schronienia dostępna dla nietoperzy w ciągu ostatnich 5 lat uległa zmniejszeniu, jednak nie dotyczy to fragmentów o kluczowym znaczeniu dla ncocków dużych, a jeśli uległa zmniejszeniu przed 5 latami – liczebność jest U1 lub XX	W ciągu ostatnich 5 lat powierzchnia schronienia dostępna dla nietoperzy uległa uszczupleniu o fragmenty o kluczowym znaczeniu dla ncocków dużych, a jeśli miało to miejsce przed 5 latami – liczebność jest U2	Powierzchnia schronienia w ciągu ostatnich 5 lat uległa zmniejszeniu, jednak nie wiadomo, czy wyłączone fragmenty miały znaczenie dla ncocków dużych
Zabezpieczenie przed niepokojeniem nietoperzy	Obiekt jest zabezpieczony i nietoperze nie są niepokojone przez ludzi w okresie przebywania	Dostęp ludzi do wnętrza obiektu jest utrudniony, jednak możliwy i zdarzają się przypadki niepokojenia (np. przez mieszkańców) lub dostęp nie jest zabezpieczony, jednak presja jest niewielka	Obiekt nie jest zabezpieczony lub jest zabezpieczony nieskutecznie i presja ze strony ludzi jest istotna lub potencjalnie istotna	Dostęp ludzi do wnętrza obiektu jest utrudniony lub trudny do określenia i brak danych umożliwiających ocenę istniejącej lub potencjalnej presji
Dostępność wylotów dla nietoperzy	Wyloty są stale dostępne w wystarczającej liczbie i brak czynników utrudniających korzystanie z nich przez nietoperze lub ponad 3 lata temu część wylotów została zamknięta albo powstały w nich utrudnienia, ale obecnie liczebność ncocków dużych nie jest mniejsza od tej sprzed powstania tej przeszkody	Znacząca część wylotów w ciągu ostatnich 3 lat przestała być drożna, a pozostałe wyloty mają utrudnienia lub jest ich tak mało, że stanowi to utrudnienie lub zagrożenie dla nietoperzy, jednak nie stwierdzono jeszcze spadku liczebności nietoperzy z tego powodu	Znacząca część wylotów wykorzystywanych niegdyś przez nietoperze przestała być drożna, ma utrudnienia lub stanowi zagrożenie (np. kontuzje lub presja drapieżników), przy czym zagrożenie to zostało potwierdzone (np. znalezione ranne nietoperze), albo jeśli większość wylotów wykorzystywanych przez nietoperze jest w okresie przebywania nietoperzy oświetlona nocą	Liczba wylotów jest niewielka i trudno dostępne, ale trudno ocenić, czy stanowi to istotne utrudnienie dla nietoperzy

*FV – stan właściwy, U1 – stan niezadowolający, U2 – stan zły, XX – stan niezany

** – wskazana weryfikacja skali tego wskaźnika po 5 latach monitoringu

*** – pod pojęciem „zmniejszenie” rozumie się zarówno całkowite odcięcie dostępu nietoperzy do jakiejś części obiektu, jak i zagospodarowanie jej w sposób znacząco zmniejszający przydatność dla nietoperzy

Wskaźniki kardynalne

- brak

Ocena stanu populacji

Ocena stanu populacji gatunku w schronieniu letnim opiera się na porównaniu liczebności obserwowanej w danym roku z danymi z sezonu poprzedniego oraz analizie długookresowych trendów liczebności, a także na ocenie względnego sukcesu rozrodczego w danym sezonie. Ustalając wartości procentowe dla wskaźników liczebności uwzględniono różne charakterystyki dynamiki populacji nocka dużego, jednak wartości graniczne są przyjęte arbitralnie, z uwzględnieniem dotychczasowych doświadczeń.

Ocena stanu siedliska

Przy ustalaniu oceny stanu siedliska na podstawie ocen poszczególnych wskaźników należy stosować zasadę, obowiązującą przy opracowaniu raportów do Komisji Europejskiej z wyników monitoringu stanu zachowania gatunków i typów siedlisk przyrodniczych:

FV – jeśli wszystkie wskaźniki oceniono na FV lub jeden – XX, a pozostałe – FV,

U1 – jeden lub więcej U1, brak U2,

U2 – jeden lub więcej U2,

XX – jeśli wszystkie oceny XX, albo dwie lub więcej XX, a reszta FV.

Perspektywy zachowania

Jest to ocena ekspercka. Przy ocenie tego parametru bierzemy pod uwagę aktualny stan populacji i siedliska, aktualne oddziaływania i spodziewane zagrożenia gatunku na stanowisku (planowane zmiany w użytkowaniu obiektu, planowane założenie oświetlenia budynku, w którym znajduje się kolonia, planowany remont), a także dotychczas przeprowadzone zabiegi na rzecz ochrony, jak np. zainstalowanie platformy na guano (odchody nietoperzy). Przydatny może być wywiad z właścicielem obiektu.

Ocena ogólna

Ogólna ocena stanu zachowania gatunku na stanowisku jest wyprowadzana z 3 ocen częściowych (populacja, siedlisko, perspektywy), w sposób opisany dla oceny stanu siedliska.

Schronienia zimowe

Wskaźniki stanu populacji i stanu siedliska

Wskaźniki przyjęte dla oceny zimowisk są podobne jak w przypadku kolonii rozrodczych. Jednak dla oceny stanu populacji przyjęto tylko jeden wskaźnik – łączną liczbę osobników tego gatunku stwierdzoną w zimowisku, bez rozróżniania wieku i płci. W ocenie siedliska możliwe jest uwzględnienie mikroklimatu – jest on znacznie stabilniejszy w zimowiskach niż w koloniach rozrodczych, a przez to możliwy do oceny podczas pojedynczej kontroli.

Tab. 3. Proponowane wskaźniki stanu populacji i stanu siedliska nocka dużego – schronienia zimowe

Wskaźnik	Miara	Sposób pomiaru/określenia
Populacja		
Liczebność	Liczba zimujących osobników	Liczenie hibernujących osobników
Siedlisko		
Powierzchnia	Wskaźnik opisowy – zmniejszenie powierzchni schronienia dogodnej dla nietoperzy	Szacunek eksperta dotyczący zmian powierzchni schronienia dogodnej dla nietoperzy w czasie ostatnich 5 lat
Zabezpieczenie przed niepokojeniem nietoperzy	Wskaźnik opisowy – obecność i skuteczność zabezpieczeń	Ocena ekspercka dot. obecności, poprawności i stanu zabezpieczeń
Dostępność wylotów dla nietoperzy	Wskaźnik opisowy – obecność i drożność wylotów	Ocena ekspercka dot. dostępności wylotów dla nietoperzy i ich drożności
Warunki mikroklimatyczne	Wskaźnik opisowy – zmiany w stosunku do optimum dla gatunku	Szacunek eksperta dot. warunków mikroklimatycznych w okresie hibernacji i ich zmian

Tab. 4. Waloryzacja wskaźników stanu populacji i stanu siedliska nocka dużego – schronienia zimowe

Wskaźnik/ Ocena*	FV	U1	U2	XX
Populacja				
Liczebność	Liczba osobników dorosłych większa niż 80% liczby z ubiegłego roku + jeśli dane dostępne, istotny statystycznie średni spadek liczebności z wielolecia nie większy niż 5% rocznie	Wyniki pośrednie między FV i U2	Liczba osobników dorosłych mniejsza niż 50% (w przypadku zimowisk o liczbie referencyjnej powyżej 1000 nocków dużych – mniejsza niż 75%) liczby z ubiegłego roku lub jeśli dane dostępne, istotny statystycznie średni spadek liczebności z wielolecia większy niż 10% rocznie	Brak porównywalnych danych z ubiegłego roku i z wielolecia lub brak danych z tego roku, lub rodzaj obiektu uniemożliwia wiarygodne policzenie nietoperzy z dokładnością min. +/- 25%
Siedlisko				
Powierzchnia	Powierzchnia zimowiska wykorzystywana przez nocki duże i dostępna dla nietoperzy nie uległa zmniejszeniu w ciągu ostatnich 5 lat, a jeśli uległa zmniejszeniu wcześniej, liczebność jest FV	Powierzchnia zimowiska wykorzystywana przez nocki duże i dostępna dla nietoperzy w ciągu ostatnich 5 lat uległa zmniejszeniu, jednak nie dotyczy to fragmentów o kluczowym znaczeniu dla nietoperzy, a jeśli uległa zmniejszeniu przed 5 latami – liczebność jest U1 lub XX	W ciągu ostatnich 5 lat powierzchnia zimowiska wykorzystywana przez nocki duże i dostępna dla nietoperzy uległa uszczupleniu o fragmenty o kluczowym znaczeniu dla nocków dużych, a jeśli miało to miejsce przed 5 latami – liczebność jest U2	Powierzchnia schronienia dostępna dla nietoperzy w ciągu ostatnich 5 lat uległa zmniejszeniu, jednak nie wiadomo, czy wyłączone fragmenty miały znaczenie dla nocków dużych

Zabezpieczenie przed niepokojeniem nietoperzy	Stanowisko jest całkowicie zabezpieczone przynajmniej w okresie zimowym i nietoperze nie są niepokojone przez ludzi w trakcie hibernacji	Dostęp ludzi do najważniejszych dla nocków dużych części obiektu jest utrudniony co najmniej w okresie zimowym, jednak możliwy i zdarzają się przypadki wchodzenia osób niepowołanych lub dostęp nie jest zabezpieczony, jednak presja jest niewielka	Stanowisko lub jego najważniejsze dla nocków dużych części nie są zabezpieczone lub są zabezpieczone nieskutecznie i presja ze strony ludzi jest istotna lub potencjalnie istotna	Dostęp ludzi do najważniejszych dla nocków dużych części jest utrudniony lub trudny do określenia i brak danych umożliwiających ocenę istniejącej lub potencjalnej presji
Dostępność wylotów dla nietoperzy	Wyloty są stale dostępne w wystarczającej liczbie i brak czynników utrudniających korzystanie z nich przez nietoperze, lub ponad 3 lata temu część wylotów została zamknięta albo powstały w nich utrudnienia, ale obecnie liczebność nie jest mniejsza od tej sprzed powstania tej przeszkody	W przypadku którejkolwiek z oddzielnych części zimowiska wykorzystywanej regularnie przez nocki duże część ważnych wylotów z niej w ciągu ostatnich 3 lat przestała być drożna, a pozostałe wyloty mają utrudnienia (np. kraty o gęsto pionowo ustawionych prętach, krzewy) lub jest ich tak mało, że stanowi to utrudnienie lub zagrożenie dla nietoperzy	W przypadku którejkolwiek z oddzielnych części zimowiska wykorzystywanej regularnie przez nocki duże znacząca część wylotów wykorzystywanych niegdyś przez nietoperze przestała być drożna, ma utrudnienia lub stanowi zagrożenie (np. presja drapieżników), przy czym zagrożenie to zostało potwierdzone (np. znalezione ranne nietoperze lub wyraźny spadek liczebności w tej części zimowiska)	Liczba dostępnych wylotów z którejkolwiek z oddzielnych części zimowiska wykorzystywanej regularnie przez nocki duże uległa zmniejszeniu lub powstały w nich utrudnienia, ale wciąż istnieją wyloty dostępne i trudno ocenić, czy stanowi to istotne utrudnienie dla nietoperzy, albo brak danych na temat zmian w dostępności wylotów w ciągu ostatnich 3 lat.
Warunki mikroklimatyczne	We wszystkich oddzielnych częściach stanowiska regularnie zajmowanych przez nocki duże warunki mikroklimatyczne są zbliżone do tych w okresie referencyjnym lub lepsze, albo ponad 5 lat temu co najmniej w jednej części stanowiska uległy pogorszeniu, ale obecnie liczebność na całym stanowisku nie jest mniejsza od tej sprzed tego pogorszenia	W porównaniu z okresem referencyjnym co najmniej w jednej oddzielnej części stanowiska regularnie zajmowanej przez nietoperze w miejscu zimowania nocków dużych w ciągu ostatnich 5 lat parametry mikroklimatyczne (temperatura, wilgotność lub przewiew) uległy pogorszeniu w stosunku do optimum dla nocków dużych, ale wciąż pozostaje na tyle dużo miejsc o warunkach korzystnych, że nie zaobserwowano jeszcze negatywnego wpływu tej zmiany na liczebność tych nietoperzy	W przypadku którejkolwiek z oddzielnych części zimowiska wykorzystywanej regularnie przez nocki duże w porównaniu z okresem referencyjnym w miejscu zimowania nocków dużych parametry mikroklimatyczne (temperatura, wilgotność lub przewiew) uległy pogorszeniu w stosunku do optimum dla nocków dużych, przy czym dotyczy to albo większości miejsc, w których zimują nocki duże, albo wystąpił spadek liczebności na tym stanowisku wyrażony z tą zmianą	Brak informacji o wcześniejszych warunkach mikroklimatycznych na tym stanowisku lub w ciągu ostatnich 5 lat zaszło pogorszenie warunków w niewielkiej części stanowiska i trudno określić, czy mogło to mieć wpływ na liczebność nocków dużych.

*FV – stan właściwy, U1 – stan niezadowolający, U2 – stan zły, XX – stan niezany

Wskaźniki kardynalne

- brak

Ocena stanu populacji

Ocena stanu populacji gatunku na zimowisku opiera się na porównaniu liczebności obserwowanej w danym roku z danymi z sezonu poprzedniego oraz analizie długookresowych trendów liczebności. Ustalając wartości procentowe dla wskaźników liczebności, uwzględniono różne charakterystyki dynamiki populacji nocka dużego, jednak wartości graniczne są przyjęte arbitralnie, z uwzględnieniem dotychczasowych doświadczeń.

Ocena stanu siedliska

Przy ustalaniu oceny stanu siedliska na podstawie ocen dla wskaźników należy stosować zasadę, obowiązującą przy opracowaniu raportów do Komisji Europejskiej z wyników monitoringu stanu zachowania gatunków i typów siedlisk przyrodniczych:

FV – jeśli wszystkie oceny dla wskaźników FV lub jedna XX, a pozostałe FV

U1 – jeden lub więcej U1, brak U2

U2 – jeden lub więcej U2

XX – jeśli wszystkie XX, albo dwie lub więcej XX, a reszta FV

Perspektywy zachowania

Jest to ocena ekspercka. Przy ocenie tego parametru bierzemy pod uwagę aktualny stan populacji i siedliska, aktualne oddziaływania i spodziewane zagrożenia gatunku na stanowisku (jak niepokojenie nietoperzy, wandalizm, planowane zmiany w użytkowaniu obiektu, jak np. plan zagospodarowania podziemi). Przydatne mogą być też wywiady z właścicielem obiektu i z lokalnymi mieszkańcami.

Ocena ogólna

Ogólna ocena stanu zachowania gatunku na stanowisku jest wyprowadzana z 3 ocen częściowych (populacja, siedlisko, perspektywy), w sposób opisany dla oceny stanu siedliska.

Uwagi

Ustalając wartości procentowe dla wskaźników liczebności, uwzględniono przeciętny sukces rozrodczy i inne parametry dynamiki populacji nocka dużego, jednak wartości graniczne są przyjęte arbitralnie, z uwzględnieniem dotychczasowych doświadczeń i wyników uzyskiwanych w ostatnich latach w Polsce.

Uwzględniono także, że nietoperze dysponują zdolnościami adaptacyjnymi i mogą przemieszczać się w ramach stanowiska, a potencjalna maksymalna pojemność niektórych schronień jest często wielokrotnie wyższa niż obserwowane liczebności nietoperzy. Przyjęto więc, że jeśli ograniczone zmiany siedliska nie spowodują spadku liczebności nocków dużych, po kilku latach (okres uzależniony od rodzaju zmiany) można uznać dany czynnik za FV.

Biorąc pod uwagę powyższe ograniczenia i założenia, wskazane jest dokonanie weryfikacji sposobu wyprowadzania ocen po ok. 6 latach funkcjonowania monitoringu.

Oceny te dotyczą wyłącznie poszczególnych stanowisk monitoringowych. Ocena dla populacji gatunku nie może być wynikiem prostego podsumowania ocen dla monitorowanych obiektów. Musi opierać się także na statystycznej analizie długookresowych trendów liczebności na wszystkich monitorowanych stanowiskach i powinna być przeprowadzana osobno dla populacji zimującej i osobno dla rozrodczej, gdyż nie są one tożsame.

3. Opis badań monitoringowych

Wybór powierzchni monitoringowych i ich sugerowana wielkość

Schronienia letnie

Jako letnie stanowisko monitoringowe przyjmuje się schronienie jednej kolonii rozrodczej, obejmujące strych jednego budynku lub inny obiekt – niezależnie od tego, jak bardzo podczas kontroli skupione były poszczególne osobniki. Kolonie rozrodcze nocków dużych znajdują się zazwyczaj na strychach. Rozmiary takich obiektów są różne – od bardzo wysokich (np. wieże lub strychy dużych kościołów) po stosunkowo niewielkie, ale umożliwiające swobodny lot nietoperzom (np. strychy niewielkich budynków). Jak zaznaczono wcześniej, w Polsce znane są obecnie zaledwie 4 kolonie rozrodcze nocka dużego w schronieniach podziemnych.

Czasem kilka kolonii rozrodczych nocka dużego może się znajdować stosunkowo blisko siebie i samice mogą je wykorzystywać naprzemiennie w różnych sezonach (niekiedy także w trakcie jednego sezonu). Jednak jako pojedyncze stanowisko należy zawsze traktować pojedyncze schronienie jednej kolonii. Obecność większej ich liczby będzie uwzględniana dopiero przy statystycznej analizie danych co najmniej na poziomie regionalnym.

Optymalne by było, aby monitoringiem objęte były wszystkie znane kolonie rozrodcze tego gatunku. Ich liczba nie jest zbyt wielka, a zanik schronień odpowiednich dla tych kolonii stanowi obecnie jedno z podstawowych zagrożeń dla nocków dużych w Polsce. Stały monitoring jest jednym z działań wspomagających ich ochronę.

Jako minimum należałoby objąć monitoringiem wszystkie kolonie rozrodcze o znaczeniu co najmniej regionalnym, wg kryteriów przyjętych w stosunku do tego gatunku dla Polski przez Porozumienie dla Ochrony Nietoperzy (PON) i powtórzonych w rozporządzeniu Ministra Środowiska z 16 maja 2005 r. w sprawie typów siedlisk przyrodniczych oraz gatunków roślin i zwierząt, wymagających ochrony w formie wyznaczenia obszarów Natura 2000 – DzU 2005, nr 94, poz. 795 (w kolonii stwierdzono 200 lub więcej nocków dużych – dorosłych z młodymi, przy czym jeśli stanowisko jest ważne z innej przyczyny, np. znajduje się na skraju zasięgu gatunku lub jest to schronienie kolonii rozrodczej w podziemiach, liczebności te mogą być także niższe).

W latach 2007–2008 monitorowano 24 kolonie letnie. Proponuje się objąć monitoringiem kolejnych 14 kolonii (por. ryc. 1).

Schronienia zimowe

Zimowe stanowisko monitoringowe stanowi pojedynczy obiekt podziemny lub też kompleks takich obiektów leżących blisko siebie (w odległości kilkadziesiąt do ok. 200 m pomiędzy wlotami). Będą to zazwyczaj jaskinie, sztolnie, fortyfikacje, rzadziej przestronne piwnice. Nocki duże praktycznie nie występują w przydomowych piwniczkach czy studniach (pojedyncze przypadki zimowania w takich miejscach nie mają zapewne większego znaczenia dla analizy trendów całej populacji).

Stanowiska zimowe do monitoringu powinny być dobierane z uwzględnieniem następujących kryteriów.

- 1) Powinny być one rozmieszczone na terenie całego krajowego zasięgu gatunku (z uwzględnieniem nierównomiernego rozpoznania w różnych regionach);

- 2) W pierwszej kolejności do corocznego monitoringu należy włączać zimowiska o znaczeniu przynajmniej regionalnym, wg kryteriów przyjętych w stosunku do tego gatunku dla Polski przez PON i powtórzonych w cytowanym wyżej rozporządzeniu w sprawie typów siedlisk przyrodniczych oraz gatunków roślin i zwierząt, wymagających ochrony w formie wyznaczenia obszarów Natura 2000 (w uproszczeniu: zimowiska ze 150 lub więcej nockami dużymi, przy czym jeśli w zimowisku występują duże liczebności innych nietoperzy albo stanowisko jest ważne z innej przyczyny – np. znajduje się na skraju zasięgu gatunku, liczebności te mogą być także niższe).
- 3) Corocznym monitoringiem powinien być bezwzględnie objęty system podziemi Międzyrzeckiego Rejonu Umocnionego (Nietoperek) – największe zimowisko tego gatunku w tej części Europy.

Wybierając obiekty do monitoringu zimowego, należy starać się, aby grupy zimowisk składające się z wielu obiektów, zwłaszcza położonych blisko siebie, kontrolowane były w całości (np. forty modlińskie, forty w Poznaniu, jaskinie rezerwatu Sokole Góry, jaskinie na Wyżynie Wieluńskiej). Każdy taki kompleks powinien być kontrolowany w całości w możliwie jednym terminie. Pożądane jest też objęcie monitoringiem również pewnej liczby zimowisk grupujących niewielkie liczby nietoperzy, np. schronów bojowych.

W latach 2007–2008 monitorowano 12 stanowisk zimowych. Proponuje się objąć monitoringiem kolejne trzy (por. ryc. 1).

Sposób wykonywania badań

Wskazówki ogólne

Wszystkie grupy, które w ramach badań monitoringowych samodzielnie zbierają dane terenowe (ew. poza monitoringiem żerowisk), powinny być prowadzone przez osoby, których umiejętność rozpoznawania nietoperzy oraz znajomość zasad postępowania w schronieniach jest potwierdzona (np. poprzez posiadanie licencji chiropterologicznej PON odpowiedniego stopnia). W skład tych grup mogą wchodzić osoby niedoświadczone, pod warunkiem wcześniejszego poinstruowania przez prowadzącego o zasadach zachowania w kryjówkach nietoperzy. Kierownicy grup są odpowiedzialni za wcześniejsze uzyskanie odpowiednich zezwoleń od organów ochrony przyrody oraz użytkowników obiektów.

Wyniki monitoringu poszczególnych obiektów nie dają możliwości oceny trendów populacji. Do tego celu konieczna jest analiza statystyczna wyników z możliwie wielu zimowisk i z dłuższego okresu. Badania „monitoringowe” prowadzone przez różne ośrodki, jednak bez centralnego zbierania i analizy danych, mają niewielki sens. Dlatego warunkiem uzyskiwania zezwoleń na te badania powinno być przekazywanie danych organowi lub instytucji wykonującej zestawienia zbiorcze. Wiąże się to jednak także z koniecznością wsparcia tych badań.

W związku z tym, że nocki duże przemieszczają się od kilkudziesięciu, do kilkuset kilometrów między miejscami rozrodu i zimowiskami, dla skuteczniejszego rozpoznania związków pomiędzy obserwowanym zanikiem niektórych kolonii a różnymi zagrożeniami, wskazane są badania związane z trwałym znakowaniem nietoperzy (obrączkowanie) w koloniach rozrodczych i ewentualnie w trakcie jesiennych rojeń.

Schronienia letnie

Badanie wskaźników stanu populacji

W przypadku monitoringu letniego liczebność osobników danej kolonii jest podstawowym wskaźnikiem, obrazującym aktualną sytuację i tendencje. Jej wahania mogą być wypadkową:

- zmian w całej lokalnej populacji,
- zmian w siedlisku zajmowanym przez daną kolonię – np. w bazie pokarmowej lub na szlakach przelotów,
- zmian w schronieniu zajmowanym przez daną kolonię.

W ramach monitoringu liczenia w koloniach rozrodczych powinny być prowadzone dwukrotnie. Pierwsze liczenie powinno odbywać się przed urodzeniem młodych, ewentualnie krótko później (maj, ewentualnie początek czerwca), i obejmować wyłącznie dorosłe osobniki. Drugie powinno być wykonane w lipcu, ale jeszcze przed uzyskaniem przez młode zdolności lotu, gdy istnieje możliwość odróżnienia osobników dorosłych i młodych. Obie te grupy powinny być wówczas policzone oddzielnie.

Docelowo przy analizie wyników powinno się brać pod uwagę porównanie z wynikami z lat poprzednich, a także porównanie liczby podrośniętych młodych z początkową liczbą osobników dorosłych. Ponieważ zwierzęta nie są chwywane, nie ma możliwości oceny struktury płci.

Podczas inwentaryzacji kolonii rozrodczej dorosłe nocki duże powinny być liczone wewnątrz obiektu lub podczas wylotów z niego. Kontrola liczebności nietoperzy w danej kolonii powinna odbywać się za pomocą metody najlepiej dostosowanej do danego obiektu. Dla porównywalności danych ważne jest, aby metodę tę stosować konsekwentnie w kolejnych latach.

Tam, gdzie to możliwe, zwierzęta powinny być liczone podczas wylotów ze strychu, na zewnątrz budynku. Po zakończeniu tej czynności (gdy intensywność wylotów zbliżała się do zera), należy skontrolować strych w celu policzenia osobników, które nie wyleciały.

Podczas liczenia nietoperzy opuszczających wieczorem kolonię należy unikać świecenia latarkami na otwory, przez które nietoperze wylatują ze schronienia. To może płoszyć nietoperze, a przez to zakłócić wyniki. Dopuszczalne, a nawet wskazane jest używanie noktowizorów – także z własnym oświetleniem podczerwonym. Bardzo przydatne jest także użycie detektora ultrasonicznego, który będzie ostrzegał o każdorazowym opuszczaniu schronienia przez nietoperze (brak detektora jest uzasadniony jedynie w przypadku obiektów tak dużych, że miejsca wylotów są poza zasięgiem czułości mikrofonu).

Liczenie nietoperzy wylatujących z kryjówek jest bardziej czasochłonne niż liczenie na strychu – podczas jednego wieczoru można policzyć nietoperze tylko w jednej kryjówce, a ponadto niezbędny jest zwykle udział kilku osób, gdyż nietoperze najczęściej wylatują kilkoma otworami.

Jeśli nie ma możliwości policzenia nietoperzy w schronieniu, metoda liczenia osobników wylatujących może być stosowana przed porodami, albo po upływie co najmniej 2 tygodni po porodach. Pomiędzy tymi okresami część samic pozostaje w kryjówce z nowonarodzonymi młodymi.

W niektórych przypadkach nie ma możliwości policzenia wylatujących zwierząt (np. bardzo duże połaci dachu w wysokim kościele – wówczas po zmroku w ogóle nie widać

wylatujących zwierząt). W takich przypadkach można ograniczyć się do liczenia zwierząt na strychach za dnia – gdy wszystkie nocki duże są w kolonii. Nie należy jednak tego robić w okresie porodów.

Nocki duże są nietoperzami wybierającymi na schronienia miejsca raczej przestronne, zwykle stosunkowo łatwo dostępne dla człowieka. Nie chowają się w szczelinach, co pozwala na skuteczne policzenie większości (jeśli nie wszystkich) osobników. Jednak czasem zajmują miejsca, do których trudno wejść, lub wiszą zbyt wysoko, żeby je dokładnie policzyć. Z kolei w małych pomieszczeniach wejście i dłuższe przebywanie liczących osób może powodować niepokojenie zwierząt i ich podrywanie się do lotu. W takich sytuacjach można wykorzystywać fotografie. Aby nie niepokoić zwierząt długim oświetlaniem, wykonuje się zdjęcia, z których później zlicza się osobniki.

W przypadku monitoringu liczebności kolonii rozrodczych podczas kontroli schronienia ważne jest zachowanie ciszy i rozpoczynanie liczenia od miejsca największej koncentracji nietoperzy, jeśli je znamy (Kowalski, Lesiński 2001a). Zaniepokojenie tych zwierząt w kolonii może spowodować, że zanim dojdziemy do miejsca jej przebywania, część osobników zdąży się ukryć w załomach ścian i szczelinach.

W miarę możliwości należy wybrać na liczenia dni chłodne – nietoperze są wtedy mniej ruchliwe, często zbite w grupy i nie płoszą się tak szybko, jak przy wyższych temperaturach. Należy jednak unikać dni następujących po nocach, podczas których zaczął padać deszcz. W takich przypadkach część samic mogła pozostać na żerowisku w schronieniach tymczasowych, a więc wyniki mogą być zaniżone.

Jeśli posiadamy noktowizory, wskazane jest przeprowadzenia liczenia za ich pomocą, dzięki czemu unikamy używania płoszącego nietoperze światła widzialnego. Niestety, nie we wszystkich typach schronień noktowizory dają techniczne możliwości policzenia nietoperzy. Najlepsze do tego celu są urządzenia o niewielkim przybliżeniu, dające ostry obraz ze stosunkowo małej odległości oraz posiadające własne źródło światła podczerwonego.

Należy unikać używania zbyt silnego światła. Z drugiej strony małe, słabe latarki mogą dawać zbyt mało światła, by możliwe było policzenie nocków dużych wiszących u szczytu wysokiego strychu. Dlatego przy wyborze źródła światła należy się kierować rodzajem schronienia. Na strychach małych (do ok. 4 m wysokości) wskazane jest używanie latarek z czerwonym filtrem (czerwone światło jest słabo widoczne dla nietoperzy, dzięki temu ma na nie mniejsze oddziaływanie).

Badanie wskaźników stanu siedliska

W ramach oceny stanu siedliska obserwatorzy określają powierzchnię schronienia dostępną dla nietoperzy (kontrolują, czy nie uległa uszczupleniu w odniesieniu do stanu z poprzedniej kontroli), dostępność wlotów oraz zabezpieczenie schronienia przed niepokojeniem nietoperzy. Ważne jest posiadanie opisu/dokumentacji każdego obiektu, określającej stan wyjściowy.

Wielkość obiektu nie musi przekładać się na liczebność i stan ochrony kolonii rozrodczej. W dużych obiektach mogą występować małe kolonie i odwrotnie. Znaczenie ma jednak to, czy powierzchnia dostępna dla nietoperzy jest stała, czy też ulega zmniejszeniu – np. pod wpływem zagospodarowania części strychu. Dlatego w ocenie parametru „powierzchnia” ocenia się zmiany powierzchni i przestrzeni dostępnej dla nietoperzy w ciągu ostatnich 5 lat.

Przy ocenie zabezpieczenia nietoperzy przed niepokojeniem bierze się pod uwagę nie tylko obecność technicznych zabezpieczeń i ich skuteczność, ale i inne czynniki, które wpływają na to, czy nietoperze są niespokojne (a więc także np. położenie kolonii i wielkość potencjalnej presji).

Oceniając dostępność wylotów dla nietoperzy zwraca się na uwagę na ich liczbę (ważne są też zmiany tej liczby w ostatnich latach) oraz obecność wszelkich czynników mogących utrudniać korzystanie z tych wylotów przez nocki duże (zarówno przeszkody fizyczne, jak i np. ich oświetlenie).

Wszystkie te czynniki, jak i perspektywy ochrony, obejmujące m.in. plany właściciela dotyczące przyszłego zagospodarowania danego obiektu, ocenia się nie tylko na podstawie obserwacji w trakcie badań inwentaryzacyjnych, ale i poprzez wywiad z użytkownikiem/właścicielem obiektu.

W przypadkach nagłego opuszczenia kolonii przez nietoperze jeszcze przez co najmniej 3 lata nie należy zarzucać monitoringu, ale należy starać się ustalić i usunąć przyczynę i obserwować, czy nietoperze wrócą. Jednocześnie warto prowadzić obserwacje w sąsiednich znanych koloniach, czy zmienia się ich liczebność.

Schronienia zimowe

Badanie wskaźników stanu populacji

Podstawowym wskaźnikiem podlegającym monitoringowi jest liczebność nocków dużych w zimowiskach. Liczenie nietoperzy w zimowisku należy prowadzić z zastosowaniem metod bezpiecznych dla nietoperzy, w sposób zgodny z zasadami ustalonymi przez PON. Pobyt w obiekcie należy ograniczać do minimum oraz zachowywać się jak najciszej, aby oddziaływanie inwentaryzatorów na hibernujące nietoperze było minimalne. Zwierzęta należy oświetlać latarką możliwie jak najkrócej – tylko tyle, ile jest niezbędne do oznaczenia osobników do gatunku i ich policzenie.

Ponieważ zdarza się – zwłaszcza w większych zimowiskach – że nie każdego roku można przeprowadzić kontrolę całego obiektu, dla zapewnienia porównywalności danych i umożliwienia analizy statystycznej trendów długookresowych podczas inwentaryzacji dane należy spisywać i zachowywać oddzielnie dla każdego odcinka lub fragmentu obiektu, który może ulec zalaniu, zamknięciu lub z innych przyczyn w kolejnych latach może być wyłączony z użytkowania przez nietoperze lub z inwentaryzacji. Podziału obiektu na takie części należy dokonać raz i stosować go możliwie konsekwentnie. W takim przypadku możliwe będzie wykorzystywanie do analizy (np. w programie TRIM) także danych z lat, gdy tylko niektóre z tych części były liczone.

Badanie wskaźników stanu siedliska

W ramach monitoringu stanu schronień zimowych bierze się pod uwagę powierzchnię schronienia, stan zabezpieczenia schronienia przed niepokojeniem nietoperzy, dostępność wlotów dla nietoperzy i warunki mikroklimatyczne) oraz perspektywy ochrony gatunku na danym zimowisku.

Przy ocenie parametru „powierzchnia”, podobnie jak w przypadku kolonii rozrodznych, analizuje się zmiany powierzchni zimowiska dostępnej dla nietoperzy, posiadającej właściwe warunki. Kontroluje się, czy np. w wyniku zagospodarowania części fortu lub

zawalenia fragmentu jaskini część powierzchni obiektu nie przestała być dostępna dla zimowania nocków dużych. Parametr ten jest szczególnie istotny w budynkach fortecznych – zwłaszcza w odniesieniu do nocków dużych. Zimują one w większych, dobrze izolowanych pomieszczeniach – często tych, które najbardziej nadają się do zagospodarowania przez człowieka, np. na magazyny.

Stan dostępności wylotów dla nietoperzy, jest istotnym parametrem, który może znacząco wpłynąć dla przydatności obiektu dla nietoperzy. Wiąże się to z różnymi, nie zawsze w pełni udanymi działaniami ochronnymi, a także zagospodarowywaniem niektórych obiektów. Zakładanie szczelnych drzwi czy krat o gęstych pionowych szczeblach może być istotną barierą dla nietoperzy i stanowić powód kontuzji skrzydeł. Ocena tego kryterium jest w znacznej części uznaniowa. Bierze się pod uwagę zarówno aktualny stopień dostępności i brak elementów zagrażających nietoperzom, jak i ewentualne zmiany w stosunku do dostępności w latach poprzednich.

Przy ocenie zabezpieczenia nietoperzy przed niepokojeniem bierze się pod uwagę nie tylko obecność technicznych zabezpieczeń i ich skuteczność, ale i inne czynniki, które wpływają na to, czy nietoperze są niespokojne (a więc także np. położenie kolonii i wielkość potencjalnej presji).

Ocena warunków mikroklimatycznych ma charakter porównania z okresem referencyjnym. Stąd istotne jest, by warunki wyjściowe – przede wszystkim lokalizacja miejsc o warunkach optymalnych dla nietoperzy – były początkowo dobrze opisane, a także by monitoring w danym obiekcie prowadzony był przez te same osoby. Ocenie podlega to, czy występowanie warunków dogodnych dla nocka dużego nie uległo w ostatnim czasie niekorzystnym zmianom (np. pojawienie się przewiewów w części pomieszczeń w związku z udrożnieniem jakiegoś otworu).

Poniżej przedstawiono dodatkowe, ogólne zasady prowadzenia monitoringu zimujących nietoperzy, zgodne z zaleceniami PON (Kowalski, Lesiński 2001b) i EUROBATS (Battersby i in. 2008):

1. Co najmniej jeden termin liczeń powinien mieścić się w przedziale czasowym 15 I – 20 II. Utrzymanie dotychczas preferowanego okresu (1–15 II) jest trudne ze względu na dużą liczbę obiektów oraz ograniczoną liczbę osób, mogących takie liczenia prowadzić. W miarę możliwości warto starać się utrzymać dotychczasowy termin liczeń, natomiast w przypadku niemożności jego dochowania, dla każdego obiektu ustalić należy piętnastodniowy termin, w którym będą prowadzone liczenia (np.: jaskinia Mała: 15–29 I, jaskinia Średnia: 22 I – 5 II, jaskinia Duża: 26 I – 9 II, jaskinia Wielka: 6–20 II). Chodzi o to, aby w danym obiekcie nie prowadzić liczeń w jednym roku w połowie stycznia, a w innym w połowie lutego. W efekcie uzyskamy większą porównywalność wyników przynajmniej w jednym obiekcie.
2. W miarę możliwości kontrolę danego obiektu powinny przeprowadzać co roku te same osoby. W ciągu pierwszych kilku sezonów liczący poznaje obiekt (np. rozmieszczenie szczelin, w których mogą zimować nietoperze). Jeśli musi nastąpić zmiana liczącego, dobrze by było, żeby zastąpił go ktoś, kto uprzednio towarzyszył mu przynajmniej w 1–2 liczeniach.

3. Liczenia powinny być prowadzone bez zdejmowania nietoperzy ze ścian kryjówki (wyjątek – stwierdzenie osobników obrączkowanych, o ile odczytanie obrączki nie jest możliwe bez budzenia zwierzęcia).
4. W zimowiskach nie wolno stosować otwartego ognia, w tym lamp karbidowych. Do liczenia należy stosować latarki ręczne, umożliwiające zagłębienie do głębokich szczelin. Czołówki mogą być stosowane pomocniczo, do poruszania się po obiekcie.
5. Wskazane jest określenie sprzętu niezbędnego do prowadzenia badań w danym obiekcie i konsekwentne jego stosowanie we wszystkich kolejnych liczeniach. Mogą być np.: lusterka (zalecane zawsze, zwłaszcza w zimowiskach ze szczelinami i otworami wentylacyjnymi), lornetki (potrzebne przy wysokich kominach), drabina, kalosze, wodery, dingi, silna latarka, lina, kaski, pełny sprzęt alpinistyczny, aparat fotograficzny.
6. W przypadku występowania dużych skupień nietoperzy (zwłaszczanocków dużych) można stosować ich cyfrowe fotografowanie i późniejsze liczenie nietoperzy na zdjęciu. W takim przypadku zaleca się wykonanie 2 zdjęć zgrupowania, każde pod nieco innym kątem, zapisanie w notesie numerów obu plików oraz orientacyjnej (szacowanej) liczby osobników.

Termin i częstotliwość badań

Kolonie letnie

Monitoring kolonii rozrodczych powinien być prowadzony corocznie i standardem powinno być 2-krotne liczenie. Pierwsze liczenie powinno odbywać się przed urodzeniem młodych, ewentualnie krótko później (maj, ewentualnie początek czerwca), i obejmować wyłącznie dorosłe osobniki. Drugie powinno być wykonane w lipcu, ale jeszcze przez uzyskaniem przez młode zdolności lotu, gdy istnieje możliwość odróżnienia osobników dorosłych i młodych. Obie te grupy powinny być wówczas policzone oddzielnie. Plusem dwukrotnych liczeń jest możliwość szybszej reakcji na ewentualne zagrożenia, co może zwiększyć szanse na uratowanie kolonii. Kolonie rozrodcze są znacznie bardziej narażone na utratę walorów z powodu działalności człowieka.

W przypadku objęcia corocznym monitoringiem tylko najważniejszych schronień letnich gatunku (wersja minimum) pozostałe znane kolonie powinny być monitorowane co najmniej raz na 3 lata.

W przypadkach nagłego opuszczenia kolonii przez nietoperze jeszcze przez co najmniej 3 lata nie należy zarzucać monitoringu, ale należy starać się ustalić i usunąć przyczynę i obserwować, czy nietoperze wrócą. Jednocześnie warto prowadzić obserwacje w sąsiednich znanych koloniach, czy zmienia się ich liczebność.

Zimowiska

Badania powinny być prowadzone corocznie. Termin liczeń: 15 I – 20 II. Termin ten jest szerszy, niż zakładany do tej pory (1–15 II), jednak utrzymanie dotychczasowego byłoby niemożliwe ze względu na dużą liczbę obiektów oraz niewielką liczbę osób, mogących takie liczenia prowadzić. W miarę możliwości warto starać się utrzymać dotychczasowy termin liczeń (1–15 II), natomiast w przypadku niemożności jego dochowania, dla każdego obiektu ustalić należy piętnastodniowy termin, w którym będą prowadzone liczenia (np.: jaskinia Mała: 15–29 I, jaskinia Średnia: 22 I – 5 II, jaskinia Duża: 26 I – 9 II, jaskinia Wielka: 6–20 II). Chodzi o to, aby w danym obiekcie nie prowadzić liczeń w jednym roku



Fot. 6. Odczytywanie obrączki na zimującym nocku dużym (© A. Kepel)

w połowie stycznia, a w innym w połowie lutego. W efekcie uzyskamy większą porównywalność wyników przynajmniej w jednym obiekcie.

Podobnie jak w przypadku kolonii rozrodczych, wskazane jest, aby zimowiska, które nie zostały zakwalifikowane do corocznego monitoringu, a spotykano w nich 10 lub więcej nocków dużych, były kontrolowane co najmniej raz na 3 lata. To umożliwi nie tylko dokładniejsze szacownie trendów w populacji nocków dużych zimujących w Polsce, ale jest niezbędne do kontroli skuteczności ochrony tego gatunku i jego schronień.

W przypadku kilku najważniejszych zimowisk powinno się dążyć do dwukrotnego liczenia nietoperzy. Terminy liczeń powinny być dobierane indywidualnie dla poszczególnych zimowisk i uzależnione m.in. od regionu kraju czy występowania innych gatunków nietoperzy, równocześnie monitorowanych. Powinny być jednak możliwie stałe dla danego obiektu. Warunki pogodowe zimą różnią się pomiędzy poszczególnymi sezonami. Nie zawsze więc przy pojedynczym liczeniu w czasie zimowej inwentaryzacji trafiamy w szczyt liczebności nietoperzy. Ponadto różne gatunki mają szczyty liczebności w różnym czasie. W wielu obiektach, w których dominują nocki duże, przypada on na początek marca. Z kolei tam, gdzie dominuje nocek rudy, szczyt liczebności często ma miejsce późną jesienią. Podwójne liczenie daje większą szansę uzyskania prawdziwej informacji na temat maksymalnej liczby nietoperzy wykorzystujących badany obiekt. Takie rozwiązanie jest też sugerowane przez Rezolucję nr 2/1998 Porozumienia o Ochronie Europejskich Populacji Nietoperzy EUROBATS. Obecnie w Polsce rzadko nietoperze inwentaryzowane są zimą 2 razy z przyczyn organizacyjno-finansowych.

Sprzęt i materiały do badań

- latarki,
- noktowizory,
- odbiorniki GPS,
- dokładna mapa topograficzna (1:5000).

4. Przykład wypełnionej karty obserwacji gatunku dla stanowiska

Ze względu na to, że obecnie nie zaproponowano jednolitej metodyki dla monitoringu miejsc rojeń oraz żerowisk, a jedynie ogólne wskazówki i postulowane kierunki badań, wzory kart obserwacji gatunku opracowano wyłącznie dla monitoringu schronień zimowych i letnich.

Schronienia zimowe

Karta obserwacji gatunku dla stanowiska (zimowisko)	
Kod gatunku	Kod gatunku wg Dyrektywy Siedliskowej 1324
Nazwa gatunku	Nazwa polska, łacińska, autor wg aktualnie obowiązującej nomenklatury Nocek duży <i>Myotis myotis</i> (Borkhausen, 1797)
Kod obszaru	Wypełnia instytucja koordynująca
Nazwa obszaru	Nazwa obszaru monitorowanego
Kod stanowiska	Wypełnia instytucja koordynująca
Nazwa stanowiska	Nazwa stanowiska monitorowanego. Jaskinia Nietoperzowa
Obszary chronione, na których znajduje się stanowisko	Natura 2000, rezerваты przyrody, parki narodowe i krajobrazowe, użytki ekologiczne, stanowiska dokumentacyjne, ochrona strefowa itd. Rezerwat Jaskinia Nietoperzowa, Park Krajobrazowy Dolinki Krakowskie
Współrzędne geograficzne	Podać współrzędne geograficzne (GPS) stanowiska – proszę podać współrzędne orientacyjnego środka obiektu, a w miarę możliwości także współrzędne głównego wejścia (lub wejść) do obiektu (zaznaczyć – czego dotyczą współrzędne) – współrzędne w układzie 1992. 50°11'...'' N, 19°46'...'' E
Wysokość n.p.m.	Podać orientacyjną, średnią wysokości n.p.m. stanowiska, mierzoną na powierzchni ziemi. 447 m n.p.m.
Charakterystyka siedliska gatunku na stanowisku	- Ogólny charakter: np. Fort z XIX wieku, piwnica pałacu, jaskinia krasowa... - Uwagi dotyczące np. liczby i dostępności dogodnych ukryć (np. zamkniętych kominów), liczby wysokich pomieszczeń, struktury stropu lub ścian umożliwiających zawisnięcie itp., typ siedliska przyrodniczego (zaznaczyć, jeśli jest to jaskinia nieużytkowana turystycznie). - Siedliska w otoczeniu stanowiska (podać siedliska przyr./zbiorowiska roślinne/zespół roślinny – jeśli znane i istotne – przy wylocie lub nad zimowiskiem). - jaskinia krasowa o jednym otworze wejściowym, długość 326 m., deniwelacja 23 m, wysokość korytarzy i sal sięga 20 m, dno pokrywa namulisko bogate w szczątki kostne (prowadzono tutaj badania archeologiczne); na przełomie XIX i XX w. do końca lat 60. XX w. przebywała w jaskini ogromna kolonia rozrodcza nocka dużego, obecnie wykorzystywana przez ten gatunek tylko zimą; - jaskinia udostępniona do zwiedzania: 1.04–11.11.2008; - w otoczeniu murawy kserotermiczne, wychodnie i ostańce skalne, buczyna storczykowa;

Informacja o gatunku na stanowisku	<i>Syntetyczne informacje o występowaniu nocka dużego (ogólnie – dotyczący badań i inne istotne fakty – np. czy występuje w tym miejscu także kolonia rozrodcza, czy stwierdzono w tym miejscu rojenie...</i> – zimowisko nocka dużego (<i>Myotis myotis</i>); – zimowisko podkowca małego (<i>Rhinolophus hipposideros</i>); – zimowisko nocka orzęsionego (<i>Myotis emarginatus</i>); Jaskinia monitorowana od lat 50. XX w (Kazimierz Kowalski, Wincenty Harmata, Bronisław W. Wołoszyn), regularne kontrole prowadzone od 1981 r. W latach 1981–1999 maks. 52 os., min. 3 os.; w latach 2000–2008 maks.: 56 os., min.: 22 os.		
Data obserwacji	<i>Data lub daty przeprowadzenia zasadniczej kontroli w sezonie, którego dotyczy raport</i> 20.02.2008		
Obserwator	<i>Imię i nazwisko kierownika grupy odpowiedzialnego za monitoring (jeśli osobą odpowiedzialną za wyszukiwanie i oznaczanie nietoperzy jest ktoś inny, lub jeśli monitoring wykonało kilka grup – podać także dane wszystkich osób odpowiedzialnych za liczenie i oznaczanie nietoperzy)</i> Tomasz Postawa		
Daty innych obserwacji	<i>Daty innych obserwacji, jeśli były prowadzone w tym sezonie zimowym, w miarę możliwości także daty (przynajmniej lata) wcześniejszych badań monitoringowych</i> maksymalna liczebność nocka dużego: 56 os. (2005, Katarzyna Kozakiewicz) maksymalna liczebność nietoperzy: 122 os. (2005, Katarzyna Kozakiewicz)		
Data wypełnienia	<i>Data wypełnienia formularza przez eksperta</i> 20.05.2008		
Data wpisania	<i>Data wpisania do bazy danych – wypełnia instytucja koordynująca</i>		
Data zatwierdzenia	<i>Data zatwierdzenia przez osobę upoważnioną – wypełnia instytucja koordynująca</i>		

Stan ochrony gatunku <i>Myotis myotis</i> na stanowisku				
Wskaźniki	Wartość wskaźnika i komentarz		Ocena	
Populacja				
Liczebność	Łączna liczba zimujących osobników nocka dużego Nocek duży: 22 os.		FV	FV
Siedlisko				
Powierzchnia	Zmiany powierzchni (lub ewentualnie długości) dostępnej (korzystnej) dla nietoperzy (np. część pomieszczeń wyłączona użytkowania) – dodać uwagi dotyczące znaczenia wyłączonych fragmentów dla nietoperzy oraz rodzaju oddziaływania/izolacji Dostępność jaskini dla nietoperzy nie uległa zmianie. Cała jaskinia dostępna.		FV	FV

Dostępności wylotów dla nietoperzy	Opisowo – liczba dostępnych wlotów, czy nie są zamknięte w sposób uniemożliwiający lub utrudniający wylot. Odnieść się przede wszystkim do ewentualnych zmian, które zaszły w stosunku do stanu wyjściowego/referencyjnego. Jeden znany dostępny wlot, zamknięty kratą nieutrudniającą wylotu. Brak zmian.	FV	
Zabezpieczenie przed niepokojeniem nietoperzy	Rodzaje, stan i skuteczność zabezpieczenia zimowiska przed nielegalną penetracją (uwzględnić także w odniesieniu do poziomu presji) Jaskinia dostępna dla turystów w terminie 1.04–11.11.2008. W sezonie zimowym niedostępna do zwiedzania – zabezpieczenie skuteczne.	FV	
Warunki mikroklimatyczne	Uwagi dot. warunków termicznych pod względem wymagań dla zimujących nietoperzy – z uwzględnieniem warunków właściwych dla różnych gatunków nietoperzy, ryzyko przemarzania, nadmierne ogrzewanie itp. (tu podać temperaturę w miejscu największej koncentracji nocków dużych w czasie monitoringu). Uwagi dotyczące obecności otwartych lusterek wody, czynna kanalizacja odwadniająca, inne uwagi dotyczące wilgotności. Uwagi dotyczące przewiewów. W szczególności odnieść do ewentualnych zmian warunków, które zaszły w stosunku do poprzednich kontroli Temperatura stwierdzona podczas kontroli: 7–9°C. Wilgotność 100% (poza strefą przyotworową); warunki naturalne, właściwe dla hibernujących nietoperzy. – brak stałych zbiorników wodnych, jaskinia krasowa o mikroklimacie statycznym, brak drugiego otworu powoduje, że zarówno temperatura, jak i wilgotność są stałe i stabilne. Nie stwierdzono zmian.	FV	FV
Perspektywy zachowania	Perspektywy utrzymania się gatunku na stanowisku w kontekście utrzymania się populacji, dostępności odpowiedniego siedliska, w obliczu istniejących i potencjalnych zagrożeń, a także innych informacji, np. własnych wcześniejszych danych). W szczególności odnieść się do ewentualnych znanych planów zagospodarowania obiektu, remontu itp. Monitoring wykazuje stabilne występowanie nocka dużego. Przy zachowania stosowanych dotychczas metod zabezpieczenia zimowiska przewiduje się utrzymanie stanu właściwego.	FV	
Ocena ogólna		FV	

Lista najważniejszych aktualnych i przewidywanych oddziaływań (zagrożeń) na gatunek i jego siedlisko na badanym stanowisku (w tym aktualny sposób użytkowania, planowane inwestycje, planowane zmiany w zarządzaniu i użytkowaniu); kodowanie oddziaływań/zagrożeń zgodne z Załącznikiem E do Standardowego Formularza Danych dla obszarów Natura 2000; wpływ oddziaływania: „+” – pozytywny, „-” – negatywny, „0” – neutralny; intensywność oddziaływania: A – silna, B – umiarkowana, C – słaba

Aktualne oddziaływania				
Kod	Nazwa działalności	Intensywność A/B/C	Wpływ +/0/-	Syntetyczny opis
403	zabudowa rozproszona	B	–	Teren atrakcyjny krajobrazowo, stopniowa zabudowa działek rolnych, zmiana sposobu użytkowania ziemi (z rolnictwa na mieszkalnictwo), Uszczupleniu może podlegać dostępność żerowisk w okolicy zimowiska

502	drogi, szosy	B	–	Przedłużenie Doliny Będkowskiej łączy się z terenem Ojcowskiego Parku Narodowego; korytarz ten przecięty jest przez drogę krajową Kraków – Olkusz; szosa ta stanowi przeszkodę na drodze migracji nietoperzy. Na poboczu drogi znajdowano martwe nietoperze. Sytuacja pogorszyła się po wprowadzeniu opłat za autostradę Kraków – Katowice (obecnie duże natężenie ruchu samochodów ciężarowych).
-----	--------------	---	---	---

Zagrożenia (przyszłe, przewidywane oddziaływania)

Kod	Nazwa działalności	Intensywność A/B/C	Wpływ+/0/–	Syntetyczny opis
403	zabudowa rozproszona	B	–	Stopniowa zabudowa działek rolnych może doprowadzić do zmian w zbiorowiskach roślinnych (tym samym wpłynie na bazę pokarmową nocka dużego); spowoduje rozczłonkowanie wykorzystywanych przez nietoperze przestrzeni.
490	Inne rodzaje aktywności człowieka związane z urbanizacją, przemysłem etc.	B	–	Budowa farm elektrowni wiatrowych w okolicy może spowodować zwiększoną śmiertelność nietoperzy w okresie rojenia oraz bezpośrednio przed i po okresie hibernacji.

Inne informacje

Inne wartości przyrodnicze	<i>Inne obserwowane gatunki zwierząt i roślin z załączników Dyrektyw Siedliskowej i Ptasiej: gatunki zagrożone (Czerwona księga) i inne rzadkie, gatunki chronione; inne wyjątkowe walory obszaru. Tutaj podać także informacje o łącznej liczebności innych gatunków nietoperzy (w tym roku i maksymalnych – jeśli znane).</i> – podkowiec mały (<i>R. hipposideros</i>): 36 (maksymalnie 41 os. – 2005, Katarzyna Kozakiewicz) – nocek orzęsiony (<i>M. emarginatus</i>): 4 (maksymalnie 12 os. – 2005, Katarzyna Kozakiewicz) – nocek rudy (<i>M. daubentonii</i>): 3 os., – mopek (<i>B. barbastellus</i>): 1 os. – nocek Natterera (<i>M. nattereri</i>): 1 os.
Skuteczność/prawidłowość ochrony schronienia	<i>W kontekście prawdopodobnych zmian (planowane remonty, zmiany form użytkowania, kontrolowana i „dzika” presja turystyczna, rodzaje zabezpieczeń itp.). Tu również wskazać zastosowane lub planowane do zastosowania „dobre praktyki” zapewnienia trwałości występowania nietoperzy.</i> Sposób udostępniania jaskini dla turystów bez zarzutu, wprowadzony okres ochronny jest przestrzegany i prawidłowo wyznaczony, stały monitoring prowadzony przez ISEZ PAN w Krakowie. Nie stwierdza się wpływu udostępniania turystycznego na nietoperze

Podział obiektu na fragmenty, w których nietoperze licza się oddzielnie	<i>Krótko opisać podział obiektu na odcinki/części, dla których nietoperze liczone są oddzielnie – dołączyć plan obiektu z zaznaczeniem tych części. Jeśli stanowisko składa się z kilku obiektów – dołączyć mapę/plan ich rozmieszczenia, a w polu „Współrzędne geograficzne” podać współrzędne wszystkich oddzielnych obiektów.</i> Do tej pory jaskinia nie była dzielona na odcinki – strefy klimatyczne są płynne, Cała jaskinia udostępniona do monitoringu i dostępna dla nietoperzy
Inne uwagi dot. monitoringu	<i>Wszelkie inne uwagi związane z prowadzonymi pracami. W tym przede wszystkim informacje istotne dla dalszego planowania monitoringu (metodyka prac, optymalny czas prowadzenia badań, potrzebny sprzęt, miejsca, na które należy zwrócić szczególną uwagę itp.)</i> – potrzebna lornetka – liczenia dwa razy w sezonie zimowym
Zarządzanie terenem	<i>Wymienić instytucje, organizacje, podmioty prawne odpowiedzialne za gospodarowanie na tym terenie (np. park narodowy, nadleśnictwo i leśnictwa, RZGW itd.). Wpisać, z kim należy uzgodnić wejście do obiektu w celu monitoringu (ew. telefon lub inne dane kontaktowe)</i> – Ojcowski PN
Istniejące plany i programy ochrony/zarządzania/zagospodarowania	<i>Plany ochrony parków i rezerwatów, plany urządzania lasu, programy ochrony przyrody w LP, projekty renaturalizacji (np. LIFE, EkoFundusz). Wszelkie dokumenty, które mogą mieć znaczenie dla ochrony opisywanego zimowiska i jego najbliższej okolicy.</i> – brak
Dokumentacja fotograficzna	<i>Wymienić tytuły/nr i autorów wszystkich zdjęć załączonych w wersji elektronicznej do formularzy obserwacji stanowisk – min. 2 zdjęcia na stanowisko – co najmniej jedno w środku i jedno z widokiem z zewnątrz, dobrze ilustrujące charakter obiektu</i> Myotis myotis_JaskiniaNietoperzowa_Foto1.jpg autor: T. Postawa Myotis myotis_JaskiniaNietoperzowa_Foto2.jpg autor: T. Postawa

Niezależnie od standardowej karty zapisu wyników badań monitoringowych gatunku na stanowisku zaproponowano dodatkową, uproszczoną kartę zapisu danych zbieranych w terenie dla zimowisk zawierającą zbiorcze dane dla wszystkich nietoperzy stwierdzonych podczas monitoringu na danym stanowisku. Gromadzenie tych danych umożliwi analizę trendów długookresowych oraz łatwe przejście z monitoringu jednego gatunku do monitoringu wszystkich zimujących w podziemiach gatunków nietoperzy.

Poszczególne wiersze należy wypełnić oddzielnie dla każdego odcinka lub części, które tradycyjnie wydzielane są w danym obiekcie i dla których dane o występowaniu nietoperzy podczas liczenia notuje się osobno. Jeśli w danym obiekcie do tej pory nie wydzielano takich części, a istnienie obawa, że jakieś części mogą być w przyszłości oddzielne, niedostępne dla nietoperzy lub liczących, albo narażone na odrębne zagrożenia (np. presję turystyczną, zmianę zagospodarowania lub stosunków wodnych) – należy je wydzielić przy liczeniu i przedstawić w oddzielnych wierszach. W razie potrzeby można dodać wiersze do tabeli.

Każdego ze zinventaryzowanych osobników w kolumnach 2–31 wpisujemy tylko raz. W kolumnach 6, 13, 17, 21, 25, 25, 29 i 31 wpisuje się osobniki, których nie udało się oznaczyć do gatunku, a jedynie do ich grupy, rodzaju lub rzędu. Nie należy usuwać kolumn ani nie zmieniać ich kolejności!

Schronienia letnie

Karta obserwacji gatunku dla stanowiska (kolonia rozrodcza)	
Kod gatunku	Kod gatunku wg Dyrektywy Siedliskowej 1324
Nazwa gatunku	Nazwa polska, łacińska, autor wg aktualnie obowiązującej nomenklatury Nocek duży <i>Myotis myotis</i> (Borkhausen, 1797)
Kod obszaru	Wypełnia instytucja koordynująca
Nazwa obszaru	Nazwa obszaru monitorowanego
Kod stanowiska	Wypełnia instytucja koordynująca
Nazwa stanowiska	Nazwa stanowiska monitorowanego. Kopanki
Obszary chronione, na których znajduje się stanowisko*	Natura 2000, rezerваты przyrody, parki narodowe i krajobrazowe, użytki ekologiczne, stanowiska dokumentacyjne, ochrona strefowa itd. Specjalny Obszar Ochrony Siedlisk Natura 2000 „Kopanki”
Współrzędne geograficzne*	Podać współrzędne geograficzne (GPS) stanowiska – proszę podać współrzędne orientacyjnego środka obiektu w układzie 1992. 52°17'...'' N, 16°18'...'' E
Wysokość n.p.m.*	Podać orientacyjną, średnią wysokości n.p.m. stanowiska – mierzoną na powierzchni ziemi. 108 m n.p.m.
Charakterystyka siedliska gatunku na stanowisku*	- Ogólny charakter: np. strych szkoły, z podaniem jego orientacyjnej powierzchni wysokości, sposobu użytkowania oraz informacją – jaką część strychu wykorzystują nietoperze. - Uwagi dotyczące warunków panujących w siedlisku: np. materiał pokrywający dach, rodzaj i dostępność ukryć oraz otworów wylotowych, obecność specjalnego podestu lub inne stosowane rozwiązania problemu guana. - Uwagi dotyczące bezpośredniego sąsiedztwa schronienia – jego ewentualne oświetlenie, obecność zieleni, dróg i innych czynników, mogących mieć znaczenie dla nietoperzy. - Siedliska w otoczeniu stanowiska (podać siedliska przyr./zbiorowiska roślinne/zespół roślinny – jeśli znane i istotne (nie dotyczy to odległych żerowisk). Kolonia rozrodcza znajduje się na strychu Szkoły Podstawowej w Kopankach (powierzchnia około 40 m², wysokość do ok. 3,5 m). Średnia temperatura dobowa na strychu w okresie od maja do lipca wynosiła 21 °C. Podłoga drewniana, przykryta folią, guano usuwane raz do roku. Strych nieużytkowany, cały dostępny dla nietoperzy, zabezpieczony przed wchodzeniem osób. Pozytywny stosunek użytkownika i właściciela obiektu do obecności nietoperzy. W roku 1999 utworzono tu udostępnione do zwiedzania Obserwatorium Nietoperzy „Batmanówka”, które umożliwia obserwację zwierząt bez ich płoszenia. Zwierzęta obserwowane są przy czerwonym świetle przez kopułę z pleksiglasu z odrębnego pomieszczenia poniżej strychu. Dach nieoświetlony, wylot nietoperzy przez okienko oraz szczeliny między dachówkami. W sąsiedztwie staw i nasadzenia sosnowe.
Informacje o gatunku na stanowisku*	Syntetyczne informacje o występowaniu nocka dużego (ogólnie – badania prowadzone przed rozpoczęciem stałego monitoringu, notowane liczebności i inne istotne fakty – np. czy występuje w tym miejscu także zimowisko, czy stwierdzono w tym miejscu rojenie lub stanowiska godowe samców...) Kolonia rozrodcza nocka dużego na strychu Szkoły Podstawowej w Kopankach istnieje już co najmniej od kilkunastu lat. Liczebność jej utrzymuje się na stałym poziomie, oscylując wokół 500 osobników. Od roku 2005 w kolonii prowadzone są badania w ramach projektów: „Intensywność infestacji nocka

	dużego <i>Myotis myotis</i> (Mammalia: Chiroptera) przez pasożytnicze roztocze z rodziny <i>Spinturnicidae</i> (Acari: Gamasida) w zależności od kondycji i kryjówki żywiciela." oraz „Detekcja chorobotwórczych bakterii <i>Borrelia burgdorferi</i> s.l i <i>Anaplasma phagocytophilum</i> w roztoczach z rodziny <i>Spinturnicidae</i> (Acari: Gamasida) – obligatoryjnych ektopasożytów nietoperzy” – koordynowanych przez Zakład Morfologii Zwierząt Uniwersytetu im. Adama Mickiewicza w Poznaniu
Daty monitoringu	<i>Daty lub data przeprowadzenia kontroli w ramach monitoringu w sezonie, którego dotyczy raport</i> 20.07.2007
Obserwator	<i>Imię i nazwisko kierownika grupy odpowiedzialnego za monitoring (jeśli osobą odpowiedzialną za wyszukiwanie i oznaczanie nietoperzy jest ktoś inny – podać także dane wszystkich osób odpowiedzialnych za liczenie i oznaczanie nietoperzy)</i> Agnieszka Szubert
Daty innych obserwacji	<i>Daty innych obserwacji (poza monitoringiem), jeśli były prowadzone w tym roku (można podać także ich wyniki lub kto nimi dysponuje)</i> nie dotyczy
Data wypełnienia	<i>Data wypełnienia formularza przez eksperta</i> 6 sierpnia 2007

* Te dane wypełnia się jedynie w pierwszym roku monitoringu, a później jedynie gdy uległy zmianie.

Stan ochrony gatunku <i>Myotis myotis</i> na stanowisku			
Parametr/ Wskaźniki	Wartość wskaźnika i komentarz	Ocena	
Populacja			
Liczebność	Łączna liczba dorosłych osobników zliczonych na tym stanowisku (na wylotach i wewnątrz schronienia) podczas liczeń w danym sezonie (wyniki dla każdego liczenia wpisać osobno, wraz z datą liczenia, a do ustalania oceny przyjąć największą obserwowaną liczebność). 286	FV	FV
Struktura wiekowa	Liczba osobników młodych (x) oraz jaki stanowią one procent liczby osobników dorosłych (y) podczas pierwszego liczenia monitoringowego w tym sezonie (wg wzoru $x*100/y$). 244 (85,3%)	FV	
Siedlisko			
Powierzchnia	Zmiany powierzchni dostępnej (korzystnej) dla nietoperzy (np. część pomieszczeń wyłączona użytkowania) – dodać uwagi dotyczące znaczenia wyłączonych fragmentów dla nietoperzy oraz rodzaju oddziaływania/izolacji Cała powierzchnia strychu dostępna dla nietoperzy – brak zmian.	FV	
Dostępności wylotów dla nietoperzy	Opisowo – liczba dostępnych wlotów, czy nie są zamknięte w sposób uniemożliwiający lub utrudniający wylot, czy nie są oświetlone z zewnątrz. Odnieść się przede wszystkim do ewentualnych zmian, które zaszły w stosunku do stanu wyjściowego/referencyjnego. Jedno otwarte okienko na jednej ze szczytowej ścian strychu plus wiele otworów mniejszych – głównie u podstawy i zwieńczenia dachu. Brak zmian.	FV	FV

Zabezpieczenie przed niepokojeniem nietoperzy	Rodzaje, stan i skuteczność zabezpieczenia schronienia kolonii przed nielegalną penetracją (uwzględnić także w odniesieniu do poziomu presji) Jedyne wejście na strych prowadzi przez pomieszczenie obserwatorium i jest zabezpieczone przed nieautoryzowanym wejściem.	FV	FV
Perspektywy ochrony	Perspektywy utrzymania się gatunku na stanowisku w kontekście utrzymania się populacji, dostępności odpowiedniego siedliska, w obliczu istniejących i potencjalnych zagrożeń, a także innych informacji, np. własnych wcześniejszych danych). W szczególności odnieść się do ewentualnych znanych planów zagospodarowania obiektu, remontu itp. Brak bezpośrednich zagrożeń dla schronienia. Zagrożenie dla nietoperzy na żerowiskach i trasach przelotów (np. ze strony gospodarki leśnej czy farm elektrowni wiatrowych) obecnie niewielkie. Brak danych o alternatywnych schronieniach w okolicy, które mogą być wykorzystywane przez nocki duże naprzemiennie (choć nie można ich obecności wykluczyć).	FV	
Ocena ogólna		FV	

Lista najważniejszych aktualnych i przewidywanych oddziaływań (zagrożeń) na gatunek i jego siedlisko na badanym stanowisku (w tym aktualny sposób użytkowania, planowane inwestycje, planowane zmiany w zarządzaniu i użytkowaniu); kodowanie oddziaływań/zagrożeń zgodne z Załącznikiem E do Standardowego Formularza Danych dla obszarów Natura 2000; wpływ oddziaływania: „+” – pozytywny, „-” – negatywny, „0” – neutralny; intensywność oddziaływania: A – silna, B – umiarkowana, C – słaba

Aktualne oddziaływania				
Kod	Nazwa działalności	Intensywność A/B/C	Wpływ +/0/-	Syntetyczny opis
610	Ośrodki edukacji	B	0	Od roku 1999 w budynku Szkoły istnieje Obserwatorium Nietoperzy „Batmanówka”, gdzie można obserwować zwierzęta bez ich niepokojenia. Intensywność ruchu turystycznego jest regulowana i nadzorowana przez specjalistów z Polskiego Towarzystwa Ochrony Przyrody „Salamandra”.

Zagrożenia (przyszłe, przewidywane oddziaływania)				
Kod	Nazwa działalności	Intensywność A/B/C	Wpływ +/0/-	Syntetyczny opis
490	Inne rodzaje aktywności człowieka związane z urbanizacją, przemysłem etc.	B	-	Budowa farm elektrowni wiatrowych w okolicy może spowodować zwiększoną śmiertelność nietoperzy na żerowiskach i trasach przelotów.
		A/B/C	+/-	

Inne informacje	
Inne wartości przyrodnicze	Inne obserwowane w schronieniu istotne (np. rzadkie, chronione, lub mogące oddziaływać na nocki duże) gatunki zwierząt – np. płomykówka, kuna, inne nietoperze. Tutaj podać także informacje o liczebności innych gatunków nietoperzy korzystających z tego schronienia latem (w tym roku i maksymalnych – jeśli znane). Potwierdzono występowanie mroczka późnego <i>Eptesicus serotinus</i> na tym strychu (pojedyncze osobniki)

Skuteczność/ prawidłowość ochrony schronienia	<i>W kontekście prawdopodobnych zmian (planowane remonty, zmiany form użytkowania, kontrolowana i „dzika” presja turystyczna, rodzaje zabezpieczeń itp.). Tu również wskazać zastosowane lub planowane do zastosowania „dobre praktyki” zapewnienia trwałości występowania nietoperzy.</i> Zabezpieczenie obserwatorium i terminy udostępnienia prawidłowe. Brak bezpośrednich zagrożeń dla schronienia. Informacje o planach budowy farm elektrowni wiatrowych dotyczą obszarów oddalonych od kolonii (ale w zasięgu potencjalnego żerowania)
Inne uwagi dot. monitoringu	<i>Wszelkie inne uwagi związane z prowadzonymi pracami. W tym przede wszystkim informacje istotne dla dalszego planowania monitoringu (metodyka prac, optymalny czas prowadzenia badań, potrzebny sprzęt, miejsca, na które należy zwrócić szczególną uwagę, liczba osób potrzebna do liczenia podczas wylotów itp.)</i> Badania monitoringowe liczebności nietoperzy w kolonii rozrodczej w Kopankach mogą być prowadzone bezpośrednio na strychu, dwukrotnie w ciągu każdego roku (w połowie maja – liczebność dorosłych samic oraz powtórnie w połowie lipca – liczba samic wraz z młodymi). Metodyka standardowa. Przy każdym liczeniu powinien być obecny chiropterolog jako gwarant prawidłowości uzyskanych wyników liczenia.
Zarządzanie terenem	<i>Wymienić instytucje, organizacje, podmioty prawne odpowiedzialne za gospodarowanie na tym terenie (np. park narodowy, nadleśnictwo i leśnictwa, RZGW itd.). Wpisać, z kim należy uzgodnić wejście do obiektu w celu monitoringu (ew. telefon lub inne dane kontaktowe)</i> Szkoła podstawowa w Kopankach
Istniejące plany i programy ochrony/ zarządzania/zagospo- darowania	<i>Plany ochrony parków i rezerwatów, plany urządzania lasu, programy ochrony przyrody w LP, projekty renaturalizacji (np. LIFE, EkoFundusz), plany działań związanych z ochroną zabytków. Wszelkie dokumenty, które mogą mieć znaczenie dla ochrony opisywanego schronienia i jego najbliższej okolicy.</i> Brak
Dokumentacja fotograficzna	<i>Wymienić tytuły/nry i autorów wszystkich zdjęć załączonych w wersji elektronicznej do formularzy obserwacji stanowisk – min. 2 zdjęcia na stanowisko – co najmniej jedno w środku i jedno z widokiem z zewnątrz, dobrze ilustrujące charakter obiektu (dokumentacji nie trzeba powtarzać w kolejnych sezonach, jeśli nie zaszły istotne zmiany).</i> 1. Kopanki_budynek Szkoły Podstawowej_A.Szubert 2. Kopanki_nietoperze na strychu1_A.Szubert 3. Kopanki_nietoperze na strychu2_A.Szubert 4. Kopanki_szczyt budynku-miejsce wylotu nietoperzy_A.Szubert

Niezależnie od standardowej karty zapisu wyników badań monitoringowych gatunku na stanowisku zaproponowano dodatkową, uproszczoną kartę zapisu danych zbieranych w terenie, zawierającej konkretne dane liczbowe zebrane danego roku podczas monitoringu na danym stanowisku. Gromadzenie tych danych umożliwi analizę wyników długookresowych.

WYNIKI MONITORINGU LETNIEGO W r. DLA STANOWISKA		
DANE DOTYCZĄCE PIERWSZEJ KONTROLI		UWAGI DODATKOWE
Kierownik liczenia		
Data kontroli		
Temperatura powietrza w trakcie liczeń (ew. zakres)		
Liczba osobników zaobserwowanych na wylotach		
Liczba osobników dorosłych zaobserwowanych w kryjówce		
Łączna liczba zaobserwowanych osobników dorosłych		
Liczba osobników młodych zaobserwowanych w kryjówce		
DANE DOTYCZĄCE DRUGIEJ KONTROLI		
Kierownik liczenia		
Data kontroli		
Temperatura powietrza w trakcie liczeń (ew. zakres)		
Liczba osobników zaobserwowanych na wylotach		
Liczba osobników dorosłych zaobserwowanych w kryjówce		
Łączna liczba zaobserwowanych osobników dorosłych		
Liczba osobników młodych zaobserwowanych w kryjówce		

5. Gatunki o podobnych wymaganiach ekologicznych, dla których można zaadaptować opracowaną metodykę

Monitoring schronień letnich

Monitoring kolonii rozrodczych noca dużego jest prowadzony wyłącznie pod kątem tego gatunku, jednak podobną metodykę można stosować i do innych nietoperzy, które w Polsce zakładają kolonie rozrodcze głównie na strychach i są tam widoczne. Dotyczy to przede wszystkim dwóch gatunków:

- podkowiec mały *Rhinolophus hipposideros*
- nocek orzęsiony *Myotis emarginatus*

W ograniczonym zakresie (przede wszystkim liczenie podczas wylotów) metodyka ta może być także wykorzystywana do monitoringu innych gatunków nietoperzy, których kolonie rozrodcze często występują w budynkach. Jednak w ich przypadku może ona służyć praktycznie wyłącznie do śledzenia stanu i losów konkretnej kolonii, ale nie można na jej podstawie wnioskować o stanie całej populacji. Zwykle także niemożliwe jest policzenie

okazów (w tym nielotnych młodych) w samym schronieniu, stąd wymaga pewnych modyfikacji. Gatunki wchodzące tu w grę to przede wszystkim:

- nocek Natterera *Myotis nattereri*,
- nocek łydkowłosy *Myotis dasycneme*,
- nocek Brandta *Myotis brandtii*,
- nocek wąsatek *Myotis mystacinus*,
- nocek Alkatoe *Myotis alcathoe*,
- mroczek posrebrzany *Vespertilio murinus*,
- mroczek poźlocisty *Eptesicus nilssonii*,
- mroczek późny *Eptesicus serotinus*,
- karlik malutki *Pipistrellus pipistrellus*,
- karlik drobny *Pipistrellus pygmaeus*,
- karlik większy *Pipistrellus nathusii*,
- borowiec wielki *Nyctalus noctula*,
- gacek brunatny *Plecotus auritus*,
- gacek szary *Plecotus austriacus*.

Monitoring schronień zimowych

Monitoring hibernujących nietoperzy praktycznie wg tej samej metodyki prowadzi się od lat w stosunku do wszystkich gatunków nietoperzy zimujących w jaskiniach i innych schronieniach podziemnych. Drobne modyfikacje polegają przede wszystkim na konieczności dokładniejszego badania niewielkich szczelin i otworów, z których inne gatunki korzystają częściej jako kryjówek w zimowiskach, a także na konieczności uwzględniania w monitoringu także mniejszych, gorzej izolowanych schronień. W przypadku poszczególnych gatunków ich szczytowe liczebności w zimowiskach mogą także przypadać w różnych okresach. Niektóre grupy podobnych do siebie gatunków podczas zimowania nie są też rozróżniane, lecz zlicza się je wspólnie. Jednak przy uwzględnieniu tych różnic najbardziej wskazane jest równoczesne monitorowanie wszystkich tych gatunków. Zapewnia to z jednej strony optymalne wykorzystanie sił i środków, a z drugiej minimalizuje wpływ badań na nietoperze, poprzez ograniczenie liczby inwentaryzacji do 1–2 w trakcie sezonu.

Monitoring zimowisk podziemnych w Polsce może dostarczyć istotnych danych przede wszystkim w stosunku do następujących gatunków nietoperzy:

- podkowiec mały *Rhinolophus hipposideros*,
- nocek Natterera *Myotis nattereri*,
- nocek wąsatek, Brandta i Alkatoe *Myotis mystacinus* / *brandtii* / *alcathoe*,
- nocek rudy *Myotis daubentonii*,
- mroczek poźlocisty *Eptesicus nilssonii*,
- gacek brunatny *Plecotus auritus*,
- gacek szary *Plecotus austriacus*,
- mopek *Barbastella barbastellus*.

Lokalnie, w odniesieniu do konkretnych obiektów, znaczące statystycznie dane można uzyskać także w odniesieniu do następujących gatunków:

- nocek Bechsteina *Myotis bechsteinii*,
- nocek łydkowłosy *Myotis dasycneme*,

- nocek orzęsiony *Myotis emarginatus*,
- karliki malutki i drobny *Pipistrellus pipistrellus* / *pygmaeus*.

Jednak w odniesieniu do tych ostatnich 5 gatunków wykrywane w podziemiach liczebności ich osobników są tak niewielkie w porównaniu z ich prawdopodobną całkowitą liczebnością na terenie Polski, że na podstawie wyników tego monitoringu nie można wyciągać wniosków na temat populacji tych nietoperzy w szerszej skali.

W Polsce w podziemiach notuje się także przypadki hibernacji co najmniej 6 innych gatunków nietoperzy, jednak są one tak rzadkie, że nawet w skali lokalnej obserwacje te nie dostarczają żadnych istotnych statystycznie informacji.

Należy zaznaczyć, że wspólny monitoring wszystkich nietoperzy zimujących w podziemiach jest obowiązkiem Polski wynikającym z ratyfikowanego przez nią Porozumienia o Ochronie Populacji Europejskich Nietoperzy EUROBATS.

6. Ochrona gatunku

Nocek duży podlega ochronie prawnej, ale nie jest to ochrona wystarczająca. Skuteczna ochrona tego gatunku musi obejmować ochronę siedlisk. Ponieważ nocki duże wykorzystują w różnych okresach roku i doby całkowicie odmienne rodzaje siedlisk, skuteczna ochrona tego gatunku musi je obejmować wszystkie. Aktualnie prowadzone działania obejmują w zasadzie jedynie wybrane schronienia letnie i zimowe, choć w ostatnich latach zaczęto także uwzględniać potrzebę ochrony tras przelotów i żerowisk, przy ocenie wpływu planowanych elektrowni wiatrowych na nietoperze.

Schronienia letnie

Kolonie rozrodcze nocka dużego są w Polsce prawdopodobnie najbardziej zagrożonym rodzajem jego siedlisk, co może skutkować zmniejszeniem się krajowej populacji rozrodzkiej tego gatunku. Są one narażone na różne zagrożenia (nie zawsze zidentyfikowane), powodujące silne fluktuacje liczebności lub ginięcie kolonii. Jednym ze zidentyfikowanych zagrożeń jest coraz częściej zakładane nocne oświetlenie budynków sakralnych. Powoduje ono najczęściej szybki zanik ich kolonii. Szkodliwe dla nietoperzy jest nie tylko oświetlenie okolic otworów, przez które nietoperze wlatują i wylatują ze schronienia, ale także tras dolotu. Oświetlenie od dołu otworów i okienek niewykorzystywanych przez nietoperze, ale umożliwiających przedostanie się światła do pomieszczeń przez nie zajmowanych, płoszy nietoperze.

W odniesieniu do kolonii rozrodznych poważnym zagrożeniem jest też zanik odpowiednich, dostępnych miejsc. W nowych budynkach zwykle nie ma już obszernych, nieużytkowanych strychów, a poddasza w starych kościołach, pałacach, szkołach itp. przy okazji remontów są obecnie coraz częściej uszczelniane, co uniemożliwia ich wykorzystywanie przez nietoperze. Kurczy się więc dramatycznie liczba nie tylko zajmowanych, ale i potencjalnych letnich schronień kolonii rozrodznych.

Dla ochrony ncocków dużych ważne jest nie tylko zachowanie dużych schronień dla kolonii rozrodznych, ale także odpowiedniej liczby małych schronień wykorzystywanych przez samce i samice w okresach nagłego pogorszenia się pogody oraz przez obie płcie w sezonie godowym.

Dla ochrony letnich schronień nocków dużych wskazane byłoby podjęcie co najmniej następujących działań:

- zintensyfikowanie poszukiwań, m.in. z użyciem telemetrii (Schneider, Hammer 2005) w celu identyfikacji ważnych kolonii rozrodczych tego gatunku w całej Polsce;
- niedopuszczanie do nocnej iluminacji w okresie wiosenno-letnim budynków zajmowanych przez kolenie rozrodcze nocka dużego (lub ewentualnie stosowanie iluminacji ograniczonej, z odpowiednimi środkami ograniczającymi jej oddziaływanie);
- zapoczątkowanie i realizacja ogólnopolskiego programu ochrony nocka dużego (np. wg zasad stosowanych w Niemczech – Simon i in. 2004), w którym ważnym elementem powinno być ograniczanie konfliktów między letnimi koloniami tych nietoperzami a użytkownikami budynków (m.in. budowa platform na guano pod koloniami);
- stały monitoring kolonii i taka modyfikacja działań związanych z remontami czy modernizacją strychów, by nie odbywało się to kosztem nietoperzy;
- w przypadku pojawienia się na strychu płomykówki – montaż konstrukcji oddzielających część zajmowaną przez nietoperze od miejsca gniazdowania sowy;
- identyfikacja na obszarach ważnych dla nocków dużych (np. na obszarach Natura 2000 chroniących te ssaki) potencjalnych, lecz aktualnie niewykorzystywanych przez ten gatunek schronień, i podejmowanie starań w celu zachowania, a czasem także odtworzenia ich przydatności dla nietoperzy;
- ochrona drzew dziuplastych na terenach żerowiskowych nocka dużego, a w przypadku ich niedostatku – stosowanie odpowiednich skrzynek.

Schronienia zimowe

W wielu zimowych schronieniach obserwuje się wzrost liczebności zimujących nocków dużych, jednak dla jednoznacznego potwierdzenia, że jest to trend populacyjny, a nie np. wynik uczenia się przez nietoperze nowych zimowisk, przy równoczesnym zaniku innych, konieczna jest łączna analiza statystyczna wyników z możliwie wszystkich znanych zimowisk tego gatunku (a co najmniej z wszystkich zimowisk objętych ogólnopolskim monitoringiem), obejmująca okres co najmniej 5 lat. Niepokojące jest, że większość ważnych zimowisk nie jest w ogóle zabezpieczona, a istniejące zabezpieczenia są nieskuteczne albo zostały zniszczone i nikt ich nie odnawia. We wszystkich tych obiektach stwierdza się nie tylko brak zabezpieczeń, ale i presję ze strony odwiedzających. Wydaje się, że brak skutecznych zabezpieczeń schronień w okresie zimowym jest obecnie najpoważniejszym zagrożeniem dla zimujących w Polsce nocków dużych. Jest to szczególnie istotne w przypadku tego gatunku, gdyż najczęściej hibernuje on w miejscach widocznych, a ze względu na rozmiary jest łatwo zauważany. Dlatego większość przypadków celowego zabijania nietoperzy w zimowiskach dotyczy właśnie nocka dużego. Zagrożenie jest też szczególnie duże w związku ze strategią zimowania tego gatunku, polegającą na hibernacji w wyższej temperaturze, ale z mniejszą liczbą przebudzeń. Każde dodatkowe przebudzenie zmniejsza szanse na przetrwanie danego osobnika do wiosny. Wskazuje to na konieczność poprawy efektywności działań organów odpowiedzialnych za ochronę gatunków. Organizacje pozarządowe nie są w stanie w pełni zastąpić państwa w tej dziedzinie. Nawet jeśli w ramach poszczególnych przedsięwzięć mogą one założyć odpowiednie zabezpieczenia, nie mają następnie środków na ich stałe utrzymywanie i odnawianie. Podobnie, organizacje

mają bardzo ograniczone możliwości wpływu na niekorzystne plany i programy gmin lub właścicieli poszczególnych obiektów.

Podstawowe zalecenia ochronne w odniesieniu do zimowisknocków dużych, zgodne m.in. z opracowaniem EUROBATS (Mitchell-Jones i in. 2007), to:

- zamykanie ważniejszych zimowisk za pomocą odpowiednich krat (nie utrudniających przelotu) co najmniej na okres 15 IX – 15 IV i utrzymywanie tych zabezpieczeń;
- niedopuszczanie do niekorzystnych zmian mikroklimatu w zimowiskach (osuszanie, zmiany temperatury, zwiększanie przewiewów w okresie hibernacji);
- niewykonywanie w okresie hibernacji żadnych prac w zimowisku, które mogłyby niepokoić nietoperze, z wyjątkiem działań ratunkowych;
- niedopuszczanie ruchu turystycznego w ważnych zimowiskachnocków dużych (także w ich częściach bezpośrednio połączonych z głównym zimowiskiem, w celu uniknięcia opisanego wcześniej efektu domina);
- zapobieganie lokalizacji źródeł hałasu lub drgań w bezpośredni sąsiedztwie zimowiska (granica jest w tym wypadku możliwość przenikania dźwięków lub drgań do zimowiska);
- zapobieganie lokalizacji w pobliżu wlotów do zimowisk instalacji czy inwestycji mogących zakłócać przeloty – np. ruchliwych dróg, oświetlenia);
- niedopuszczanie do nadmiernego zarastania wlotów do zimowiska (np. przez krzewy), które mogłoby utrudniać nietoperzom swobodne latanie.

7. Literatura

Audet D. 1990. Foraging behavior and habitat use by a gleaning bat, *Myotis myotis* (Chiroptera: Vespertilionidae). *Journal of Mammalogy* 71: 420–427.

Battersby J. (convenor) et al. 2008. Surveillance and monitoring methods for European Bats (final draft). Wersja robocza opracowana przez EUROBATS, Doc.Eurobats.AC13.7, msc.: 84 ss.

Hutterer R., Ivanova T., Meyer-Cords C., Rodrigues L. 2005. Bat Migrations in Europe. A Review of Banding Data and Literature. *Naturschutz Und Biologische Vielfalt* 28, Federal Agency for Nature Conservation in Germany, Bonn: 162 ss. + załączniki.

Kowalski M., Lesiński G. 2001a. Monitoring liczebności kolonii rozrodnych nietoperzy (monitoring letni). Porozumienie dla Ochrony Nietoperzy: <http://www.oton.sylaba.pl/pon/monitoring2.html>.

Kowalski M., Lesiński G. 2001b. Monitoring nietoperzy zimujących (monitoring zimowy). Porozumienie dla Ochrony Nietoperzy: <http://www.oton.sylaba.pl/pon/monitoring1.html>.

Kowalski M., Wojtowicz B. 2004. Nocek duży [w:] Adamski P., Bartel R., Bereszyński A., Kępcel A., Witkowski Z. (red.). *Gatunki zwierząt (z wyjątkiem ptaków). Poradniki ochrony siedlisk i gatunków Natura 2000 – podręcznik metodyczny*. Ministerstwo Środowiska, Warszawa. T. 6: 363–367.

Mitchell-Jones A.J., Bihari Z., Masing M., Rodrigues L. 2007. Protecting and managing underground sites for bats. EUROBATS Publication Series No. 2 (English version). UNEP/EUROBATS Secretariat, Bonn: 38 ss.

Sachanowicz K., Ciechanowski M. 2005. *Nietoperze Polski, Bats of Poland*. Mulico, Warszawa: 160 ss.

Schneider M., Hammer M. 2005. Monitoring the greater Mouse-eating bat *Myotis myotis* on a landscape scale [w:] Hurford C, Schneider M. (red.). Monitoring Nature Conservation in Cultural Habitats. Springer: 16 ss.

Simon M., Hüttenbügel S., Smit-Viergutz J. 2004. Ecology and conservation of bats in villages and towns: results of the scientific part of the testing & development project "Creating a network of roost sites for bat species inhabiting human settlement". Bundesamt für Naturschutz, Bonn – Bad Godesberg: 263 ss.

Opracował: **Andrzej Kepel**

4003 *Świstak tatrzański

Marmota marmota latirostris (Kratochvil, 1961)



Fot. 1. Świstak tatrzański *Marmota marmota latirostris* (© F. Zięba)

I. INFORMACJA O GATUNKU

1. Przynależność systematyczna

Rząd: gryzonie RODENTIA

Rodzina: wiewiórkowate SCIURIDAE

2. Status prawny i zagrożenie gatunku

Prawo międzynarodowe

Dyrektywa Siedliskowa – Załącznik II (gatunek priorytetowy) i IV

Konwencja Berneńska – Załącznik III

Prawo krajowe

Ochrona gatunkowa – ochrona ścisła

Ochrona obszarowa – Tatrzański Park Narodowy

Kategoria zagrożenia IUCN

Czerwona lista IUCN – LC

Polska czerwona lista (2002) – EN

Polska czerwona księga (2001) – EN

Czerwona lista dla Karpat (2003) – EN (w Polsce – CR)

3. Opis gatunku

Świstak tatrzański *Marmota marmota latirostris* jest jednym z największych europejskich gryzoni (fot. 1). Rozmiarami przypomina domowego kota.

Masa ciała świstaków zmienia się w ciągu roku. Najniższą wagę mają one wiosną, krótko po przebudzeniu ze snu zimowego. Największą wagę świstaki osiągają jesienią, przed zapadnięciem w stan hibernacji. Zdrowe, dorosłe samce świstaka ważą na wiosnę przeważnie 2,7–3,4 kg, jesienią ich waga może dochodzić do 6 kg. Średnia waga samic jest nieznacznie niższa, na wiosnę wynosi 2,5–3 kg.

Długość ciała, nie licząc ogona, wynosi u świstaków 40–50 cm. Ich ogon ma długość 15–20 cm. Jest przy tym dość obficie i puchato owłosiony. Ogon świstaka stanowi około jednej czwartej długości ciała.

Tułów świstaka jest zwarty i masywny, przez co sprawia on wrażenie zwierzęcia ociężałego i niezdarnego. Przednie łapy, o silnie umięśnionych przedramionach, są nieco krótsze od tylnych, co dodatkowo podkreśla jego niezgrabny wygląd. Wysokość w kłębie świstaka stojącego na czterech łapach może dochodzić do 20–25 cm. Zwierzęta te często płasko przywierają do ziemi, siadają w kucki lub stoją słupka, ale chodzą zawsze na czterech łapach. Idąc, opierają się na całych stopach i dłoniach, łącznie z piętą i nadgarstkiem. Świstaki są więc zwierzętami stopochodnymi. Pozornie niezgrabne i ociężałe, świstaki na krótkich dystansach potrafią szybko i sprawnie biegać, przeskakując przez niezbyt wysokie przeszkody, potrafią też dobrze wspinać się po skałach.

Świstaki mają w sumie 18 palców – po pięć na tylnych łapach, za to na przednich tylko cztery, gdyż kciuki zanikły w toku ewolucji. Owłosione palce, o długości 2–2,5 cm zakończone są półtoracentymetrowymi mocnymi, łukowato wygiętymi i łopatkowato wysklepionymi, czarnymi pazurami. Na wewnętrznej, nagiej i czarnej powierzchni dłoni widocznych mają 5 silnie wypukłych modzeli. Pomagają one świstakowi przytrzymywać pokarm i inne przedmioty. Na nagiej podeszwie stopy, której długość u dorosłych świstaków wynosi 8,5–9 cm, znajduje się 6 modzeli.

Głowa świstaka jest dość duża, przynajmniej jak na gryzonia. U dorosłego zwierzęcia ma około 10 cm długości i łączy się z resztą ciała za pośrednictwem krótkiej, ale masywnej szyi. Uszy mają około 2–2,5 cm długości, są owłosione z obu stron i prawie nie wystają z sierści porastającej głowę. Czoło jest płaskie i szerokie, a oczy czarne i niezbyt duże, ale wyraziste. Wąły nadoczdolowe są tylko delikatnie zaznaczone. Nos w okolicy nozdrzy jest nagi i czarny, a pysk wydaje się nieco spłaszczony. Widoczne są w nim dwie pary siekaczy, po jednej w szczęcie i żuchwie. Zewnętrzną powierzchnię siekaczy pokrywa podłużnie bruzdkowane, twarde szkliwo, które u młodych świstaków ma biały kolor, później ciemnieje i robi się pomarańczowe lub niemal brązowe. Tylna część siekaczy zbudowana z dość kruchej zębiny, jest półokrągłe wklęsła. Siekacze bez przerwy rosną i ścierają się. Ustawione są w zgryz nożycowy. Kiedy zgryz jest wadliwy, zęby rosną krzywo i nie trafiają na siebie. Są wówczas niedostatecznie ścierane, szybko przyrastają, utrudniając zwierzęciu pobieranie pokarmu, aż w końcu mogą przebić podniebienie i spowodować śmierć. Świstaki nie mają kłów. W ich miejscu występuje przerwa pomiędzy siekaczami a poprzecznie tępo sęczkowanymi zębami policzkowymi, których jest 5 par w szczęcie i 4 w żuchwie. W szczęcie są dwie pary przedtrzonowców, w żuchwie tylko jedna, jednak

pierwszy z górnych przedtrzonowców jest nieduży i kołeczkowaty. I na górze i na dole wyrastają świstakom po trzy pary zębów trzonowych, łącznie mają więc 22 zęby. Wzór zębowy wygląda zatem następująco:

$$\begin{array}{r} 1023 \\ 1013 \end{array}$$

Przy zamkniętym pysku górne siekacze widać przez rozdzieloną na pół górną wargę. Po bokach pyska wyrastają czarne włosy czuciowe, czyli wibrysy, ułożone w pięciu podłużnych rzędach. Ich długość dochodzi do 8 cm. Długie włosy czuciowe wyrastają także na brwiach.

Futro świstaka jest zbudowane z dłuższych, grubych i mocnych włosów okrywowych oraz ciemniejszego i zwartego podszerstka, składającego się z włosów krótszych, wełnistych i odrobinę skręconych. Na pojedynczym włosie mogą występować różne barwy. U nasady mogą być czarne lub ciemnobrunatne, wyżej płowe, rude lub czarne, a na wierzchołku beżowe lub płowe. W zależności od tego, gdzie jaka barwa przeważa, kolor futra jest zróżnicowany, od ciemnoszarego do jasnobrązowego lub rudawego. Głowa jest zwykle czarniawa i szara z jaśniejszym, niemal siwym pyskiem. Okrywające ją włosy są krótkie i przylegające do ciała. Pomiędzy oczami przebiega jasna plama. Grzbiet bywa ciemnoszary, jasnobrązowy albo rudawy. Brzuch przeważnie bardziej żółtawy. Ogon jest czarno brązowy. Młode w pierwszym roku życia są zdecydowanie ciemniejsze i bardziej puszyste.

Świstaki zmieniają futro raz do roku. U większości osobników linienie ma miejsce w czerwcu, czyli w okolicy kolejnych rocznic urodzin. U matek karmiących młode i osobników osłabionych wymiana futra ma miejsce około 4 tygodnie później. W przypadku szczególnie osłabionych karmieniem samic nowe futro może być niekompletne, co można obserwować także u bardzo starych zwierząt. Z wiekiem futro staje się coraz bardziej nastroszone. Stare świstaki po śnie zimowym mogą mieć na plecach i na ogonie nagie, wyleniałe miejsca (Zwijacz-Kozica 2009).

4. Biologia gatunku

Świstaki są zwierzętami o socjalnym sposobie życia. Tworzą grupy rodzinne, tzw. kolonie. Jądro grupy rodzinnej stanowi zawsze dorosła para dominujących zwierząt. Pozostali członkowie rodziny są zwykle ich potomkami z różnych roczników. Młode pozostają przy rodzicach przynajmniej do czasu osiągnięcia dojrzałości płciowej, którą uzyskują w drugim roku życia. Najczęściej opuszczają rodzinną grupę w trzecim roku życia. Czasem zostają dłużej. Grupa rodzinna składająca się z rodziców oraz jednorocznych, dwuletnich i starszych potomków własnych i przysposobionych może liczyć do kilkunastu osobników.

Każda rodzina (kolonia) zamieszkuje własny obszar rozciągający się wokół nory. Terytoria należące do sąsiadujących ze sobą świstaczych kolonii mogą częściowo nakładać się na siebie, ale tylko na brzegach. Obszar centralny, właściwe terytorium rodzinne, ma powierzchnię przeciętnie 2,5 ha. Jest on agresywnie broniony przez samca – dotyczy to tylko dorosłych, dojrzałych płciowo samców. Młode zwierzęta mogą odwiedzać sąsiednie, strzeżone terytoria i przeważnie nie są karcone przez gospodarzy. Czasem nawet bywają adoptowane.



Fot. 2. Świstak wychodzący z nory zimowej (© F. Zięba)



Fot. 3. Świstak przy wejściu do nory letniej (© F. Zięba)

Okres godów przypada na połowę maja. W rozmnażaniu najczęściej uczestniczy dominująca para, co nie świadczy o tym, że świstak jest gatunkiem monogamicznym. Młode rodzą się w norach w drugiej połowie czerwca. Miot liczy od jednego do sześciu osobników.

Świstaki około 90% swojego życia spędzają w norach własnej budowy. Możliwość wybudowania takich nor jest ważnym warunkiem określającym przydatność danego obszaru na środowisko życia świstaków. Dlatego zwierzęta te występują tylko w okolicach, gdzie mogą kopać relatywnie łatwo i głęboko. Takimi miejscami są stoki lub moreny, w których duże bloki skalne i kamienie, zapewniające stabilność norze, przemieszane są z dającym się łatwo usunąć drobnym materiałem wypełniającym. Kolejnym ważnym wyznacznikiem przydatności terenu do budowy świstaczej nory jest bezpieczeństwo przed zalaniem lub podtopieniem. Na obszarach, gdzie występują płytko położone warstwy wodonośne z reguły nie ma świstaków.

Najważniejszą rolę w życiu świstaków odgrywają nory zimowe, zwane też norami głównymi (fot. 2). Każda świstacza rodzina ma tylko jedną taką norę. Głównym przeznaczeniem nory zimowej jest zapewnienie bezpiecznego schronienia na zimę.

Jednak często także w lecie stanowi ona centrum świstaczej aktywności w obrębie terytorium rodzinnego. Nora zimowa składa się zwykle z systemu rozgałęzionych tuneli z komorą gniazdową i rozszerzeniami do wymijania się zwierząt idących w przeciwnych kierunkach. Łączna długość korytarzy może przekraczać 10 m, ale zwykle rozciągają się one dość płytko, 1–2 metry pod powierzchnią gruntu. Rozległa nora zimowa ma zazwyczaj kilka oddalonych od siebie wejść, ale jedno z nich jest częściej używane niż pozostałe. Przed tym wejściem niejednokrotnie powstaje spory kopiec ziemny usypany przez świstaki z materiału pozyskanego w trakcie kopania tuneli i komór.

Nora letnia, zwana także przejściową, też może być systemem rozgałęzionych korytarzy z kilkoma wejściami, ale ich łączna długość jest nieco mniejsza niż w norze zimowej (fot. 3). Komora gniazdowa znajduje się tu znacznie płycej niż w norze zimowej, zwykle tylko 1–1,5 m pod ziemią. Pogłębiona nora letnia, może z czasem przejąć rolę nory zimowej. Jeśli przez lato świstaki korzystają z nory zimowej, na ich terytorium może nie być osobnej nory letniej.

Nory ucieczkowe, zwane też awaryjnymi lub ratunkowymi, to najliczniejszy typ nor na terenie świstaczej kolonii. Każda rodzina buduje znaczną liczbę takich ukryć. Są to jednak

nory bardzo krótkie, mają około 1 metra długości i posiadają 1 lub najwyżej 2 wejścia. Zwykle są nierozgałęzione, ale czasem mają króciutkie boczne odnogi. Rozmieszczone są dość równomiernie na całym świstaczym terytorium. Z rozbudowywanej nory ucieczkowej z czasem może powstać nora letnia lub nawet zimowa. W lecie i jesienią, otwory częściowo wykorzystywanych nor i ukryć połączone są siecią ścieżek wdeptanych przez świstaki wśród bujnej roślinności halnej.

Świstaki nigdy nie zanieczyszczają gniazda ekskrementami. Swoje potrzeby fizjologiczne załatwiają w specjalnie do tego przeznaczonych uchyłkach korytarzy, zwanych latrynami. Takie świstacze latryny spotkać można także poza głównym systemem nor, na przykład w zagłębieniach pod skałami lub w specjalnie wykopanych krótkich norkach (Zwijacz-Kozica 2009).

Do wyściółki gniazda świstaki używają głównie suchych części roślin trawiastych, takich jak sit skucina, boimka dwurzędowa, kostrzewy, trzcinniki. Trafiają się także porosty z rodzaju chrobotek, rzadziej są to mchy. Za wyściółkę może posłużyć wszystko co jest suche i miękkie. Niejednokrotnie obserwowano świstaki znoszące do nor porzucone przez turystów chusteczki higieniczne i strzępki tkanin. Wniesione do nory siano nie służy jako pożywienie.

Przed przystąpieniem do snu zimowego świstaki zatykają korytarze od środka grubymi zatyczkami z mieszaniny ziemi, kamieni, materiału z gniazda i odchodów. Są one mocno ubite i bardzo twarde.

Świstak jest największym pośród tatrzańskich gryzoni. Szczególnie chętnie zjada świeże pędy i kwiaty traw i ziół. Jeden dorosły świstak spożywa dziennie około 1–1,5 kg masy roślinnej. W ciągu krótkiego sezonu wegetacyjnego, świstaki muszą zgromadzić zapas tłuszczu umożliwiający im przezimowanie. Dieta świstaków nie jest jednostajna, zmienia się w ciągu roku tak, jak zmienia się roślinność hal w czasie okresu wegetacyjnego.

W latach 1981–1985 badania nad składem świstaczej diety w Tatrach Słowackich prowadziły Barbara Chovancová i Anna Šoltésová. Zestawiły one listę 43 gatunków roślin, które stanowią podstawę menu tatrzańskich świstaków. Nie jest to prawdopodobnie lista kompletna, ale obejmuje najważniejsze rośliny, najczęściej spotykane w sąsiedztwie świstaczych koloni. Zwłaszcza rosnące na podłożu ubogim w węglan wapnia, gdyż głównie na takich siedliskach prowadzone były wspomniane badania (Chovancová, Šoltésová 1988).

Bartsja alpejska *Bartsia alpina* L.

Bodziszek leśny *Geranium sylvaticum* L.

Boimka dwurzędowa *Oreochloa disticha* (WULFEN) LINK.

Borówka czarna *Vaccinium myrtillus* L.

Ciemnocyza zielona *Veratrum lobelianum* BERNH.

Dzwonek alpejski *Campanula alpina* JACQ.

Dzwonek wąskolistny *Campanula polymorpha* WITASEK

Goryczka kropkowana *Gentiana punctata* L.

Jaskier górski *Ranunculus pseudomontanus* SCHUR

Jaskier platanolistny *Ranunculus platanifolius* L.

Jastrzębiec alpejski *Hieracium alpinum* L.

Koniczyna brunatna *Trifolium badium* SCHREB.

Kosmatka brunatna *Luzula alpino-pilosa* (CHAIX) BREISTR.

Kostrzewa barwna *Festuca picta* KIT.
Kozłek bżowy *Valeriana sambucifolia* J.C. MIKAN
Kozłek trójlistkowy *Valeriana tripteris* L.
Kuklik górski *Geum montanum* L.
Macierzanka halna *Thymus alpestris* TAUSCH ex A. KERN.
Macierzanka nadobna *Thymus pulcherrimus* SCHUR
Marchwica pospolita *Mutellina purpurea* (POIR.) THELL.
Miłosna górską *Adenostyles alliariae* (GOUAN) A. KERN.
Mniszek *Taraxacum* sp.
Nawłóć alpejska *Solidago alpestris* WALDST. & KIT.
Omieg górski *Doronicum austriacum* JACQ.
Omieg kozłowiec *Doronicum clusii* (ALL.) TAUSCH
Pięciornik złoty *Potentilla aurea* L.
Podbiałek alpejski *Homogyne alpina* (L.) CASS.
Przelot alpejski *Anthyllis alpestris* (KIT.) RCHB.
Rdest węzownik *Polygonum bistorta* L.
Rdest żyworodny *Polygonum viviparum* L.
Różeniec górski *Rhodiola rosea* L.
Sasanka alpejska *Pulsatilla alba* RCHB.
Siekiernica górską *Hedysarum hedysaroides* (L.) SCHINZ & THELL.
Sit skucina *Juncus trifidus* L.
Szczaw górski *Rumex alpestris* JACQ.
Śmiałek pogięty *Deschampsia flexuosa* (L.) TRIN.
Świetlik *Euphrasia* sp.
Tomka alpejska *Anthoxanthum alpinum* Á. LÖVE & D. LÖVE
Urdzik karpacki *Soldanella carpatica* VIERH.
Wiechlina alpejska *Poa alpina* L.
Wiechlina granitowa *Poa granitica* BRAUN-BLANQ.
Zawilec narcyzowy *Anemone narcissifolia* L.
Zerwa kulista *Phyteuma orbiculare* L.

Naturalni wrogowie świstaka to przede wszystkim orzeł przedni, lis, ryś. Znane są również przypadki rozgryzania nor świstaków przez niedźwiedzie brunatne. Wśród innych drapieżników mogących czasem zagrażać świstakom wymienia się wilka, kunę leśną, jastrzębia, pustułkę i kruka. Ich wpływ na populację świstaków jest raczej znikomy. Głównym naturalnym czynnikiem regulującym liczebność tego gatunku jest prawdopodobnie śmiertelność zimowa.



Fot. 4. Siedlisko świstaka w Tatrach (© J. Perzanowska)

5. Wymagania siedliskowe

Gatunek związany ze środowiskiem alpejskim (fot. 4). Strefa zamieszкана przez świstaki zaczyna się zwykle od miejscowej górnej granicy lasu i ciągnie się kilkaset metrów wzwyż. W Tatrach górny zasięg występowania świstaków wyznaczają warunki orograficzne. Najwyżej położone kolonie świstacze znajdują się na wysokości 2200–2300 m n.p.m., czyli tam, gdzie zwierzęta te mogą znaleźć jeszcze względnie dobre miejsca do kopania nor (Gąsienica-Byrcyn 2001).

Najniższej położona świstacza kolonia znajduje się na wysokości 1350 m n.p.m. Większość stanowisk znajduje się na wysokości powyżej 1700 m n.p.m. Gatunek ten preferuje otwarte powierzchnie hal, rzadziej trawiaste fragmenty w piętrze kosodrzewiny. Ekspozycja względem kierunków świata i nachylenie stoku nie ma decydującego znaczenia. Kluczową rolę odgrywa natomiast możliwość kopania nor. Gleba i rumosz w podłożu muszą mieć odpowiednią miąższość i strukturę.

6. Rozmieszczenie gatunku w Polsce

Jedynym miejscem występowania gatunku w Polsce są Tatry (ryc. 1).



Ryc. 1. Zasięg występowania świstaka tatrzańskiego *Marmota marmota latirostris* w Polsce (wg raportu dla Komisji Europejskiej 2007) i stanowisko monitorowane w latach 2007–2008 w ramach zadania: *Monitoring gatunków i siedlisk przyrodniczych ze szczególnym uwzględnieniem specjalnych obszarów ochrony siedlisk Natura 2000 – faza pierwsza i faza druga* (zaznaczono środkowe współrzędne geograficzne stanowiska).

II. METODYKA

1. Koncepcja monitoringu gatunku

Monitoring gatunku powinien być prowadzony zgodnie z dotychczasową jego koncepcją, opracowaną przez Tatrzański Park Narodowy i stosowaną od 2000 r. Monitoring ten polega na inwentaryzacji zimowych nor świstaków. Podobne badania w latach wcześniejszych na obszarze Tatr przeprowadził Wojciech Gąsienica-Byrcyn (Gąsienica-Byrcyn 1994), a już Leon Podobiński zwracał uwagę na możliwość wykorzystania liczby nor świstaczych dla określania wielkości populacji, gdyż liczba osobników w kolonii jest niemożliwa do dokładnego określenia (Podobiński 1960). Siedlisko świstaka jest mało zmienne, generalnie nie podlega presji człowieka i w oparciu o dotychczasową wiedzę trudno wypracować metodykę jego monitoringu.

2. Wskaźniki i ocena stanu ochrony gatunku

Wskaźniki stanu populacji i stanu siedliska

Tab. 1. Wskaźniki stanu populacji i siedliska świstaka tatrzańskiego

Wskaźnik	Miara	Sposób pomiaru/określenia
Populacja		
Liczba kolonii	Otwór wyjściowy	Liczba otworów wyjściowych, ustalona wiosną w trakcie zalegania śniegu
Siedlisko		
Powierzchnia piętra alpejskiego (hal)	ha	Określa się powierzchnię piętra alpejskiego (hal) na podstawie map GIS lub operatów urzędniowych. Celem jest śledzenie zmian w powierzchni hal na skutek zarastania ich kosodrzewiną.

Tab. 2. Waloryzacja wskaźników stosowanych przy ocenie stanu populacji i stanu siedliska populacji świstaka tatrzańskiego prowadzonej w ramach monitoringu

Wskaźnik/Ocena*	FV	U1	U2
Populacja			
Liczba kolonii	≥50	30–50	<30
Siedlisko			
Powierzchnia piętra alpejskiego (hal)	1413,34 ha	Zarośnięcie przez kosodrzewinę 20–30% pow. hal	Zarośnięcie przez kosodrzewinę powyżej 30% pow. Hal

*FV – stan właściwy, U1 – stan niezadowolający, U2 – stan zły

Ocena stanu populacji i stanu siedliska

Ocena stanu badanych wskaźników jest wprost oceną stanu populacji i stanu siedliska

Perspektywy zachowania

W ocenie perspektyw zachowania populacji należy brać pod uwagę dotychczasowe trendy w populacji i siedlisku gatunku, określone poprzez wskaźniki „liczba kolonii” oraz „powierzchnia hał”, sposób ochrony siedlisk gatunku i przewidywane zagrożenia. W praktyce o perspektywach zachowania świstaka decyduje głównie stan populacji, gdyż siedlisko gatunku jest stosunkowo stabilne i położone w strefie ochrony ścisłej Tatrzańskiego Parku Narodowego.

Ocena ogólna

Ocena stanu ochrony gatunku odpowiada najniższej z ocen trzech parametrów tego stanu (stan populacji, stan siedliska, perspektywy zachowania).

3. Opis badań monitoringowych

Wybór powierzchni monitoringowych i ich sugerowana wielkość

Stanowiskiem (powierzchnią monitoringową) gatunku jest cały obszar jego występowania w Tatrach, czyli cały teren powyżej górnej granicy lasu, obejmujący piętro alpejskie.

Sposób wykonywania badań

Badanie wskaźników stanu populacji

W celu ustalenia liczby kolonii należy odszukać miejsca, gdzie świstaki wyszły spod śniegu po okresie hibernacji. Miejsca te charakteryzują się wyraźnym otworem wyjściowym. Na przełomie kwietnia i maja należy dokładnie spenetrować tereny położone ponad górną granicą lasu, w obrębie piętra halnego. Odnalezione nory zimowe rejestruje się za pomocą odbiornika GPS, który automatycznie ustala pozycję i wysokość nad poziomem morza. Pod uwagę należy brać tylko wyraźne otwory wygrzebane przez świstaki w pokrywie śnieżnej. W przypadku, gdy w bezpośrednim sąsiedztwie będą znajdowały się dwa takie otwory, a na podstawie tropów pozostawianych przez świstaki na śniegu, lub w wyniku bezpośredniej obserwacji stwierdzono przechodzenie zwierząt pomiędzy nimi, norę właściwą należy przyjąć tę, która pojawiła się wcześniej. Każdy z otworów świadczy o obecności kolonii. Jako wskaźnik stanu populacji przyjęto liczbę kolonii występujących na terenie TPN. Prace te wykonywane mogą być wyłącznie przez pracowników Tatrzańskiego Parku Narodowego, wyposażonych w lornetki, lunety oraz osobisty sprzęt zapewniający bezpieczeństwo poruszania się w terenie wysokogórskim przy ciągle zalegającej pokrywie śnieżnej. W celach bezpieczeństwa wskazane jest prowadzenie prac w zespołach dwuosobowych z użyciem detektora oraz sprzętu lawinowego.

Inne informacje, które mogą być dodatkowo wykorzystane w ocenie stanu populacji:

- **Szacunkowa wielkość populacji.** W celu jej ustalenia można przeprowadzić liczenia zwierząt na wybranych pięciu stanowiskach (koloniach). Prace te należy prowadzić w miesiącu sierpniu w roku, w którym wiosną oceniano liczbę kolonii. Na każdym ze stanowisk należy przeprowadzić trzydniowe obserwacje, rejestrując maksymalną liczbę świstaków, które równocześnie pojawiły się w obrębie stanowiska. Średnia liczba zwierząt w kolonii, określona na podstawie obserwacji pięciu stanowisk, pomnożona przez liczbę wszystkich kolonii daje szacunkową liczebność świstaka na całym obszarze objętym monitoringiem.

- **Upadki zwierząt w populacji.** Określenie śmiertelności jest trudne, ale należy rejestrować wszystkie przypadki odnalezienia martwych zwierząt, w miarę możliwości wraz z podaniem przyczyny upadku. Dotyczy to również udokumentowanych przypadków kłusownictwa.

Badanie wskaźników stanu siedliska

Monitoringiem należy objąć piętra klimatyczne znajdujące się w granicach występowania gatunku. Należy analizować proces rozprzestrzeniania się kosodrzewiny w piętrze alpejskim poprzez analizę ortofotomap lub operatów urządzeńowych.

Termin i częstotliwość badań

Monitoring stanu populacji należy prowadzić cyklicznie co trzy lata; ze względu na niekorzystne warunki pogodowe (niewielka pokrywa śnieżna bądź duże zagrożenie lawinowe) prace można przesunąć na następny rok. Inwentaryzację nor należy prowadzić w okresie wiosennym po stwierdzeniu wykopania się świstaków z nor zimowych, co następuje z reguły w drugiej połowie kwietnia. Liczebność osobników w kolonii należy określać na podstawie obserwacji prowadzonych w okresie letnim (sierpień). Natomiast monitoring stanu mała zmiennego siedliska świstaka należy prowadzić co 20 lat.

Sprzęt i materiały do badań

- odbiornik GPS,
- lornetka,
- luneta,
- mapa topograficzna 1:5000,
- sprzęt lawinowy.

4. Przykład wypełnionej karty obserwacji gatunku dla stanowiska

Karta obserwacji gatunku dla stanowiska	
Kod gatunku	Kod gatunku wg Dyrektywy Siedliskowej 4003
Nazwa gatunku	Nazwa polska, łacińska, autor wg aktualnie obowiązującej nomenklatury Świstak <i>Marmota marmota</i> (Linnaeus, 1758)
Kod obszaru	Wypełnia instytucja koordynująca
Nazwa obszaru	Nazwa obszaru monitorowanego Tatry
Kod stanowiska	Wypełnia instytucja koordynująca
Nazwa stanowiska	Tatry
Obszary chronione, na których występuje gatunek	Natura 2000, rezerваты przyrody, parki narodowe i krajobrazowe, użytki ekologiczne, stanowiska dokumentacyjne itd. Tatrzański Park Narodowy; obszar Natura 2000 PLC120001 Tatry

Współrzędne geograficzne	<i>Podać współrzędne geograficzne (GPS) stanowiska</i> 49° 15'...''N, 19° 56'...'' E
Ogólna charakterystyka obszaru	<i>Ogólna charakterystyka obszaru</i> Tatry, położone w centralnej części Karpat Zachodnich, stanowią najwyższy i najcenniejszy przyrodniczo masyw górski pomiędzy Alpami i Kaukazem, charakteryzujący się alpejskim krajobrazem i typowym układem stref klimatyczno-roślinnych: regiel dolny, regiel górny, piętro subalpejskie (kosówka), piętro alpejskie (halne), piętro subniwalne (turniowe). Polska, północna część Tatr, zbudowana ze skał krystalicznych, osadowych i metamorficznych obejmuje Tatry Wysokie oraz Tatry Zachodnie. Teren ten obfituje w formy geomorfologiczne, charakterystyczne dla rzeźby postglacjalnej. Znajduje się tu około 600 jaskiń. Około 70% powierzchni obszaru zajmują lasy i zarośla kosodrzewiny, pozostałe 30% to tereny otwarte. Ponad połowa powierzchni (11 500 ha), w tym całe piętra: subalpejskie, alpejskie i turniowe i część pięter regla górnego i dolnego podlega ochronie ścisłej, polegającej na ochronie procesów zachodzących w przyrodzie.
Wysokość n.p.m.	<i>Wysokości m n.p.m. stanowiska lub zakres od... do...</i> 1350–2300 m n.p.m.
Charakterystyka siedlisk gatunku w obszarze	<i>Rodzaj użytkowanego środowiska, wysokość n.p.m., charakter roślinności</i> Środowiskiem życia świstaka są tereny w strefie piętra roślinnego hal, czyli piętra alpejskiego (pow. 1413,34 ha). Piętro to tworzą głównie wysokogórskie murawy występujące pomiędzy 1800 a 2250 (2300) m n.p.m. Są one zróżnicowane w zależności od podłoża. Na podłożu kwaśnym wykształca się klimaksowy zespół boimki dwurzędowej i situ skucina, gdzie w zwartych murawach alpejskich obok wymienionych gatunków spotyka się współdominującą żyworodną kostrzewę niską, mietlicę skalną albo turzycę zawsze zieloną. Inne gatunki budujące ten zespół to m.in.: sasanka alpejska, starzec karpacki, jastrzębiec alpejski, pierwiosnek mały. Na głębszych glebach nawapiennych wykształca się endemiczny zespół kostrzewy pstrej odznaczający się dużym bogactwem florystycznym. Są to bujne, kwieciste o wyższym wzroście murawy, w których dominuje kostrzewa pstra, a obok niej spotyka się m.in.: sesleria tatrzańska, naradka włosista, traganek wytrzymały. Obok roślin ściśle wapieniolubnych występują gatunki, które nie są przywiązane ściśle do rodzaju podłoża np.: siekiernica górską, rogownica wełnista. W płatach tego zespołu można w sumie spotkać ok. 100 gatunków roślin naczyniowych. Zasięg występowania świstaka obejmuje piętro klimatyczne umiarkowanie zimne. Średnia temperatura roczna wynosi tu od 0°C do –2°C.
Informacja o gatunku w obszarze	<i>Syntetyczne informacje o występowaniu gatunku na obszarze, dotychczasowe badania i inne istotne fakty. Wyniki monitoringu z lat poprzednich</i> Inwentaryzacje stanu populacji świstaka w Tatrach prowadzone są od 2000 r. Polegają na rejestrowaniu miejsc i terminów wykopywania się świstaków z nor zimowych. Każdy otwór wiosenny świadczy o obecności kolonii w danym miejscu. Dodatkowo co trzy lata wykonuje się mapy rozmieszczenia kolonii świstaków w Tatrzańskim Parku Narodowym na podstawie namiarów GPS wszystkich nor zimowych w okresie wiosennym. Dla oszacowania liczebności populacji przyjmuje się średnią liczbę czterech osobników w kolonii.

Obserwator	Imię i nazwisko eksperta lokalnego odpowiedzialnego za ten obszar Pracownicy TPN
Daty obserwacji	Daty wszystkich obserwacji (zgodne z formularzami cząstkowymi) 30.04.2008
Data wypełnienia	Data wypełnienia formularza przez eksperta 30.08.2008
Data wpisania	Data wpisania do bazy danych – wypełnia instytucja koordynująca
Data zatwierdzenia	Data zatwierdzenia przez osobę upoważnioną – wypełnia instytucja koordynująca

Stan ochrony gatunku na stanowisku		
Parametr/ Wskaźniki	Opis	Ocena
Populacja		
Liczebność	Podać liczbę stwierdzonych kolonii W Tatrzańskim Parku Narodowym wiosną 2008 r. stwierdzono 56 kolonii świstaków.	FV
Siedlisko		
Powierzchnia piętra alpejskiego	Określić powierzchnię piętra alpejskiego 1413,34 ha	FV
Perspektywy zachowania	Ocena eksperta z uwzględnieniem aktualnego stanu populacji i stanu siedliska, obserwowanych negatywnych oddziaływań i zagrożeń oraz stosowanej ochrony W wyniku prowadzonych co roku rejestracji wykopywania się świstaków z nor zimowych odnotowywano w przeszłości zanikanie kolonii na niektórych stanowiskach, ale również pojawianie się kolonii w nowych miejscach. Liczba kolonii świstaków w Tatrzańskim Parku Narodowym charakteryzuje się niewielkimi zmianami liczby i kształtu się na poziomie około 50 koloni. W związku z tym perspektywy utrzymania się gatunku ocenia się jako dobre. Ochrona świstaka w Tatrzańskim Parku Narodowym ma charakter ochrony biernej, czyli polega na eliminowaniu lub ograniczaniu wpływu nienaturalnych czynników na populację. Głównym zagrożeniem dla świstaków na terenie Tatrzańskiego Parku Narodowego są zagrożenia antropogeniczne takie jak kłusownictwo, rozwój turystyki i narciarstwa na terenie występowania gatunku, penetracja przez człowieka miejsc nieudostępniowanych. Działania podejmowane przez TPN mają na celu minimalizację wpływu tych czynników i zachowanie populacji świstaka w warunkach jak najbardziej naturalnych.	FV
Ocena ogólna		FV

Lista najważniejszych aktualnych i przewidywanych oddziaływań (zagrożeń) na gatunek i jego siedlisko na badanym stanowisku (w tym aktualny sposób użytkowania, planowane inwestycje, planowane zmiany w zarządzaniu i użytkowaniu); kodowanie oddziaływań/zagrożeń zgodne z Załącznikiem E do Standardowego Formularza Danych dla obszarów Natura 2000; wpływ oddziaływania: „+” – pozytywny, „-” – negatywny, „0” – neutralny; intensywność oddziaływania: A – silna, B – umiarkowana, C – słaba

Aktualne oddziaływania				
Kod	Nazwa działalności	Intensywność	Wpływ	Syntetyczny opis
243	Kłusownictwo	A	–	Historycznie bardzo poważne zagrożenie dla populacji. Obecnie nie ma dokładnych danych o rozmiarze procederu, wiadomo jednak, że proceder ten wciąż występuje i wpływa w znacznym stopniu na populację. Stwierdzano w przeszłości przypadki zaniku kolonii na skutek rozkopywania przez kłusowników nor.
600	Infrastruktura sportowa i rekreacyjna	A	–	Rejon Kasprowego Wierchu, budynki oraz infrastruktura związana z koleją linową. Obecność kolei na Kasprowy Wierch powoduje znaczne zwiększenie ruchu turystycznego oraz narciarskiego w tym rejonie, a co za tym idzie zwiększenie hałasu, większą penetrację terenu, zwiększoną ilość odpadów i pozostawianych przez człowieka. Wszystko to ma wpływ na zmianę naturalnego zachowania świstaków w tym rejonie.
602	Kompleksy narciarskie	A	–	Rejon Kasprowego Wierchu, trasy zjazdowe, narciarstwo pozatrasowe. Przygotowywanie tras (ratrakowanie stoków) powoduje dłuższe niż naturalnie zaleganie pokrywy śnieżnej w tym rejonie, co skutkuje późniejszą wegetacją na tym terenie, czyli w rezultacie zmniejszeniem dostępności pokarmu w okresie wczesnowiosennym dla świstaków.
624	Turystyka górską, wspinaczka, speleologia	A	–	Liczne szlaki turystyczne na całym obszarze występowania gatunku, duże natężenie ruchu wspinaczkowego w części Wysokich Tatr zarówno latem, jak i zimą, przypadki wspinaczki w terenach niedozwolonych np. na obszarach zimowania kozic, duży ruch speleologiczny na trasach dojściowych do jaskiń, z których znaczna część położona jest na obszarze występowania gatunku. Wzmrożona penetracja terenu, głównie poza szlakami turystycznymi (taternicy, grotolazi), powoduje płoszenie świstaków na ich naturalnych stanowiskach.
626	Narciarstwo	A	–	Coraz większy udział narciarstwa poza wyznaczonymi trasami, jak i turystyki narciarskiej (ski-tour) na całym obszarze występowania gatunku. Zjazdy narciarskie wykonywane na terenie występowania kolonii w okresie wiosennym (najlepsze warunki dla uprawiania ski touringu) zbiegają się w czasie z okresem wykopywania się świstaków z nor zimowych. Płoszenie świstaków w tym niewrażliwym okresie może mieć poważne skutki dla kolonii.

710	Uciążliwy hałas	B	–	Głównie związany z dużym ruchem turystycznym na szlakach oraz częstymi przelotami śmigłowca. Powoduje płoszenie zwierząt oraz zmianę ich aktywności, skrócenie czasu żerowania na powierzchni.
965	Drapieżnictwo	B	0	Lis, kruk, orzeł przedni.

Zagrożenia (przyszłe, przewidywane oddziaływania)				
Kod	Nazwa	Intensywność	Wpływ	Syntetyczny opis
243	Kłusownictwo	A	–	Szczególnie na proceder kłusownictwa narażone są miejsca z niewielką frekwencją turystów oraz oddalone od szlaków turystycznych. (Rejon Dol. Chochołowskiej oraz Dol. Kościeliskiej). Przewiduje się, że proceder ten w dłuższej perspektywie czasu będzie wciąż jednym z największych zagrożeń dla populacji świstaka. Wynika to głównie z trudności w ocenie skali kłusownictwa w Tatrach, a także z faktu, że pojedyncze przypadki kłusownictwa mogą skutkować zanikiem całych kolonii świstaków.
600	Infrastruktura sportowa i rekreacyjna	A	–	Rejon Kasprowego Wierchu, modernizacja infrastruktury związanej z koleją linową. Ewentualne modernizacje czy remonty związane z infrastrukturą narciarską będą powodować wzrost czynników negatywnie wpływających na populację świstaka (np. hałas, zwiększona penetracja terenu przez człowieka, płoszenie zwierząt, zawężanie obszarów żerowania itp.).
624	Turystyka górska, wspinaczka, speleologia	A	–	Istnieje ryzyko powstania nowych szlaków turystycznych oraz powiększenia bądź udostępnienia nowych terenów do wspinaczki powierzchniowej bądź jaskiniowej, co jest równoznaczne ze zmniejszeniem przestrzeni życiowej świstaków.
626	Narciarstwo	A	–	Coraz większy udział narciarstwa poza wyznaczonymi trasami, jak i turystyki narciarskiej (ski-tour) na całym obszarze występowania gatunku. Coraz większa popularność tego rodzaju narciarstwa w Tatrach powoduje coraz większą penetrację terenu również w obrębie występowania świstaków, niosąc za sobą szereg negatywnych czynników.

Inne informacje	
Inne wartości przyrodnicze	<i>Inne obserwowane gatunki zwierząt i roślin z załączników Dyrektyw Siedliskowej i Ptasiej: gatunki zagrożone (Czerwona księga) i inne rzadkie/gatunki chronione; inne wyjątkowe walory obszaru</i> Na obszarze występowania świstaka obserwowano m.in.: niedźwiedzie, wilki, rysie, świstaki, orla przedniego, głuszca, cietrzewia, sokoła wędrownego, płochacza halnego, pomurnika
Gatunki obce i inwazyjne	<i>Obserwowane gatunki obce i inwazyjne i ewentualnie ich liczba</i> Nie obserwowano
Zarządzanie terenem	Tatrzański Park Narodowy
Istniejące plany i programy ochrony/ zarządzania/ zagospodarowania	<i>Wszelkie dokumenty, które mogą mieć znaczenie dla ochrony gatunku i jego siedlisk w tym obszarze</i> Plan Ochrony Fauny TPN Plan Urządzania Lasu

Prowadzone zabiegi ochronne i ocena ich skuteczności	Opisać, czy na badanym terenie prowadzi się jakieś działania ukierunkowane na ochronę gatunku Okresowe wygradzanie tras narciarskich
Inne uwagi	Wszelki informacje pomocne przy interpretacji wyników, np. anomalie pogodowe W celu ustalenia szacunkowej liczebności populacji można przeprowadzić liczenia zwierząt na wybranych pięciu stanowiskach (koloniach). Prace te należy przeprowadzić w miesiącu sierpniu w roku w którym oceniana będzie ilość kolonii. Na każdym ze stanowisk należy przeprowadzić trzydniowe obserwacje rejestrując maksymalną ilość świstaków które równocześnie pojawiły się w obrębie stanowiska. Średnią liczbę zwierząt z pięciu stanowisk należy pomnożyć o współczynnik ilości kolonii. Uzyskany wynik daje szacunkową liczebność świstaka na całym obszarze objętym monitoringiem.
Dokumentacja fotograficzna	PLC120001_Marmota Marmota_Tatry_Foto1.jpg/ P.Krzan PLC120001_Marmota Marmota_Tatry_Foto2.jpg/ P.Krzan

5. Gatunki o podobnych wymaganiach ekologicznych, dla których można zaadaptować opracowaną metodykę

W Polsce brak takich gatunków.

6. Ochrona gatunku

Świstak objęty jest ochrona gatunkową. Ponadto, zarówno po polskiej i słowackiej stronie Tatr całkowity areal występowania świstaka mieści się w obszarach chronionych – po stronie polskiej TPN oraz po słowackiej TANAP. Instytucje te pełnią całkowity nadzór na populacją świstaków. Stosowana aktualnie bierna ochrona gatunku jest wystarczającym sposobem ochrony.

7. Literatura

- Chovancová B. 2004. Poplucia svištata vrchovského tatranského (*Marmota marmota latirostris* Kratochvíl, 1961) vo Vysoký a Belianskych Tatrách. Štúdie o Tatranskom národnom parku, 7 (40): 329–339.
- Gąsienica-Byrcyn W. 1994. Z ekologii świstaka (*Marmota marmota latirostris* Kratochvíl, 1961) w Tatrach Polskich. Rocznik Podhalański 4: 99–122.
- Gąsienica-Byrcyn W. 2001. Świstak [w:] Głowaciński Z. (red.). Polska czerwona księga zwierząt. PWRiL, Warszawa: 67–69.
- Podobiński L. 1961. Stan zwierzyny w Tatrach w roku 1959 i w latach poprzednich. Wierchy 29: 137–155.
- Zwijacz-Kozica T. 2009. Na co gwizdzą? – czyli prawie wszystko o świstakach. Tatrzański Park Narodowy, 138 ss.

Opracowali: **Filip Zięba i Piotr Krzan**

2608 ***Suseł perełkowany**
Spermophilus suslicus (Güldenstaedt, 1770)



Fot. 1. Suseł perełkowany *Spermophilus suslicus* (© S. Tworek)

I. INFORMACJA O GATUNKU

1. Przynależność systematyczna

Rząd: gryzonie RODENTIA

Rodzina: wiewiórkowate SCIURIDAE

2. Status prawny i zagrożenie gatunku

Prawo międzynarodowe

Dyrektywa Siedliskowa – Załącznik II (gatunek priorytetowy) i IV

Konwencja Berneńska – Załącznik II

Prawo krajowe

Ochrona gatunkowa – ochrona ścisła (gatunek wymagający ochrony czynnej)

Kategoria zagrożenia IUCN

Czerwona lista IUCN – VU

Czerwona lista zwierząt zagrożonych w Polsce (2002) – EN

Polska czerwona księga (2001) – EN

3. Opis gatunku

Suseł perełkowany *Spermophilus suslicus* jest gryzoniem średniej wielkości. Kształtem i wielkością ciała przypomina wiewiórkę, ale różni się od niej długością uszu, ogona oraz kolorem sierści. Oczy ma duże, ciemne, a uszy małe i prawie zupełnie ukryte w sierści. Ogon ma dość krótki (25–56 mm) porośnięty sztywnymi włosami, jaśniejszymi po bokach. Długość ciała wynosi 178–247 mm. Sierść susła jest gęsta, na grzbiecie ma zabarwienie żółtawoszarobrazowe z wyraźnie zaznaczającymi się białymi plamkami o średnicy około 4 mm. Plamki te (perełki) utworzone są przez białawo wybarwione na końcach włosy ościste, natomiast końcówki pozostałych włosów są brunatne, szare lub czarne. Tak specyficzne ubarwienie sierści na grzbiecie susła perełkowanego stało się jego znakiem rozpoznawczym (fot. 1). Boki ciała susła są żółtawoszare, natomiast brzuch jest szarorudy lub szarozółty. Na piersiach i szyi zaznacza się jasna plama. Na ogół młode osobniki są ciemniej ubarwione. Starsze susły, które już przeszły „linkę” są wyraźnie jaśniejsze.

Kończyny przednie mają po 4 długie palce (piąte palce są uwstecznione), natomiast kończyny tylne mają po pięć palców. Palce są zakończone silnymi pazurami przystosowanymi do kopania nor. Kończyny przednie są chwytne; suseł perełkowany przytrzymuje nimi pokarm. Masa ciała susła podlega stosunkowo dużym wahaniom od 170 do 450 g. Sporadycznie spotyka się samce o większej masie ciała (490 g). Samce mają większą masę ciała od samic. Masa ciała susłów zwiększa się w ciągu roku, osiągając maksimum w jesieni, tuż przed hibernacją. Najmniejsza jest ona na wiosnę, po przebudzeniu się zwierząt.

W naszej faunie do susła perełkowanego bardzo podobny jest jedynie suseł moręgowany *Spermophilus citellus* o zbliżonej wielkości ciała (198–232 mm), ale o wyraźnie dłuższym ogonie (55–82 mm). Ubarwienie grzbietu tego susła jest brązowoszare, pstre z niewyraźnymi, rozmytymi plamkami o średnicy 2–3 mm. Cecha ta wyraźnie odróżnia go od susła perełkowanego.

4. Biologia gatunku

Suseł perełkowany, mieszkaniec otwartych terenów trawiastych, odżywia się głównie zielonymi, soczystymi częściami roślin. Zjada również kłaczka, cebule i bulwy. Pod koniec lata, w czasie przygotowywania się do snu zimowego, pokarm jego jest bardziej treściwy i składa się z dość dużej ilości nasion traw i różnych roślin dwuliściennych. Suseł perełkowany odżywia się również pokarmem zwierzęcym, a mianowicie: owadami, dżdżownicami, jaszczurkami, jajami ptaków, pisklętami, a także mięsem padłych ptaków i ssaków.

Nory

Suseł perełkowany żyje w norach, które wykopuje samodzielnie. Wyróżniono kilka typów nor (Męczyński, Próchnicki, Styka 2008). Znajomość struktury i typów nor jest szczególnie ważna w badaniach liczebności populacji susłów, ponieważ wyniki otrzymuje się pośrednio przez liczenie nor.

Różnice w budowie początkowego odcinka korytarzy wejściowych były podstawą do wyróżnienia dwóch rodzajów nor, w których zaznaczają się korytarze biegnące ukośnie lub pionowo. W skrócie nory takie nazywa się norami pionowymi lub ukośnymi.

Suszeł kopie najpierw korytarz wejściowy, różnej długości, biegnący ukośnie. Kąt nachylenia korytarza ukośnego (w stosunku do powierzchni gleby) ma 25–50° (najczęściej 35–40°). Wykopaną glebę suszeł wyrzuca koło wejścia do nory, gdzie formują się po pewnym czasie dość długie języki gleby. Nory z ukośnym korytarzem wejściowym mają średnią długość 255 cm (min. 83 – max. 717). W pewnym miejscu zwierzę rozszerza korytarz, tworząc komorę gniazdową. Rozbudowując norę, kopie od komory gniazdowej korytarz, który biegnie pionowo i otwiera się na powierzchni. Uzyskaną w czasie kopania tego korytarza glebę zasypuje korytarz biegnący ukośnie i odtąd na powierzchnię wychodzi już tylko korytarzem pionowym.

Na powierzchni terenów zajmowanych przez suszły spotyka się często okrągłe otwory o średnicy 5–6 cm, przy których nie ma zazwyczaj wyrzuconej gleby. Przez otwory te można zajrzeć do „studzienek” o różnej głębokości (od 30 do 90 cm). Na tych głębokościach „studzienki”, czyli korytarze pionowe skręcają pod kątem około 45° i prowadzą do komory gniazdowej. Znajduje się ona na głębokości 60–150 cm.

W typowych norach z wejściem ukośnym rzadko znajdują się komory gniazdowe. Nory takie służą głównie do schronienia. W lecie, jeden suszeł zajmuje przynajmniej dwie nory, pionową i ukośną. Odległość pomiędzy tymi norami wynosi od kilku do kilkunastu metrów. Od nory pionowej do nory ukośnej biegnie zwykle wydeptana ścieżka. Suszły pasą się w pobliżu ścieżek. W razie niebezpieczeństwa odnajdują ścieżkę i biegną po niej do najbliższej nory.

Dla metodyki badań bardzo ważne jest stwierdzenie, że poza okresem rui i wychowywaniem młodych jedną norę zamieszkuje jeden osobnik. Ustalono to na podstawie wieloletnich obserwacji i badań. Istotny jest również fakt, że jedna nora ma z reguły tylko jeden otwór wejściowy.

Aktywność dobową

Znajomość aktywności dobowej susłów perełkowanych jest przydatna w planowaniu badań monitoringowych w terenie. Suszły te prowadzą dzienny tryb życia. Okres ich aktywności zaczyna się w godzinach rannych. Aktywność zależy od pogody. W czasie deszczu nie opuszczają one nor. Optymalna pora dla pierwszego wyjścia z nor, w czasie pogodnego dnia, przypada pomiędzy godziną 8.00 a 9.00, jednakże pojedyncze osobniki można już obserwować na powierzchni o godzinie 7.00, a nawet o godzinie 6.00. Do godziny 11–12.00 na powierzchnię wychodzi z nor 93% wszystkich osobników. We wczesnych godzinach popołudniowych, zwłaszcza w upalne dni, aktywność susłów perełkowanych wyraźnie maleje. Dotyczy to szczególnie starych osobników. Zwiększoną aktywność susłów można obserwować ponownie od godziny 16.00 do godziny 18.00. O godzinie 19.00 obniża się znacznie temperatura powietrza i wzrasta zwykle jego wilgotność, co powoduje, że większość zwierząt chowa się w norach. Pojedyncze osobniki, przeważnie młode, można jeszcze obserwować przy zapadających ciemnościach.

Roczny cykl życiowy

Przebudzenie ze snu zimowego. Suszły perełkowane budzą się z hibernacji i wychodzą z nor wczesną wiosną. Największa liczba osobników opuszcza nory, gdy maksymalna temperatura powietrza jest wyższa niż 10° C, a minimalna nie spada poniżej 0° C. Samce budzą się

zazwyczaj w połowie marca (wcześniej starsze osobniki), około dwóch tygodni przed samcami. W tym okresie odbywa się u samców dalszy rozwój jąder i intensywna spermatogeneza. Osiągają one największe rozmiary i masę przy końcu marca i na początku kwietnia. Powiększają się również gruczoły płciowe dodatkowe (*glandulae genitales accesoriae*). Szczyt rozwoju tych gruczołów przypada na pierwszą połowę kwietnia (Męczyński 1982 a).

Okres rui. Susły perełkowane są ssakami monoestralnymi i łączą się w pary tylko raz w roku. Okres rui rozpoczyna się zwykle na początku kwietnia, zaraz po wyjściu z nor samic, które od razu są gotowe do rozrodu. Dotyczy to głównie starszych samic. Część młodych, jednorocznych samców, a zapewne także samic nie przystępuje prawdopodobnie do rozrodu (Męczyński 1982 a, b). Okres rui trwa zasadniczo do połowy kwietnia, jednak młode osobniki mogą wchodzić w ruję później, na początku trzeciej dekady kwietnia (Męczyński 1982 b). Poza okresem rui każdy susel prowadzi samotny tryb życia.

Okres ciąży. Zaczyna się na początku kwietnia i trwa do drugiej dekady maja. W Polsce większość samic jest ciężarna w drugiej połowie kwietnia. Cięża trwa od 22 do 26 dni. Średnia liczba embrionów wynosi 6 sztuk (Męczyński 1982 b). Liczba młodych w miocie waha się od 3 do 8 osobników. W okresie poprzedzającym poród samica przygotowuje norę i buduje gniazdo. Wykorzystuje w tym celu norę, w której zimowała. Nora ta ma z reguły pionowy korytarz wejściowy.

Okres porodu i karmienia młodych. Porody trwają od końca kwietnia do drugiej dekady maja. Młode rodzą się nagie i ślepe. Po upływie trzech tygodni otwierają oczy. Przez 4–5 tygodni matka karmi je mlekiem. Młodymi opiekuje się wyłącznie samica. W norze przebywają przez mniej więcej miesiąc. Po tym okresie wychodzą z nor na powierzchnię i zaczynają żerować. Pomimo tego jeszcze przez kilka dni (około 7 dni) ssą mleko matki. Pierwsze młode można zaobserwować na powierzchni w trzeciej dekadzie maja. Młode susły perełkowane rozpoczynają samodzielne życie po 7–10 dniach od pierwszego wyjścia z nor.

Okres rozsiedlania się młodych. Trwa od początku czerwca do połowy lipca. Część osobników (zwłaszcza samice) pozostają w pobliżu miejsc urodzenia, inne migrują dalej od nor gniazdowych. Młode susły chętnie zajmują nory opuszczone przez dorosłe osobniki lub kopią własne nory. W tym okresie można zaobserwować na terenie zasiedlanym przez susły dużą liczbę nowo wykopanych, płytkich nor z ukośnym korytarzem wejściowym, a także płytkie jamki o głębokości około 10 cm. Młode susły często zajmują nory kretów i przystosowują je do własnych potrzeb.

Okres przygotowywania się do snu zimowego. Przygotowanie do snu zimowego zaczyna się przy końcu lipca i na początku sierpnia. Susły perełkowane są w tym czasie bardzo aktywne i zaczynają odżywiać się wysokokalorycznym pokarmem (nasiona traw). W ich organizmach gromadzą się zapasy tłuszczu, które zostaną wykorzystane w czasie snu zimowego. Susły nie gromadzą zapasów pokarmu na okres zimy. Średnia masa dorosłych samców wynosi w sierpniu 380–400 gramów, a dorosłych samic 250 gramów.

Do przezimowania susły perełkowane kopią specjalne nory. Zaczynają od wykopania ukośnego korytarza wejściowego, który w głębi rozszerza się i tworzy komorę gniazdową. Jest ona wysłana miękkimi częściami roślin. Od komory gniazdowej susły drążą pionowy korytarz biegnący ku powierzchni terenu, ale jest on zakończony ślepo. Uzyskana w czasie kopania pionowego korytarza gleba zostaje wykorzystana do zatkania korytarza bieg-

nącego ukośnie. Nad korytarzem zakończonym ślepo pozostaje warstwa gleby o grubości 20–30 cm, która będzie oddzielała komorę od bezpośredniego wpływu warunków atmosferycznych w zimie. Po przebudzeniu na wiosnę, osłabione po śnie zimowym susły drążą w tej pozostałej warstwie gleby wąski korytarz, przez który wychodzą na powierzchnię. Jego średnica jest mniejsza niż średnica pionowych nor wykopanych w lecie i wynosi 4,5 cm.

We wrześniu dorosłe susły rzadko wychodzą na powierzchnię lub nie wychodzą wcale. Aktywność dorosłych samców i samic kończy się jednocześnie. Młode susły są aktywne na powierzchni do połowy września, a nawet dłużej.

Sen zimowy. Hibernacja jest jednym ze sposobów oszczędzania energii i przetrwania niekorzystnych warunków środowiska. U susła hibernację wywołuje obniżenie się temperatury otoczenia poniżej 10° C. W czasie hibernacji susły czerpią energię z nagromadzonych zapasów tłuszczów, tzw. tłuszczu brunatnego. Gromadzi się on w okolicach łopatek, szyi i nerek. Suseł perełkowany traci w ciągu doby 0,78 gramów masy ciała. Ciężota ciała w czasie hibernacji jest bardzo niska i przewyższa temperaturę otoczenia zaledwie o 1° C. Dla porównania suseł perełkowany w czasie aktywności ma ciężotę ciała od 37,6° do 39,5° C. W przypadku, gdy temperatura otoczenia w norze obniży się poniżej 0° C zwierzęta budzą się. Wzrasta ciężota ich ciała. Stają się aktywne. W czasie hibernacji serce susła bije 4–7 razy na minutę (w stanie aktywności 300 razy na minutę), a przy ciężocie ciała do 2,8° C ilość oddechów zmniejsza się do jednego oddechu na minutę.

W czasie hibernacji susły okresowo się budzą, nawet przy stałej temperaturze otoczenia. Po przebudzeniu suseł jest w pełni aktywny i reaguje na temperaturę panującą na zewnątrz nory. Podczas bardzo wczesnej i ciepłej wiosny susły mogą wychodzić z nor już na początku marca, a nawet przy końcu lutego. Przebudzenia w czasie hibernacji są bardzo energochłonne i zużywają większość nagromadzonej energii. Susły perełkowane przetrzymywane w zimie w temperaturze powyżej 20° C nie zasypiają i nie wpływa to ujemnie na stan ich zdrowia.

Śmiertelność susłów perełkowanych w okresie zimowym i wiosennym jest dość duża. Badania licznej i ustabilizowanej kolonii w rezerwacie „Popówka” w latach 1982–1983 (Kubik, Męczyński, Styka 1987) wykazały, że w okresie od sierpnia do maja zginęło tam 32% susłów. Największą śmiertelność populacji tych zwierząt, która wyniosła w okresie jesienno-wiosennym 63%, stwierdził Surdacki (1968) w dużej kolonii w Sławęcinie koło Hrubieszowa.

5. Wymagania siedliskowe

Stanowiska susłów perełkowanych dzieli się na kolonie zwarte i kolonie śródpolne. Kolonie zwarte występują najczęściej na rozległych obszarach pastwisk lub nieużytków, zwykle o powierzchni od kilku do kilkudziesięciu hektarów (fot. 2). Populacje susłów zasiedlające tego typu środowiska liczą zazwyczaj od kilkudziesięciu do kilkunastu tysięcy osobników. Siedliska kolonii cechują się podobnym charakterem pod względem gleby i szaty roślinnej. Kontakty pomiędzy osobnikami nie są utrudnione przez przeszkody naturalne.

Kolonie śródpolne susłów perełkowanych występują zwykle na poboczach dróg polnych, na niezaoranych skrawkach pól, na niewielkich ugorach, poboczach szos i w uprawach rolnych (pszenica, buraki, lucerna). Kolonie składają z jednej lub kilku rodzin, często



Fot. 2. Rezerwat „Susłe Wzgórza” – typowe siedlisko susła perełkowanego *Spermophilus suslicus* (© K. Próchnicki)

odizolowanych od siebie przez zagony roślin uprawnych. W sprzyjających warunkach, gdy dostępne są do zasiedlenia rozległe uprawy, na przykład traw pastewnych lub koniczyny czerwonej, susły mogą tworzyć kolonie liczące kilkaset osobników. Monitoring tych kolonii jest trudny, ponieważ przemieszczają się one wzdłuż dróg i zmieniają miejsca swojego pobytu w związku ze zmianami upraw (badania monitoringowe są jednak potrzebne).

Istnienie kolonii śródpolnych nie jest zależne od obecności kolonii zwartych (nie są one ośrodkami dyspersji susłów na pola), natomiast rozwiniecie się kolonii zwartej z kolonii śródpolnej jest możliwe w przypadku, gdy powstanie koło takiej kolonii rozległe pastwisko.

Suszeł perełkowany ma dość ściśle określone wymagania siedliskowe. Jako wzrokowiec preferuje tereny otwarte, niepodmokłe, z niską roślinnością. Unika bardzo stromych zboczy i obniżen terenu. Jednak lokalnie warunki bytowania susłów są u nas dość zróżnicowane, a nawet do pewnego stopnia odrębne dla każdego z zachowanych stanowisk. Dotyczy to ukształtowania terenu, warunków glebowych i zróżnicowania szaty roślinnej.

Bardzo ważnym elementem, który decyduje o przydatności siedliska dla susłów jest typ i rodzaj gleby. Najbardziej odpowiednim typem gleby jest czarnoziem leśno-stepowy. Gleba ta jest dość sucha i przewiewna, a kopanie w niej nor nie sprawia susłom trudności.

Podobne do czarnoziemów właściwości mają również głębokie gleby brunatne właściwe wytworzone z lessu. Są tylko mniej urodzajne ze względu na słabiej rozwinięty poziom próchniczny. Tego typu gleby występują na większości terenów zajętych przez kolonie zwarte susłów perełkowanych (dawnych i obecnych) oraz dość często w miejscach wy-

stępowania kolonii śródpolnych. Susły mogą kopać nory również w rędzinach kredowych z wyjątkiem bardzo płytkich rędzin podścielonych bardziej masywną i twardą skałą kredową typu opoki. Mniej korzystne dla susłów jest kopanie nor w glebach piaszczystych, ponieważ w obniżonych miejscach terenu ich głębokość musi być ograniczona ze względu na zwykle dość wysoki poziom wód gruntowych. Dlatego susły skupiają się z reguły w miejscach stanowiących wyniesienia terenu, gdzie piaski uległy zwymięciu, tworząc dość szerokie i długie wały piaszczyste. Uboga w związki pokarmowe i zakwaszona gleba stwarza tam dla roślin siedliska oligotroficzne (wyjątkowo mezotroficzne), toteż baza pokarmowa susłów jest w znacznym stopniu ograniczona.

Najważniejszym czynnikiem, wpływającym na rozmieszczenie susłów perełkowanych i najczęściej decydującym o losach całej ich populacji, jest szata roślinna. Roślinność stanowi nie tylko bazę pokarmową dla tych gryzoni, lecz także kształtuje wiele innych parametrów ich środowiska.

Przeprowadzone badania geobotaniczne oraz badania nad zagęszczeniem wykazały, że suszeł perełkowany najkorzystniejsze warunki życiowe znajduje w niskiej murawie pastwiskowej, gdzie roślinność jest dokładnie "przystrzyżona" przez pasące się zwierzęta (głównie krowy, a także owce i konie). W takich warunkach kształtuje się zespół roślinny opisywany w literaturze fitosocjologicznej jako pastwisko życicowe (*Lolio-Cynosuretum*). Zbiorowisko to charakteryzuje się specyficznym składem gatunkowym roślinności, gdzie dominują dwa typowo pastwiskowe gatunki traw (życica trwała i grzebienica pospolita), którym towarzyszą odporne na zgryzanie rośliny dwuliścienne, a przede wszystkim konieczyna biała, stokrotka polna, babka lancetowata oraz brodawnik jesienny. Licznie występują tutaj rośliny uznane za doskonały pokarm dla susłów perełkowanych, m.in.: mniszek lekarski, krwawnik pospolity, konieczyna łąkowa, lucerna nerkowata i wiele innych roślin pastewnych. Pastwisko życicowe stwarza optymalne warunki życiowe dla susłów także z tego względu, że niska murawa nie ogranicza widoczności, co dla posługujących się głównie wzrokiem zwierząt jest szczególnie ważne w przypadku zagrożenia. Niska roślinność ułatwia również susłom poruszanie się i w razie konieczności szybką ucieczkę do nory. Obecnie najbardziej rozpowszechnionym w zwartych koloniach tych susłów zbiorowiskiem roślinnym jest zespół wiechliny łąkowej i kostrzewy czerwonej (*Poo-Festucetum rubrae*), którego fitocenozy w warunkach intensywnego wypasania lub koszenia stwarzają dość dobrą bazę pokarmową dla susłów.

Ograniczenie lub zaprzestanie wypasania i koszenia murawy powoduje niekorzystne dla nich zmiany roślinności. Polegają one głównie na nadmiernym rozwoju gęstej i wysokiej runi, a przede wszystkim ekspansywnej w tych warunkach kostrzewy czerwonej. Tworzy ona gęstą, trawiasty wojłok, który utrudnia susłom poruszanie się i ogranicza widoczność. Susły unikają zakładania nor w takich miejscach. Trawa ta hamuje również rozwój wielu roślin dwuliściennych stanowiących pokarm susłów. Zagrożeniem dla nich jest także niekontrolowany rozwój innych bardzo ekspansywnych traw, takich jak: kłosownica pierzasta i trzcinnik piaszkowy oraz samoistne wkraczanie na pastwiska krzewów i niektórych gatunków drzew, głównie tarniny i głogów, a na terenach przyleśnych przede wszystkim sosny. Krzewy i drzewa nawet w fazie podrostu zaciniają podłoże, ograniczają widoczność, a przy dużym zagęszczeniu wypierają roślinność pastwiskową. Susły po pewnym czasie opuszczają takie miejsca.



Ryc. 1. Zasięg występowania susła perełkowanego *Spermophilus suslicus* w Polsce (wg raportu dla Komisji Europejskiej 2007) i stanowiska monitorowane w roku 2008 w ramach zadania: *Monitoring gatunków i siedlisk przyrodniczych ze szczególnym uwzględnieniem specjalnych obszarów ochrony siedlisk Natura 2000 – faza pierwsza i faza druga*.

Roślinność na poboczach dróg polnych, na których występuje większość kolonii śród-polnych susłów perełkowanych, jest przeważnie niska i pod względem składu gatunkowego przypomina preferowaną przez susły murawę pastwiskową, bowiem z reguły panującym gatunkiem jest tutaj życica trwała. Trawa ta jest niezwykle odporna na mechaniczne uszkodzenia. Życicy trwałej towarzyszą inne niskie trawy, jak np. grzebieńnica pospolita i wiechlina roczna oraz wiele roślin dwuliściennych, a więc koniczyna biała, koniczyna drobnogłówkowa, mniszek lekarski, krwawnik pospolity, babka zwyczajna i lancetowata oraz inne. Poza tym susły korzystają bardzo chętnie z roślin uprawianych przy granicy z drogami.

6. Rozmieszczenie gatunku w Polsce

Przez Polskę przebiega północno-zachodnia granica zasięgu susła perełkowanego w Europie. Najdalej na zachód wysunięte stanowisko susłów perełkowanych znajduje się na lotnisku w Świdniku koło Lublina. Pozostałe stanowiska grupują się w południowo-wschodniej części Wyżyny Lubelskiej i zachodniej części Wyżyny Wołyńskiej na obszarze położonym pomiędzy Bugiem a Wieprzem, głównie w okolicach Zamościa, Hrubieszowa, Tyszowiec i Tomaszowa Lub. (woj. lubelskie).

Obecnie występuje 6 zwartych kolonii susłów perełkowanych, które zasiedlają głównie pastwiska oraz trudna do określenia liczba kolonii śródpolnych, których siedliskiem są przeważnie pobocza dróg polnych oraz niektóre uprawy rolne (ryc. 1).

Kolonia susłów występująca na lotnisku w Świdniku powstała sztucznie wskutek przesiedlenia na jego teren kilkudziesięciu osobników z obecnego rez. Suszeł Wzgórza koło wsi Chochłów. Uczyniła to znana obecnie osoba przy końcu lat siedemdziesiątych ubiegłego wieku. Kolonię tę odkrył w 1990 r. Męczyński (1992). Liczebność tej kolonii oceniono wówczas na kilkanaście tysięcy osobników (Głowaciński 2002).

Badania nad występowaniem kolonii śródpolnych susłów perełkowanych prowadzono w latach osiemdziesiątych ub. wieku (Męczyński 1991, 1992) i w latach dziewięćdziesiątych ub. wieku (Męczyński, wyniki niepublikowane). Odnaleziono w tym czasie 37 kolonii tego typu. W roku 2006 rozpoczęto ponowne badania nad występowaniem kolonii śródpolnych. Badania są kontynuowane. Dotychczas znaleziono 13 kolonii śródpolnych. Na podstawie wieloletnich badań i zdobytego doświadczenia można przypuszczać, że obecnie występuje 80–120 takich kolonii.

II. METODYKA

1. Koncepcja monitoringu gatunku

Badania monitoringowe prowadzone są we wszystkich sześciu istniejących obecnie zwartych koloniach susłów perełkowanych, zwykle od czasu ich odkrycia, a obowiązkowo od czasu objęcia tych kolonii ochroną rezerwatową. Badania stanu kolonii susłów oraz ich siedlisk prowadzili corocznie, poczynając od 1978 r., dr Stefan Męczyński i mgr Ryszard Styka (Instytut Biologii UMCS).

Od 2000 r. badania monitoringowe tych kolonii związane są z realizacją projektu „Ochrona stanowisk susła perełkowanego w Polsce”. Realizuje go zespół badawczo-wdrożeniowy w składzie: dr Stefan Męczyński (Instytut Biologii UMCS) – kierownik zespołu, mgr Ryszard Styka (Wydział Biologii i Nauk o Ziemi UMCS), dr Tadeusz Grądział (Instytut Biologii UMCS), mgr Krzysztof Próchnicki (Regionalna Dyrekcja Ochrony Środowiska w Lublinie) i mgr Piotr Duda (Zespół Parków Krajobrazowych Roztocza) – do 2007 r. Od 2004 r. do zespołu dołączył dr Jan Śmiełowski (Wydział Hodowli i Biologii Zwierząt Uniwersytetu Przyrodniczego w Poznaniu). Opiekę administracyjną nad rezerwatami susłów perełkowanych sprawuje Regionalny Dyrektor Ochrony Środowiska w Lublinie.

Badaniami monitoringowymi powinny być objęte głównie kolonie zwarte, ponieważ zagrożenie wyginięciem tych kolonii jest zawsze dość duże i wymagają one intensywnej opieki. Oprócz tego badaniami powinno się objąć również niektóre kolonie śródpolne, przynajmniej te z nich, które nadają się do przekształcenia w kolonie zwarte. Na takie badania potrzebne są dodatkowe fundusze.

2. Wskaźniki i ocena stanu ochrony gatunku

Waloryzacja wskaźników oparta jest głównie na własnych doświadczeniach i wynikach badań susłów perełkowanych prowadzonych przez kilkadziesiąt lat.

Wskaźnik stanu populacji

Tab. 1. Wskaźnik stanu populacji susła perełkowanego

Wskaźnik	Miara	Sposób pomiaru/określenia
Populacja		
Liczebność	Osobniki	Liczebność mikropopulacji (średnia oraz maksymalna i minimalna) określana w oparciu o liczbę wyszukanych nor*

* sposób liczenia nor i określania liczby osobników opisany jest dokładnie w rozdz. 3.

W celu waloryzacji wskaźnika „liczebność” ustalono dziesięciostopniową skalę liczebności populacji w zwartych koloniach susłów. Przyjęta skala dotyczy średniej liczebności populacji.

10° skali – ponad 10 000 osobników

9° skali – 6001–10000

8° skali – 3001–6000

7° skali – 1001–3000

6° skali – 601–1000

5° skali – 301–600

4° skali – 101–300

3° skali – 51–100

2° skali – 21–50

1° skali – do 20 osobników

Tab. 2. Waloryzacja wskaźnika stanu populacji susła perełkowanego

Wskaźnik/Ocena*	FV	U1	U2
Populacja			
Liczebność	W porównaniu z wynikami wcześniejszych badań ten sam stan co poprzednio (nie dotyczy 1° skali) lub wzrost	W stosunku do poprzedniego stanu spadek o jeden stopień skali	W stosunku do poprzedniego stanu spadek o dwa lub więcej stopni skali lub 1° skali

* FV – stan właściwy, U1 – stan niezadowolający, U2 – stan zły

Ocena stanu populacji

Ocena stanu populacji odpowiada ocenie wskaźnika liczebność.

Wskaźniki stanu siedliska

Ocena stanu siedliska za pomocą wybranych wskaźników jest trudna, gdyż w grę wchodzi wiele czynników, zarówno abiotycznych, jak i biotycznych. Zdecydowano nie badać czynników abiotycznych. Założono, że większość z nich: ukształtowanie terenu, ekspozycja i nachylenie zboczy w terenie pagórkowatym, budowa podłoża, typ i rodzaj gleby, czy też warunki klimatyczne nie będą w przyszłości ulegały istotnym zmianom. Z kolei określanie zmian w takich czynnikach, jak: natężenie opadów, poziom wód gruntowych,

wilgotność gleby. Określenie żyzności gleby wymagałoby użycia specjalnych przyrządów pomiarowych, a i tak wpływ ich na życie susełw perełkowanych byłby trudny do jednoznacznej oceny. Ponadto zmiany w żyzności gleby możliwe są do określenia w terenie w sposób pośredni na podstawie składu gatunkowego roślinności.

Biorąc pod uwagę przedstawione wyżej argumenty, za podstawowe wskaźniki stanu zachowania siedliska uznano niektóre jego elementy o charakterze biotycznym:

- powierzchnię siedliska zajętego przez susełw perełkowane, świadczącą o rozwoju lub zaniku populacji
- wysokość warstwy zielnej (murawy), która jest głównym czynnikiem wpływającym na stan populacji suseła perełkowanego, bowiem zbyt wysoka i zbita murawa ogranicza zwierzętom widoczność i możliwości szybkiej ucieczki
- obecność i skład gatunkowy określonych zbiorowisk roślinnych, decydujących o bazie pokarmowej susełw
- nasilenie naturalnej sukcesji, a więc zarastanie stanowiska przez drzewa i krzewy ocieniające podłoże i utrudniające widoczność.

Tab. 3. Wskaźniki stanu siedliska suseła perełkowanego

Wskaźnik	Miara	Sposób pomiaru/określenia
Siedlisko		
Powierzchnia zasiedlona	ha	Określona w oparciu o lokalizację skrajnych nor w kolonii, naniesionych na mapę
Wysokość murawy*	wskaźnik opisowy	Określenie częstotliwości koszenia w oparciu o plan ochrony (stopień wykonania planu koszeń) oraz intensywności wypasu (procent powierzchni objętej wypasem – ocena ekspercka) lub określenie przybliżonej średniej wysokości dominujących roślin (szczególnie traw) w cm (ocena ekspercka)
Baza pokarmowa**	wskaźnik opisowy	Udział w powierzchni obszaru określonych zbiorowisk roślinnych w oparciu o zdjęcia fitosocjologiczne
Zarastanie przez drzewa i krzewy ***	%	Pokrycie gatunków drzew i krzewów w 3 przedziałach wielkości – ocena ekspercka

Tab. 4. Waloryzacja wskaźników stanu siedliska suseła perełkowanego

Wskaźnik/Ocena*	FV	U1	U2
Siedlisko			
Powierzchnia zasiedlona	W stosunku do poprzedniego stanu – większa, taka sama lub mniejsza (do 10%)	W stosunku do poprzedniego stanu – mniejsza od 10 do 30%	W stosunku do poprzedniego stanu – mniejsza o ponad 30%. Mniejsza niż 1 ha
Wysokość murawy**	Murawa koszona co najmniej 3 razy w ciągu roku lub wypasana prawie na całej powierzchni albo też nieprzekraczająca średniej wysokości 20 cm	Murawa koszona dwukrotnie w ciągu roku lub wypasana na około 50% powierzchni, albo jej wysokość większa niż 20 cm, lecz nieosiągająca wartości maksymalnej	Murawa koszona raz w roku lub wcale i słabo wypasana (mniej niż 20% powierzchni albo też osiagająca wysokość murawy niekoszonej

Baza pokarmowa***	Dominacja (łącznie ponad 50% powierzchni) zbiorowisk bogatych w pokarm dla susłów: zespołu pastwiska życicowego (<i>Lolio-Cynosuretum</i>), zbiorowiska kostrzewy łąkowej <i>Festuca pratensis</i> (bywa podsiewana) oraz spasanych i koszonych fitocenoz zespołu wiechliny łąkowej i kostrzewy czerwonej (<i>Poo-Festucetum rubrae</i>)	Dominacja (łącznie ponad 50% pow.) uboższych w pokarm dla susłów zbiorowisk napiaskowych lub zdegradowanych siedlisk: zespołu <i>Diantho-Armerietum</i> (dawna nazwa <i>Festuco-Thymetum</i>) z macierzanką piaskową, jastrzębcem kosmaczkiem i kostrzewą owczą, a także roślin typowych dla zubożałych i zakwaszonych siedlisk, a więc tomki wodnej, bliźniczki psiej trawki, macierzanki pospolitej i wrzосу zwyczajnego	Dominacja (łącznie ponad 50% pow.) słabo koszonych lub mało wypasanych, niemal gatunkowych płatów niektórych wysokich traw, tworzących zbity wojłok i ograniczających rozwój roślin przydatnych jako pokarm dla susłów perelkowanych, a także utrudniających poruszanie się tym ssakom (zbiorowiska trzcinika piaskowego, kostrzewy czerwonej i śmiatka darniowego, a na siedliskach kserotermicznych również kłosownicy pie rzastej), albo dominacja bardzo ubogiej roślinności napiaskowej, która latem niemal całkowicie wysycha.
Zarastanie przez drzewa i krzewy****	Pokrycie mniejsze niż 10%	Pokrycie 10–30%	Pokrycie większe niż 30%

* FV – stan właściwy, U1 – stan niezadowolający, U2 – stan zły

** W ostatnich latach na terenach zwartych kolonii susłów perelkowanych zwiększono intensywność zabiegów ochrony czynnej, których zadaniem jest m.in. utrzymanie niskiej murawy. Polegają one na koszeniu lub spasaniu roślinności. Oceniając wysokość murawy w zależności od stosowanych zabiegów, zwraca się uwagę na liczbę koszeń w okresie wegetacyjnym, jeśli murawa jest tylko koszona, albo na procent wypasanej powierzchni, jeżeli na stanowisku prowadzony jest jedynie wypas. W przypadku użytkowania kośno-pastwiskowego badanego terenu efekt działania dwóch zabiegów (koszenie, wypas) ocenia się na podstawie średniej wysokości dominujących roślin, zwłaszcza traw. Łatwiejsze jest określenie stanu murawy na podstawie częstotliwości koszenia wynikającego z planu ochrony.

*** Najtrudniejszy do określenia jest wskaźnik bazy pokarmowej, oparty na udziale i składzie gatunkowym zbiorowisk roślinnych. Wynika to z faktu, że skład gatunkowy zbiorowisk zależy często od typu i rodzaju gleby, a na glebach piaszczystych i rędzinach kredowych odbiega znacznie od typowego, występującego najczęściej w koloniach susłów perelkowanych, tj. na glebach brunatnych wytworzonych z lessu. Jednakże poprzez umiejętne zabiegi rekultywacji murawy i podsiewanie różnorodnych mieszanek traw i roślin pastewnych oraz intensywne wypasanie, najbardziej cenne i bogate w pokarm dla susłów fitocenozy można uzyskać prawie na każdym stanowisku. Dlatego dla wszystkich zwartych kolonii susłów przyjęto jednolitą skalę oceny składu gatunkowego roślinności jako bazy pokarmowej dla tych ssaków.

**** Wprawdzie roślinność we wszystkich zwartych koloniach susłów perelkowanych jest obecnie koszona, to jednak niektóre drzewa i krzewy mają tendencję do ciągłego odbijania z pozostawionych korzeni. Trudne do zwalczania są zwłaszcza odrosty robinii akacjowej, tarniny i derenia świdy, a czasem głogu. Wskaźnik zarastania przez gatunki drzewiaste i krzewy łatwo określić za pomocą procentowej skali pokrycia.

Wskaźniki kardynalne

- brak

Ocena stanu siedliska

Wskaźniki traktowane są równocennie. Za oceny dla poszczególnych wskaźników przyznajemy określoną liczbę punktów:

- za FV – 3 punkty,
- za U1 – 1 punkt,
- za U2 – (–2) punkty.

Ocena łączna dla siedliska:

- FV = 7–12 punktów,
- U1 = 3–6 punktów,
- U2 = (–8)–2 punktów.

Perspektywy zachowania

Ocena eksperta z uwzględnieniem aktualnego stanu populacji i stanu siedliska, obserwowanych negatywnych oddziaływań i zagrożeń (np. zarastania siedlisk, drapieżnictwa) oraz stosowanej ochrony czynnej (wypasu, koszenia):

FV. Perspektywy dobre. Dane o liczebności populacji i zapewnione korzystne warunki siedliskowe, głównie poprzez realizację zabiegów ochrony czynnej oraz brak istotnych zagrożeń wskazują na to, że populacja w dającej się przewidzieć przyszłości będzie się rozwijać lub utrzymywać na poziomie przynajmniej takim samym lub wyższym.

U1. Perspektywy niezbyt korzystne. Istnieje prawdopodobieństwo pogorszenia się stanu populacji i siedliska, ograniczenia zabiegów ochrony czynnej lub mamy przekonanie, że niezadowolający stan obecny się utrzyma.

U2. Perspektywy złe. Stan populacji siedliska jest zły, ulegnie pogorszeniu (np. w związku z pojawieniem się nowych zagrożeń, wstrzymaniem zabiegów ochronnych) lub przekonanie, że zły stan się utrzyma.

Ocena ogólna

Na ogólną ocenę stanu ochrony gatunku na stanowisku składa się suma punktów z ocen trzech parametrów: populacji, siedliska i perspektyw ochrony. Za każdą ocenę parametru FV – 2 punkty, U1 – 1 punkt, U2 – 0 punktów.

Ocena ogólna:

- FV – 4–6 punktów,
- U1 – 2–3 punkty,
- U2 – 0–1 punkt.

3. Opis badań monitoringowych

Wybór powierzchni monitoringowych i ich sugerowana wielkość

Stanowiskiem monitoringowym jest areal zasiedlony przez kolonię suseł we wszystkich istniejących zwartych koloniach tych ssaków.

Najważniejszym celem badań monitoringowych jest określenie liczebności populacji tych gryzoni. Przyjęto metody pośrednie, oparte na liczeniu nor (odławianie jest zawsze stresogenne dla zwierząt). Przy zastosowaniu każdej z poniżej podanych metod można sprawdzić wszystkie nory susłów perełkowanych, znajdujące się na całym zasiedlonym obszarze (wariant 1) lub część z nich na wytyczonej powierzchni próbnej (wariant 2).

O sposobie liczenia nor należy zdecydować bezpośrednio w terenie (oceniając wstępnie wielkość areалу zasiedlonego przez susły i biorąc pod uwagę liczbę uczestniczących w badaniach osób) i na tej podstawie wybrać odpowiednią metodę. Na przykład, jeśli na danym stanowisku susły perełkowane zasiedlają obszar o powierzchni 0,30 ha, więcej czasu zajmie wytyczenie i sprawdzenie powierzchni próbnej, niż przejście kilku osób tyralierą i odszukanie wszystkich nor. Sprawa przedstawia się zupełnie inaczej w przypadku kolonii rozsiedlonej na kilkudziesięciu hektarach. Wówczas właściwym sposobem będzie założenie powierzchni próbnej. Proponujemy założenie powierzchni próbnej wówczas, gdy obszar zasiedlony przez susły perełkowane jest większy od 2 ha.

Powierzchnię próbną, w przedstawionych niżej metodach, stanowią odcinki transektów (podzielone na poletka badawcze), które znajdują się na areale zasiedlonym przez susły.

W badaniach monitoringowych należy przyjąć zasadę, że powierzchnia próbna nie może być mniejsza od powierzchni ustalonej przez Varšavskiego (1952). W zależności od stopnia jednorodności zasiedlonego przez susły perełkowane terenu powinna ona wynosić od 0,2% do 1% całej badanej powierzchni.

Sposób wykonywania badań

Badanie wskaźników stanu populacji

Wszystkie zwarte kolonie susłów perełkowanych zajmują określone powierzchnie, poza które nie mogą emigrować, dlatego dla każdej z nich można obliczyć liczebność bezwzględna populacji, stosując jedną z podanych poniżej metod.

Susły perełkowane preferują tereny otwarte typu pastwiskowego z niską roślinnością wypasaną lub wykaszaną. Dlatego emigrację susłów perełkowanych z tego typu siedlisk unieumożliwiają pola orne z wysoką roślinnością, tereny zakrzewione i zalesione, podmokłe i zabudowane. Susły perełkowane na stałe nie zasiedlają poboczy dróg polnych odchodzących od pastwisk na których one występują, ponieważ pobocza te są dla nich mniej odpowiednimi siedliskami. Susły perełkowane mają tam ograniczoną widoczność (czynnik decydujący).

W badaniach liczebności populacji susłów perełkowanych stosuje się dwie metody: Metoda I polega na liczeniu nor po zatkaniu ich otworów wejściowych:

- na całym zasiedlonym przez susły terenie (wariant 1),
- na powierzchni próbnej (wariant 2),

Metoda II polega na liczeniu nor bez zatykania ich otworów wejściowych

- na całym zasiedlonym przez susły terenie (wariant 1),
- na powierzchni próbnej (wariant 2).

Metoda pierwsza (zwłaszcza wariant I) powinna być stosowana wówczas, gdy chodzi o uzyskanie dokładniejszych wyników, pozwalających na przykład zaplanować odłowy susłów na danym obszarze, w celu ich reintrodukcji na inny obszar. Metodę tę stosuje się również wówczas, gdy monitorowanie liczebności populacji susłów jest powiązane z ba-

daniami procesów wewnątrzpopulacyjnych, np. śmiertelności lub rozrodczości. Pierwszy zastosował tę metodę Surdacki (1968)

Druga metoda, pomimo tego, że uzyskane wyniki są mniej dokładne, jest bardziej efektywna i w zupełności wystarczająca do prowadzenia monitoringu liczebności populacji. Pozwala ona w dostatecznym stopniu na określenie tendencji wzrostowych lub spadkowych liczebności osobników w koloniach susłów.

Pierwsza z wyżej wymienionych metod polega na zatykaniu wszystkich odszukanych nor susłów perełkowanych czopami ze słomy (można również używać w tym celu metalowych lub plastikowych cylindrów z lekkimi pokrywkami). Używanie czopów ze słomy (koniecznie pszenicznej) jest korzystne dla susłów, ponieważ zużywają ją one w znacznej ilości do budowy gniazd.

Zatykanie nor wykonuje się we wczesnych godzinach rannych, przed wyjściem susłów na powierzchnię. Następnie, po południu, sprawdza się zatłakane nory. Te z nich, które były odetkane (odrzucona słoma, albo wygryzione w czopach otwory), uważa się za zamieszkane. Należy w tym miejscu przypomnieć, o czym pisano szerzej w I części tego rozdziału, że w lecie każdy suszeł zamieszkuje osobno jedną norę (choć może mieć w pobliżu kilka nor zapasowych) i każda z nich ma tylko jeden otwór wejściowy.

W przypadku prowadzenia badań według wariantu 1 opisanej metody, czyli po zatłakaniu i sprawdzeniu nor, od razu dowiadujemy się o liczbie osobników żyjących w kolonii. Przy zastosowaniu wariantu 2 badania prowadzi się na wydzielonej powierzchni próbnej (transekty), a otrzymane wyniki są opracowywane statystycznie. Wytycza się taką liczbę transektów, żeby został spełniony przedstawiony wyżej warunek procentowego udziału powierzchni próbnej. Transekty mają szerokość 5 m i przebiegają przez całą szerokość stanowiska równolegle do siebie.

Odległość pomiędzy transektami ustala się w zależności od potrzeb. Każdy transekt dzieli się na odcinki o długości 10 m w ten sposób wyznacza się prostokąty o powierzchni 50 m². Są to tzw. poletka badawcze. Stosunkowo niewielkie powierzchnie tych poletek pozwalają na sprawne odszukanie na nich nor susłów perełkowanych i naniesienie rozmieszczenia tych nor na kartach papieru z wydrukowanymi poletkami w skali 1:100. Na kartach zaznacza się oczywiście nory zajęte lub niezajęte przez susły. Oprócz tego przy pomocy ustalonych symboli określa się typy nor.

Powierzchnie wszystkich poletek badawczych, które znalazły się na terenie zasiedlonym przez susły perełkowane, tworzą powierzchnię próbną arealu ich występowania. Na podstawie liczby osobników (liczba zamieszkałych lub zajętych nor) stwierdzonych na powierzchni próbnej, przez ekstrapolację wyników oblicza się liczebność całej populacji susłów na danym stanowisku. Na terenie zasiedlonym przez kolonię susłów można również prowadzić badania nad liczebnością tych ssaków na osobnych, wydzielonych arealach, które różnią się, np. składem roślinności lub ukształtowaniem terenu.

Przy obliczeniu liczby susłów perełkowanych stosuje się jedną lub obie opisane poniżej metody statystyczne, a mianowicie: metodę estymacji punktowej (średnia) i estymacji przedziałowej (przedział ufności). Przy pomocy pierwszej metody ocenia się średnią liczebność i średnie zagęszczenie susłów na całym areale ich występowania, przyjmując za podstawę obliczeń średnią liczbę osobników przypadającą na jedno poletko badawcze o powierzchni 50 m². Stosując metodę estymacji przedziałowej wyznacza się dolne i górne granice

przedziału, w jakim zawierają się szacowane wielkości, a następnie ocenia się minimalną i maksymalną liczbę osobników na całym zasiedlonym areale. Przy zastosowaniu metody estymacji przedziałowej przyjmuje się współczynnik ufności 0,95 przy założeniu, że prawdopodobieństwo popełnienia błędu wynosi 5%.

Druga metoda badania liczebności populacji susłów perełkowanych polega na liczeniu nor bez zatykania otworów wejściowych i bez sprawdzania, czy są one zamieszkane lub zajęte przez susły, albo niezamieszkane. Stosując wariant 1 powyższej metody, odszukuje się i liczy wszystkie nory na całym zasiedlonym terenie. Wykorzystując do badań wariant 2, nory susłów liczy się na powierzchni próbnej (transektu), którą wytycza się i sprawdza podobnie jak w metodzie I, ale bez uwzględniania nor zamieszkałych i niezamieszkałych. Dane uzyskane na transektach ekstrapoluje się na całą zasiedloną powierzchnię.

Liczbę susłów oblicza się dzieląc liczbę wszystkich odnalezionych nor (wariant 1) lub liczbę nor obliczoną poprzez ekstrapolację (wariant 2) przez następujące wskaźniki: 1,96 – maksimum, 5,50 – minimum i 3,73 – średnia. Wskaźniki te określają minimalną i maksymalną liczbę nor przypadającą na jednego osobnika. Wskaźniki ustalono na podstawie wyników otrzymanych podczas wieloletnich badań przeprowadzonych w różnych koloniach susła perełkowanego. Wprowadzony wtórnie wskaźnik średniej liczby susłów ułatwia porównanie zmian liczebności na danym stanowisku.

Na wyniki badań w istotny sposób wpływa, po pierwsze doświadczenie osób, które prowadzą badania, a po drugie odpowiednie przygotowanie terenu. Roślinność na badanym stanowisku powinna być w tym czasie niska (wykoszona lub spasiona). Ułatwia to odszukiwanie nor susłów perełkowanych. Osoby, które biorą udział w badaniach i zaczynają prowadzić je samodzielnie, powinny mieć przynajmniej kilkuletni staż pracy na transektach. Muszą posiadać umiejętności bezbłędnego odnajdywania nor, odróżniania nor susłów od nor kretów czy norników i klasyfikacji typów tych nor. Wymagany jest dobry stan zdrowia uczestników badań, ponieważ praca odbywa się często przez wiele godzin na otwartym terenie w pełnym słońcu. Codziennie trzeba przejść kilkanaście lub nawet kilkadziesiąt kilometrów. Praca w sezonie letnim trwa zwykle około trzech tygodni.

Do badania drożności, głębokości i klasyfikacji nor używa się cienkich kijków, najlepiej bambusowych. Nie należy liczyć nor, które susły opuściły, a ich korytarze są „zaciśnięte” oraz płytkich nor, które susły zaczynają dopiero kopać. Dużo takich nor można odnaleźć w okresie rozsiedlania się młodych osobników.

Badanie wskaźników stanu siedliska

Wytyczenie granic powierzchni, na której rozsiedlone są susły perełkowane, polega na odnalezieniu i zaznaczeniu palikami skrajnie położonych nor tych gryzoni na badanym stanowisku. Rozmieszczenie nor w terenie nanosi się na mapę (najlepiej w skali 1:5000) i wykreśla granice zasiedlonego obszaru, a następnie oblicza jego powierzchnię.

Oceny wysokości murawy dokonuje się na podstawie stopnia wykonania planu koszeń, zaś bezpośrednio w terenie przez wizualne określenie intensywności wypasania (określając procent powierzchni objętej wypasem) lub też dokonując przybliżonej oceny średniej wysokości dominujących roślin (szczególnie traw).

Wielkość bazy pokarmowej ocenia się głównie na podstawie udziału powierzchniowego (dominacji) określonych zbiorowisk roślinnych o różnych właściwościach pokarmo-

wych dla susłów perełkowanych. Wartości te są częściowo z góry określone na podstawie wieloletnich badań. Ze względu na mozaikowe zwykle rozmieszczenie fitocenoz, podczas monitoringu ich udział określa się metodą wizualną, bez wykonywania każdorazowo mapy roślinności (mapy wyjściowe zamieszczane są w planach ochrony poszczególnych obiektów). W każdym wyodrębniającym się i względnie dużym płacie roślinności wykonuje się co najmniej jedno zdjęcie fitysocjologiczne (przeważnie kilka zdjęć w obrębie stanowiska). Zdjęcia wykonuje się za pomocą powszechnie stosowanej metody zaproponowanej przez Braun-Blanqueta (1951), z zastosowaniem bardziej wygodnej skali dziesięciostopniowej (oraz “+” dla gatunków akcesorycznych). Ze względu na to, że zdjęcia wykonuje się zwykle w zbiorowiskach murawowych, ich powierzchnia nie powinna być zbyt duża (od 25 do około 100 m²). Do interpretacji wykonanych zdjęć fitysocjologicznych polecamy następujące publikacje: Szafer, Zarzycki (1985), Matuszkiewicz (2000), Fijałkowski (2001).

Oceny procentowego udziału (stopnia pokrycia) warstwy drzew i krzewów dokonuje się wizualnie (ocena ekspercka), przy czym obydwie warstwy traktuje się łącznie.

Termin i częstotliwość badań

Badania stanu populacji należy przeprowadzać w okresie od ostatniego tygodnia czerwca do końca lipca. Powinny się one odbywać co roku. Tylko w ustabilizowanych i niezagrożonych koloniach można je prowadzić w odstępach kilkuletnich.

Stan siedliska należy określać w okresie najpełniejszego rozwoju roślinności (czerwiec–lipiec). Biorąc pod uwagę fakt, że w składzie gatunkowym zbiorowisk mogą zachodzić istotne zmiany, najlepiej byłoby wykonywać te badania corocznie, a przynajmniej co 3–4 lata.

Sprzęt i materiały do badań

- metalowe taśmy miernicze (50 i 100 m),
- białe sznurki plecione (50, 100 m) do wyznaczania granic transektów,
- paliki do wytyczania transektów i wyznaczania granic arealu,
- tyczki geodezyjne,
- węgielnica do wytyczania kątów prostych podczas wytyczania transektów
- kompas,
- lornetki,
- aparat fotograficzny,
- radiotelefony ewentualnie telefony komórkowe,
- GPS,
- mapa 1:5000
- cylindry lub słoma do zatykania nor,
- kijki bambusowe do sprawdzania nor,
- reprzy do znakowania transektów,
- siekiery do zaostrzania palików reprów,
- młoty do wbijania reprów,
- szpadle do kopania odkrywek glebowych i osadzania reprów,
- samochód terenowy z pojemnym bagażnikiem.

4. Przykład wypełnionej karty obserwacji gatunku dla stanowiska

Karta obserwacji gatunku dla stanowiska	
Kod gatunku	Kod gatunku wg Dyrektywy Siedliskowej 2608
Nazwa gatunku	Nazwa polska, łacińska, autor wg aktualnie obowiązującej nomenklatury Suszeł perełkowany <i>Spermophilus suslicus</i> (Güldenstaedt, 1770)
Kod obszaru	Wypełnia instytucja koordynująca
Nazwa obszaru	Nazwa obszaru monitorowanego Popówka
Kod stanowiska	Wypełnia instytucja koordynująca
Nazwa stanowiska	Nazwa stanowiska monitorowanego Rezerwat „Popówka”
Obszary chronione, na których znajduje się stanowisko	Natura 2000, rezerваты przyrody, parki narodowe i krajobrazowe, użytki ekologiczne, stanowiska dokumentacyjne, itd. PLH060016 Popówka (projektowany obszar Natura 2000); rezerwat przyrody
Współrzędne geograficzne	Podać współrzędne geograficzne (GPS) stanowiska 50° 45' ...'' N, 23° 31' ...'' E
Wysokość n.p.m.	Wysokości n.p.m. stanowiska lub zakres od... do... od 222 m do 245,7 m n.p.m.
Ogólna charakterystyka stanowiska	Ogólne informacje o stanowisku ułatwiające identyfikację w terenie Rezerwat położony jest na południowo-wschodnim skraju jednostki fizjograficznej, zwanej Działami Grabowieckimi. Obejmuje on dno i zbocza „suchej doliny” (termin fizjograficzny) o przebiegu równoleżnikowym, opadającej dość łagodnie w kierunku wschodnim. Ze względu na brak zalesień jest to krajobraz otwarty, sprawiający wrażenie „szerokiego stepu”. Teren rezerwatu porasta wyłącznie roślinność zielna, systematycznie wykaszana i wypasana przez duże stado krów, które są tutaj specjalnie utrzymywane od wiosny do jesieni.
Charakterystyka siedlisk gatunku na stanowisku	Ogólny charakter terenu, roślinność (zbiorowiska roślinnedominujące gatunki), otoczenie stanowiska Teren stanowi rozległe, użytkowane pastwisko w pobliżu wsi Miączyn. Od rozpoczęcia w 2000 r. realizacji programu ochrony susła perełkowanego skład roślinności w rezerwacie zmieniał się znacznie pod wpływem zabiegów konserwatorskich, takich jak: koszenie i wypas, a przede wszystkim wskutek rekultywacji dużych powierzchni pastwiska. Obecny stan roślinności w rezerwacie można uznać za optymalny dla susłów perełkowanych. W południowo-zachodniej części rezerwatu w dawnym zespole <i>Poo-Festucetum rubrae</i> wskutek zabiegów wyraźnie zmniejszyła się ilościowość wiechliny łąkowej i kostrzewy czerwonej, wzrósł natomiast stopień pokrycia innych traw, m.in. kostrzewy łąkowej, rajgrasu wyniosłego i życicy trwałej. Wyższą ilościowość wykazują obecnie rośliny dwuliścienne stanowiące dobry pokarm dla susłów. Oprócz tego zachowały się prawie wszystkie występujące tutaj dawniej rośliny łąkowe, kserotermiczne i okrajkowe.

	W pożądanym kierunku rozwija się zreultywowana w 2001 r. na dużym obszarze murawa w południowej części rezerwatu. Panował tutaj poprzednio zespół <i>Poo-Festucetum rubrae</i>. Obecnie notuje się stabilizację tego zbiorowiska przy dużym udziale roślin chętniej zjadanych przez susły perełkowane (kupkówka pospolita, mniszek lekarski, życica trwała, koniczyna biała). Wzrost pokrycia kostrzewy czerwonej hamowany jest przez częste koszenie i wypasanie murawy. W środkowej i północnej części rezerwatu występuje zespół <i>Lolio-Cynosuretum</i>. W północno-wschodniej części rezerwatu występuje murawa o charakterze pastwiskowym, regularnie wypasana. Oprócz typowo pastwiskowych gatunków roślin, takich jak: koniczyna biała, brodawnik zwyczajny, mniszek lekarski zanotowano kilka gatunków łąkowych, m.in.: kupkówkę pospolitą, kostrzewę łąkową, koniczynę łąkową, krwawnik pospolity, lucernę nerkowatą, wykę czteronasienną oraz wyczyrnicę łąkowego i tymotkę łąkową (gatunki w większości zjadane przez susły). Rezerwat otoczony jest przez pola uprawne, ogródki działkowe oraz zabudowania. Od wschodu przylega do niego dość ruchliwa szosa.
Informacja o gatunku na stanowisku	<i>Syntetyczne informacje o występowaniu gatunku na stanowisku, dotychczasowe badania i inne istotne fakty. Wyniki monitoringu z lat poprzednich</i> Kolonia susłów perełkowanych na terenie rez. „Popówka” rozwija się bardzo dobrze. Corocznie od 2000 r. notowany jest wzrost liczby osobników (populacja rozwija się z około 40 osobników, które przetrwały w rezerwacie). Susły zasiedlają obecnie około 52% powierzchni rezerwatu, który zajmuje obszar 56,93 ha. W latach osiemdziesiątych ubiegłego wieku, w szczytowym okresie liczebności populacji susły nie zasiedlały całej powierzchni rezerwatu, ponieważ w niektórych jego partiach panowały mniej sprzyjające warunki siedliskowe. Podobnie jak w latach osiemdziesiątych susły zajmują obecnie największy areal w sektorze I, na południu rezerwatu (około 19 ha). W stosunku do ubiegłego roku obszar zamieszany przez susły powiększył się o około 7 ha, a liczebność wzrosła o 26%. Prognozujemy, że za 3–4 lata populacja susłów w rezerwacie osiągnie liczebność populacji, która występowała tutaj w latach osiemdziesiątych (około 11 tys. osobników).
Ostatnia weryfikacja w terenie	<i>Data ostatniej potwierdzonej obserwacji gatunku na stanowisku</i> 31.07.2008
Zespół badawczy	<i>Imiona i nazwiska osób odpowiedzialnych za to stanowisko</i> Członkowie zespołu badawczo-wdrożeniowego powołanego do realizacji programu „Ochrona stanowisk susła perełkowanego w Polsce”. Kierownik zespołu: dr Stefan Męczyński; członkowie: dr Tadeusz Grądziel, dr Jan Śmiełowski, mgr Ryszard Styka, mgr Krzysztof Próchnicki.
Data wypełnienia	<i>Data wypełnienia formularza przez eksperta</i> 18.08.2008
Data wpisania	<i>Data wpisania do bazy danych – wypełnia instytucja koordynująca</i>
Data zatwierdzenia	<i>Data zatwierdzenia przed osobą upoważnioną – wypełnia instytucja koordynująca</i>

Stan ochrony gatunku na stanowisku			
Wskaźnik	Opis	Ocena	
Populacja			
Liczebność	Liczebność mikropopulacji (średnia oraz maksymalna i minimalna liczba osobników) określana w oparciu o liczbę wyszukanych nor	FV	FV
	średnia 3287 osobników		
	minimalna 2229 osobników		
	maksymalna 6256 osobników		
Siedlisko			
Powierzchnia zasiedlona	Powierzchnia określona w oparciu o lokalizację skrajnych nor w kolonii, naniesionych na mapę Powierzchnia zasiedlenia przez susły perełkowane w 2008 r. wynosiła 29,37 ha, czyli więcej o 6,68 ha niż w 2007 r. (22,69 ha). Wzrost powierzchni o około 22,73%.	FV	FV
Wysokość murawy	Określenie częstotliwości koszenia w oparciu o plan ochrony (stopień wykonania planu koszeń) oraz intensywności wypasu (procent powierzchni objętej wypasem – ocena ekspercka) lub określenie przybliżonej średniej wysokości dominujących roślin (szczególnie traw) w cm (ocena ekspercka) Koszona 3 razy w roku i regularnie wypasana systemem kwaterowym przez stado około 50 krów. Średnia wysokość nie przekracza 20 cm.	FV	
Baza pokarmowa	Udział w powierzchni obszaru określonych zbiorowisk roślinnych w oparciu o zdjęcia fitosocjologiczne Na całym obszarze zasiedlonym przez susły perełkowane występują zbiorowiska z dominacją kostrzewy łąkowej, życicy trwałej lub koniczyny białej. Są one bogate w gatunki służące susłom za pokarm, takie jak mniszek lekarski, koniczyna łąkowa, kupkówka pospolita, krwawnik pospolity i wiele innych. Powyższe dane uzyskano w oparciu o 12 zdjęć fitosocjologicznych wykonanych w dniach 25–27 VI 2008 r.	FV	
Zarastanie przez drzewa i krzewy	Pokrycie gatunków drzew i krzewów w 3 przedziałach wielkości – ocena ekspercka Nie stwierdzono zarastania siedlisk przez krzewy i drzewa.	FV	
Perspektywy zachowania	Ocena eksperta z uwzględnieniem aktualnego stanu populacji i stanu siedliska, obserwowanych negatywnych oddziaływań i zagrożeń (np. zarastania siedlisk, drapieżnictwa) oraz stosowanej ochrony czynnej (wypasu, koszenia) Rokowania dotyczące utrzymania się i rozwoju populacji susłów perełkowanych w rezerwacie są bardzo dobre. Warunkiem utrzymania jest nieustanne stosowanie dotychczasowych metod ochrony, a mianowicie: ciągłe użytkowanie kośno – pastwiskowe, nawożenie organiczne oraz zapobieganie antropopresji.	FV	
Ocena ogólna			FV

Lista najważniejszych aktualnych i przewidywanych oddziaływań (zagrożeń) na gatunek i jego siedlisko na badanym stanowisku (w tym aktualny sposób użytkowania, planowane inwestycje, planowane zmiany w zarządzaniu i użytkowaniu); kodowanie oddziaływań/zagrożeń zgodne z Załącznikiem E do Standardowego Formularza Danych dla obszarów Natura 2000; wpływ oddziaływania: „+” – pozytywny, „-” – negatywny, „0” – neutralny; intensywność oddziaływania: A – silna, B – umiarkowana, C – słaba

Aktualne oddziaływania				
Kod	Nazwa działalności	Intensywność	Wpływ	Syntetyczny opis
965	Drapieżnictwo	B	-	Odławianie susłów perełkowanych przez koty domowe i w mniejszym stopniu przez lisy.
140	Wypas	A	+	Zorganizowany oraz intensywny wypas około 50 sztuk bydła rasy Limousine.

Zagrożenia (przyszłe, przewidywane oddziaływania)				
Kod	Nazwa działalności	Intensywność	Wpływ	Syntetyczny opis
				Obecnie nie przewidujemy zagrożeń.

Inne informacje	
Inne wartości przyrodnicze	Inne obserwowane gatunki zwierząt i roślin z załączników Dyrektyw Siedliskowej i Ptasiej: gatunki zagrożone (Czerwona księga) i inne rzadkie/gatunki chronione; inne wyjątkowe walory obszaru Na terenie rezerwatu występuje kilka rzadziej spotykanych w kraju roślin kalcyfilnych: szalwia okregowa <i>Salvia verticillata</i>, sparceta siewna <i>Onobrychis viciaefolia</i>, traganek długokwiatowy <i>Astragalus onobrychis</i>, pięciornik piaszkowy <i>Potentilla arenaria</i>, chaber nadreński <i>Centaurea rhenana</i> i chaber driakiewnik <i>Centaurea scabiosa</i>. Rośliny te wchodziły w skład zbiorowiska kserotermicznego z klasy <i>Festuco-Bromeata</i> znajdującego się w południowo-wschodniej części rezerwatu. Ptaki, które polują na susły perełkowane: myszółw zwyczajny <i>Buteo buteo</i> – stale występuje na terenie kolonii, błotniak stawowy <i>Circus aeruginosus</i> – dość często obserwowany, błotniak zbożowy <i>Circus cyaneus</i> (Polska czerwona księga) – rzadko pojawia się w rezerwacie, jastrząb <i>Accipiter gentilis</i> – czasem zalatuje, puszczyk <i>Falco tinnunculus</i> – dość często obserwowana. Inne gatunki ptaków: kobuz <i>Falco subbuteo</i> (jedna obserwacja na pastwisku), kania czarna <i>Milvus migrans</i> – zalatuje dość rzadko, derkacz <i>Crex crex</i>, przepiórka <i>Coturnix coturnix</i>. W 1983 r. obserwowano jeden raz 3 osobniki kulika wielkiego <i>Numenius arquata</i> (Polska czerwona księga). Ssaki chronione polujące na susły perełkowane: łasica <i>Mustela nivalis</i> – stale przebywa w kolonii. W latach 1984–1990 przebywał w rezerwacie tchórz stepowy <i>Mustela eversmanni</i> (Polska czerwona księga). Był tępiony przez okoliczną ludność i dlatego prawdopodobnie wyginął. Gatunek ten jest ściśle związany z koloniami susłów, w związku z tym może ponownie pojawić się w rezerwacie.
Gatunki obce i inwazyjne	Obserwowane gatunki obce i inwazyjne i ewentualnie ich liczba Nie obserwowano

Propozycje założenia stałych powierzchni w monitoringu szczegółowym	<i>Nazwa/współrzędne geograficzne</i> <i>Na powierzchniach będą prowadzone w dalszych latach szczegółowe badania monitoringowe</i> W związku z przyjętą metodyką badań stałymi powierzchniami badawczymi są transekty wytyczone i oznakowane na stałe. W rezerwacie wyznaczono 5 transektów.
Zarządzanie terenem	Regionalna Dyrekcja Ochrony Środowiska w Lublinie
Istniejące plany i programy ochrony / zarządzania / zagospodarowania.	<i>Wszelkie dokumenty, które mogą mieć znaczenie dla ochrony gatunku i jego siedlisk w tym obszarze.</i> 1. Sprawozdania z corocznych obserwacji kolonii susłów perełkowanych od 1982 r. (kolonia została odkryta w tym roku przez S. Męczyńskiego) sporządzane na zlecenie Woj. Konser. Przyr. Od 2000 r. wyniki monitoringu populacji susłów perełkowanych i jej siedliska przedstawiane są corocznie w postaci szczegółowych opracowań, pt. <i>Inwentaryzacja stanowisk susła perełkowanego w Polsce</i>. 2. Projekt rezerwatu „Miączyn-Popówka” opracowany przez S. Męczyńskiego w 1987 r. na podstawie badań przeprowadzonych w latach 1982–1983. 3. Plan ochrony rezerwatu „Popówka” opracowany przez zespół badawczo-wdrożeniowy pod kierunkiem S. Męczyńskiego. Jest to wnikliwe studium stanu siedlisk i populacji susłów perełkowanych w roku 2000 z podaniem metod ochrony, które stosowane są nadal z dobrymi rezultatami. Materiały te stanowią podstawę dla obecnie prowadzonych badań w rezerwacie i prac wdrożeniowych.
Inne uwagi	<i>Wszelkie informacje pomocne przy interpretacji wyników, np. anomalie pogodowe</i> Powinny być zwiększone dotacje na zabiegi konserwatorskie. Nie otrzymujemy funduszy unijnych, chociaż chronimy gatunek priorytetowy. Eko-Fundusz finansuje większość wdrożeń w miarę swoich możliwości, chociaż nie jest do tego zobowiązany.
Dokumentacja fotograficzna	PLTH060016_Spermophilus Suslicus_RezerwatPopówka_Foto1.jpg/K. Próchnicki PLTH060016_Spermophilus Suslicus_RezerwatPopówka_Foto2.jpg/K. Próchnicki

5. Gatunki o podobnych wymaganiach ekologicznych, dla których można zaadaptować opracowaną metodykę

Gatunkiem o podobnych wymaganiach ekologicznych, dla którego można zastosować podane powyżej metody badań monitoringowych, jest w naszej faunie wyłącznie suszeł moregowany *Spermophilus citellus*.

6. Ochrona gatunku

Suszeł perełkowany objęty jest ochroną gatunkową. Ponadto cztery zwarte kolonie susłów perełkowanych objęto ochroną rezerwatową (w nawiasach podano rok utworzenia rezerwatu): rez. Hubale (1982), rez. Popówka (1988), rez. Wygon Grabowiecki (1995), rez. Suśle Wzgórza (1995). Oprócz tego opracowano i złożono projekt rez. Pastwisko nad Huczwą (2004). Utworzony rezerwat będzie chronił niewielką populację susłów perełkowanych,

która pozostała po zniszczeniu dużej kolonii zwartej koło Tyszowiec. W rez. Gliniska (1982) susły wyginęły, ale planowana jest w przyszłości reintrodukcja na tym obszarze. Wszystkie rezerваты susłów utworzone i projektowane oraz stanowisko w Świdniku znajdują się na liście proponowanych Specjalnych Obszarów Ochrony Siedlisk (SOO) Europejskiej Sieci Ekologicznej Natura 2000. Właściwą formą ochrony susłów perełkowanych jest głównie ochrona czynna (kreatywna). Powinna polegać ona na często przeprowadzanych (przynajmniej raz w roku) badaniach monitoringowych (siedlisk i populacji susłów) i w oparciu o wyniki tych badań wykonywaniu corocznych zabiegów konserwatorskich utrzymujących siedliska susłów w odpowiednim dla nich stanie. Ochrona kreatywna polega również na tworzeniu nowych kolonii zwartych (Głowaciński, Męczyński 2001). Ochrona kolonii śródpolnych nie jest możliwa głównie z tego względu, że wszystkie działania praktyczne w tym zakresie będą kolidowały z koniecznymi pracami agrotechnicznymi, a w wielu przypadkach mogą uniemożliwić ich wykonanie.

Czynna ochrona susłów perełkowanych prowadzona jest od dziesięciu lat w ramach programu: „Ochrona stanowisk susła perełkowanego w Polsce” pod kierunkiem dra Stefana Męczyńskiego (UMCS). Została ona poprzedzona wnikliwymi badaniami gleboznawczymi, fitosocjologicznymi oraz populacyjnymi, przeważnie bardzo małych pod względem liczebności kolonii susłów perełkowanych. Na podstawie wyników badań opracowano bardzo obszerne i szczegółowe plany ochrony dla poszczególnych rezerwatów i stanowisk susłów.

Zabiegi konserwatorskie polegają głównie na karczowaniu drzew i krzewów, koszeniu roślinności zielnej do odpowiedniej dla susłów perełkowanych wysokości, organizowaniu wypasu, nawożeniu oraz na rekultywacji rozległych obszarów w rezerwach. Celem rekultywacji jest całkowita zmiana głównie struktury i składu gatunkowego roślinności. Stosuje się w tych przypadkach podsiewanie odpowiednich dla susłów gatunków roślin.

Rezultatem przedstawionej powyżej ośmioletniej działalności Zespołu jest m.in. całkowite wyprowadzenie z zagrożenia wyginięciem dwóch kolonii susłów perełkowanych występujących w rezerwach: „Susłe Wzgórza” i „Popówka”.

W pierwszym z wymienionych rezerwatów w 2000 r. pozostało z liczącej 1600 osobników populacji zaledwie 20 (obecnie ta populacja liczy 690 osobników), a w drugim rezerwacie około 40 osobników (poprzednio występowała tutaj ponad 11 tysięczna kolonia susłów) rozwinęła się populacja, która liczy obecnie około 3300 osobników. Liczebność tych kolonii będzie nadal wzrastała. Warunki siedliskowe w wymienionych rezerwach (po przekształceniach) są zbliżone do optymalnych dla susłów.

W pozostałych rezerwach, np. w rezerwacie „Hubale” czy w projektowanym rezerwacie „Pastwisko nad Huczwą”, występuje stosunkowo niewielka liczba susłów, ponieważ „naprawa” bardzo zdegradowanych siedlisk jest tam trudna i wymaga dużych nakładów finansowych.

Zaleca się tworzenie nowych kolonii zwartych (planowana jest reintrodukcja susłów perełkowanych w rezerwacie „Gliniska”, gdzie ssaki te wyginęły). Tylko kolonie zwarte można otoczyć czynną ochroną konserwatorską.

Ważne jest też odnalezienie przynajmniej większości kolonii śródpolnych, co wymaga przejechania kilkudziesięciu tysięcy kilometrów po drogach polnych i przejścia setek kilometrów. Badania powinny polegać głównie na odnajdywaniu nor susłów perełkowanych.

Obserwacje terenu przez lornetkę w celu wyśledzenia tych zwierząt prowadzi się rzadko, ponieważ nie przynoszą one oczekiwanych efektów. Oprócz tego należy przeprowadzać wywiady wśród mieszkańców wsi. Następnym celem powinno być przekształcenie niektórych kolonii śródpolnych w kolonie zwarte. Pod względem biologicznym jest to proces stosunkowo łatwy do przeprowadzenia, ale stosunkowo trudny pod względem prawno-ekonomicznym, ponieważ wiąże się z wykupem wielu hektarów pól uprawnych i przekształceniu ich w pastwiska.

7. Literatura

- Braun-Blanquet J. 1951. Pflanzensozologie. Wien.
- Fijałkowski D. 2001. Flora roślin naczyniowych Lubelszczyzny, t. I–II.
- Głowaciński Z., Męczyński S. 2001. Suseł perełkowany (*Spermophilus suslicus* Güldenstaedt 1770) – szkic monograficzny [w:] Głowaciński Z. (red.). Polska czerwona księga zwierząt – kręgowce. PWRiL, wyd. II. Warszawa: 64–67.
- Głowaciński Z. (red.) 2002. Kręgowce *Vertebrata* (13–23). Czerwona lista zwierząt ginących i zagrożonych w Polsce + Suplement. Inst. Ochr. Przyr. PAN, Oficyna Wydawnicza TEXT, Kraków.
- Kubik J., Męczyński S., Styka R. 1987. Zmiany liczebności i rozszedlenia populacji susła perełkowanego (*Spermophilus suslicus* Güeld.) w projektowanym rezerwacie „Miączyn”. Materiały XIV Zjazdu PT Zool. Szczecin, 17–19 IX 1987 r., s. 138.
- Matuszkiewicz W. 2000. Przewodnik do oznaczania zbiorowisk roślinnych Polski.
- Męczyński S. 1982 a. Sezonowe zmiany morfologiczno-histologiczne narządów rozrodczych susła perełkowanego (*Citellus suslicus* Güeld.) Część I. Narządy rozrodcze samców. Ann. UMCS, sec. C, 37, 2: 1–23.
- Męczyński S. 1982 b. Sezonowe zmiany morfologiczno-histologiczne narządów rozrodczych susła perełkowanego (*Citellus suslicus* Güeld.) Część II. Narządy rozrodcze samic. Ann. UMCS, sec. C, 37, 2: 25–40.
- Męczyński S. 1991. Występowanie susła perełkowanego *Spermophilus suslicus* Güldenstaedt 1770 w Polsce i koncepcje jego ochrony. Ochr. Przyr. 48: 207–238.
- Męczyński S. 1992. Suseł perełkowany (*Spermophilus suslicus* Güld.) – rozszedlenie, ochrona, restytucja [w:] Głowaciński Z. (red.). Badania i waloryzacja faunistyczna Zamojszczyzny ze szczególnym uwzględnieniem Roztocza. Studia Ośr. Dok. Fizjograf. PAN, 20: 251–272.
- Męczyński S., Próchnicki K., Styka R. 2008. Suseł perełkowany – biologia gatunku [w:] Próchnicki K. (red.). Suseł perełkowany. Monografia przyrodnicza. Wyd. Klub Przyrodników, Świebódzin. 2008.
- Szafer W., Zarzycki K. 1985. Szata roślinna Polski. t. I–II. Kraków
- Surdacki S. 1968. Dynamika populacji susła perełkowanego *Citellus suslicus* (Güldenstaedt 1770) w Sławęcinie w latach 1961–1966. Ann. UMCS, 23, sec. B, 9: 223–247.
- Varšavskij S. N. 1952. Sovremennye metody učeta čislennosti suslikov i bołšich pesčanok [w:] Metody učeta čislennosti i geografičeskogo raspredelenija nazemnych pozvonočnych. Jzd. AN SSSR, Moskva 1952: 47–67.

Opracowali: **Stefan Męczyński, Tadeusz Grądział,**
Krzysztof Próchnicki, Ryszard Styka

1352 ***Wilk**

Canis lupus Linnaeus, 1758



Fot. 1. Wilk *Canis lupus* (© M. Tokajuk)

I. INFORMACJA O GATUNKU

1. Przynależność systematyczna

Rząd: drapieżne CARNIVORA

Rodzina: psowate CANIDAE

2. Status prawny i zagrożenie gatunku

Prawo międzynarodowe:

Konwencja Berneńska – Załącznik II

Konwencja Waszyngtońska – Załącznik II

Rozporządzenie Rady (WE) 338/97 – Załącznik A

Dyrektywa Siedliskowa – Załączniki II (gatunek priorytetowy) i IV

Prawo krajowe:

Ochrona gatunkowa – ochrona ścisła (gatunek, dla którego wymagane jest ustalenie 500-metrowej strefy ochrony wokół nory lęgowej w okresie 1.04 – 15.07)

Kategoria zagrożenia IUCN

Czerwona lista IUCN – LC

Czerwona lista zwierząt zagrożonych w Polsce (2002) – NT

Polska czerwona księga (2001) – NT

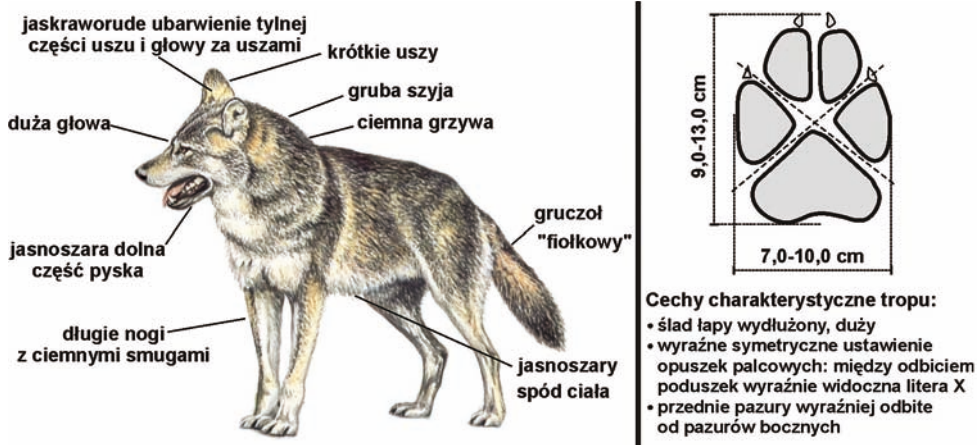
Czerwona lista dla Karpat (2003) – VU (w Polsce – VU)

3. Opis gatunku

Wilk *Canis lupus* na pierwszy rzut oka przypomina owczarka niemieckiego i może być mylony z tego typu psami (fot. 1). Ma jednak równy (nie pochyły) grzbiet, węższą, klinowatą klatkę piersiową i dłuższe, blisko siebie ustawione, wyglądające jak wciśnięte w klatkę piersiową, kończyny. Łokcie kończyn, umiejscowione niżej niż u psa, skierowane są do wewnątrz, a stopy na zewnątrz. Głowa wilka jest duża, z szerokim czołem, skośnie ustawionymi oczami i raczej krótkimi uszami (ryc. 1). Osadzona jest na grubej, mocnej szyi zlewającej się z tułowiem. Pysk jest długi, masywny, tępo zakończony, z ciemnymi wargami, po bokach porośnięty krótką, jasną sierścią (Okarma 1992). Ogon jest długi, puszysty, zwykle zwieszony w dół lub uniesiony poziomo. Nigdy nie jest uniesiony wysoko i zakręcony nad grzbietem, jak to się zdarza u psów. Sylwetka wilka jest znacznie masywniejsza zimą z uwagi na grubą, zimową sierść, latem wilki wydają się bardzo szczupłe, a nawet wychudzone.

Dymorfizm płciowy jest zaznaczony. Samce są z reguły większe od samic o około 10–20%. Średnia długość ciała (bez ogona) dorosłych samców wynosi ok. 120 cm, samic ok. 110 cm. Masa ciała dorosłych samców waha się od 35 do 65 kg (najczęściej ok. 45 kg), dorosłych samic – 30–50 kg (najczęściej około 35 kg).

Ubarwienie wilków jest zróżnicowane. W strefie umiarkowanej, a więc i w Polsce, przeważa kolor szary, szarobrazowy, szarobeżowy lub szarorudy. Zdarzają się jednak wilki bardzo jasno ubarwione lub bardzo ciemne (jednak nie czarne). Sierść wilków składa się z włosów o różnych długościach i barwach: białych (puchowych), oraz dłuższych, trójkolorowych o szarych, rudych, brązowych i czarnych końcach. Na karku, barkach i łopatach



Ryc. 1. Cechy charakterystyczne sylwetki, ubarwienia i tropu wilka *Canis lupus*

kach widoczna jest charakterystyczna grzywa, utworzona z najdłuższych, ciemno, a nawet czarno zakończonych włosów. Takie włosy znajdują się też na grzbiecie i grzbietowej stronie ogona. Bardzo charakterystyczna jest czarna kępa włosów (tzw. gruczoł fiołkowy) na grzbietowej stronie ogona, znajdująca się w odległości 1/3 od jego nasady (Nowak i in. 2000). Koniec ogona jest zwykle czarny. Tylne części głowy i uszu jest jaskraworuda. Dolna część pyska jest jasnoszara, niekiedy biała, górna może być szara, ruda lub brązowa, czasem z ciemniejszą pręgą przez środek. Brzuch wilka jest jasnorudy, jasnoszary, niekiedy kremowy. Wewnętrzna strona kończyn jest jaśniejsza od zewnętrznej. Na przednich kończynach widoczne są często czarne, pionowe smugi. Barwa innych części ciała jest zmienna, zazwyczaj ruda, rudobrzowa, szaroruda lub ciemnoszara. Młode osobniki są zwykle ciemniejsze, z większą liczbą czarnych włosów, szczególnie na grzbiecie, bokach ciała i ogonie. Szczenięta w pierwszym miesiącu życia są bardzo ciemne, niemal czarne, jedynie górna i tylna część głowy jest u nich wyraźnie jaśniejsza, szaro- lub rudobrzowa.

4. Biologia gatunku

Wilki żyją w grupach rodzinnych (watahach), składających się z jednej pary rodzicielskiej oraz ich młodych. Do rui wilki przystępują w lutym, a szczenięta rodzą się na początku maja. Samice zwykle szczenią się w norach (często są to stare nory borsucze lub lisie, poszerzone przez wilki), ale także w wykrotach drzew, a nawet w dobrze osłoniętych legowiskach na ziemi. W okresie wychowu szczeniąt wilki mogą wykorzystywać jedną do kilku nor, co jakiś czas przenosząc lub przeprowadzając szczenięta. Zwykle młode przestają korzystać z nor w lipcu, większość czasu przebywając w legowiskach w ich pobliżu. Najczęściej rodzi się 5–6 szczeniąt, ale do zimy średnio dożywają 1–3. Młode opuszczają grupę rodzinną zwykle w drugim roku życia, ale niektóre mogą pozostawać w watasze macierzystej dłużej lub nawet na stałe (Schmidt i in. 2008).

W warunkach polskich wielkość watahy wynosi od 2 do 10, najczęściej 4–5 osobników. Wielkość terytorium jednej watahy wilczej wynosi ok. 150–300 km² (najczęściej 250 km²) i zależy od zagęszczenia ofiar (Okarma i in. 1998, Śmietana 2000, Jędrzejewski i in. 2001, 2007). Terytoria sąsiadujących ze sobą watah zwykle w małym stopniu nakładają się na siebie. Zagęszczenie populacji wilka w Polsce, w warunkach ochrony gatunkowej i wysokich liczebności ofiar waha się od 1,5 do 4 osobników/100 km², ale najczęściej spotykane zagęszczenia to 2–3 osobniki na 100 km² (Jędrzejewski i in. 2002).

Terytorium użytkowane jest przez wilki nierównomiernie: przebywają one najczęściej w obszarach najmniej penetrowanych przez ludzi, a jednocześnie obfitujących w zwierzyinę. Wataha spędza ok. 75% czasu na terenie pokrywającym zaledwie 20–30% terytorium (jest to tzw. centrum areału). Tam też zlokalizowane są nory (lub legowiska) rozrodcze. Najbardziej odległe części terytorium wataha odwiedza stosunkowo rzadko, ale regularnie, zwykle co 7–10 dni (w tych częściach swojego terytorium wilki są często mylnie traktowane jako „przechodnie”). W pierwszych 2 miesiącach po urodzeniu szczeniąt aktywność watahy jeszcze silniej koncentruje się поблизу nory rozrodczej (Jędrzejewski i in. 2001, Schmidt i in. 2008).

Średnia długość dobowej wędrówki watahy wynosi ok. 23 km. Wilki mogą jednak przebiec ponad 60 km w ciągu doby. Nie zawsze cała wataha przebywa lub wędruje razem.



Fot. 2. Siedlisko wilka w Puszczy Białowieskiej (© K. Zub)

Często wilki chodzą pojedynczo lub w mniejszych podgrupach, szczególnie gdy znajdują się w centrum areалу. W okresie wychowu szczeniąt każdej nocy 1 lub 2 wilki zostają ze szczeniętami, a reszta watahy poluje. Zimą, szczególnie przed rują, para rodzicielska może sama obchodzić swoje terytorium w celu jego znakowania (Jędrzejewski i in. 2001).

Wilki są najbardziej aktywne wieczorem (po zmierzchu) i nad ranem. Zimą najczęściej kończą nocną aktywność (tj. dłuższe wędrówki) ok. godziny 8–9 rano, chociaż zdarzają się dalekie przejścia również w ciągu dnia (Theuerkauf i in. 2003b). Wilki znakują terytorium moczem, odchodami oraz charakterystycznym drapaniem pazurami ziemi, zwykle na skrzyżowaniach dróg leśnych (Zub i in. 2003). Swoistym znakowaniem terytorium może też być wycie. Wycie służy jednak głównie komunikacji między osobnikami wewnątrz watahy.

Zasięg dyspersji (migracji) młodych wilków waha się od kilku do kilkudziesięciu kilometrów, może jednak dochodzić do kilkuset kilometrów. Poszukując miejsca na osiedlenie

się, migrujące wilki wybierają obszary z małą penetracją ludzką, zalesione lub zabagnione. Mogą pokonywać również niewielkie otwarte tereny rolnicze.

Podstawowy pokarm wilków stanowią dzikie ssaki kopytne. W Polsce gatunkiem ofiary najczęściej wybieranym i preferowanym przez wilki jest jeleń. Inne gatunki (dziki, sarny, łosie) są zabijane przez wilki zwykle rzadziej, niż to wynika z ich udziału w zespole ssaków kopytnych. Uzupełniającym pokarmem są zające, bobry oraz padlina. W warunkach mozaiki lasów i pastwisk wilki zabijają też zwierzęta hodowlane, szczególnie owce, krowy, i kozy, nie jest to jednak istotny element ich diety (Jędrzejewski i in. 2002).

5. Wymagania siedliskowe

Wilk w Polsce występuje przede wszystkim w lasach (lasy liściaste, mieszane i iglaste) oraz na terenach bagiennych, pod warunkiem jednak, że są one odpowiednio rozległe i znajdują się w nich trudno dostępne ostoje (Okarma 1992, Jędrzejewski i in. 2004, 2005). Analizy przeprowadzone na podstawie danych zebranych w ramach programu *Ogólnopolskiej inwentaryzacji wilka i rysia w nadleśnictwach i parkach narodowych* wykazały, iż wilki wybierają obszary charakteryzujące się wysoką lesistością (powyżej 40%) oraz niskim stopniem fragmentacji kompleksów leśnych (fot. 2). Dodatkowo preferują tereny o wysokiej dostępności bazy pokarmowej (przynajmniej 50 kg biomasy dzikich ssaków kopytnych na 1 km² powierzchni), natomiast unikają miejsc przeludnionych, o wysokim zagęszczeniu infrastruktury przemysłowej i drogowej (powyżej 0,2 km dróg krajowych i wojewódzkich na 1 km² powierzchni) (Jędrzejewski i in. 2008).

Na nory lub legowiska rozrodcze wilki wybierają miejsca ustronne i niedostępne. Są to przede wszystkim suchsze miejsca wśród mokradeł i bagien śródlęsnych, kotliny zarośnięte gęstymi zagajnikami świerkowymi, fragmenty lasu z dużą liczbą wykrotów i wiatrolomów (Theuerkauf i in. 2003a).

6. Rozmieszczenie gatunku w Polsce

Obecnie wilki zasiedlają głównie północno-wschodnią, wschodnią i południową (Karpaty) część Polski (ryc. 2). Ich liczebność szacowana jest na około 600–700 osobników (stan na 2007 r.). Największą, zwartą ostoją wilka w Polsce są Karpaty (od Bieszczadów po Beskid Śląski) oraz Pogórze Karpackie – występuje tam łącznie około 250 osobników. Także około 250 wilków zasiedla rozległe, choć mniej zwarte kompleksy leśne północno-wschodniej Polski, a szczególnie region Puszczy Białowieskiej i Knyszyńskiej (80 osobników), Puszcze Augustowską i Kotlinę Biebrzańską (70 osobników), Lasy Napiwodzko-Ramuckie i Puszcze Piską (70 osobników), rejon Puszczy Rominckiej i Boreckiej (20 osobników). Kolejną ostoją wilka jest Roztocze, wraz z Lasami Janowskimi i Puszcza Solską, które zasiedla około 130 wilków. Pomimo dobrych warunków siedliskowych, bardzo mała i niestabilna jest populacja wilków w lasach Polski Centralnej i Zachodniej. Stwierdzono tam zaledwie 20–30 osobników, a ich rozmieszczenie zmienia się z roku na rok. W ostatnim czasie stwierdzono obecność osiadłych watah wilków w Borach Tucholskich, Puszczy Bydgoskiej, Lasach Wałeckich, Puszczy Rzepińskiej, Borach Dolnośląskich oraz Górach Świętokrzyskich.



Ryc. 2. Zasięg występowania wilka *Canis lupus* w Polsce (wg raportu dla Komisji Europejskiej 2007) i stanowiska monitorowane w latach 2007–2008 w ramach zadania: *Monitoring gatunków i siedlisk przyrodniczych ze szczególnym uwzględnieniem specjalnych obszarów ochrony siedlisk Natura 2000 – faza pierwsza i faza druga* (zaznaczono środkowe współrzędne geograficzne stanowisk).

II. METODYKA

1. Koncepcja monitoringu gatunku

Od 2000 r., na mocy porozumienia z Dyrekcją Generalną Lasów Państwowych i Ministerstwem Środowiska, prowadzony jest program *Ogólnopolskiej inwentaryzacji wilka i rysia w nadleśnictwach i parkach narodowych*. Koordynatorami programu są: Zakład Badania Ssaków PAN w Białowieży, Stowarzyszenie dla Natury „Wilk” oraz Instytut Ochrony Przyrody PAN w Krakowie. Inwentaryzacja prowadzona jest w oparciu o instrukcję przygotowaną przez koordynatorów. Podstawowe metody obejmują całoroczne obserwacje wszelkich śladów obecności wilków (obserwacje osobników dorosłych i młodocianych, miejsc rozrodu, ofiar wilków, tropów, odchodów, a także słyszane wycie wilków) oraz jednoczesne tropienie wilków po ponowie na obszarze dobrze wyodrębnionych kompleksów leśnych. Obserwacje zbierane są przez służby terenowe nadleśnictw oraz parków narodowych, a także przez pracowników instytucji koordynujących oraz przeszkolonych wolontariuszy. Przesyłane są one na specjalnych formularzach i mapach do Zakładu Badania Ssaków PAN,

gdzie wprowadzane są do bazy komputerowej, a następnie analizowane z wykorzystaniem technik GIS i interpretowane w oparciu o wyniki wieloletnich badań nad ekologią wilka w kraju i w Europie. Na koniec każdego roku przygotowywany jest raport z *Inwentaryzacji*, który przesyłany jest do Ministerstwa Środowiska, Administracji Lasów Państwowych oraz parków narodowych. Wyniki udostępniane są także wszystkim zainteresowanym na stronie internetowej www.zbs.bialowieza.pl. Do 2007 r., w ramach *Inwentaryzacji* zebrano blisko 18 000 wszelkiego rodzaju informacji o obecności wilka w różnych regionach kraju, co pozwoliło na śledzenie zmian liczebności i zasięgu występowania tego gatunku, identyfikację czynników odpowiedzialnych za zmiany, ocenę natężenia szkód wśród zwierząt gospodarskich oraz wpływu fragmentacji środowiska na stabilność populacji tego drapieżnika.

Doświadczenia zebrane podczas ośmiu lat trwania programu *Inwentaryzacji* oraz wieloletnich badań nad ekologią wilka posłużyły do opracowania metodyki monitoringu populacji wilka w Polsce i wyboru wskaźników przydatnych do oceny stanu populacji i stanu siedlisk tego gatunku.

2. Wskaźniki i ocena stanu ochrony gatunku

Tab. 1. Wskaźniki stanu populacji i stanu siedliska wilka

Wskaźnik	Miara	Sposób pomiaru/określenia
Populacja		
Zagęszczenie populacji	Liczba osobników/ 100 km ²	Pełna inwentaryzacja oparta na tropieniach i rejestracji innych śladów obecności wilków; corocznie
Liczba watah	Liczba watah/ 100 km ²	Pełna inwentaryzacja obejmująca tropienia zimowe, obserwacje całoroczne (znalezione tropy, odchody, ofiary) oraz informacje o rozrodzie (obserwacje szczeniąt, odnalezione miejscach rozrodu, wycie wilków dorosłych z młodymi); corocznie
Siedlisko		
Lesistość	%	Stosunek powierzchni leśnej do powierzchni ogólnej badanych obszarów (%); wyliczenia z zastosowaniem narzędzi GIS, w oparciu o mapy użytkowania terenu np. baza Corine Land Cover; pomiar – co 5 lat
Fragmentacja siedliska	km/km ²	Długość linii brzegowej lasu w przeliczeniu na 1 km ² lasu; wyliczenia z zastosowaniem narzędzi GIS, w oparciu o mapy użytkowania terenu, np. baza Corine Land Cover, pomiar – co 5 lat
Dostępność bazy pokarmowej	kg/km ²	Biomasa dzikich ssaków kopytnych w przeliczeniu na 1 km ² ; wyliczana w oparciu o indeks biomasy uzyskiwany na podstawie wskaźników zagęszczeń* otrzymywanych z corocznych inwentaryzacji zwierzyny przeprowadzanych przez nadleśnictwa, parki narodowe oraz koła łowieckie, dzierzawiące obwody łowieckie, pomiar parametru – co 2 lata
Zagęszczenie dróg	km/km ²	Długość dróg krajowych i wojewódzkich oraz (oddzielnie) dróg powiatowych i gminnych w przeliczeniu na 1 km ² ; wyliczenia z zastosowaniem narzędzi GIS, w oparciu o wektorowe warstwy infrastruktury drogowej Polski; pomiar – co 5 lat

Stopień izolacji siedlisk		Wyliczenia z zastosowaniem narzędzi GIS (np. Least Cost Path Method); 1 – ciągle połączenia z innymi obszarami zasiedlonymi przez populację wilków 2 – połączenia słabe, przerywane 3 – całkowita izolacja; pomiar – co 5 lat
---------------------------	--	---

*Wartości zagęszczeń kopytnych podane w poradniku (a nazywane wskaźnikami zagęszczeń) uzyskiwane są na bazie informacji o liczebności zwierząt kopytnych podawanych przez nadleśnictwa posiadające Ośrodki Hodowli Zwierzyny (OHZ) oraz koła łowieckie na koniec marca każdego roku. Podawane liczebności oparte są przede wszystkim na arbitralnych informacjach myśliwych (myśliwi na podstawie tzw. obserwacji całorocznych pod koniec sezonu łowieckiego podają szacunkową liczebność zwierząt każdego gatunku). Są to jedyne dane na temat liczebności zwierzyny, jakie są obecnie w Polsce dostępne. Tylko w przypadku nielicznych nadleśnictw (np. Puszcza Białowieska) liczenia odbywają się metodą pędzeń próbnych, co daje najbardziej wiarygodne wyniki. Z uwagi na jakość danych (brak należytej precyzji określania liczebności zwierząt) stosowanie terminu zagęszczenia kopytnych byłoby błędne, dlatego wprowadzono termin wskaźniki zagęszczeń. Dotychczasowe doświadczenia pokazują, że błąd szacowania liczebności przedstawionymi powyżej metodami nie wpływa istotnie na uzyskiwane wyniki, jeśli omawiane dane używane są do opracowań w skali makro, np. województwa.

Tab. 2. Waloryzacja wskaźników stanu populacji i stanu siedliska wilka

Wskaźnik/Ocena*	FV	U1	U2
Siedlisko			
Lesistość (%)	>40	20–40	<20
Fragmentacja siedliska (km/km ²)	<3	3–5	>5
Dostępność bazy pokarmowej (kg/km ²)	>100	50–100	<50
Zagęszczenie dróg (km/km ²)	<0,1	0,1–0,2	>0,2
Stopień izolacji siedlisk	1	2	3
Populacja			
Zagęszczenie populacji [N/100km ²]	>2,5	1,5–2,5	<1,5
Liczba watah [N/100km ²]	>0,5	0,3–0,5	<0,3

*FV – stan właściwy, U1 – stan niezadowalający, U2 – stan zły

Wskaźniki kardynalne

- brak

Ocena stanu populacji

Oba wskaźniki opisujące stan populacji są ze sobą ściśle powiązane, zmiana oceny jednego z nich pociąga za sobą analogiczną zmianę w ocenie drugiego. Traktowane są więc równocześnie. Ocena stanu populacji odpowiada najniższej ocenie jednego ze wskaźników.

Ocena stanu siedliska

Oddziaływanie wszystkich wskaźników opisujących stan siedliska należy traktować łącznie. Wskaźniki lesistości, fragmentacji siedlisk, stopnia izolacji siedlisk oraz zagęszczenia dróg decydują w głównej mierze o możliwościach występowania gatunku. Nagłe pogorszenie któregoś z tych wskaźników powoduje szybki spadek liczebności i w konsekwencji wycofanie się gatunku z danego obszaru. Wskaźnik – dostępność bazy pokarmowej – decyduje o wartościach zagęszczenia populacji drapieżnika (nie jest elementem decydującym o występowaniu gatunku w danym obszarze).

Tylko łączna analiza wszystkich wskaźników, w odniesieniu do specyfiki badanych obszarów, pozwala na wystawienie prawidłowej oceny stanu siedliska. O ocenie stanu siedliska decyduje najniższa ocena któregośkolwiek ze wskaźników.

Perspektywy zachowania

Ocena perspektyw zachowania populacji wilka na stanowisku (czyli w konkretnym kompleksie leśnym) jest oceną ekspercką i powinna obejmować następujące elementy: 1) ocenę, czy istnieje możliwość dalszego rozwoju populacji w obrębie kompleksu; 2) czy istnieje łączność (korytarze migracyjne) z sąsiednimi kompleksami leśnymi i możliwości swobodnej migracji osobników, czy są zagrożenia dla drożności korytarzy (np. plany rozwoju infrastruktury transportowej i wszelkiej zabudowy w obrębie korytarzy); 3) czy stwierdzono obecność populacji wilka w sąsiednich kompleksach leśnych i jaki jest stan tych populacji; 4) czy planowane są działania i inwestycje w obrębie stanowiska, mające wpływ na populację wilka (np. nowe drogi, rozwój infrastruktury rekreacyjnej, intensyfikacja prac leśnych, itp.); 5) jakie są inne zagrożenia dla populacji w obrębie stanowiska (np. kłusownictwo, duża antropopresja, śmiertelność na lokalnych drogach, śmiertelność wskutek odstrzałów w krajach sąsiednich, transmisja chorób i pasożytów od zwierząt domowych, np. psów); 6) czy istnieją zagrożenia dla populacji dzikich zwierząt kopytnych w obrębie kompleksu (np. intensyfikacja odstrzałów, zmniejszenie dostępności bazy pokarmowej dla kopytnych, kłusownictwo na zwierzętach kopytnych).

Ocena ogólna

Ocena ogólna stanu ochrony gatunku na poziomie stanowiska może zostać wygenerowana jedynie na podstawie analiz całościowych (zarówno stanu zachowania siedliska, jak i populacji), wykonanych przez krajowy ośrodek koordynacji monitoringu wilka.

3. Opis badań monitoringowych

Wybór powierzchni monitoringowych i ich sugerowana wielkość

Stanowiskiem występowania wilka nazywamy obszar (kompleks leśny), który zasiedlony jest przez terytorialne, rozmnażające się watahy (grupy rodzinne).

W przypadku wilka – ze względu na małą liczebność, niskie zagęszczenia oraz daleki zasięg migracji – stałym programem monitoringu (dane zbierane raz na kwartał) powinny być objęte wszystkie kompleksy leśne zasiedlone przez wilki. Ponadto raz w roku należy zbierać informacje z pozostałych kompleksów leśnych w całej Polsce. Tylko informacje z tak szeroko zakrojonego monitoringu dają podstawę do wnioskowania o rzeczywistym stanie ochrony gatunku oraz siedlisk, w których wilk występuje.

Sposób wykonywania badań

Badanie wskaźników stanu populacji

Na obszarze zasiedlonym przez wilki możliwe jest rejestrowanie następujących śladów ich obecności: tropy, odchody, znakowanie moczem, drapanie pazurami, resztki ofiar (dzikich i domowych), wycie wilków, nory rozrodcze, obserwacje bezpośrednie osobników dorosłych i szczeniąt. Jedynie regularne, powtarzające się odnotowywanie wielu takich śladów na tym samym obszarze świadczy o stałym przebywaniu watahy wilków i pozwala wykluczyć przypadki obecności pojedynczych, migrujących osobników.

Dane o występowaniu wilków powinny być zbierane regularnie przez pracowników nadleśnictw oraz parków narodowych administrujących obszarami znajdującymi się w zasięgu występowania gatunku. Dane (z każdego, objętego monitoringiem nadleśnictwa oraz parku narodowego) powinny być gromadzone na specjalnych formularzach: kartach monitoringu wilka. Dostęp do kart monitoringu powinni posiadać także pracownicy nadleśnictw i parków, w których wilki nie występują, by zarejestrować ewentualną kolonizację obszaru i zgłosić ten fakt do ośrodka koordynującego monitoring.

Monitoring gatunku powinien być prowadzony w sposób skoordynowany, w ramach całych, dobrze wyodrębnionych kompleksów leśnych, otoczonych obszarami o niesprzyjających warunkach siedliskowych dla wilka lub ograniczonymi wyraźnymi barierami migracyjnymi (ruchliwe drogi, ciągi zabudowy, rozległe doliny rzeczne, itp.).

Regionalne dyrekcje Lasów Państwowych w porozumieniu z parkami narodowymi i krajobrazowymi powinny wyznaczyć w każdym tak zdefiniowanym kompleksie koordynatora prac wszystkich jednostek położonych w granicach danego kompleksu (nadleśnictwa, parki narodowe, parki krajobrazowe, ewentualnie koła łowieckie). Również w każdym nadleśnictwie oraz parku narodowym należy wyznaczyć osoby odpowiedzialne za gromadzenie danych o dużych drapieżnikach.

Do programu monitoringu powinny być włączone również Regionalne Dyrekcje Ochrony Środowiska, które gromadzą dane o szkodach wyrządzanych przez wilki w pogłowie zwierząt gospodarskich oraz rejestrują przypadki śmierci wilków (np. w wyniku kolizji drogowych).

Podstawą do oceny liczebności wilków powinno być określenie liczby watah bytujących na danym obszarze oraz ustalenie ich wielkości. Aby prawidłowo ustalić całkowitą liczbę watah (rodzin wilczych) na danym obszarze, konieczne jest rozróżnienie watah sąsiadujących ze sobą. Można to osiągnąć poprzez tropienia zimowe oraz obserwacje całoroczne.

1. Tropienia zimowe

Tropienia zimowe (najlepiej na początku zimy) po świeżym opadzie śniegu, prowadzone są jednocześnie (w tym samym dniu) przez wszystkie nadleśnictwa oraz parki narodowe w granicach jednego kompleksu leśnego.

Celem tropień zimowych jest:

- wykrycie wszystkich grup wilków lub pojedynczych osobników,
- rozróżnienie poszczególnych grup lub pojedynczych osobników i ustalenie liczby watah,
- ustalenie wielkości poszczególnych watah,
- ustalenie (o ile to możliwe) obszarów przebywania poszczególnych watah lub osobników w dniu tropienia oraz zmapowanie tras ich przejścia.

Zasady i organizacja prac podczas tropień zimowych

Przeprowadzenie tropień zimowych w danym dniu zarządza wyznaczony dla całego kompleksu leśnego koordynator. Koordynator oraz osoby odpowiedzialne za zbieranie danych do monitoringu w nadleśnictwach i parkach narodowych wcześniej wytyczają trasy przejazdu samochodów i przejścia pieszych obserwatorów, wzdłuż leśnych dróg i linii oddziałowych. Trasy te powinny tworzyć zamkniętą sieć, o odległości pomiędzy sąsiednimi odcinkami od 2 do 4 km, równomiernie rozłożoną w całym rejonie inwentaryzacyjnym. W górach trasy powinny przechodzić po drogach stokowych, przepotokowych, szlakach turystycznych i granicznych. Tropienia mogą być wykonane tylko w ciągu pierwszej doby po świeżym opadzie śniegu, najlepiej kilkanaście godzin po ponowie. Później rozróżnienie watah wilków może być niemożliwe.

W każdym nadleśnictwie i parku do przeprowadzenia tropień należy wyznaczyć od jednej do kilku osób dobrze rozpoznających tropy. Pożądane jest też uczestnictwo przedstawicieli kół łowieckich działających w regionie. Na terenach nizinnych, gdzie możliwe jest wykorzystanie do tego celu samochodów, wystarczy (w zależności od wielkości nadleśnictwa, parku) zaangażować do tropień 1–2 osoby. W górach, tam gdzie samochody nie są pomocne, na jeden odcinek trasy powinien przypadać jeden tropiciel. Wskazane jest, by osoby tropiące wyposażone były w odbiorniki GPS oraz w środki łączności radiowej lub telefonicznej, w celu przekazywania współpracownikom przechodzącym sąsiednimi trasami, informacji o znalezionych tropach i ich kierunku. Każdy tropiciel powinien posiadać mapę sprawdzanego obszaru z zaznaczonymi trasami przejścia oraz karty monitoringu.

Metodyka prowadzenia tropień

Samochody i piesi obserwatorzy ze wszystkich nadleśnictw i parków danego kompleksu wyruszają tego samego dnia rano i poruszają się po przydzielonych im do sprawdzenia odcinkach. Na mapki nanoszą wszystkie napotkane świeże tropy wilków, ich przebieg na trasie tropienia, miejsce wejścia i zejścia z trasy, liczbę osobników w grupie, kierunek poruszania się drapieżników.

Po znalezieniu tropów należy podążać za nimi, objeżdżając (na terenach, gdzie możliwe jest użycie samochodów do inwentaryzacji) poszczególne oddziały leśne, do których tropy wchodzi, starając się ustalić miejsce aktualnego przebywania wilków, tj. oddział (lub grupę oddziałów), do którego tropy weszły, ale z niego nie wyszły.

Dane zebrane podczas tropień zimowych na wyznaczonych transektach: miejsca spotkania tropów (ewentualne współrzędne geograficzne lub oddział leśny), wymiary (długość, szerokość), liczba osobników, kierunek przejścia oraz ewentualnie miejsce aktualnego przebywania wilków nanoszone są przez tropicieli zarówno na mapach, jak i na kartach monitoringu wilka.

Mapy oraz formularze z danymi są następnie przesyłane przez koordynatorów do ośrodka koordynującego monitoring, gdzie na ich podstawie wyodrębnienia się trasy przejścia poszczególnych drapieżników w całym kompleksie leśnym i definiuje, które tropy pozostawił ten sam/te same drapieżniki, a które należą do różnych osobników/grup.

2. Całoroczne obserwacje

Całoroczne obserwacje są prowadzone przez służby terenowe nadleśnictw i parków w całej Polsce. Polegają one na notowaniu na kartach monitoringu wilka wszystkich przypadkowych spotkań, zaobserwowanych śladów obecności i aktywności wilków. Celem tych obserwacji jest ustalenie:

- wielkości watah (na podstawie maksymalnej liczby osobników zaobserwowanych jednocześnie),
- faktów przystępowania wilków do rozrodu i przybliżonych lokalizacji miejsc rozrodu (na podstawie przypadkowo odnalezionych nor, obserwacji szczeniąt, wycia wilków ze szczeniętami oraz koncentracji tropów i odchodów w okresie od maja do lipca),
- obecności wilków niewykrytych podczas tropień zimowych lub potwierdzenie ich obecności (na podstawie zarejestrowanych odchodów, resztek ofiar, tropów lub obserwacji).

Określenie lokalizacji miejsc rozrodu pozwala w sposób pewny rozróżnić poszczególne watahy i ustalić ich liczbę. Całoroczne obserwacje mogą więc stanowić istotne uzupełnienie informacji z tropień zimowych, a w niektórych przypadkach mogą być głównym wyznacznikiem liczby i wielkości watah oraz liczebności populacji wilków na danym obszarze. Odchody wilków są na tyle charakterystyczne, że stanowią łatwy do zarejestrowania dowód ich obecności w kompleksie leśnym. Występowanie wilków potwierdza także obecność tropów oraz resztek ofiar. Zwykle pierwszym dowodem na pojawienie się wilków w kompleksie leśnym, gdzie gatunek ten ostatnio nie występował, są przypadkowe obserwacje osobników poczynione przez robotników leśnych lub myśliwych. Daty i miejsca tych zdarzeń należy szczegółowo odnotowywać, dla późniejszej analizy procesu kolonizacji. Szczególnym dowodem pojawienia się wilków na nowym terenie może być wystąpienie szkód wśród zwierząt gospodarskich.

Na kartach monitoringu zapisywane są dane dotyczące następujących obserwacji:

- Wszystkie (wiarygodne) obserwacje wilków, z podaniem daty, godziny, lokalizacji, liczby osobników i ewentualnie ich wieku i płci.
- Odnalezione martwe wilki z podaniem przyczyny śmierci, daty, lokalizacji, wieku i płci osobnika
- Usłyszane wycie wilków, z zaznaczeniem dokładnej daty, pory dnia, miejsc, z których ono dochodziło, liczby osobników, oraz ewentualnej obecności i liczby szczeniąt.
- Informacje o znanych miejscach rozrodu, tj.: odkrytych norach lub obserwowanych szczeniętach, z podaniem lokalizacji, rodzaju schronienia (np. nora, wykrot, młodnik, jaskinia, itp.), lat, w których miejsce było użytkowane przez drapieżniki. Trzeba przy tym pamiętać, że wilk jest gatunkiem chronionym i niedozwolone jest niepokojenie wilków w okresie rozrodu. Dlatego ewentualne miejsca rozrodu można sprawdzać dopiero po definitywnym opuszczeniu ich przez młode, tj. nie wcześniej niż w połowie sierpnia.
- Znalezione ofiary wilków z podaniem daty, miejsca, gatunku, wieku i płci ofiary (dotyczy to zarówno zwierząt dzikich, jak i hodowlanych).
- Wszystkie spotkane tropy drapieżników, z podaniem daty, lokalizacji, liczby osobników. Wskazany jest pomiar tropów (długość i szerokość tropu) we wszystkich sytuacjach, gdy jest to możliwe. Tropy wilków należy mierzyć bez pazurów.
- Lokalizacje odchodów drapieżników, z podaniem daty znalezienia, ich liczby oraz opisem miejsca (np. na drodze, na skrzyżowaniu, w lesie, itp.). Jeśli odchody są regularnie znajdowane w tym samym miejscu, każdorazowo trzeba to odnotować.

Wszystkie wypełnione karty monitoringu powinny być zbierane przez osobę odpowiedzialną za monitoring drapieżników w nadleśnictwie lub parku, a następnie przesyłane do ośrodka koordynującego monitoring drapieżników. Kopie kart powinien także gromadzić koordynator kompleksu leśnego.

3. Gromadzenie i interpretacja danych z monitoringu populacji

W krajowym ośrodku koordynującym monitoring wilka wszystkie dane wpisywane są do baz komputerowych, wraz z nadawanymi im (tam gdzie ich brak) współrzędnymi geograficznymi. Następnie analizowane są na mapach topograficznych Polski z wykorzystaniem technik GIS. Na bazie wszystkich uzyskanych informacji wyróżniane są poszczególne watahy wilcze, ustalana jest liczba osobników i wykreślane schematyczne terytoria. Podstawowym kryterium wyróżnienia poszczególnych terytoriów są trasy przejścia drapieżników oraz lokalizacje miejsc ich dziennego odpoczynku, ustalone w tropieniach zimowych. Tam, gdzie takich danych brak, schematyczne terytoria powinny obejmować miejsca koncentracji tropów lub obserwacji o powtarzającej się maksymalnej liczbie osobników, zakładając, że oznacza ona wielkość watahy. Na podstawie badań telemetrycznych należy przyjąć, że średnia wielkość terytorium watahy wilków wynosi 230 km² (Okarma i in. 1998, Śmietana 2000, Jędrzejewski i in. 2001, 2007). Należy założyć możliwość niewielkiego nakładania się terytoriów. Rozróżnienie poszczególnych watah i rozmieszczenie ich terytoriów trzeba zweryfikować na podstawie informacji o norach i rozrodzie wilków. Dodatkowym kryterium do wyróżnienia terytoriów watah w sytuacjach niepewnych jest średnia odległość pomiędzy norami bezpośrednio sąsiadujących ze sobą watah, zamieszkujących ten sam kompleks leśny (średnia 14 km, zakres 7–20 km, n = 24).

4. Metody uzupełniające

Metodą uzupełniającą może być cyklicznie stosowany monitoring genetyczny (co 10–12 lat), oparty na analizie DNA izolowanego z wilczych odchodów. Monitoring taki, zastosowany w charakterze dokładnej inwentaryzacji gatunku, umożliwiłby oszacowanie minimalnej liczby osobników w badanych obszarach. Dodatkowo, analizy genetyczne umożliwiają ustalenie stopnia pokrewieństwa pomiędzy populacjami zasiedlającymi różne regiony Polski oraz wyznaczenie kierunków migracji drapieżników.

Ocena liczebności w oparciu o analizy DNA z wilczych odchodów przebiega w kilku etapach:

1. Zbiór odchodów – w tym celu małe próbki świeżych odchodów (zbierane np. przez służby terenowe parków narodowych i Lasów Państwowych) umieszczane są w specjalnych probówkach z alkoholem, wraz z pełnym opisem (data, miejsce zbioru, świeżość odchodów, itp.). Odchody powinny być zbierane systematycznie, przez okres około jednego roku, w ustalonych przez koordynatora terminach.
2. Identyfikacja gatunkowa – wykluczenie odchodów mylnie przypisanych do badanego gatunku.
3. Indywidualne rozróżnianie osobników (genotypów) – metody genetyczne (analizy mikrosatelitów).
4. Oszacowanie minimalnej liczby osobników (genotypów) (Pilot i in. 2005).

Wyniki z okresowego monitoringu genetycznego dają możliwość weryfikacji szacunków liczebności drapieżników uzyskanych metodą tropień zimowych, czy też całorocznych obserwacji.

W celu pełnego poznania stanu zachowania populacji wilka, okresowo, na wybranych terenach można przeprowadzić badania gatunku z wykorzystaniem radiotelemetrii oraz telemetrii GPS.

Badania wskaźników stanu siedliska

Wskaźniki określające stan zachowania siedliska wilka w badanym obszarze powinny być określone co 2 lata w odniesieniu do biomasy dzikich ssaków kopytnych oraz co 5 lat w odniesieniu do lesistości, fragmentacji siedlisk, zagęszczenia dróg oraz stopnia izolacji siedlisk w krajowym ośrodku koordynującym program monitoringu wilka. Powyższe wskaźniki wyliczane są przy użyciu narzędzi GIS, na bazie map użytkowania terenu np. Corine Land Cover oraz innych warstw wektorowych, umożliwiających charakterystykę badanych wskaźników.

W sytuacjach wyjątkowych, gdy następuje nagła zmiana w stanowisku bytowania gatunku (np. pożar, huragan, masowe zamieranie drzewostanów, itp.), należy zwiększyć częstotliwość pomiaru analizowanych wskaźników.

Termin i częstotliwość badań

Tropienia zimowe po świeżym opadzie śniegu powinny być prowadzone wczesną zimą, w okresie pojawienia się sprzyjających warunków do ich wykonania. Dane (karty monitoringu i mapy) należy przysyłać do krajowego ośrodka koordynującego monitoring wilka pod koniec pierwszego kwartału każdego roku.

Pozostałe informacje potwierdzające występowanie wilków należy zbierać nieprzerwanie w ciągu całego roku i przysyłać karty monitoringu na koniec każdego kwartału (marzec, czerwiec, wrzesień, grudzień) do krajowego ośrodka koordynującego. Z kompleksów leśnych niezasiadlonych przez wilki informacja o braku drapieżników powinna być przesyłana raz w roku.

Jednostką koordynującą monitoring wilka w Polsce jest Zakład Badania Ssaków PAN w Białowieży, we współpracy ze Stowarzyszeniem dla Natury „Wilk” oraz Instytutem Ochrony Przyrody PAN w Krakowie.

Ze względu na priorytetowy status wilka jako gatunku, należałoby go objąć monitoringiem stałym, powtarzanym każdego roku. Jedynie tak kompleksowe podejście do kwestii monitoringu daje możliwość wychwycenia zmian zasięgu gatunku czy stabilności zasiedlających Polskę populacji.

Termin określania wskaźników stanu siedliska jest obojętny.

Sprzęt i materiały do badań

Podstawowym sprzętem badawczym jest tu przede wszystkim odpowiednio wyposażona w oprogramowanie GIS pracownia komputerowa, gdzie nadsyłane z monitoringu dane są opracowywane.

W przypadku metod uzupełniających (genetyka) konieczne jest zapewnienie zestawów do zbioru prób (fiolki i roztwór konserwujący), a także środków finansowych do wykonania analiz genetycznych.

Niezależnie od standardowej karty zapisu wyników badań monitoringowych gatunku na stanowisku, do zapisu obserwacji terenowych stosuje się kartę monitoringu wilków i rysi, wykorzystywaną w programie *Ogólnopolskiej inwentaryzacji wilka i rysia w nadleśnictwach i parkach narodowych* – źródło: www.zbs.bialowieza.pl.

Karta obserwacji wykorzystywana w Ogólnopolskiej Inwentaryzacji wilka i rysia w nadleśnictwach i parkach narodowych – wzór

Nazwisko i imię obserwatora

Data obserwacji	Dokładna lokalizacja: Nadleśnictwo, Park Nar., leśnictwo, oddział, pobliskie wsie, drogi, rzeki, itp. (ew. współrzędne geograficzne)	Gatunek zwierzęcia: wilk, ryś	Liczba osobników w grupie Ew. skład grupy: liczba dorosłych, liczba młodych.	Opis obserwacji (okoliczności): Inne informacje należy zwrócić uwagę na następujące elementy: odchody (ile, stare czy świeże) nory (kiedy zajęte), legowiska, obserwacje szczeniąt, znakowania, wycie, zabite ofiary, polowania	Trop, odchody, ofiara, czy obserwacja Świeżość tropu: – Świeży – Starszy (ew. szacowana liczba dni po przejściu zwierzęcia)	Wymiary tropu: (dług. x szer.) (należy mierzyć: wilki – długość z pazurami, rysie – długość bez pazurów)	Liczba dni po opadzie śniegu Warunki tropienia, Stopień pewnością określenia gatunku: PEWNE, NIEPEWNE	Rozróżnienia watah i osobników w liczeniach zimowych: (nr watahy) Ew. trasa i długość tropienia

Karta obserwacji wykorzystywana w Ogólnopolskiej Inwentaryzacji wilka i rysia w nadleśnictwach i parkach narodowych – przykład wypełnienia

Nazwisko i imię obserwatora.....Jan Nowak.....

Data obserwacji	Dokładna lokalizacja: Nadleśnictwo, Park Nar., leśnictwo, oddział, pobliższe wsie, drogi, rzeki itp. (ew. współrzędne geograficzne)	Gatunek zwierzęcia: wilk, rys	Liczba osobników w grupie Ew. skład grupy: liczba dorosłych, liczba młodych.	Opis obserwacji (okoliczności): Inne informacje należy zwrócić uwagę na następujące elementy: odchody (ile, stare czy świeże), nory (kiedy zajęte), legowiska, obserwacje szczeniąt, znakovania, wycie, zabite ofiary, polowania	Trop czy obserwacja Świeżość tropu: – Świeży – Starszy (ew. szacowana liczba dni po przejściu zwierzęcia)	Wymiary tropu: (dług. x szer.) (należy mierzyć: wilki – długość z pazurami, rysie – długość bez pazurów)	Liczba dni po opadzie śniegu Warunki tropienia, Stopień pewności określenia gatunku: PEWNE, NIEPEWNE	Rozróżnienia watah i osobników w liczeniach zimowych (nr watahy) Ew. trasa i długość tropienia
06.08.2008	nadl. Ujsoły, I. Bendoszka, oddz. 201 N 49, 65743; E 19.34562	wilk	5 (3 ad+2 juv)	Obserwacja bezpośrednia 5 wilków, w tym 3 dorosłe, 2 szczeniaki. Przechodziły przez drogę leśną w oddz. 201. Obserwowane ok. 7 rano przez robotników leśnych.	obserwacja	–	pewne	–
08.08.2008	nadl. Ujsoły, I. Bendoszka, oddz. 204 N 49, 85642; E 19.43521	wilk	2 ad	Tropy 2 wilków na błocie, na szlaku zrywkowym	trop świeży, z nocy	10x9, 10,5x9	pewne	–
10.08.2008	nadl. Ujsoły, I. Bendoszka, oddz. 204/205	wilk	?	3 świeże odchody, 5 starych na linii oddziałowej, przy młodniku świerkowym	–	–	pewne	–

4. Przykład wypełnionej karty obserwacji gatunku dla stanowiska

Karta obserwacji gatunku dla stanowiska	
Kod gatunku	Kod gatunku wg Dyrektywy Siedliskowej 1352
Nazwa gatunku	Nazwa polska, łacińska, autor wg aktualnie obowiązującej nomenklatury Wilk, <i>Canis lupus</i> Linnaeus, 1758
Kod obszaru	Wypełnia instytucja koordynująca
Nazwa obszaru	Nazwa obszaru monitorowanego Ostoja Knyszyńska
Kod stanowiska	Wypełnia instytucja koordynująca
Nazwa stanowiska	Puszcza Knyszyńska
Obszary chronione, na których występuje gatunek w tym obszarze	<i>Natura 2000, rezerваты przyrody, parki narodowe i krajobrazowe, użytki ekologiczne, stanowiska dokumentacyjne, ochrona strefowa gniazd itd.</i> Występują następujące formy ochrony: Natura 2000: Dyrektywa Ptasia: Puszcza Knyszyńska Rezerwat Przyrody: Wielki Las, Karczmisko, Krzemianka, Jesionowe Góry, Taboły, Kozłowy Ług, Stara Dębina, Budzisk, Międzyrzecze, Woronicza, Stare Biele, Góra Pieszcza-na, Surażkowo, Bahno w Borkach, Krzemienne Góry, Jałówka, Krasne, Las Cieliczański, Nietupa, Gorbacz, Skarpy Ślesieńskie Park Krajobrazowy Puszczy Knyszyńskiej Obszary Chronionego Krajobrazu: Wzgórza Sokólskie, Dolina Narwi
Współrzędne geograficzne	<i>Podać współrzędne geograficzne (GPS) kompleksu leśnego lub terenu zajmowanego przez populację</i> 23° 36' ...'' E, 53° 10' ...'' N
Wysokość n.p.m.	<i>Wymienić wysokości n.p.m. terenu zajmowanego przez populację. Ewentualnie też zakres wysokościowy występowania siedlisk gatunku w obszarze (szczególnie w obszarach górskich i podgórskich)</i> Wysokość n.p.m. minimalna 30 m i maksymalna 160 m
Ogólna charakterystyka obszaru	<i>Ogólna charakterystyka obszaru zajmowanego przez wilki, powierzchnia kompleksu leśnego, procentowy udział typów lasu. Jeśli jest to obszar Natura 2000 – opis bezpośrednio z bazy danych.</i> Obszar obejmuje Puszcę Knyszyńską – dość silnie rozczłonkowany kompleks leśny, którego wiele fragmentów zachowało jeszcze naturalny charakter. Poszczególne części Puszczy noszą historyczne nazwy: Puszcza Błudowska, P. Knyszyńska, P. Kryńska, P. Malawicka, P. Odelska i P. Supraska. Tereny Puszczy Knyszyńskiej znajdują się w zasięgu zlodowacenia środkowopolskiego i w związku z tym przeważają na jej obszarze krajobrazy starogłacjalne, których rzeźba jest wyjątkowo urozmaicona. Od północy i wschodu otaczają Puszczę wysoczyzny morenowe, opadające w kierunku centralnej części kompleksu. W zachodniej i środkowej części Puszczy występują odosobnione wyniesienia terenowe, otoczone rozległymi obniżeniami, na południe od rzeki Supraśl teren jest łagodnie ukształtowany. Charakterystycznym elementem rzeźby Puszczy Knyszyńskiej jest wał terenowy – tzw. Wał Świętojański,

	rozsciągający się między Waliłami a Czarną Białostocką. Pod względem hydrograficznym obszar Puszczy Knyszyńskiej położony jest w zlewisku Bałtyku, w dorzeczu górnej Narwi. Główną rzeką puszczy jest Supraśl (dopływ Narwi) wraz ze swymi dopływami Sokółką, Płoską, Słoją i Czarną. Niewielkie fragmenty puszczy odwadniane są przez systemy wodne Biebrzy oraz Nietupy – dopływu Niemna. Walorem puszczy są liczne źródła oraz czyste strumienie i rzeczki; istnieje tu około 450 wypływów wód podziemnych w postaci źródeł, młak i wysięków. Brak jest na tym terenie naturalnych jezior, na rzekach utworzonych jest kilka zbiorników zaporowych. Średnia roczna temperatura waha się od 6,5 do 7,0 °C. Czas zalegania pokrywy śnieżnej wynosi 80–90 dni w ciągu roku. Włączona do tego terenu od strony południowo-wschodniej Niecka Gródecko-Michałowska to rozległa kotlina, wysłana grubą warstwą torfów, odwadniana przez rzeczki wpadające do górnego biegu Supraśli, która przecina kotlinę w północnej jej części. Większość terenu kotliny jest osuszona, jednakże w wielu miejscach zachowały się różnej wielkości zabagnienia. W centralnej części kotliny znajduje się małe jezioro Gorbacz, a w części wschodniej jezioro Wiejki. W Puszczy Knyszyńskiej występują wszystkie typy siedlisk leśnych. Dominują siedliska boru mieszanego świeżego – 53% i lasu mieszanego 22%. Doliny rzek, w większości osuszone, zajęte są przez torfowiska niskie i przejściowe. Na lokalnych wododziałach, w bezodpływowych zagłębieniach terenu, rozwinęły się torfowiska przejściowe i rzadziej torfowiska wysokie. Tereny odlesione zajęte są przez pola uprawne i użytki zielone oraz dość liczne osiedla ludzkie. Około 20% terenu Niecki Gródecko-Michałowskiej zajmują lasy (głównie brzeziny bagienne). Występują również zakrzewienia wierzbowe.
Charakterystyka siedlisk gatunku w obszarze	<i>Rodzaj użytkowanych siedlisk (z uwzględnieniem siedlisk leśnych i nieleśnych)</i> Wilki występują we wszystkich typach siedlisk leśnych Puszczy Knyszyńskiej, użytkują również siedliska dolin rzecznych oraz torfowiska.
Informacja o gatunku w obszarze	<i>Syntetyczne informacje o stanie poznania występowania gatunku na obszarze (zwłaszcza ostatnie stwierdzenia), o dotychczasowych badaniach i inne istotne fakty nieopisane w pozostałych polach</i> Monitoring wilka na terenie Puszczy Knyszyńskiej prowadzony jest nieprzerwanie od roku 2000 w ramach programu <i>Ogólnopolskiej inwentaryzacji wilka i rysia w nadleśnictwach i parkach narodowych</i>, koordynowanego przez Zakład Badania Ssaków PAN w Białowieży i kierowanego przez prof. dra hab. Włodzimierza Jędrzejewskiego. Prace w ramach monitoringu polegają na zbieraniu danych dwiema metodami: (1) całoroczne obserwacje i rejestracje wszelkich śladów obecności wilków przez służby leśne, myśliwych, pracowników terenów chronionych (2) zimowe liczenia, przeprowadzone w miarę możliwości jednego dnia przez wszystkie nadleśnictwa i parki narodowe znajdujące się w obrębie jednego rejonu inwentaryzacyjnego (duży kompleks leśny wraz z terenami przyległymi) – więcej informacji na stronie www.zbs.bialowieza.pl. W latach 2000–2007 zebrano łącznie 1354 informacji potwierdzających występowanie wilka w Puszczy Knyszyńskiej. Na podstawie uzyskanych informacji o miejscach rozrodu wilków dokonano również podziału obserwacji w poszczególnych latach na oddzielne watahy. Dzięki temu możliwe było oszacowanie wielkości watah oraz policzenie wilków w obrębie badanego obszaru. W latach 2000–2007 liczebność wilków w Puszczy Knyszyńskiej oszacowano na 30–40 osobników (6–7 watah).
Ostatnia weryfikacja w terenie	<i>Data ostatniej inwentaryzacji wilków na badanym terenie</i> Monitoring ciągły od 2000 r.
Obserwator	<i>Imię i nazwisko eksperta lokalnego odpowiedzialnego za ten obszar</i> Pracownicy nadleśnictw

Data obserwacji	<i>Daty wszystkich obserwacji. Daty przeprowadzonego liczenia wilków, notowania zimowych tropów, innych obserwacji</i> 1.07.2007–31.03.2008
Data wypełnienia	<i>Data wypełnienia formularza przez eksperta</i> 30.06.2008
Data wpisania	<i>Data wpisania do bazy danych – wypełnia instytucja koordynująca</i>
Data zatwierdzenia	<i>Data zatwierdzenia przez osobę upoważnioną – wypełnia instytucja koordynująca</i>

Stan ochrony gatunku na stanowisku			
Wskaźniki	Opis		Ocena
Populacja			
Zagęszczenie populacji	Liczba osobników w przeliczeniu na 100 km ² 2–2,5	U1	U1
Liczba watah	Liczba watah w przeliczeniu na 100km ² 0,4	U1	
Siedlisko			
Lesistość	Stosunek powierzchni leśnej do powierzchni ogólnej badanych obszarów (%) 50	FV	U1
Fragmentacja siedliska	Długość linii brzegowej lasu w km na 1 km ² lasu 2,5	FV	
Dostępność bazy pokarmowej	Biomasa dzikich ssaków kopytnych w kg na 1 km ² lasu 169	FV	
Zagęszczenie dróg	Liczba km dróg w przeliczeniu na 100 km ² 0,11	U1	
Stopień izolacji siedlisk	Wskaźnik opisowy w trzystopniowej skali 1 – ciągłe połączenia z innymi obszarami zasiedlonymi przez populację wilków	FV	
Perspektywy zachowania	Uzasadnić ocenę w kontekście możliwości rozwoju populacji w obrębie kompleksu, jego łączności z sąsiednimi kompleksami leśnymi i możliwości swobodnej migracji osobników, zagrożeń dla drożności korytarzy, obecności populacji wilka w sąsiednich kompleksach leśnych i ich stanu, przewidywanych oddziaływań i planowanych inwestycji w obrębie stanowiska, mogących mieć wpływ na populację wilka, zagrożeń dla populacji dzikich zwierząt kopytnych w obrębie kompleksu Perspektywy zachowania gatunku są niezadawalające, ze względu na liczne inwestycje drogowe planowane w badanym obszarze. Proces zachodzących zmian jest szybki, przez co w najbliższych latach można się spodziewać gwałtownego spadku wartości parametrów opisujących zarówno stan siedliska, jak i populacji wilka.		U1
Ocena ogólna			U1

Lista najważniejszych aktualnych i przewidywanych oddziaływań (zagrożeń) na gatunek i jego siedlisko na badanym stanowisku (w tym aktualny sposób użytkowania, planowane inwestycje, planowane zmiany w zarządzaniu i użytkowaniu); kodowanie oddziaływań/zagrożeń zgodne z Załącznikiem E do Standardowego Formularza Danych dla obszarów Natura 2000; wpływ oddziaływania: „+” – pozytywny, „-” – negatywny, „0” – neutralny; intensywność oddziaływania: A – silna, B – umiarkowana, C – słaba

Aktualne oddziaływania				
Kod	Nazwa działalności	Intensywność	Wpływ	Syntetyczny opis
190	Inne rodzaje praktyk rolniczych lub leśnych niewymienione powyżej	B	–	Prace związane z gospodarką leśną w miejscach rozrodu wilków, brak ochrony tych miejsc w okresie letnim
243	Chwywanie, trucie, kłusownictwo	B	–	Przypadki śmierci wilków we wnykach zastawianych przez kłusowników na zwierzynę płową, nielegalny odstrzał
400	Tereny zurbanizowane, tereny zamieszkane	B	–	Coraz większy wpływ terenów zurbanizowanych na obszar (w szczególności miasta Białystok)
500	Sieć transportowa	A	–	Negatywny wpływ na populacje bytujących zwierząt: a) wzrost natężenia ruchu na istniejących drogach – zwiększona śmiertelność – podwyższona emisja hałasu b) budowa nowych dróg i obwodnic miast – dalsza fragmentacja i izolacja siedlisk i populacji
502	Drogi, szosy	A	–	Negatywny wpływ na populacje bytujących zwierząt: a) wzrost natężenia ruchu na istniejących drogach – zwiększona śmiertelność – podwyższona emisja hałasu b) budowa nowych dróg i obwodnic miast – dalsza fragmentacja i izolacja siedlisk i populacji

Zagrożenia (przyszłe, przewidywane oddziaływania)				
Kod	Nazwa	Intensywność	Wpływ	Syntetyczny opis
190	Inne rodzaje praktyk rolniczych lub leśnych niewymienione powyżej	B	–	Prace związane z gospodarką leśną w miejscach rozrodu wilków, brak ochrony tych miejsc w okresie letnim
243	Chwywanie, trucie, kłusownictwo	B	–	Przypadki śmierci wilków we wnykach zastawianych przez kłusowników na zwierzynę płową, nielegalny odstrzał
400	Tereny zurbanizowane, tereny zamieszkane	B	–	Dalszy rozwój terenów zurbanizowanych związanych przede wszystkim z rozwojem miasta Białystok.
500	Sieć transportowa	A	–	Dalszy rozwój infrastruktury drogowej spowoduje wycofanie się gatunku z obszarów planowanych inwestycji drogowych (wzrost natężenia ruchu na drogach, budowa nowych dróg, obwodnic miast)
502	Drogi, szosy	A	–	Dalszy rozwój infrastruktury drogowej spowoduje wycofanie się gatunku z obszarów planowanych inwestycji drogowych (wzrost natężenia ruchu na drogach, budowa nowych dróg, obwodnic miast)

Inne informacje	
Inne wartości przyrodnicze	<i>Inne obserwowane gatunki zwierząt i roślin z załączników Dyrektyw Siedliskowej i Ptasiej; gatunki zagrożone (Czerwona księga) i innerzadkie i chronione gatunki; inne wyjątkowe walory obszaru</i> Nie obserwowano
Gatunki obce i inwazyjne	<i>Obserwowane gatunki obce i inwazyjne</i> Nie obserwowano
Inne uwagi	<i>Wszelkie informacje pomocne przy interpretacji wyników</i>
Zarządzanie terenem	<i>Wymienić instytucje, organizacje, podmioty prawne odpowiedzialne za gospodarowanie na tym terenie (np. park narodowy, nadleśnictwo i leśnictwa, RZGW itd.</i> Lasami Puszczy Knyszyńskiej administruje 7 nadleśnictw: Żednia, Waliły, Krynki, Dojlidy, Supraśl, Czarna Białostocka, Knyszyn. W obrębie Puszczy Knyszyńskiej funkcjonuje Park Krajobrazowy Puszczy Knyszyńskiej.
Istniejące plany i programy ochrony/zarządzania/zagospodarowania	<i>Plany ochrony parków i rezerwatów, Plany urządzania lasu, programy ochrony przyrody w LP, projekty renaturalizacji (np. LIFE, Ekofundusz). Wszelkie dokumenty, które mogą mieć znaczenie dla ochrony opisywanego siedliska przyrodniczego na tym obszarze</i> Plany Urządzania Lasu opracowane dla wszystkich wymienionych wyżej nadleśnictw
Prowadzone zabiegi ochronne i ocena ich skuteczności	<i>Opisać, czy w badanym kompleksie leśnym prowadzi się jakieś działania ukierunkowane na ochronę gatunku</i> Brak tego typu działań
Dokumentacja fotograficzna	PLC200006_Canis Lupus_OstojaKnyszyńska_Foto1.jpg/J.Ziemek PLC200006_Canis Lupus_OstojaKnyszyńska_Foto2.jpg/J.Ziemek

5. Gatunki o podobnych wymaganiach ekologicznych, dla których można zaadaptować opracowaną metodykę

Z uwagi na wymagania siedliskowe (rozległe kompleksy leśne), niewielkie zagęszczenia w siedliskach, znaczną wielkość terytoriów/areatów, dalekie zasięgi migracji, podobną bazę pokarmową, gatunkami o zbliżonych do wilka wymaganiach są ryś i niedźwiedź. W związku z tym można wobec nich zastosować tę samą (lub lekko zmodyfikowaną) metodykę monitoringu.

W odniesieniu do wilka i rysia monitoring może być prowadzony równocześnie, w ramach tych samych działań. W odniesieniu do niedźwiedzia zimowe tropienia mają ograniczone znaczenie, chyba że przeprowadzi się specjalne tropienia w marcu.

6. Ochrona gatunku

Należy zachować ochronę ścisłą gatunku, z możliwością tworzenia czasowych stref ochronnych wokół miejsc rozrodu. W obrębie znanych miejsc regularnego rozrodu wilków należy ograniczać penetrację ludzką, poprzez utrudnienie dostępu (pozostawienie wykrotów, celowo ściętych drzew, wstrzymanie czyszczeń w młodnikach, zablokowanie dochodzących w pobliże ścieżek, itp.). W obrębie zasięgu wilka należy w planach łowieckich dotyczących pozyskania jelenia i sarny, uwzględnić udział drapieżnictwa wilka. Należy wspierać

rozszerzanie się zasięgu występowania gatunku, poprzez ochronę integralności i łączności siedlisk, oraz ochronę szlaków dyspersji – korytarzy ekologicznych. Na obszarach występowania wilków należy prowadzić działania zapobiegające i łagodzące konflikty z hodowlą zwierząt gospodarskich, takie jak: edukacja hodowców, optymalizowanie praktyk hodowlanych (np. kolektywny wypas pod nadzorem) i wprowadzanie metod ochrony inwentarza przed drapieżnikami (właściwe ogrodzenia elektryczne i metalowe, fladry, psy stróżujące); sprawne szacowanie szkód w inwentarzu i wypłacanie odszkodowań; zezwolenia na odstrzały interwencyjne wilków w przypadku uporczywych szkód w inwentarzu.

7. Literatura

- Jędrzejewski W., Schmidt K., Theuerkauf J., Jędrzejewska B., and Okarma H. 2001. Daily movements and territory use by radio-collared wolves (*Canis lupus*) in Białowieża Primeval Forest in Poland. *Canadian Journal of Zoology* 79: 1–12.
- Jędrzejewski W., Nowak S., Schmidt K., Jędrzejewska B. 2002. Wilk i ryś w Polsce – wyniki inwentaryzacji w 2001 roku. *Kosmos* 51: 491–499.
- Jędrzejewski W., Schmidt K., Theuerkauf J., Jędrzejewska B., Selva N. Zub K., and Szymura L. 2002. Kill rates and predation by wolves on ungulate populations in Białowieża Primeval Forest (Poland). *Ecology* 83: 1341–1356.
- Jędrzejewski W., Niedziałkowska M., Nowak S., Jędrzejewska B. 2004. Habitat variables associated with wolf (*Canis lupus*) distribution and abundance in northern Poland. *Diversity and Distribution* 10: 225–233.
- Jędrzejewski W., Niedziałkowska M., Mysłajek R.W., Nowak S., Jędrzejewska B. 2005. Habitat selection by wolves *Canis lupus* in the uplands and mountains of southern Poland. *Acta Theriologica* 50 (3): 417–428.
- Jędrzejewski W., Schmidt K., Theuerkauf J., Jędrzejewska B., and Kowalczyk R. 2007. Territory size of wolves *Canis lupus*: linking local (Białowieża Primeval Forest, Poland) and Holarctic-scale patterns. *Ecography* 30: 66–76.
- Jędrzejewski W., Jędrzejewska B., Zawadzka B., Borowik T., Nowak S., Mysłajek R.W. 2008. Habitat suitability model for Polish wolves based on long-term national census. *Animal Conservation* 11: 377–390.
- Nowak S., Mysłajek R.W. 2000. Tropem wilka. Stowarzyszenie dla Natury „Wilk”, Godziszka.
- Okarma H. 1992. Wilk – monografia przyrodniczo-łowiecka. Białowieża: 1–168.
- Okarma H., Jędrzejewski W., Schmidt K., Śnieżko S., Bunevich A. N., and Jędrzejewska B. 1998. Home ranges of wolves in Białowieża Primeval Forest, Poland, compared with other Eurasian populations. *Journal of Mammalogy* 79: 842–852.
- Pilot M., Rutkowski R., Malewska A., Malewski T. 2005. Zastosowanie metod molekularnych w badaniach ekologicznych. MIZ PAN, Warszawa: 1–98.
- Schmidt K., Jędrzejewski W., Theuerkauf J., Kowalczyk R., Okarma H., and Jędrzejewska B. 2008. Reproductive behaviour of wild-living wolves Białowieża Primeval Forest (Poland). *Journal of Ethology* 26: 69–78.
- Śmietana W. 2000. Bieszczadzka populacja wilka. Monografie Bieszczadzkie 9: 127–146.
- Theuerkauf J., Rouys S., Jędrzejewski W. 2003a. Selection of den, rendezvous, and resting sites by wolves in the Białowieża Forest, Poland. *Can. J. Zool.* 81: 163–167.
- Theuerkauf J., Jędrzejewski W., Schmidt K., Okarma H., Ruczyński I., Śnieżko S., and Gula R. 2003b. Daily patterns and duration of wolf activity in the Białowieża Forest, Poland. *Journal of Mammalogy* 84: 243–253.
- Zub K., Theuerkauf J., Jędrzejewski W., Jędrzejewska B., Schmidt K., and Kowalczyk R. 2003. Wolf pack territory marking in the Białowieża Primeval Forest (Poland). *Behaviour* 140: 635–648.

Opracowali: **Włodzimierz Jędrzejewski, Tomasz Borowik i Sabina Nowak**

1354 ***Niedźwiedź brunatny**
Ursus arctos (Linnaeus, 1758)



Fot. 1. Niedźwiedź brunatny *Ursus arctos* (© F. Zięba)

I. INFORMACJA O GATUNKU

1. Przynależność systematyczna

Rząd: drapieżne CARNIVORA

Rodzina: niedźwiedziowate URSIDAE

2. Status prawny i prawny i zagrożenie gatunku

Prawo międzynarodowe

Dyrektywa Siedliskowa – Załącznik II i IV

Konwencja Berneńska – Załącznik II, rekomendacja 74

Konwencja Waszyngtońska (CITES)

Prawo krajowe

Ochrona gatunkowa – ochrona ścisła (gatunek wymagający ochrony czynnej)

Kategoria zagrożenia IUCN

Czerwona lista IUCN – LC

Czerwona lista zwierząt zagrożonych w Polsce (2002) – NT

Polska czerwona księga (2001) – NT

Czerwona lista dla Karpat (2003) – EN (w Polsce – EN)

3. Opis gatunku

Niedźwiedź brunatny *Ursus arctos* jest gatunkiem polimorficznym (wyróżniono 6 podgatunków), zasiedlającym znaczną część Holarktyki. Jest to największy drapieżnik lądowy, o krępej budowie; masa ciała dorosłych karpackich osobników niekiedy przekracza 300 kg (fot. 1). Brak wyraźnego dymorfizmu płciowego. Samce są większe od samic. Długość ciała 170 do 250 cm, a wysokość w kłębie od 100 do 120 cm. Spośród zmysłów najlepiej ma wykształcony węch i słuch, natomiast słabiej wzrok.

Sierść długa o zmiennym ubarwieniu, od osobników słomkowo żółtych do ciemno-brązowych, a nawet czarnych. Stopochodny, poruszający się inochodem, tzn. kroczy na zmianę obu lewymi lub obu prawymi kończynami. Niedźwiedź potrafi szybko biegać (na krótkich dystansach nawet 65 km/godz.), pływać, wspinać się na drzewa i pokonywać eksponowane trasy w partiach szczytowych gór. Kończyny z pięcioma palcami i długimi, silnymi pazurami są skierowane do środka. Odcisk kończyny tylnej o długości do 30 cm i szerokości 17 cm przypomina ślad bosej stopy ludzkiej. Odcisk łapy przedniej jest krótszy, a szerokość dłoni dochodzi do 18 cm.

Uzębienie wskazuje na wszystkożerność, składa się z 42 zębów, przy czym kły są silnie rozwinięte, łamacze słabo, a z pozostałych szczególnie duży jest pierwszy ząb trzonowy. Wzór zębowy: I 3/3, C 1/1, PM (3/3), M 2/3.

4. Biologia gatunku

Niedźwiedź brunatny jest typowym gatunkiem solitarnym (prowadzącym samotniczy tryb życia), o słabo wykształconej strukturze socjalnej populacji. Dominują dorosłe samce, kolejne miejsce hierarchii zajmują samice prowadzące młode, natomiast pozostałe kategorie osobników mają niższą rangę.

Dojrzałość płciowa osiągnięta jest w wieku od dwóch i pół do czterech lat, przy czym wcześniej następuje to u samic, a u samców później. W rozrodzie uczestniczą już samice w trzecim lub czwartym roku życia, natomiast samce wchodzi do rozrodu później, w wieku 7–10 lat. Rozród samic trwa do 24–28 roku życia (Schwartz i inni 2002). Niedźwiedzie żyją 25–30 lat, w niewoli nawet 40 lat (Jakubiec 1993, Le Franc i in. 1987). W rozrodzie uczestniczą samice, które porzucają prowadzone do tej pory młode z ostatniego miotu oraz dominujące samce. Ruja trwa przeważnie od połowy kwietnia do czerwca, z nasileniem w maju i pierwszej połowie czerwca i charakteryzuje się dwoma, trzema (czasem czterema) fazami popędu płciowego. W przypadku braku zapłodnienia, u niektórych samic, może wystąpić dodatkowa ruja w lipcu, a niekiedy nawet we wrześniu. Ciąża przedłużona, z opóźnioną implantacją, trwa 185–251 dni. Porody odbywają się w okresie snu zimowego, od grudnia do lutego, z wyraźnym szczytem w pierwszej dekadzie stycznia. Młode w liczbie 1–3 (maksymalnie 5) i o masie ciała ok. 500 g, w ciągu pierwszych kilku tygodni życia karmione są wyłącznie mlekiem matki, która w tym czasie nie pobiera pokarmu (Le Franc i in. 1987). Laktacja może trwać do pół roku. Młode otwierają oczy w 30–32 dniu

życia (Ewer 1973). W latach 1983–1996 obserwowano w polskiej części Karpat 205 razy samice prowadzące łącznie co najmniej 315 młodych (podawana liczba prowadzonych młodych może być niekiedy zaniżona, ze względu na trudności obserwacji bezpośrednich), a więc średnia obliczona ze średnich wartości rocznych wynosiła 1,54 (SD = 0,21) (Jakubiec 2001). Wskaźnik ten wahał się od 1,14 (1985) do 1,86 (1996), co jest wartościami stosunkowo niskimi i może wskazywać na ogólnie niekorzystne warunki bytowania populacji. Rozród następuje co 2 lub 3 lata, wyjątkowo co roku. Tak więc młode spędzają z matką 1,5 lub 2,5 roku. Długość opieki zależy od kondycji młodych (Swenson i in. 2001), co może wynikać z doświadczenia samicy lub świadczyć o jakości środowiska.

Analiza 4275 zaopatrzonych w radionadajniki starszych niż 3-letnie samic niedźwiedzia brunatnego wykazała, iż okres rozrodczy obejmuje 24 lata (4,3–28,3) (Schwartz i inni 2002). Stwierdzono, że już 5% czteroletnich samic prowadzi młode, a wśród pięcioletnich jest ich 22,3%. Rodzenie osiąga szczyt między 8 a 9 rokiem życia, a potem bardzo powoli spada aż do 24 roku życia. Po przekroczeniu wieku 28 lat rozrodczość gwałtownie spada, a u 31-letnich samic nie stwierdzono prowadzenia młodych (Schwartz i inni 2002).

Nieznana jest śmiertelność młodych osobników, aż do czasu osiągnięcia zdolności rozrodczej, choć w pierwszym roku życia wynosi ona ok. 50% (Bunnell, Tait 1985), jednak opinie na ten temat są rozbieżne (Novikov i in. 1969, Randik 1971, Mundy, Flook 1973, Martinka 1974, Pearson 1975). Od roku 1947 w polskiej części Karpat udokumentowano śmierć 27 dorosłych niedźwiedzi. Wśród ustalonych przyczyn śmierci niedźwiedzi zdecydowanie dominują antropogenne (Jakubiec 2001), natomiast w latach 1980–2006 zarejestrowano 25 przypadków śmierci młodych i młodocianych niedźwiedzi, z których zdecydowana większość spowodowana była przez przyczyny naturalne, w tym dosyć częste u tego gatunku przypadki kanibalizmu (Jakubiec, Holly, Zięba 2006).

Zimę niedźwiedź spędza w gawrze, czyli w dobrze zabezpieczonym legowisku. Różni się dwa podstawowe typy gawr: ziemne i powierzchniowe. Pierwsze mogą być norami samodzielnie wykopanymi przez niedźwiedzie (o głębokości do 2 m) lub jaskiniami; drugie to ukrycia w dziuplach (fot. 2), wykrotach, wiatrowałach, młodnikach świerkowych które zwierzę przystosowuje do przetrwania zimy. Gawry mogą być użytkowane przez kilka lat.

W czasie łagodnych zim pewne osobniki wędrują przez cały czas, podobnie jak osobniki, którym nie udało się zgromadzić jesienią odpowiednich zapasów tłuszczu lub osobniki niepokojone i wypłoszone z gawr. Sen zimowy niedźwiedzia nie jest pełnym letargiem i zwierzę w każdej chwili może go przerwać i podjąć aktywne życie. Dostosowanie to



Fot. 2. Gawra niedźwiedzia brunatnego – dolina Moczarnego (© Z. Jakubiec)

dowodzi, że zima była zawsze okresem krytycznym dla tego gatunku. Sen zimowy, w zależności od szerokości geograficznej, może trwać od 75 do 195 dni. W Polsce rozpoczyna się zazwyczaj w grudniu i trwa do połowy marca. Straty masy ciała w okresie snu zimowego są niewielkie i wynoszą 0,1–0,2 kilograma dziennie, toteż wiosną zwierzęta mają jeszcze pewien zapas tłuszczu.

Ruchliwość niedźwiedzi brunatnych zmienia się w cyklu rocznym i ma postać wykresu o wyraźnych dwóch szczytach (Jakubiec 2001). Pierwszy szczyt wiąże się z okresem godowym, a drugi z gromadzeniem rezerw energetycznych przed zimą. Badania amerykańskie wskazują, że po opuszczeniu gawr niedźwiedzie brunatne dłuższy czas przebywają niedaleko od miejsc zimowania (Haraldson i in. 2002). Samce do początków maja przebywają w promieniu 5–10 km, samice z młodymi nie oddalają się ponad 5 km od gawr, natomiast pozostałe samice odchodzą nieco dalej, nie przekraczając jednak odległości 10 km. Długość okresu przebywania w rejonie gawry zależy też od wysokości n.p.m., na jakiej jest położona. Im niżej jest zlokalizowana gawra, tym dłużej zwierzęta przebywają w jej okolicy. W pierwszej połowie maja układ ten ulega radykalnej zmianie i wszystkie kategorie zwierząt odchodzą z rejonów gawrowania. Powyższe stwierdzenia znajdują pewne potwierdzenie w danych radiotelemetrycznych z polskiej części Karpat. Okres godowy (maj–czerwiec) cechuje duża ruchliwość niedźwiedzi. Samce w tym czasie penetrują teren odpowiadający ich rocznym arealom. Istnieją dwie, pozornie sprzeczne informacje o ruchliwości samców w okresie godowym. Pažetnov (1990) pisze o zajmowaniu niewielkich, intensywnie znakowanych terytoriów, natomiast Swenson i inni (1994) prezentują olbrzymie penetrowane tereny. Wyniki z Bieszczad wskazują, że samiec, któremu założono obrozę 24 kwietnia 2008 r., w maju i czerwcu odbył daleką wędrówkę, jednak co pewien czas zatrzymywał się w wybranym miejscu, przebywał tam kilka dni, intensywnie penetrując niewielką przestrzeń. Prawdopodobnie Pažetnov, nie mając danych radiotelemetrycznych, obserwował w tajdze tylko miejsca okresowych postojów samców. W okresie letnim obserwowana jest krótka przerwa w wędrówkach zwierząt, ale w czasie intensywnego letnio-jesiennego opasu mają miejsce migracje na atrakcyjne żerowiska. Przed udaniem się na spoczynek niedźwiedzie brunatne przechodzą w rejony gawrowania (w Karpatach są to często najwyższe partie pasm górskich) i pozostają na stosunkowo niewielkim obszarze.

Niedźwiedź brunatny jest gatunkiem wszystkożernym, o oportunistycznym sposobie zdobywania pokarmu. W zachodniej części Karpat, pokarm niedźwiedzia jest bardzo urozmaicony (Jakubiec 2001). Jego skład wykazuje zmiany sezonowe. W okresie wiosennym przeważają składniki zwierzęce – zwłaszcza padlina, potem, w miarę rozwoju roślinności, pojawiają się komponenty roślinne, a na końcu owoce. Okresem krytycznym dla niedźwiedzia są miesiące lipiec–wrzesień, kiedy zwierzę gromadzi niezbędne dla zimowania zapasy tłuszczu. Materiałem zapewniającym zgromadzenie tych zapasów są w naszych warunkach owoce leśne (maliny, czernicy, bruszniczy) oraz pokarmy wysokokaloryczne (np. owies, bukiew, leszczyna). Na obszarach występowania niedźwiedzia brunatnego, nawet w parkach narodowych, praktykowany jest zbiór owoców runa leśnego, niekiedy na skalę przemysłową. Powoduje to z jednej strony dużą konkurencję i ograniczenie zasobów pokarmowych, a z drugiej – przyczynia się do niepokojenia żerujących zwierząt i usuwania ich na gorsze żerowiska. Wszystko to powoduje, że zwierzęta napotykają na duże trudności w zgromadzeniu zapasów energetycznych.

5. Wymagania siedliskowe

Niedźwiedź brunatny zasiedla różne strefy klimatyczne i bardzo różne środowiska, od obszarów pustynnych, przez stepy, rozległe lasy liściaste, mieszane i iglaste, i to zarówno nizinne, jak i górskie, aż po rejony tundry. Podstawowe środowisko niedźwiedzia w Europie środkowej stanowią rozległe lasy nizinne i górskie o ograniczonej antropopresji. Po wytypowaniu niedźwiedzi brunatnych w części niżowej Europy izolowane populacje zasiedlają najbardziej niedostępne pasma górskie (w Polsce – Karpaty).

Niedźwiedź należy do gatunków o dużych wymaganiach co do przestrzeni życiowej. Wcześniejsze obserwacje i badania telemetryczne w Polsce wskazywały, że powierzchnia rocznych arealów osobniczych może wynosić od 23 do 500 km² (Jakubiec 1993), podobne wielkości arealów osobniczych podawano także z innych rejonów Europy (Huber, Roth 1993). Istnieją dane wskazujące na to, że kilkuletni areal migrującego osobnika w niektórych przypadkach może przekraczać nawet 1000 km² (Jakubiec, Spišek 1998). Użycie nowych typów obróż z odbiornikami GPS wskazuje, że penetrowany przez samice obszar przekracza 400 km², a przez samca – 1200 km² (Zięba 2007, dane własne). Wyniki badań w Skandynawii wskazują, że wielkość arealów zmieniała się wraz z gradientem zagęszczenia i dostępnością pokarmu (Dahle, Swenson 2003).

W obrębie wykorzystywanej przestrzeni niedźwiedzie wymagają odpowiednich terenów żerowiskowych i miejsc do gawrowania. Żerowiska niedźwiedzia powinny obfitować w leśne owoce jagodowe (np. borówka czernica, borówka brusznica, malina), a także wysokokaloryczne owoce buka (zwłaszcza w latach urodzaju nasion) czy leszczyny. W terenach żerowania niedźwiedzi należy bezwzględnie zaniechać komercyjnego zbioru jagód. Natomiast tam, gdzie nie są one przyzwyczajone do widoku ludzi, ważne jest zachowanie spokoju i ograniczenie penetracji ludzi w rejonie potencjalnych żerowisk w sierpniu i wrześniu, a więc czasie intensywnego gromadzenia rezerw energetycznych na okres zimowy.

W poprzednim rozdziale wspomniano, że niedźwiedź może wykorzystywać różne typy schronień, jako miejsca gawrowania. W warunkach karpaccich najwięcej takich miejsc (wykroty, wiatrowały, duże dziuple u podstawy drzew) może znaleźć w lasach o charakterze zbliżonym do naturalnego. W dwóch najważniejszych ostojach Bieszczadach i Tatrach niedźwiedzie wykorzystują najczęściej odmienne miejsca na założenie gawr. W pierwszym wypadku są to młodniki i wiatrowały i wiatrołomy, a w drugim jaskinie. W Bieszczadach pewne znaczenie mają też dziuple w złomach dużych jodeł (fot. 2). Ważne jest, aby w obrębie ostoi znajdowały się tereny trudno dostępne, niepenetrowane przez człowieka, gwarantujące niedźwiedziom spokój w okresie snu zimowego.

6. Rozmieszczenie gatunku w Polsce

W związku z wysokim zaludnieniem, wylesieniem znacznych obszarów, rozwojem sieci komunikacyjnej oraz tępieniem niedźwiedzi brunatnych w przeszłości, gatunek ten funkcjonuje jako metapopulacja zachodniokarpacka. Oznacza to, że trwale zasiedlone są tylko niektóre tereny Karpat Zachodnich, między którymi możliwa jest jednak wymiana osobników i zapewniony przepływ genów. W polskiej części Karpat wyróżniono 5 ostoi niedźwiedzia brunatnego: Beskid Żywiecki; Tatry; Beskid Sądecki, Gorce i Pieniny; Beskid Niski oraz Biesz-



Ryc. 1. Zasięg występowania niedźwiedzia brunatnego *Ursus arctos* w Polsce (wg raportu dla Komisji Europejskiej 2007) i stanowiska monitorowane w latach 2007–2008 w ramach zadania: *Monitoring gatunków i siedlisk przyrodniczych ze szczególnym uwzględnieniem specjalnych obszarów ochrony siedlisk Natura 2000 – faza pierwsza i faza druga* (zaznaczono środkowe współrzędne geograficzne badanych stanowisk).

czady (ryc. 1). Granice ostoi nie pokrywają się z granicami obszarów ochrony siedlisk sieci Natura 2000. Ostoje te charakteryzuje różna liczebność niedźwiedzi, różne warunki bytowania, w tym stopień antropopresji. Istniejące aktualnie połączenie poszczególnych ostoi korytarzami, biegnącymi przez terytorium Polski lub Słowacji, zapewnia możliwość przyływu genów. Dodatkowo, w latach 1982–1996 w różnych częściach Polski, niekiedy ponad 100 km od obszaru Karpat, stwierdzano obecność osobników migrujących (Jakubiec 2001).

II. METODYKA

1. Koncepcja monitoringu gatunku

Prowadzony od 1982 r. monitoring niedźwiedzia brunatnego w Polsce polega na corocznym gromadzeniu informacji o występowaniu, liczebności i rozrodzie niedźwiedzi w polskiej części Karpat. Dane te uzyskiwane są metodą ankietową od administracji Lasów Państwowych i karpaccich parków narodowych. Dodatkowo utworzona została baza danych, gdzie wprowadzane są poszczególne informacje dotyczące gawr i miejsc gawrowania, pokarmu i żerowania, zachowań, przypadków śmierci, wypadków agresji w stosunku do człowieka, migracji dalekodystansowych poza obszar ostoi itp. Istnieje również dokumen-

tacja dotycząca szkód wyrządzanych przez niedźwiedzie, przypadków agresji i synantropizacji. Dane na ten temat gromadzą również regionalne dyrekcje ochrony środowiska i dyrekcje parków narodowych. Monitoringiem niedźwiedzia brunatnego w Polsce kieruje Instytut Ochrony Przyrody PAN w Krakowie, gdzie są dokonywane analizy i opracowywane odpowiednie zalecenia.

Zebrane dane i przeprowadzone do tej pory badania (Jakubiec 2001, Jakubiec, Holly, Zięba 2006, Zysk-Gorczyńska, Jakubiec 2010) pozwoliły na wyznaczenie obszaru trwale zasiedlonego przez gatunek i zidentyfikowanie jego pięciu głównych ostoi w polskiej części Karpat, na udokumentowanie jego ekspansji terytorialnej, ustalenie dynamiki populacji i określenie wielkości rozrodu oraz niektórych warunków bytowania niedźwiedzi w poszczególnych ostojach. Wyniki tych badań stały się podstawą opracowania Programu Ochrony Niedźwiedzia *Ursus arctos* w Polsce (Jakubiec 2001a).

Opisana metodyka monitoringu gatunku opiera się na dotychczasowych doświadczeniach i organizacji, a więc na gromadzeniu informacji dotyczących występowania, liczebności, rozrodu i zimowaniu niedźwiedzi, a także przypadków agresji i synantropizacji oraz szkód wyrządzanych przez niedźwiedzie, przez administrację Lasów Państwowych (na poziomie nadleśnictw) oraz parków narodowych. Zapewnia to objęcie kontrolą całego obszaru występowania niedźwiedzi brunatnych w Polsce oraz znaczne ujednolicenie uzyskiwanych danych. Rekomenduje się przy tym zmianę dotychczasowego sposobu oceny liczebności i wielkości rozrodu gatunku, którego podstawą były obserwacje całoroczne. Obserwacje całoroczne w nieznanym stopniu umożliwiały wielokrotne rejestracje tych samych zwierząt. Wykorzystując wyniki badań z Ameryki Północnej (Haraldson in. 2002), przyjęto, że oceny liczebności oraz wielkości rozrodu należy oprzeć na obserwacjach niedźwiedzi w takim okresie, kiedy przebywają one na stosunkowo niewielkim terenie. I tak liczebność oceniana będzie na podstawie stwierdzeń w okresie od wyjścia z gawr do końca kwietnia, a rozród na podstawie stwierdzeń w okresie od wyjścia z gawr do końca lipca. Sposób prowadzenia tych obserwacji w zestandaryzowany sposób będzie jeszcze wymagał dopracowania w oparciu o doświadczenia najbliższych kilku lat.

Zaproponowany sposób oceny stanu siedlisk gatunku, czyli warunków jego bytowania w poszczególnych głównych ostojach lub/i obszarach Natura 2000 nie wymaga zbierania danych w ramach prac terenowych. Wybrane charakterystyki środowiska, takie jak: stopień zalesienia, fragmentacja, zaludnienie, gęstość sieci dróg, czy liczba miejsc hotelowych, określane są w oparciu o dostępną dokumentację.

2. Wskaźniki i ocena stanu ochrony gatunku

Monitoring prowadzony jest w oparciu o wskaźniki umożliwiające ocenę stanu populacji i stanu siedliska niedźwiedzia, a także inne informacje pozwalające określić rozmiar antropopresji oraz konfliktów niedźwiedź – człowiek (czcionką pogrubioną w tabelach 1, 3 i 5 oznaczono wskaźniki, które powinny być oceniane w każdej populacji).

Wskaźniki stanu populacji

Stan populacji oceniany jest w oparciu o trzy wskaźniki: liczebność, czyli liczbę wszystkich osobników w populacji, rozród, czyli liczbę samic prowadzących młode, oraz płodność,

czyli średnią liczbę młodych prowadzonych przez samice. Wskaźnik płodności jest oceną rozrodu w danym roku i umożliwia dokonywanie porównań tego parametru między ostojami i innymi częściami areалу gatunku. Dodatkowo w wieloletniej ocenie warunków życia niedźwiedzi w poszczególnych ostojach, można uwzględnić strukturę wiekową oraz przypadki śmierci osobników.

Tab. 1. Wskaźniki stanu populacji niedźwiedzia brunatnego

Wskaźnik	Miara	Sposób pomiaru/określenia
Populacja		
Liczebność	Osobnik	Liczba osobników wszystkich klas wiekowych w ostoju ustalana wg przyjętej metodyki
Rozród	Osobnik	Liczba samic prowadzących młode urodzone w czasie ostatniej zimy
Płodność	Średnia liczba młodych/ samicy	Ustalana na podstawie obserwacji całorocznych. W przypadku wielokrotnego obserwowania tej samej samicy jako podstawę przyjmuje się najwcześniej stwierdzoną liczbę potomstwa.

Inne informacje, które można dodatkowo wykorzystać w ocenie stanu populacji:

- **Struktura wiekowa populacji.** Udział (%) osobników dorosłych, młodocianych oraz młodych (1–3-letnich pozostających pod opieką matek) w populacji.
- **Ubytki zwierząt w populacji.** Liczba zwierząt padłych bądź wyeliminowanych w poszczególnych ostojach z informacją o przyczynach śmierci.
- **Stan zdrowotny populacji.** Określenie składu pasożytów wewnętrznych i stopnia inwazji (% prób dodatnich) oraz stopnia zapasożyceństwa włośnicą.

Tab. 2. Waloryzacja wskaźników stanu populacji niedźwiedzia brunatnego w ostoju

Wskaźnik/Ocena*	FV	U1	U2
Populacja			
Liczebność	>20 osobników	10–20 osobników	<10 osobników
Rozród	>4 samice	2-3 samic	Brak lub sporadyczny
Płodność	≥2,0	1,51–1,99	≤1,50

*FV – stan właściwy, U1 – stan niezadowolający, U2 – stan zły

Wskaźniki kardynalne

- liczebność

Ocena stanu populacji

Liczebność, rozród i płodność nie są traktowane równoważnie. Podstawowe znaczenie dla oceny stanu populacji ma liczebność niedźwiedzi (wskaźnik kardynalny). Rozród jest już mniej istotny, bo przy niskiej liczebności liczba samic z młodymi może ulegać znacznym wahaniom. Płodność, jako pochodna rozrodu, ma znaczenie dodatkowe. Dlatego, jeżeli

liczebność oceniana jest na FV lub U1, a rozród na U1 lub U2, ocena stanu populacji opiera się na ocenie liczebności. Jeżeli liczebność oceniana jest na U2, to przyjmuje się to jako ocenę końcową, niezależnie od ocen rozrodu i płodności.

Wskaźniki stanu siedliska

Wyboru wskaźników stanu siedliska niedźwiedzi dokonano, kierując się ich potrzebami życiowymi oraz wpływem oddziaływań antropogenicznych na środowisko ich życia. Są to następujące wskaźniki: zalesienie, fragmentacja siedlisk, sieć drogowa, zaludnienie i turystyka.

Tab. 3. Wskaźniki stanu siedlisk niedźwiedzia brunatnego

Wskaźnik	Miara	Sposób pomiaru/określenia
Siedlisko		
Zalesienie	%	Udział drzewostanów w ogólnej powierzchni ostoi określany na podstawie operatów urzędzeniowych lub map Corine Land Cover
Fragmentacja siedliska	Wskaźnik LD (landscape division)	Określa się prawdopodobieństwo, że dwa losowo wybrane miejsca w krajobrazie znajdą się w jednym płacie danego typu użytkowania terenu (Jeager 2000)
Sieć drogowa	Liczba km bieżących dróg/km ² ostoi	Określa się liczbę kilometrów dróg twardych różnych kategorii (autostrady, drogi główne, drogi drugorzędowe, drogi lokalne oraz inne) w przeliczeniu na km ² obszaru ostoi na podstawie danych z atlasów samochodowych
Zaludnienie	Liczba osobników/km ²	Wartość średnia zaludnienia wszystkich gmin wchodzących w obszar ostoi
Turystyka	Liczba miejsc hotelowych/km ²	Średnia liczba miejsc noclegowych dla wszystkich gmin wchodzących w obszar ostoi

Inne informacje, które można wykorzystać w ocenie stanu siedliska lub interpretacji stanu populacji:

- **Występowanie dogodnych miejsc rozrodu i schronienia.** Określa się liczbę i typy gawr użytkowanych na terenie ostoi oraz dostępność miejsc gawrowania (np. w Bieszczadach decyduje o tym obecność starych dziuplastych drzew lub powierzchnia młodników powyżej 800 m n.p.m.). Stan, gdy gawry są liczne (tj. gdy liczba znanych gawr w ostoi zapewnia możliwość zimowania ponad 33% szacowanej liczby zwierząt) i położone w miejscach zapewniających spokój jest uznany za właściwy (FV), gdy są mniej liczne i nie gwarantują w pełni spokoju – jako niezadowolający (U1), a gdy są nieliczne i położone w miejscach nie zapewniających spokoju – jako zły (U2).
- **Warunki klimatyczne.** Określa się średnią pokrywą śnieżną i liczbę dni z taką pokrywą w ciągu roku, co ma istotny wpływ na liczbę niedźwiedzi aktywnych w okresie zimowym. Notuje się także występowanie późnych przymrozków, które znacznie ograniczają urodzaj najważniejszych składników pokarmu niedźwiedzi (np. borówki czernicy), służących gromadzeniu przez zwierzęta rezerw tłuszczu na zimę. Brak śniegu oraz jego zaleganie poniżej 30 dni w sezonie zimowym odpowiada ocenie stan zły (U2), podobnie na ocenę wpływa wystąpienie późnych przymrozków. Zimy z przeciętną pokrywą śniegu ok. 60 dni

odpowiadają kategorii – stan niezadowolający (U1), natomiast zaleganie śniegu ponad 60 dni odpowiadają kategorii stan właściwy (FV).

- **Warunki pokarmowe.** Należy określać zasoby i urodzaj podstawowych składników pokarmu, umożliwiających gromadzenie rezerw energetycznych (borówki, maliny, owoce z opuszczonych sadow), co ma istotną rolę przy ocenie płodności. Niska płodność może bowiem wynikać z demografii populacji lub z małej dostępności pokarmu. Metodyka oceny warunków pokarmowych zostanie dopiero opracowana w ramach grantu „Stworzenie modelu jakości siedlisk niedźwiedzia w Bieszczadach i polskich Karpatach: konsekwencje dla ochrony gatunku, gospodarki leśnej i planowania przestrzennego” (N304 055 32/2374; nr umowy 2374/P01/2007/32). Rejestracja lat nasiennych buka. Obecność i wykorzystywanie karmisk zwierząt łownych itp.

Tab. 4. Waloryzacja wskaźników stanu siedliska niedźwiedzia brunatnego

Wskaźnik/Ocena*	FV	U1	U2
Zalesienie	>80%	70–80%	<70%
Fragmentacja siedliska (LD)	brak lub mała $\leq 0,5$	średnia $0,5 - 0,75$	duża $\geq 0,76$
Sieć drogowa	$<1 \text{ km}/1 \text{ km}^2$	$1-3 \text{ km}/1 \text{ km}^2$	$>3 \text{ km}/1 \text{ km}^2$
Zaludnienie gmin	$<30 \text{ osób}/\text{km}^2$	$31-70 \text{ osób}/\text{km}^2$	$>71 \text{ osób}/\text{km}^2$
Turystyka	$<10 \text{ miejsc hotelowych}/\text{km}^2$	$10-20 \text{ miejsc hotelowych}/\text{km}^2$	$>20 \text{ miejsc hotelowych}/\text{km}^2$

*FV – stan właściwy, U1 – stan niezadowolający, U2 – stan zły

Wskaźnik kardynalny

- zalesienie

Ocena stanu siedliska

Wskaźniki stanu siedliska określają ten stan zarówno bezpośrednio, poprzez efekty działalności człowieka (zalesienie, fragmentacja), jak i pośrednio, poprzez określenie stopnia aktywności człowieka (zaludnienie, sieć drogowa, turystyka). Wskaźniki te nie są traktowane równoważnie. Dla bytowania gatunku podstawowe znaczenie ma stopień zalesienia (wskaźnik kardynalny). Jeżeli tylko jeden z pozostałych wskaźników ma ocenę niższą od zalesienia, to nie ma to wpływu na ocenę ostateczną, która odpowiada ocenie zalesienia. Jeżeli 2 wskaźniki mają oceny niższe od oceny zalesienia to ocenę ostateczną obniża się o jeden stopień, jeżeli 3 lub 4 wskaźniki mają oceny niższe od oceny zalesienia to ocenę obniża się do kategorii U2. Jeśli jednak ocena zalesienia odpowiada FV, a pozostałe 3 wskaźniki oceniono na U1, ocena końcowa stanu siedliska jest U1.

Parametr dodatkowy: relacje niedźwiedź – człowiek

Występowanie niedźwiedzi brunatnych na obszarze zaludnionym wiąże się zawsze z pojawianiem się konfliktów niedźwiedź – człowiek. Konflikty te w istotny sposób wpływają na

nastawienie lokalnej społeczności do tego gatunku. Każdorazowa rejestracja zdarzeń konfliktowych pozwala na szybkie reagowanie oraz na łagodzenie nastawienia do tego gatunku. Wśród zdarzeń konfliktowych należy systematycznie rejestrować: szkody w dobytku, przypadki agresji oraz przypadki synantropizacji. Relacje niedźwiedź – człowiek należy traktować jako istotny, dodatkowy parametr przy ocenie stanu zachowania gatunku.

Tab. 5. Wskaźniki do monitoringu relacji niedźwiedź – człowiek

Wskaźnik	Miara	Sposób pomiaru/określenia
Relacje niedźwiedź – człowiek		
Szkody w gospodarstwach rolnych	Liczba szkód (odwiedzin) rocznie	Rejestracja rodzaju i rozmiaru szkody z opisem jej dokonania, np. liczba najść, pora doby oraz warunków, np. odległość od zabudowań, zabezpieczenie dobytku itp.
Przypadki agresji	Liczba przypadków rocznie	Rejestracja przypadków agresji z podziałem na odstraszanie i atak oraz opisem zachowania niedźwiedzia i człowieka.
Przypadki synantropizacji	Liczba przypadków rocznie	Rejestracja przypadków odwiedzania otoczenia budynków, z opisem zachowania zwierząt, istniejących atrakcyjnych, forsowania zabezpieczeń itp.

W ocenie relacji niedźwiedź – człowiek istotne jest zarówno zachowanie zwierzęcia, jak i człowieka, dlatego przy dokumentacji poszczególnych wskaźników ważne są pełne informacje, np. czym innym jest niesprowokowany atak zaskoczonych niedźwiedzia, a czym innym agresja wywołana niewłaściwym zachowaniem człowieka (por. rozdział 3. Opis badań monitoringowych).

Tab. 6. Waloryzacja wskaźników do monitoringu relacji niedźwiedź – człowiek

Wskaźnik/Ocena*	FV	U1	U2
Relacje niedźwiedź – człowiek			
Szkody	brak	<20	>20
Przypadki agresji	brak	<3	>3
Przypadki synantropizacji	brak	<2	>2

*FV – stan właściwy, U1 – stan niezadowalający, U2 – stan zły

Wskaźniki kardynalne

- przypadki synantropizacji

Ocena relacji niedźwiedź – człowiek

Podstawowe znaczenie dla oceny relacji niedźwiedź – człowiek ma synantropizacja (wskaźnik kardynalny). Tak więc liczba odwiedzin zsynantropizowanych zwierząt decy-

duże o ocenie końcowej. Jeżeli brak przypadków synantropizacji, to jako podstawę oceny przyjmuje się liczbę szkód. Przypadki agresji zdarzają się sporadycznie i w ocenie ogólnej ich obecność obniża ocenę parametru o jeden stopień.

Perspektywy zachowania

W ocenie perspektyw zachowania populacji należy brać pod uwagę istnienie aktualnych i przyszłych zagrożeń, wśród nich podstawowe znaczenie ma możliwość synantropizacji oraz rozwój terenów zurbanizowanych i związana z tym fragmentacja lasów w poszczególnych ostojach. Istotna jest możliwość utrzymania liczebności danej populacji, poziomu rozrodu i śmiertelności naturalnej, stanu siedlisk i stanu relacji niedźwiedź – człowiek. Dodatkowym aspektem przy ocenie perspektyw zachowania jest informacja o formie ochrony obszaru, np. istnienie parku narodowego. Gdy wszystkie oceny stanu populacji, siedliska i relacji niedźwiedź – człowiek są takie same (FV, U1 lub U2), to ocena perspektyw odpowiada tej kategorii. Jeżeli stan populacji oceniany jest jako FV, stan siedliska, i relacje niedźwiedź – człowiek oceniane są niżej, to perspektywy zachowania określamy jako U1. W sytuacji, gdy populacja i siedlisko oceniane są na U1 lub U2, to nawet przy dobrych stosunkach niedźwiedź – człowiek jako perspektywę zachowania przyjmuje się niższą ocenę stanu populacji lub siedliska. Jedynie w przypadkach, gdy ponad połowę analizowanego obszaru stanowi park narodowy wtedy określoną w ten sposób perspektywę zachowania podnosi się o jedną kategorię.

Ocena ogólna

W ocenie ogólnej bierze się pod uwagę oceny wszystkich czterech parametrów (stan populacji, stan siedliska, relacje niedźwiedź – człowiek i perspektywy), które należy traktować jako równocenne. Obowiązuje więc zasada, że ocena ogólna odpowiada najniższej ocenie któregokolwiek z rozpatrywanych parametrów.

3. Opis badań monitoringowych

Wybór powierzchni monitoringowych i ich sugerowana wielkość

Badania monitoringowe niedźwiedzia brunatnego powinny obejmować cały zasięg występowania gatunku w Polsce, czyli całość polskiej części Karpat. Jednak w poszczególnych częściach zasięgu warunki bytowania i obecność tego gatunku mają różny charakter, dlatego wydzielono pięć ości niedźwiedzia (Jakubiec 2001) w Polsce i te obszary zaleca się traktować jako stanowiska monitoringowe:

- **Bieszczady** (Bieszczadzki PN, Nadleśnictwa: Baligród, Brzegi Dolne, Cisna, Komańcza, Lesko, Lutowska i Stuposiany, Wetlina oraz gminy Baligród, Cisna, Czarna, Komańcza, Lutowska, Solina, Ustrzyki Dolne, Zagórz);
- **Beskid Niski** (Magurski PN, Nadleśnictwa: Dukla, Łosie i Rymanów oraz gminy Dukla, Komańcza, Krempna, Nowy Żmigród, Rymanów);
- **Beskid Sądecki i Gorce** (Gorczański PN, Pieniński PN, Nadleśnictwa: Krościenko, Nawojowa, Nowy Targ – obręb Nowy Targ, Piwniczna, Stary Sącz, LZD Krynica i Gorczańskiego PN oraz gminy Kamionka Wielka, Krynica, Łabowa, Łącko, Muszyna, Nawojowa, Ochotnica, Piwniczna, Stary Sącz, Szczawnica);

- **Tatry** (Tatrzański PN oraz gminy Kościelisko, Zakopane, Poronin, Bukowina Tatrzańska);
- **Beskid Żywiecki** (Babiogórski PN, Nadleśnictwa: Jeleśnia, Nowy Targ – obręb Zubrzyca, Sucha Beskidzka, Ujsoły, Węgierska Górka – obręb Żabnica oraz gminy Istebna, Jabłonka, Jeleśnia, Jordanów, Koszarawa, Milówka, Rajcza, Stryszawa, Ujsoły, Węgierska Górka, Zawoja).

Wyznaczone w Polsce w zasięgu występowania niedźwiedzia brunatnego, odpowiednio duże obszary Natura 2000, które mają znaczenie dla jego ochrony: PLH240006 Beskid Żywiecki – 35 276,06 ha, PLC120001 Tatry – 21 018,13 ha, PLH120001 Babia Góra, PLH120018 Ostoja Gorczańska, PLH120019 Ostoja Popradzka, PLH180001 Ostoja Magurska – 20084,5 ha, PLH180014 Ostoja Jaśliska – 29279,04 ha i PLC180001 Bieszczady – 111 519,5 ha, tylko częściowo pokrywają się z wydzielonymi pięcioma ostojami gatunku, proponowanymi jako krajowe stanowiska monitoringowe (są od nich z reguły mniejsze). Ponieważ prawo polskie wymaga monitoringu gatunków także na poziomie obszarów Natura 2000, proponuje się, aby wskaźniki stanu populacji, określane na poziomie 5 głównych ostoi niedźwiedzia były wykorzystywane dla oceny stanu populacji w obszarach Natura 2000, natomiast wskaźniki stanu siedliska gatunku mogą być określane osobno na poziomie ostoi (stanowisk) i obszarów Natura 2000. Można też przyjąć, że zmiany siedliska zachodzące w obszarach Natura 2000 dobrze ilustrują zmiany warunków bytowania niedźwiedzia w całych ostojach i oceniać stan siedlisk tylko na poziomie obszarów Natura 2000.

Sposób wykonywania badań

Obserwacja niedźwiedzi w terenie jest bardzo trudna ze względu na ich skryty tryb życia i rozległość arealów życiowych; nawet tropy, ślady żerowania lub gawry są z reguły wykrywane przypadkowo. Prowadzenie monitoringu niedźwiedzia brunatnego na tak dużym obszarze jak Karpaty wymaga zaangażowania znacznej liczby współpracowników. Najlepszymi informatorami są pracownicy parków narodowych i nadleśnictw. Dotychczasowa praktyka polegała na znalezieniu w każdym nadleśnictwie i parku narodowym osoby zainteresowanej niedźwiedziem i gromadzącej wszystkie informacje dotyczące tego gatunku. Ważnym czynnikiem, podnoszącym efektywność tych prac jest utrzymywanie stałego kontaktu koordynatora monitoringu z poszczególnymi osobami. Wyniki badań radiotelemetrycznych, zmiana warunków w poszczególnych ostojach wskazują, że opracowana kilkanaście lat temu instrukcja dotycząca sposobu zbierania danych, pomiarów niektórych śladów w terenie, danych zbieranych przy okazji szacowania szkód itp. powinna zostać zaktualizowana. W związku z tym planowane jest opracowanie i wydanie nowej instrukcji „Sposób dokumentacji występowania niedźwiedzia w terenie”, w której podane zostaną zasady oceny liczebności i rozrodu oraz metodyka zbierania danych.

Badanie wskaźników stanu populacji

Liczebność

Podstawowym zadaniem jest określenie liczby zwierząt w danej ostoi. Do tej pory liczebność ustalana była na podstawie danych o liczbie niedźwiedzi stwierdzanych w ciągu całego roku na terenie poszczególnych nadleśnictw, z wyróżnieniem kategorii osobników stałych i przechodnich (za osobniki osiadłe uznawano te, które w danym terenie przeby-

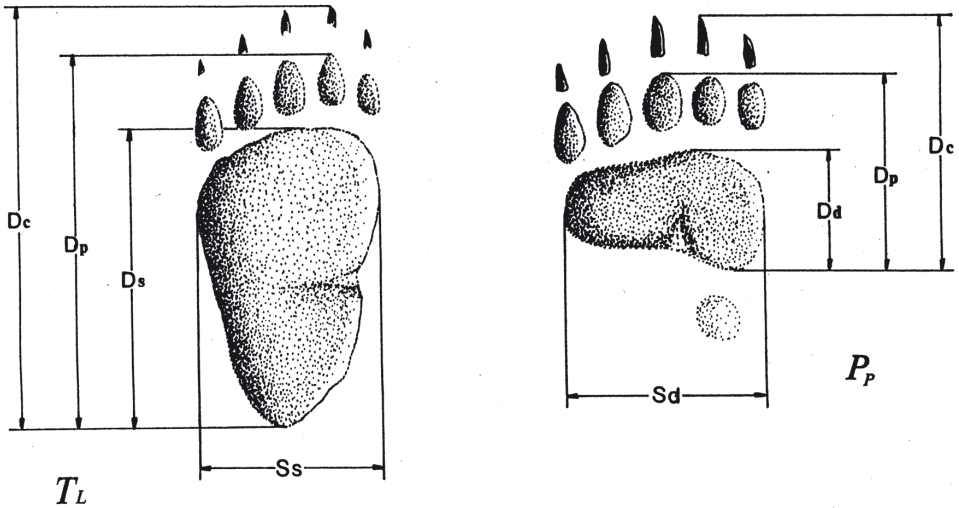
wały ponad 3 miesiące, ewentualnie gawrowały tam lub wychowywały potomstwo) oraz dorosłych, młodocianych i młodych, następnie korygowana w odniesieniu do całych ostoi w oparciu o wyniki badań radiotelemetrycznych. W związku z różnymi wielkościami obszaru penetrowanego przez samce i samice, osobniki osiadłe i migrujące oraz z odmienną aktywnością tych ostatnich w poszczególnych latach, dane z nadleśnictw odnoszono i korygowano w stosunku do całych pasm górskich (na podstawie wcześniejszych danych uznano, że wynikającą z ocen nadleśnictw liczbę osobników osiadłych w obrębie poszczególnych pasm górskich należy zmniejszać o 1/3, założono bowiem, że ten sam osobnik osiadły może być rejestrowany w 3–4 sąsiednich nadleśnictwach, natomiast przeliczenia liczby osobników przechodnich korygować w sposób uwzględniający pojawianie się osobników migrujących na duże odległości, a więc gdy ich udział stanowił do 20% osobników osiadłych, wykazaną liczbę zmniejszano o 1/3, a w przypadku ich większego udziału, zmniejszano o połowę. Badania radiotelemetryczne wykazało jednak, że ten sam osobnik może odwiedzać w ciągu roku 5–7 nadleśnictw, a w przypadku osobników migrujących może to być nawet 8–10 nadleśnictw. Wynika to z różnej wykrywalności osobników migrujących (por. Jakubiec 2001). Ponadto niepublikowane wyniki badań telemetrycznych z Tatr i Bieszczadów wskazują, że znaczna ruchliwość zwierząt w okresie godowym i żerowania w sezonie letnio-jesiennym może dodatkowo powodować zawyżanie szacunków liczebności opartych na całorocznych obserwacjach.

Tak więc dotychczasowe doświadczenia wskazują, że nie powinno się do oceny liczebności wykorzystywać obserwacji całorocznych a jedynie wiosenne. Stosunkowo długie przebywanie niedźwiedzi w rejonach zimowania, w przypadku samic w promieniu do 5 km, a samców w promieniu do 10 km, ułatwia ocenę liczebności w okresie wiosennym, ponieważ ogranicza możliwość wielokrotnego liczenia tego samego osobnika. W roku 2009 podjęto po raz pierwszy próbę oceny liczebności na podstawie stwierdzeń wiosennych. Należało zatem przyjąć, że za osobniki osiadłe uznaje się wszystkie niedźwiedzie stwierdzone w terenie do końca kwietnia.

Obserwacje wiosenne, polegające na rejestracji tropów, powinny być prowadzone we wszystkich rejonach potencjalnego gawrowania niedźwiedzi. Poza Tatrami są to obszary młodników i drzewostanów przy górnej granicy lasu oraz tereny, gdzie w poprzednich latach stwierdzono gawrowanie niedźwiedzi. Tereny takie powinny być kontrolowane raz na 10 dni, od połowy lutego do końca kwietnia, równocześnie należy rejestrować stwierdzenia we wszystkich pozostałych terenach nadleśnictw. Kontrola z rejestracją tropów powinna polegać na przejechaniu i/lub przejściu wybranych arbitralnie transektów wzdłuż dróg leśnych.

Kategorie wiekowe wyróżnia się na podstawie pomiarów tropów, szczególnie szerokości przedniej łapy (Sd) (ryc. 2). Osobniki dorosłe cechuje wymiar $Sd \geq 12$ cm. Chodzące samotnie osobniki młodociane mają wymiar tropów < 12 cm, natomiast osobniki młode (w pierwszym lub drugim roku życia) to również osobniki o wymiarach tropów < 12 cm, ale prowadzone przez samice.

Pomiary tropów są dokonywane w różnych warunkach (fot. 3). Na suchej lub wilgotnej ziemi lub na śniegu i za każdym razem dokładność jest inna. Dlatego przy pomiarach należy podawać np., czy pomiar długości dotyczył dłoni i palców (Dp), czy też mierzono długość razem z pazurami (Dc). W przeciwnym wypadku nie można będzie porównać pomierzonych tropów.



Ryc. 2. Ślady niedźwiedzia i ich pomiar. Łapy: TL – tylna lewa, Pp – przednia prawa. Dc – długość całkowita, Dp – długość z palcami, Ds – długość stopy, Dd – długość dłoni, Ss – szerokość stopy, Sd – szerokość dłoni.

Rozród

Wskaźnik „rozmród” należy określać na podstawie obserwacji w terenie samic prowadzących tegoroczne młode, przy czym za osiadłe uznaje się samice stwierdzone do końca lipca. Napotkanie samicy z młodymi jest z reguły niespodziewane, a obserwacje trudne. W trakcie spotkania należy ustalić: liczbę prowadzonych młodych oraz ich wiek (tegoroczne lub zeszłoroczne, ewentualnie grupa mieszana z tzw. piastunem). Wiek młodych określa się orientacyjnie na podstawie ich wielkości. Młode tegoroczne pod koniec lata osiągają masę kilku kilogramów (mniej niż 10, a więc mają rozmiary średniego, choć posiadającego inne proporcje ciała i owłosienie, psa), natomiast masa ciała młodych ubiegłorocznych



Fot 3. Tropy niedźwiedzia brunatnego (© Z. Jakubiec)

przekracza 10 kg, a pod koniec drugiego sezonu życia wynosi nawet 20–30 kg. Istotne jest podanie rejonu stwierdzenia, a w przypadku spotkań wielokrotnych – dat i miejsc wszystkich stwierdzeń. W przypadku pewności, że mamy do czynienia z tą samą samicą, a liczba prowadzonych młodych uległa zmniejszeniu, należy ten fakt także odnotować. Jeżeli informacje dotyczące dat i miejsc przebywania samic z sąsiednich nadleśnictw sugerują możliwość, że dotyczy to tego samego zwierzęcia, należy to uwzględnić przy ustalaniu liczby samic prowadzących młode w danym roku.

Inne informacje, które można dodatkowo wykorzystać w ocenie stanu populacji:

- **Struktura populacji.** Ustala się ją na podstawie pomiarów tropów, określając procentowy udział osobników dorosłych, młodocianych oraz młodych (1–3 letnich, pozostających pod opieką matek) w populacji. W stabilnej populacji udział osobników młodych i młodocianych (SD <12 cm) powinien być większy niż osobników dorosłych (>12 cm).
- **Ubytki zwierząt w populacji.** Należy zbierać dane o przypadkach śmierci zwierząt. Na podstawie analizy tych danych ustala się liczbę padłych bądź wyeliminowanych zwierząt w poszczególnych ostojach i przyczynę ich śmierci. Pozwoli to ocenić realne zagrożenia gatunku w ostojach. Każdy przypadek śmierci powinien mieć niezbędną dokumentację, w której opisuje się wiek i stan osobnika oraz ustaloną przyczynę śmierci. W miarę możliwości należy zebrać materiały do badań genetycznych, parazytologicznych itp. Do tej pory udokumentowano w Polsce kilkadziesiąt przypadków śmierci niedźwiedzi, zarówno osobników młodych i młodocianych, jak i dorosłych (Jakubiec 2001, Jakubiec, Holly, Zięba 2006). W pierwszej kategorii wiekowej dominują przyczyny naturalne nad antropogennymi, wśród przyczyn śmierci osobników dorosłych wyraźnie przeważają przyczyny antropogenne.
- **Stan zdrowotny.** Wskazane jest okresowe badanie odchodów niedźwiedzi – pobieranie prób parazytologicznych. Na tej podstawie określa się stopień zarażenia pasożytami wewnętrznymi. Należy również pobierać próby z przepony martwych zwierząt w celu badania na obecność włośnicy.

Badanie wskaźników stanu siedliska

Zalesienie

Dane dotyczące udziału powierzchni leśnej w powierzchni stanowiska/obszaru Natura 2000 uzyskuje się z operatów urzędniowych lub map Corine Land Cover (traktując łącznie wyróżnione kategorie pokrycia terenu odnoszące się do lasu).

Fragmentacja siedliska

Fragmentację siedliska można analizować na wiele sposobów. W przypadku niedźwiedzia proponuje się przyjąć wskaźnik LD (landscape division) (Jeager 2000). Określa on prawdopodobieństwo, że dwa losowo wybrane miejsca w krajobrazie znajdują się w jednym płacie danego typu użytkowania terenu. Wylicza się go w oparciu o analizy map Corine Land Cover.

Sieć drogowa

Oceny stanu sieci dróg w poszczególnych ostojach dokonuje się na podstawie aktualnych atlasów samochodowych. Do pracy należy użyć atlasów w dużej skali (najlepiej 1:100 000).

Na poszczególnych arkuszach są zaznaczone drogi, miejscowości i kompleksy leśne, a także parki narodowe. Pozwala to na dobre wyznaczenie granic ostoi i zsumowanie długości poszczególnych rodzajów dróg.

Zaludnienie i turystyka

Przy określaniu zaludnienia i liczby miejsc noclegowych wykorzystuje się podstawowe dane GUS zawarte w Banku Danych Regionalnych, gdzie podane są wartości dla poszczególnych gmin. Dane GUS dla wszystkich gmin wchodzących w skład ostoi sumuje się i przelicza na jednostkę powierzchni.

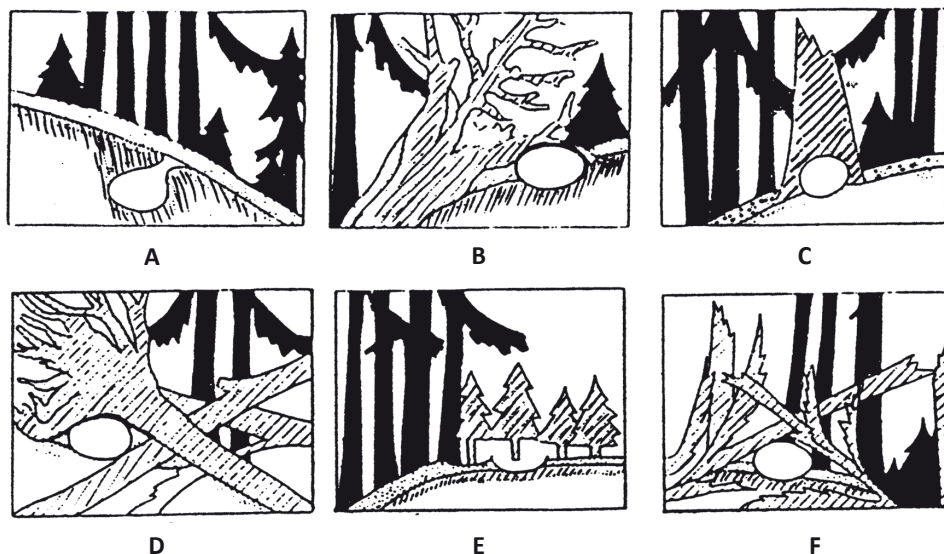
Inne informacje, które mogą być wykorzystane dodatkowo w ocenie stanu siedliska i interpretacji stanu populacji:

- **Występowanie dogodnych miejsc rozrodu i schronienia.** Jest to ocena subiektywna i wymaga dokonania lokalizacji gawr i prowadzenia obserwacji niedźwiedzi w okresie wiosennym. W ramach projektu WWF Polska „Ochrona gatunkowa rysia, wilka i niedźwiedzia” dokonano w latach 2007–2009 oceny bezpieczeństwa gawrujących zwierząt i obecnie przygotowywana jest instrukcja ustalająca zasady wyznaczania rejonów gawrowania niedźwiedzi i zapewnienia spokoju w okresie zimowym. W wielu wypadkach pomocne jest doświadczenie i obserwacje z ubiegłych lat. Gawry najłatwiej lokalizuje się po znalezieniu pierwszych wiosennych tropów i prowadzeniu tropienia „w piętę”, czyli w kierunku przeciwnym do poruszania się zwierzęcia. Jeżeli dojście do gawry jest niemożliwe, określa się, na podstawie wcześniejszych doświadczeń i znajomości typów wykorzystywanych gawr (młodniki, jaskinie itp.), prawdopodobny rejon gawrowania (por. Ryc. 3). Wyznaczenie rejonów gawrowania pozwoli na zabezpieczenie spokoju w okresie zimowym. Obserwacja samic prowadzących młode pozwoli z kolei na wyznaczenie szczególnie cennych rejonów w obrębie ostoi i objęcie ich nadzorem i ochroną.
- **Warunki klimatyczne.** Dane o warunkach klimatycznych (grubość i długość zalegania pokrywy śnieżnej, występowanie wiosennych przymrozków) należy uzyskiwać ze stacji PIHM, położonych w centrum ostoi lub w bezpośrednim jej sąsiedztwie. Ocena warunków zimowania powinna być dokonywana corocznie, natomiast wpływ wiosennych przymrozków na owocowanie borówki czernicy może być analizowany w większych przedziałach czasowych, np. co 6 lat.

Badanie relacji niedźwiedź – człowiek

Szkody

Jako szkodę przyjmuje się jedno najście/odwiedziny na dobytek człowieka, niezależnie od rozmiaru wyrządzonych strat. Każdorazowo należy opisać również rozmiar szkody, a w przypadku wielokrotnych najść dopiero na końcu protokołu dokonać podsumowania. Szkody w ogromnej większości przypadków dotyczą pasiek, w mniejszym stopniu owiec i bydła. Jednak jest to sytuacja dynamiczna, bo w ostatnich latach doszło do znacznego obniżenia pogłowia owiec i zaniechano półwolnego wypasu bukatów w Bieszczadach. Wyrządzone szkody podlegają rekompensacie i w tym celu zbierana jest odpowiednia



Ryc. 3. Różne typy gawr niedźwiedzia brunatnego (za Slobodan, Guculjak 1976) A – gawra ziemna, B – gawra półziemna pod wykołem, C – gawra powierzchniowa w dziupli, D – gawra powierzchniowa w wiatrowale, E – gawra powierzchniowa w młodniku, F – gawra powierzchniowa w wiatrolomie.

dokumentacja. Często szkody występują lokalnie, w dużym nasileniu, co związane jest najczęściej z aktywnością jednego osobnika, który „odkrył” dobre źródło pokarmu. W protokołach dotyczących szkód ważne jest ustalenie liczby odwiedzin i każdorazowo wyrządzonych szkód, zasad ochrony dobytku, np. w przypadku pasiek powinny być zawarte informacje o wszystkich najściach, o sposobie zabezpieczenia pasieki, jej usytuowaniu i odległości od zabudowań itp. Analiza takich danych z większego obszaru pozwoli na odtworzenie aktywności niedźwiedzia i wypracowanie optymalnych metod postępowania.

Przypadki agresji

Do tej pory odnotowano tylko w Bieszczadach. Należy odróżnić dwa podstawowe typy postępowania zwierząt: odstraszenie i atak. Pierwsze zachowanie, aczkolwiek dla ludzi bardzo drastyczne, nie prowadzi do poturbowania i okaleczeń. Atak jest zachowaniem obronnym, kiedy zwierzę uznaje, że jego zagrożenie nie pozwala na ucieczkę. Trzeba stwierdzić, że szereg przypadków agresji jest spowodowane przez ludzi lekceważących podstawowe zasady postępowania przy spotkaniu z niedźwiedziem, jednak wypadki atakowania ludzi są często wynikiem zaskoczenia zwierzęcia bez intencji ze strony człowieka. W protokołach opisujących przypadki agresji ważne jest, aby dokładnie opisać zaistniałą sytuację, zachowanie zwierzęcia, zachowanie człowieka oraz skutki całego incydentu.

Synantropizacja

Jest poważnym zagrożeniem dla utrzymania niedźwiedzi w obszarach zamieszkałych przez człowieka. W lokalnej populacji zawsze będą pojawiać się osobniki dokonujące pewnych „odkryć”, czyli możliwości zdobycia pokarmu w otoczeniu siedzib ludzkich,

a zdobyte doświadczenia są szybko przekazywane innym osobnikom. Istotną rolę w tym procesie odgrywają samice prowadzące młode. Wszystkie przypadki zachowań mających cechy synantropizacji muszą być rejestrowane, analizowane i być podstawą dalszych szybkich działań. Regułą jest, że im szybsze są działania odstraszające, tym są skuteczniejsze. Proces synantropizacji posiada jednak pewne etapy, zależne od czynników lokalnych oraz od cech osobniczych zwierzęcia. I tak można wyróżnić:

- odwiedzanie nocą otoczenia zabudowań przez zwierzęta wykazujące jeszcze pewną płochliwość (osobniki płochliwe),
- pojawianie się w otoczeniu zabudowań w czasie dnia, ale unikanie ludzi (osobniki ośmielone),
- aktywne zbliżanie się do ludzi (osobniki zdemoralizowane).

Pojawianie się przy zabudowaniach bądź w innych miejscach przebywania ludzi w ciągu dnia dowodzi, że zwierzę zatraciło swój naturalny strach i aktywnie poszukuje pożywienia w pobliżu człowieka.

Termin i częstotliwość badań

Stan liczebności niedźwiedzi i poziom rozrodu powinny być określane w każdej ostoi co roku: obserwacje pozwalające na określenie stanu populacji powinny być wykonywane w okresie od obudzenia się niedźwiedzi ze snu zimowego do końca kwietnia, a obserwacje pozwalające na określenie rozrodu do końca lipca. Na bieżąco powinny być gromadzone dane o pojawieniu się osobników zsynantropizowanych, przypadkach śmierci zwierząt, zachowań agresywnych oraz wyrządzonych szkodach. Pozwoli to również odpowiednio wcześniej reagować na wydarzenia i niwelować ewentualne konflikty. Natomiast ocena małego zmiennego siedliska niedźwiedzia, może być dokonywana raz na 6 lat (żeby dostosować się do rytmu sprawozdawczości ze stanu zachowania gatunku do Komisji Europejskiej). Ocena stanu siedliska opiera się na pracach kameralnych, więc termin ich wykonania jest obojętny.

Sprzęt i materiały do badań

Monitoring niedźwiedzia brunatnego opiera się na stałej współpracy z administracją Lasów Państwowych. Obserwacje terenowe nie wymagają specjalistycznego sprzętu. Do gromadzenia danych niezbędny jest sprzęt komputerowy, a do analiz siedliskowych aktualne mapy Corine Land Cover lub operaty urzędzeniowe w wersji elektronicznej. Dla lokalizacji gawr – GPS i dokładna mapa topograficzna (np. 1:10 000).

Na kolejnej stronie zamieszczono wzór stosowanego do tej pory formularza informacyjnego wysyłanego rokrocznie w marcu do wszystkich karpackich nadleśnictw i parków narodowych, w której obserwatorzy notują wszystkie wyniki obserwacji dotyczących stwierdzenia niedźwiedzi, a więc miejsca przejść z pomiarem tropów, rejony przebywania samic z młodymi, miejsca żerowania, gawrowania itp. i przekazują koordynatorowi monitoringu.

W związku z planowaną zmianą metody oceny liczebności niedźwiedzi w najbliższym czasie zostanie opracowany nowy wzór formularza, a podany niżej zostanie po raz ostatni użyty w 2010 r.

INFORMACJE O WYSTĘPOWANIU NIEDŹWIEDZIA W POLSKIEJ CZĘŚCI KARPAT W ROKU 2006

1. ✓ Czy na terenie Nadleśnictwa Parku Narodowego stwierdzono **w roku 2006** obecność niedźwiedzia: **Tak, Nie**
2. Jeżeli „tak”, to proszę podać:
 - a) Jaka była oszacowana całkowita liczba niedźwiedzi,
w tym: osobniki osiadłe i osobniki przechodnie
(Za osobniki osiadłe należy uznać przebywające w tym samym rejonie ponad 3 miesiące, samice z młodymi lub gawrujące)
 - b) O ile jest znana, proszę podać liczbę:
 - osobników dorosłych (wraz z samicami prowadzącymi młode)
 - samotnie chodzących osobników młodocianych (2–4-letnich)
 - matek z młodymi (wg wzoru: 1+2; 1+3 = 2+5)
3. Proszę wymienić rejonny najczęstsze przebywania niedźwiedzi, a więc nry oddziałów, uroczyska, leśnictwa lub nazwy topograficzne:
.....
.....
4. Proszę podać miejsca i daty obserwacji matek z młodymi:
.....
.....
5. Jeżeli w roku 2006 znaleziono gawrę „G” (używana zimą) lub barłóg „B” (używany latem) to proszę podać nr oddz. i leśnictwo oraz krótki opis (sposób wykonania i otoczenie):
.....
.....
6. ✓ Czy znaleziono drzewa znakowane przez niedźwiedzie: **Tak, Nie**
Jeżeli „tak” to proszę podać gatunek, nr oddz. oraz szacunkową liczbę sztuk:
.....
.....
7. ✓ Czy stwierdzono osobniki aktywne w okresie zimowym: **Tak, Nie**
Jeżeli „tak”, to proszę podać (zakreślając) przybliżoną datę:
Styczeń 2001: 1–10; 11–20; 21–31; Luty 2001: 1–10; 11–20; 21–28
8. ✓ Czy w 2006 r. stwierdzono szkody niedźwiedzie: **Tak, Nie**
Jeżeli „tak”, to proszę podać na odwrocie wykaz (data, miejsce i rodzaj szkody).
9. ✓ Czy w 2006 r. stwierdzono obecność osobników zsynantropizowanych: **Tak, Nie**
(Cechą takich osobników jest zanik strachu przed człowiekiem i częste zbliżanie się do ludzi, osad, śmietników – nie mylić z wyjątkowymi nocnymi wizytami.)

Data pieczętka i podpis

✓ – niepotrzebne skreślić

STACJA DOLNOŚLĄSKA IOP PAN
ul. Podwale 75, 50-449 WROCŁAW

4. Przykład wypełnionej karty obserwacji gatunku dla stanowiska

Karta obserwacji gatunku dla stanowiska	
Kod gatunku	Kod gatunku wg Dyrektywy Siedliskowej *1354
Nazwa gatunku	Nazwa polska, łacińska, autor wg aktualnie obowiązującej nomenklatury Niedźwiedź brunatny <i>Ursus arctos</i> (Linnaeus, 1758)
Kod obszaru	Wypełnia instytucja koordynująca
Nazwa obszaru	Nazwa obszaru monitorowanego Tatry
Kod stanowiska	Wypełnia instytucja koordynująca
Nazwa stanowiska	Tatry
Obszary chronione, na których występuje gatunek w tym obszarze	Natura 2000, rezerваты przyrody, parki narodowe i krajobrazowe, użytki ekologiczne, stanowiska dokumentacyjne, itd. Cały obszar (210,18 km ²) stanowi zarazem ostoję Natura 2000 oraz Tatrzański Park Narodowy i cały zasiedlony jest przez niedźwiedzie
Współrzędne geograficzne	Podać współrzędne geograficzne (GPS) stanowiska 19° 55' 0" E, 49° 11' 0" N
Wysokość n.p.m.	Wysokości n.p.m. stanowiska lub zakres od... do... 950 m n.p.m. – 2499 m n.p.m.
Ogólna charakterystyka obszaru	Ogólna charakterystyka obszaru, powierzchnia kompleksu leśnego, dominujące typy siedlisk. Jeśli jest to obszar Natura 2000 – opis bezpośrednio z bazy danych. Tatry, położone w centralnej części Karpat Zachodnich, stanowią najwyższy łańcuch górski w łuku Karpat. Obszar obejmuje polską, północną część Tatr, z najwyższym szczytem Rysy 2499 m n.p.m. Ze względu na budowę geologiczną, Tatry dzielą się na dwie części: Tatry Wysokie zbudowane ze skał krystalicznych i metamorficznych oraz Tatry Zachodnie, zbudowane ze skał osadowych – wapiennych. Lodowce, które zanikły ok. 10 000 lat temu, pozostawiły po sobie widoczne ślady w postaci różnych form geomorfologicznych, charakterystycznych dla rzeźby postglacjalnej. Tatry odznaczają się zróżnicowaną hydrologią. Występują tu liczne źródła, potoki, wodospady i ponad 30 jezior oraz obfite wody podziemne. Na terenie ostoji znajduje się około 600 jaskiń; chodniki najdłuższej z nich liczą ponad 17 km. W Tatrach wyróżnia się 5 pięter klimatyczno-roślinnych: piętro niższych położeń górskich (regiel dolny: lasy bukowe i bukowo-świerkowe), piętro wyższych położeń górskich (regiel górny: bór świerkowy), piętro subalpejskie (zarośla kosodrzewiny), piętro alpejskie (hale), piętro turniowe (uboga roślinność naskalna). Dodatkowym czynnikiem powodującym silne zróżnicowanie szaty roślinnej tego terenu jest podłoże geologiczne. Lasy zajmują 71% powierzchni obszaru, zdecydowanie panuje tu bór świerkowy. Dominujące typy roślinności: 9410: Górskie bory świerkowe (<i>Piceion abietis</i> część – zbiorowiska górskie) – 24,3%; 6150: Wysokogórskie murawy acidofilne (<i>Juncion trifidi</i>) i bezwapienne wyleżyska śnieżne (<i>Salicion herbaceae</i>) – 12,8%; 4070: Zarośla kosodrzewiny (<i>Pinetum mugo</i>) 10,4%; 6170: Nawapienne murawy wysokogórskie (<i>Seslerion tatrae</i>) i wyleżyska śnieżne (<i>Arabidion coeruleae</i>) – 7,01%; 9130: Żyzne buczyny (<i>Dentario glandulosae</i> -Fagenion, <i>Galio odorati</i> -Fagenion) – 5,8%; 9110: Kwaśne buczyny (<i>Luzulo</i> -Fagenion) – 5,7%; 9190: Pomorski kwaśny las brzozowo-dębowy (<i>Betulo-Quercetum</i>) – 5,7%; 8230: Pionierskie murawy na skałach krzemianowych (<i>Arabidopsidion thalianae</i>) – 5,2%.

Charakterystyka siedlisk gatunku w obszarze	<i>Syntetyczna informacja o rodzaju użytkowanych przez gatunek siedlisk</i> Ze względu na duże arealy osobnicze i eurytopowość niedźwiedzia brunatnego gatunek ten wykorzystuje wiele siedlisk. Dla niedźwiedzi w okresie gromadzenia rezerw tłuszczowych szczególne znaczenie mają borówczyńska w reglu górnym i na halach. Do gawrowania bardzo często wykorzystywane są jaskinie i nisze skalne.
Informacja o gatunku w obszarze	<i>Syntetyczne informacje o występowaniu gatunku na stanowisku, dotychczasowe badania i inne istotne fakty. Wyniki monitoringu z lat poprzednich</i> Na terenie Tatr prowadzony jest ciągły monitoring niedźwiedzia brunatnego. Gatunek stwierdzany jest rokrocznie, dotyczy to osobników samotnych, samiec z młodymi oraz osobników gawrujących. Gawry są zlokalizowane w terenach niedostępnych dla turystów, co zabezpiecza spokój zimujących zwierząt. W latach 2000–2006 obserwowano 11–13 osobników (min. 9, max 16). W 2005 r. stwierdzono 14 osobników w tym 10 osobników osiadłych oraz 4 przechodnie. Wśród osobników zaobserwowanych w 2005 r. były 3 samice prowadzące łącznie 9 młodych. W arealach niedźwiedzi, oprócz siedlisk leśnych, znajdują się również schroniska turystyczne oraz inne zabudowania, natomiast ogromny ruch turystyczny powoduje synantropizację niektórych osobników.
Ostatnia weryfikacja w terenie	<i>Data ostatniej potwierdzonej obserwacji gatunku na stanowisku</i> Monitoring ciągły. W 2007 r. liczebność oceniano na 15–20 osobników, w tym 12–15 osobniki osiadłe i 0–5 osobniki przechodnie.
Obserwator	<i>Imię i nazwisko eksperta lokalnego odpowiedzialnego za ten obszar</i> Administracja Tatrzańskiego Parku Narodowego.
Daty obserwacji	<i>Daty wszystkich obserwacji</i> 30.03.2007 – 30.11.2007
Data wypełnienia	<i>Data wypełnienia formularza przez eksperta</i> 24.09.2008
Data wpisania	<i>Data wpisania do bazy danych – wypełnia instytucja koordynująca</i>
Data zatwierdzenia	<i>Data zatwierdzenia przez osobę upoważnioną – wypełnia instytucja koordynująca</i>

Stan ochrony gatunku na stanowisku			
Wskaźniki	Opis	Ocena	
Populacja			
Liczebność	Liczba osobników wszystkich klas wiekowych w ostoi W 2007 r. 15–20 osobników	FV	FV
Rozród	Liczba samic prowadzących młode urodzone w czasie ostatniej zimy W 2007 r. stwierdzona 1 ♀ i 2 młode (wyjątkowo mało)	U2	
Płodność	Średnia liczba młodych/ samicę 2,0 młode na samicę	U2	
Siedlisko			
Zalesienie	Udział drzewostanów w ogólnej powierzchni ostoi w 2007 r. wynosiło 61,43%	U2	U2
Fragmentacja siedliska	Wskaźnik LD wskaźnik LD w 2007 r. wynosił 0,6226	U1	
Sieć drogowa	Liczba km bieżących dróg/km² ostoi Sieć drogowa słabo rozwinięta 0,60 km/1 km² ostoi	U1	

Zaludnienie gmin	Liczba osób/km ² W 2006 r. wynosiło 133,8 osób/km ² (GUS)	U2	U2
Turystyka	Liczba miejsc noclegowych/km ² Liczba miejsc noclegowych w 2006 r. wynosiła 25,7/km ² (GUS)	U2	
Relacje niedźwiedź – człowiek			
Szkody	Liczba szkód (odwiedzin) Brak szkód w rejonie Tatr w 2007 r.	FV	U2
Przypadki agresji	Liczba przypadków Brak przypadków agresji w rejonie Tatr w 2007 r.	FV	
Przypadki synantropizacji	Liczba przypadków 4 „wizyty” w rejonie Palenicy Białczańskiej – Morskiego Oka w 2007 r.	U2	
Perspektywy zachowania	Ocena eksperta z uwzględnieniem aktualnego stanu populacji i stanu siedliska, obserwowanych negatywnych oddziaływań i zagrożeń (przede wszystkim możliwość synantropizacji i rozwoju terenów zurbanizowanych oraz związanej z tym fragmentacji lasów w ostojach) oraz stosowanej ochrony Ze względu na małą powierzchnię oraz znaczną antropopresję perspektywy są niezadowalające przetrwanie wymaga stałej realizacji programu ochrony.	U1	U1
Ocena ogólna	Wprowadzie aż dwa parametry (siedlisko i relacje niedźwiedź –człowiek zostały oceniona jako U2, jednak realizacji planu ochrony tego gatunku na terenie Tatrzańskiego Parku Narodowego pozwala podnieść ocenę ogólną o jedną kategorię.		U1

Lista najważniejszych aktualnych i przewidywanych oddziaływań (zagrożeń) na gatunek i jego siedlisko na badanym stanowisku (w tym aktualny sposób użytkowania, planowane inwestycje, planowane zmiany w zarządzaniu i użytkowaniu); kodowanie oddziaływań/zagrożeń zgodne z Załącznikiem E do Standardowego Formularza Danych dla obszarów Natura 2000; wpływ oddziaływania: „+” – pozytywny, „-” – negatywny, „0” – neutralny; intensywność oddziaływania: A – silna, B – umiarkowana, C – słaba

Aktualne oddziaływania				
Kod	Nazwa działalności	Intensywność	Wpływ	Syntetyczny opis
502	Drogi, szosy	B	–	Droga od Łysej Polany do Morskiego Oka przecina najważniejszy rejon występowania niedźwiedzi. Duży ruch samochodowy i pieszy niepokoi zwierzęta i jest przyczyną warunków sprzyjających synantropizacji.
608	Kempingi i schroniska	A	–	W schroniskach i na kampingach podstawowy problem stanowią śmieci i odpadki. W przypadku schronisk stosuje się zabezpieczenie pastuchami elektrycznymi (co nie usuwa roznoszeniu się zapachu), ale w przypadku obozowisk (Szałasiska i Rąbaniska) nawet takie zabezpieczenie nie jest możliwe.
620, 622	Turystyka	A	–	Na niedźwiedzie negatywnie wpływa zaśmiecanie szlaków turystycznych oraz niepokojenie żerujących zwierząt i konieczności okresowego zamykania szlaków, np. na Hali Kondratowej.

Zagrożenia (przyszłe, przewidywane oddziaływania)				
Kod	Nazwa	Intensywność	Wpływ	Syntetyczny opis
160	Gospodarka leśna	C	0	Gospodarka leśna w Tatrach prowadzona jest na ograniczonym obszarze i nie powinna wpływać na niedźwiedzie
230	Połowanie	C	–	Na niedźwiedzie poluje się na Słowacji i to może wpływać na stan populacji w naszej części Tatr
502	Drogi, szosy	C	–	Rozwój sieci dróg i nasilenie ruchu na obrzeżach TPN może mieć negatywny wpływ na stan populacji niedźwiedzi
530, 620, 622	Usprawniony dostęp do obszaru i turystyka	C	–	Dalszy wzrost liczby turystów w Tatrach będzie miał negatywny wpływ na niedźwiedzie
608	Kempingi	B	–	Rozwój ruchu turystycznego i istniejąca sieć schronisk oraz dalsze utrzymywanie obozowisk tatarniczych będzie oddziaływało negatywnie na niedźwiedzie w Tatrach

Inne informacje	
Inne wartości przyrodnicze	<i>Inne obserwowane gatunki zwierząt i roślin z załączników Dyrektywy Siedliskowej i Ptasiej: gatunki zagrożone (Czerwona księga) i inne rzadkie/gatunki chronione; inne wyjątkowe walory obszaru</i>
Gatunki obce i inwazyjne	<i>Obserwowane gatunki obce i inwazyjne i ewentualnie ich liczba</i> Nie obserwowano
Zarządzanie terenem	Tatrzański Park Narodowy
Istniejące plany i programy ochrony/zarządzania/zagospodarowania	<i>Wszelkie dokumenty, które mogą mieć znaczenie dla ochrony gatunku i jego siedlisk w tym obszarze</i> Istnieje Program ochrony niedźwiedzia w polskiej części Karpat (Jakubiec 2001), który na obszarze Tatr jest konsekwentnie realizowany.
Inne uwagi	<i>Wszelkie informacje pomocne przy interpretacji wyników, np. anomalie pogodowe</i> Populację tatrzańską niedźwiedzia należy analizować jako całość, zasiedlającą polską i słowacką część Tatr. Liczy ona 50–60 osobników, co spełnia wymogi populacji minimalnej (MVP) (Shaffer 1983). Jest to jedyna część zachodniokarpackiej populacji niedźwiedzia, która przetrwała eksterminację na przełomie XIX i XX w.
Dokumentacja fotograficzna	PLC12001_Ursus Arctos_Tatry_Foto1.jpg/F.Zięba PLC12001_Ursus Arctos_Tatry_Foto2.jpg/F.Zięba

5. Gatunki o podobnych wymaganiach ekologicznych, dla których można zaadaptować opracowaną metodykę

W Polsce brak takich gatunków.

6. Ochrona gatunku

Obecna sytuacja niedźwiedzia brunatnego w Polsce jest niejednoznaczna. Wprowadzona w 1952 r. ochrona prawna gatunku przyniosła pozytywne skutki. Niedźwiedź zwiększył swoją liczebność i zasiedlił niemal cały łuk polskiej części Karpat. Jednak gwałtowny rozwój terenów zabudowanych, infrastruktury, presja na zagospodarowanie coraz większych obszarów w ostojach gatunku oraz wzrost ruchu turystycznego są podstawą określenia perspektyw zachowania tego gatunku jako niepewne. Zasiedlone zostały niemal wszystkie dostępne dla tego gatunku tereny w naszym kraju i pojawiło się zjawisko synantropizacji, aczkolwiek dotychczasowe rozwiązywanie konfliktów niedźwiedź – człowiek można uznać za dobre. Podstawowym problemem w ochronie gatunku jest opracowanie dalszego programu działań dla trwałego zabezpieczenia bytu niedźwiedzia w Polsce. Poważnym zadaniem jest np. wypracowanie dalszych zasad postępowania na terenach przez niego zasiedlonych (zagospodarowanie przestrzenne, gospodarka leśna, edukacja lokalnej społeczności itp.), wyznaczenie maksymalnej pojemności siedlisk, podjęcie rzeczywistej współpracy ze stroną słowacką oraz wspólne opracowanie programu ochrony niedźwiedzia. Stworzony w 2001 r. program dla polskiej części Karpat postuluje (1) utrzymanie ochrony gatunkowej, (2) czynną ochronę siedlisk i zabezpieczenie odpowiednio dużych powierzchni jego ostoi oraz (3) minimalizację antropopresji i konfliktów niedźwiedź – człowiek. Podstawowym działaniem, zapewniającym sukces realizacji programu jest monitoring. Należy podkreślić, że niedźwiedź brunatny powinien być wykorzystany jako gatunek tarczowy (target species): wdrożony program jego ochrony zapewni utrzymanie walorów przyrodniczych na stosunkowo dużych obszarach i będzie korzystny dla wielu innych gatunków.

Do realizacji programu ochrony niedźwiedzia niezbędne będą dalsze badania radiotelemetryczne. Do tego celu potrzebny będzie specjalistyczny sprzęt (pułapki do odłowu, środki farmakologiczne do immobilizacji, obroże z nadajnikami, odbiorniki itp.) oraz środki transportu.

Poważnym zagrożeniem dla utrzymania niedźwiedzia w terenach licznie zamieszkałych lub odwiedzanych przez ludzi jest proces synantropizacji. Postępowanie na każdym z wyróżnionych etapów (zwierzęta przywabione, ośmielone lub „zdemoralizowane”) jest odmienne. W przypadku osobników przywabionych, zwłaszcza młodych, odwiedzających pierwszy raz okolice zabudowań, bardzo dobrą metodą jest użycie broni z pociskami gumowymi. Otrzymanie takiego „strzału” powoduje, że zwierzę ogarnia strach i najczęściej starannie unika bliskości człowieka. Pojawianie się przy zabudowaniach bądź w innych miejscach przebywania ludzi w ciągu dnia dowodzi, że zwierzę zatraciło swój normalny strach i aktywnie poszukuje pożywienia w pobliżu człowieka. W takich przypadkach jedną z metod zabezpieczenia dobytku i ratowania zwierzęcia jest założenie pastuchów elektrycznych, a niekiedy odłów osobnika, oznakowanie go i przewóz na kilkadziesiąt kilometrów. Stres związany z odłowem w 50% przypadków wystarcza, aby zwierzę raz na zawsze zaprzestało odwiedzania miejsc synantropijnych.

Zwierzęta aktywnie zbliżające się do ludzi, o ile nie są agresywne, należy odstraszać środkami w aerozolu, w dalszej kolejności chwytać, znakować i przewozić na inne miejsca, a jeżeli to nie pomaga należy je umieszczać w ogrodzeniu lub w ostateczności eliminować.

Wszystkie karpackie ostoje niedźwiedzia są w znacznym stopniu, chociaż w różny sposób chronione (parki narodowe, obszary Natura 2000 i parki krajobrazowe). Najpełniejszą formą ochrony i najlepszym zabezpieczeniem siedlisk tego gatunku są parki narodowe, chociaż, oprócz Tatr, obejmują one tylko część powierzchni ostoi niedźwiedzi. Utworzenie obszarów Natura 2000 powinno ograniczyć degradację siedlisk i stworzyć możliwość zabezpieczenia bytowania tego gatunku w dłuższej perspektywie czasowej.

Shaffer (1983), analizując warunki bytowania grizzly w parku Yellowstone, ustalił że najmniejsza populacja mająca 95% szanse przeżycia 100 lat to 50–90 osobników, zajmujących areał 1000–13 500 km² w zależności od warunków środowiska. Aktualnie żadna z wyróżnionych ostoi niedźwiedzia brunatnego w polskiej części Karpat nie spełnia tych warunków, dlatego konieczne jest podjęcie z państwami sąsiednimi wspólnych programów gospodarowania populacjami tego gatunku.

7. Literatura

- Bunnell F.L., Tait D.E.N. 1985. Mortality rates of North American bears. *Arctic* 38: 316–323.
- Dahle B., Swenson J. 2003. Home ranges in adult Scandinavian brown bears (*Ursus arctos*): effect of mass, sex, reproductive category, population density and habitat type. *Journal of Zoology*. 260, 4: 329–335
- Ewer R.F. 1973. The Carnivores. Weidenfeld & Nicolson. London: 494.
- Haraldson M.A., Ternent M.A., Gunther K.A., Schwartz Ch.C. 2002. Grizzly bear denning chronology and movements in the Greater Yellowstone Ecosystem. *Ursus* 13: 29–37.
- Huber D., Roth H. U. 1993. Movements of European brown bears in Croatia. *Acta Theriologica* 38 (2): 151–159.
- Jakubiec Z. 1993. *Ursus arctos* Linnaeus, 1958 – Braunbär [w:] Stubbe M., Krapp F. (red.). Handbuch der Säugetiere Europas. Bd. 5. Raubsäuger (Teil I). Aula-Verlag. Wiesbaden: 254–300.
- Jakubiec Z., Spišek J. 1998. Pobyt niedźwiedzia w Sudetach w latach 1991–1998. *Szczeliniec* 2: 111–117.
- Jakubiec Z. 2001. Niedźwiedź brunatny *Ursus arctos* L. w polskiej części Karpat [The brown bear *Ursus arctos* L. in the Polish part of the Carpathians]. *Studia Naturae* 47: 1–108.
- Jakubiec Z. 2001a. Program ochrony niedźwiedzia (*Ursus arctos*) w Polsce. Opracowanie wykonane na zlecenie Ministerstwa Środowiska. IOP PAN Kraków – Wrocław: 1–28.
- Jakubiec Z., Holly W., Zięba F. 2006. Przyczyny śmierci młodocianych i młodych niedźwiedzi *Ursus arctos* w polskiej części Karpat [Causes of juvenile and young bears *Ursus arctos* death in the Polish Carpathians]. *Roczniki Bieszczadzkie* 14: 167–178.
- Jeager J.A.G. 2000. Landscape division splitting index and effective mesh size: new measures of landscape fragmentation. *Landscape ecology* 15: 115–130.
- LeFranc M.N. Jr., Moss M.B., Patnode K.A., Sugg W.C. III (red) 1987. Grizzly bear compendium. Washington.
- Martinka C.J. 1974. Population characteristics of grizzly bears in Glacier National Park, Montana. *J. Mammal.* 55, 1: 21–29.
- Mundy K.R.D., Flook D.R. 1973. Background for managing grizzly bears in the National Parks of Canada. *Ca. Wildl. Serv. Rep. Ser.* 22: 1–35.

- Novikov G.A., Ayrapetyants A.E., Pukinski Yu. B., Timofeeva E.K., Fokin I.M. 1969. Buryj medved v leningradskoj oblasti. Bull. Moscov. obshch. ispitat. prirody 74: 102–117.
- Pażetnov W.S. 1990. Buryj medved. Agropromizdat. Moskwa.
- Pearson A.M. 1975. The northern interior grizzly bear, *Ursus arctos* L. Canad. Wildl. Serv. Report Ser. 34: 1–86.
- Randik A., 1971: Rozšírenie a ochrana medveda hnedého (*Ursus arctos*) v Československu. Českoslov. Ochr. Přírody, 11: 231–256.
- Shaffer M.L. 1983. Determining minimum viable population sizes for grizzly bear. Int. Conf. Bear Res. and Manage. 5: 133–139.
- Schwartz Ch.C., Keating K.A., Reynolds, III H.V., Barnes, Jr V.G., Sellers R.A., Swenson J.E., Miller S. D., McLellan B.N., Keay J., McCann R., Gibeau M., Wakkinen W.F. Mace R.D., Kasworm W., Smith R., Herrero S. 2002. Reproductive maturation and senescence in the female brown bear. Ursus 14 (2): 109–119.
- Slobodan A.A., Guculjak M.R. 1976. Kekologii karpatskogo burgo medveda w zimnyj period [A contribution to the ecology of the Carpathian brown bear in winter]. Zool. Žurn. 55, 5: 755–761
- Swenson, J.E., Sandegren, F., Bjärvall, A., Söderberg, A., Wabakken, P. & Franzén, R. 1994. Size, trend, distribution and conservation of the brown bear *Ursus arctos* population in Sweden. Biological Conservation 70: 9–17.
- Swenson J.E., Sandegren F., Brunberg S., Segerström P. 2001. Factors associated with loss of Brown Bear cubs In Sweden. Ursus 12: 69–80.
- Zięba F. 2007. Ekologia niedźwiedzia brunatnego w warunkach silnej antropopresji, na przykładzie Tatrzańskiego Parku Narodowego. Seminarium: Gospodarowanie populacjami dużych ssaków drapieżnych w rejonie transgranicznym Małopolski. Nowy Targ, 7.12.2007.
- Zysk-Gorczyńska E., Jakubiec Z. 2010. Żerowanie niedźwiedzia brunatnego *Ursus arctos* na jodłach w polskiej części Karpat [The feeding of the brown bear *Ursus arctos* on fir in the Polish Carpathian Mountains]. Chrońmy Przyrodę Ojczystą 66, 1: 71–75.

Opracował: **Zbigniew Jakubiec**

1361 Ryś euroazjatycki

Lynx lynx (Linnaeus, 1758)

I. INFORMACJA O GATUNKU

1. Przynależność systematyczna

Rząd: drapieżne CARNIVORA

Rodzina: kotowate FELIDAE

2. Status prawny i zagrożenie gatunku

Prawo międzynarodowe

Dyrektywa Siedliskowa – Załącznik II i IV

Konwencja Berneńska – Załącznik II

Konwencja Waszyngtońska – Załącznik II

Rozporządzenie Rady WE 338/97 – Załącznik A

Prawo krajowe

Ochrona gatunkowa – ochrona ścisła (gatunek wymagający ochrony czynnej)

Kategoria zagrożenia IUCN

Czerwona lista gatunków zagrożonych IUCN (2007) – NT

Czerwona lista zwierząt ginących i zagrożonych w Polsce (2002) – NT

Polska czerwona księga zwierząt (2001) – NT

Czerwona lista dla Karpat (2003) – EN (w PL – EN)



Fot. 1. Ryś *Lynx lynx* (© M. Tokajuk)

3. Opis gatunku

Ryś euroazjatycki *Lynx lynx* jest największym przedstawicielem rodziny kotowatych w Europie. Dymorfizm płciowy jest zaznaczony, samce są z reguły większe od samic. Przeciętna długość dorosłych osobników (samców i samic) wynosi 70–130 cm, a masa ciała waha się w granicach 13–36 kg. Najczęściej notowana masa ciała dorosłych samic to ok. 17 kg, a samców ok. 21 kg. W obrębie zasięgu występowania gatunku, średnia wielkość osobników wzrasta wraz z szerokością geograficzną.

Tułów rysia jest krępy, głowa niewielka, okrągła i osadzona na stosunkowo krótkiej szyi, oczy duże, ciemno obwiedzione, o miodowej tęczówce, uszy szerokie u podstawy, trójkątne, sterzące i zakończone charakterystycznymi pędzelkami sztywnych czarnych włosów (4–5 cm). Bardzo często (szczególnie u samców) na szyi i bokach głowy znajduje się kryza utworzona z dłuższych włosów, która w okolicach policzków jest szczególnie widoczna i dlatego zwana jest często bokobrodami. Ogon jest krótki (nie przekracza 20% długości ciała), tępo zakończony, z charakterystycznym czarnym końcem (Okarma 2000).

Ryś ma nogi wysokie i silnie umięśnione, z szerokimi łapami. Przednie łapy zakończone są pięcioma, tylne czterema palcami, które z kolei zakończone są ostrymi i mocnymi pazurami. Pazury są zwykle wciągane podczas chodzenia. Piąty palec w przedniej łapie przesunięty jest na tyle wysoko, że ryś na nim nie stąpa.

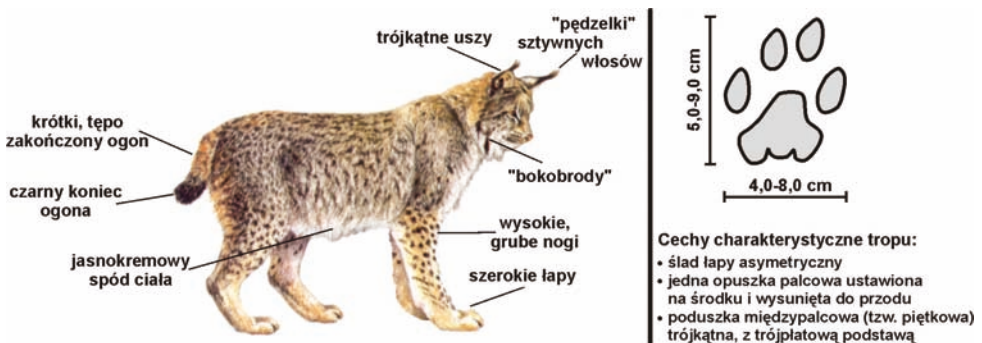
Ubarwienie rysia jest bardzo zmienne w różnych częściach areálu geograficznego gatunku. Ogólna tonacja ubarwienia jest zawsze intensywniejsza na górnej stronie ciała, szczególnie wzdłuż linii grzbietu i jaśnieje po bokach, gdzie przechodzi w jasnokremowe ubarwienie brzucha (Okarma 2000).

W Polsce wyróżnia się dwie formy rysia: nizinną i karpacką. Rysie nizinne, zamieszkujące północno-wschodnie rejony kraju, są ubarwione jednolicie, z odcieniem szarobrązowym lub szarorudym, z bardzo słabo zaznaczoną plamistością futra. Różnej wielkości cętki, plamy lub prążki są bardziej widoczne tylko na nogach (Okarma 2000).

Rysie karpackie mają futro w odcieniu jaskrawo rudym lub rudobeżowym albo rudożółtym, z wyraźnymi, ciemnymi plamami na całym ciele. Plamy mogą być różnej wielkości i kształtu (fot. 1, ryc. 1).

4. Biologia gatunku

Samce i samice rysia żyją oddzielnie, spotykając się częściej tylko w okresie rui. Terytoria samców obejmują ok. 150–250 km² a samic ok. 100–150 km². Terytoria samic i samców pokrywają się całkowicie, natomiast w obrębie każdej płci nakładanie się jest niewielkie (najmniejsze między sąsiadującymi terytoriami dorosłych, rozmnażających się samic) (Jędrzejewski i in. 1999, 2002). Ruja trwa od stycznia do marca. Kocięta rodzą się ok. połowy maja, w dobrze ukrytych miejscach, np. w gęstych młodnikach, pod wykrotami lub w zwałowiskach drzew. Od sierpnia młode podążają za matką, towarzysząc jej w wędrówkach, a potem także w polowaniach. Samice prowadzą najczęściej od 1 do 3 kociąt (wyjątkowo 4), które opuszczają matkę w wieku ok. 9–11 miesięcy. W ciągu doby rysie przechodzą średnio ok. 7 km (maksymalnie ponad 20 km). Aktywne są głównie w nocy. Zasięg dyspersji (migracji) młodych osobników wynosi od kilku do 130 km. Część młodych (najczęściej samice) osiedla się w sąsiedztwie terytorium matki. Również dorosłe rysie mogą podejmować dalekie migracje (Schmidt i in. 1997, Jędrzejewski i in. 1999, 2002).



Ryc. 1. Cechy charakterystyczne sylwetki, ubarwienia i tropu rysia.



Fot. 2. Siedlisko rysia w Puszczy Białowieskiej (© J. Perzanowska)



Fot. 3. Siedlisko rysia w Tatrach (© J. Perzanowska)

Rysie żyją tylko na terenach zalesionych i bardzo niechętnie przekraczają duże, otwarte obszary polne. Nieciągłość terenów leśnych i brak możliwości migracji to główne czynniki hamujące rozprzestrzenianie się populacji rysia w naszym kraju (Niedziałkowska i in. 2006). Ważnym czynnikiem śmiertelności rysi jest kłusownictwo. Szczególnie często rysie wpadają we wnyki zastawiane na sarny. Zagęszczenie populacji rysia w Puszczy Białowieskiej w latach 1995–2007 wahało się od 2 do 5 osobników/100 km² (Jędrzejewski i in. 1999). Podstawową ofiarą rysi w Polsce są sarny (ok. 70% wszystkich ofiar), ale zabijane są również jelenie (łanie i cielęta) i zające. Średnio, dorosły ryś zabija sarnę lub jelenia co 5 dni, zjadając ofiarę w ciągu 1–3 dni, a przez 2 kolejne dni poluje na nową ofiarę. Rysie ukrywają zabite zwierzęta, zaciągając je pod gałęzie

drzew lub w gęste zarośla, albo przykrywając ściółką, trawą lub śniegiem. Czasem wciągają ofiarę na drzewo. Ryś niezwykle rzadko zabija zwierzęta domowe (głównie kozy i owce) (Okarma i in. 1997).

5. Wymagania siedliskowe

W Polsce ryś występuje wyłącznie na obszarach leśnych, w rozległych drzewostanach liściastych, mieszanych i iglastych, tak w górach, jak i na nizinach. Najczęściej jest stwierdzany w trudno dostępnych, różnogatunkowych fragmentach lasu, z gęstym podszytem i wiatrolomami (fot. 2). W górach preferuje starodrzewia z wychodniami skalnymi lub gęste młodniki (fot. 3) (Okarma 2000, Niedziałkowska i in. 2006).

Na podstawie danych zebranych w ramach programu *Ogólnopolskiej inwentaryzacji wilka i rysia w nadleśnictwach i parkach narodowych* wykazano, iż rysie preferują ob-

szary leśne (o lesistości powyżej 40%) o niskim stopniu fragmentacji. Zasiedlają tereny o wysokiej dostępności bazy pokarmowej (przynajmniej 50 kg biomasy jelenia i sarny na 1 km² powierzchni), natomiast unikają terenów silnie zurbanizowanych, tj. przeludnionych, o gęstej sieci infrastruktury przemysłowej i drogowej (powyżej 0,2 km dróg krajowych i wojewódzkich na 1 km² powierzchni).

6. Rozmieszczenie gatunku w Polsce

Rysie zasiedlają przede wszystkim Karpaty oraz północno-wschodnią i wschodnią część Polski (ryc. 2). Ich liczebność szacowana jest na około 150–200 osobników. Największą, zwartą ostoją rysia w Polsce są Karpaty (od Bieszczadów po Beskid Żywiecki) oraz Pogórze Przemyskie – występuje tam około 90–100 osobników. Łącznie około 70 rysy występuje w Polsce północno-wschodniej. Na obszarze Puszczy Białowieskiej i Knyszyńskiej około 40 osobników, w obrębie Puszczy Augustowskiej i Kotliny Biebrzańskiej około 15–20 osobników, a w Puszczy Boreckiej, Rominckiej i Piskiej zaledwie kilka osobników. Kolejnym obszarem występowania rysia jest Polesie oraz Roztocze wraz z Puszczą Solską (razem około 10 osobników). Rysie występujące w Polsce Centralnej (około 15 osobników)



Ryc. 2. Zasięg występowania rysia *Lynx lynx* w Polsce (wg raportu dla Komisji Europejskiej 2007) i stanowiska monitorowane w latach 2007–2008 w ramach zadania: *Monitoring gatunków i siedlisk przyrodniczych ze szczególnym uwzględnieniem specjalnych obszarów ochrony siedlisk Natura 2000 – faza pierwsza i faza druga* (zaznaczone środkowe współrzędne geograficzne stanowisk).

pochodzą z programu reintrodukcji prowadzonego w latach 1993–2000, w ramach którego wypuszczono na wolność 30 osobników (17 samic i 13 samców). Najdalej na zachód obserwowano ostatnio rysie w Borach Stobrawskich (nadleśnictwo Kup, 1 osobnik) oraz w Karkonoskim Parku Narodowym (1 osobnik) w sezonie 2006/07. Nie ma jednak z tych rejonów informacji o rozrodzie rysie.

II. METODYKA

1. Koncepcja monitoringu gatunku

Od 2000 r., na mocy porozumienia z Dyrekcją Generalną Lasów Państwowych i Ministerstwem Środowiska, prowadzony jest program *Ogólnopolskiej inwentaryzacji wilka i rysia w nadleśnictwach i parkach narodowych*. Koordynatorami programu są: Zakład Badania Ssaków PAN w Białowieży, Stowarzyszenie dla Natury „Wilk” oraz Instytut Ochrony Przyrody PAN w Krakowie. Inwentaryzacja prowadzona jest w oparciu o instrukcję przygotowaną przez koordynatorów. Podstawowe metody obejmują całoroczne obserwacje wszelkich śladów obecności rysie (obserwacje osobników dorosłych i młodocianych, ofiar rysie, tropów i odchodów) oraz jednoczesne tropienia rysie po ponowie na obszarze dobrze wyodrębnionych kompleksów leśnych. Obserwacje zbierane są przez służby terenowe nadleśnictw oraz parków narodowych, a także przez pracowników instytucji koordynujących oraz przeszkolonych wolontariuszy. Przesyłane są one na specjalnych formularzach i mapach do Zakładu Badania Ssaków PAN, gdzie wprowadzane są do bazy komputerowej, a następnie analizowane z wykorzystaniem technik GIS i interpretowane w oparciu o wyniki wieloletnich badań nad ekologią rysia w kraju i w Europie. Na koniec każdego roku przygotowywany jest raport z *Inwentaryzacji*, który przesyłany jest do Ministerstwa Środowiska, Administracji Lasów Państwowych oraz parków narodowych. Wyniki udostępniane są także wszystkim zainteresowanym na stronie internetowej www.zbs.bialowieza.pl. Do 2007 r., w ramach *Inwentaryzacji* zebrano blisko 2500 wszelkiego rodzaju informacji o obecności rysia w różnych regionach kraju, co pozwoliło na śledzenie zmian liczebności i zasięgu występowania tego gatunku, identyfikację czynników odpowiedzialnych za zmiany, oraz wpływu fragmentacji środowiska na stabilność populacji tego drapieżnika.

Doświadczenia zebrane podczas ośmiu lat trwania programu *Inwentaryzacji* oraz wieloletnich badań nad ekologią rysia posłużyły do opracowania metodyki monitoringu populacji rysia w Polsce i wyboru wskaźników przydatnych do oceny stanu populacji i stanu siedlisk tego gatunku.

2. Wskaźniki i ocena stanu ochrony gatunku

Tab. 1. Wskaźniki stanu populacji i stanu siedliska rysia

Wskaźnik	Miara	Sposób pomiaru/określenia
Populacja		
Zagęszczenie populacji	Liczba osobników/ 100km ²	Pełna inwentaryzacja oparta na tropieniach i rejestracji innych śladów obecności rysie; corocznie

Liczba samic prowadzących młode	Liczba samic/100km ²	Inwentaryzacja oparta na tropieniach oraz obserwacjach bezpośrednich samic z młodymi; corocznie
Średnia liczba młodych na samice	N	Inwentaryzacja oparta na tropieniach oraz bezpośrednich obserwacjach samic z młodymi; corocznie
Siedlisko		
Lesistość	%	Stosunek powierzchni leśnej do powierzchni ogólnej badanych obszarów (%); wyliczenia z zastosowaniem narzędzi GIS, w oparciu o mapy użytkowania terenu np. baza Corine Land Cover; pomiar – co 5 lat
Fragmentacja siedliska	km/km ²	Długość linii brzegowej lasu w przeliczeniu na 1 km ² lasu; wyliczenia z zastosowaniem narzędzi GIS, w oparciu o mapy użytkowania terenu, np. baza Corine Land Cover; pomiar – co 5 lat
Dostępność bazy pokarmowej	kg/km ²	Biomasa jelenia i sarny w przeliczeniu na 1 km ² ; wyliczana w oparciu o indeks biomasy uzyskiwany na podstawie wskaźników zagęszczeń* otrzymywanych z corocznych inwentaryzacji zwierzyny przeprowadzanych przez nadleśnictwa, parki narodowe oraz koła łowieckie dzierżawiące obwody łowieckie; pomiar – co 2 lata
Zagęszczenie dróg	km/km ²	Długość dróg krajowych i wojewódzkich oraz (oddzielnie) dróg powiatowych i gminnych w przeliczeniu na 1 km ² ; wyliczenia z zastosowaniem narzędzi GIS, w oparciu o wektorowe warstwy infrastruktury drogowej Polski; pomiar parametru –co 5 lat
Stopień izolacji siedlisk		Wyliczenia z zastosowaniem narzędzi GIS (np. Least Cost Path Method); 1 – ciągle połączenia z innymi obszarami zasiedlonymi przez populacje rysia 2 – połączenia słabe, przerywane 3 – całkowita izolacja; pomiar – co 5 lat

*Wartości zagęszczeń kopytnych podane w poradniku (a nazywane wskaźnikami zagęszczeń) uzyskiwane są na bazie informacji o liczebności zwierząt kopytnych podawanych przez nadleśnictwa posiadające Ośrodki Hodowli Zwierzyny (OHZ) oraz koła łowieckie na koniec marca każdego roku. Podawane liczebności oparte są przede wszystkim na arbitralnych informacjach myśliwych (myśliwi na podstawie tzw. obserwacji całorocznych pod koniec sezonu łowieckiego podają szacunkową liczebność zwierząt każdego gatunku). Są to jedyne dane na temat liczebności zwierzyny, jakie są obecnie w Polsce dostępne. Tylko w przypadku nielicznych nadleśnictw (np. Puszcza Białowieska) liczenia odbywają się metodą pędzeń próbnych, co daje najbardziej wiarygodne wyniki. Z uwagi na jakość danych (brak należytej precyzji określania liczebności zwierząt), stosowanie terminu zagęszczenia kopytnych byłoby błędne, dlatego wprowadzono termin wskaźniki zagęszczeń.

Dotychczasowe doświadczenia pokazują, że błąd szacowania liczebności przedstawionymi powyżej metodami nie wpływa istotnie na uzyskiwane wyniki, jeśli omawiane dane używane są do opracowań w skali makro, np. województwa.

Tab. 2. Waloryzacja wskaźników stanu siedliska i stanu populacji rysia

Wskaźnik/Ocena*	FV	U1	U2
Siedlisko			
Lesistość (%)	>40	20–40	<20
Fragmentacja siedliska (km/km ²)	<3	3–5	>5
Dostępność bazy pokarmowej (kg/km ²)	>100	50–100	<50
Zagęszczenie dróg (km/km ²)	<0,1	0,1–0,2	>0,2
Stopień izolacji siedlisk	1	2	3
Populacja			
Zagęszczenie populacji [N/100km ²]	>2	1–2	<1
Liczba samic prowadzących młode [N/100km ²]	>0,5	0,3–0,5	<0,3
Średnia liczba młodych na dorosłą samicę	>2	1–2	<1

*FV – stan właściwy, U1 – stan niezadowolający, U2 – stan zły

Wskaźniki kardynalne

- brak

Ocena stanu populacji

Wszystkie wskaźniki opisujące stan populacji są ze sobą ściśle powiązane, zmiana oceny jednego z nich pociąga za sobą analogiczną zmianę w ocenie drugiego. Traktowane są więc równocennie. Ocena stanu populacji odpowiada najniższej ocenie któregośkolwiek ze wskaźników.

Ocena stanu siedliska

Oddziaływanie wszystkich wskaźników opisujących stan siedliska należy traktować łącznie. Wskaźniki lesistości, fragmentacji siedlisk, stopnia izolacji siedlisk oraz zagęszczenia dróg decydują w głównej mierze o możliwościach występowania gatunku. Nagłe pogorszenie któregoś z tych wskaźników powoduje szybki spadek liczebności i w konsekwencji wycofanie się gatunku z danego obszaru. Wskaźnik – dostępność bazy pokarmowej – decyduje o wartościach zagęszczenia populacji drapieżnika (nie jest elementem decydującym o występowaniu gatunku w danym obszarze).

Tylko łączna analiza wszystkich wskaźników, w odniesieniu do specyfiki badanych obszarów pozwala na wystawienie prawidłowej oceny stanu siedliska. Ocena stanu populacji odpowiada najniższej ocenie któregośkolwiek ze wskaźników.

Perspektywy zachowania

Ocena perspektywy zachowania populacji rysia na stanowisku (czyli w konkretnym kompleksie leśnym) jest oceną ekspercką i powinna obejmować następujące elementy: 1) ocenę, czy istnieje możliwość dalszego rozwoju populacji w obrębie kompleksu; 2) czy istnieje

łączność (korytarze migracyjne) z sąsiednimi kompleksami leśnymi i możliwości swobodnej migracji osobników oraz czy są zagrożenia dla drożności korytarzy (np. plany rozwoju infrastruktury transportowej i wszelkiej zabudowy w obrębie korytarzy); 3) czy stwierdzono obecność populacji rysia w sąsiednich kompleksach leśnych i jaki jest stan tych populacji; 4) czy planowane są działania i inwestycje w obrębie stanowiska, mające wpływ na populację rysia (np. nowe drogi, rozwój infrastruktury rekreacyjnej, intensyfikacja prac leśnych, itp.); 5) jakie są inne zagrożenia dla populacji w obrębie stanowiska (np. kłusownictwo, duża antropopresja, śmiertelność na lokalnych drogach, śmiertelność wskutek odstrzałów w krajach sąsiednich, transmisja chorób i pasożytów od zwierząt domowych, np. kotów); 6) czy istnieją zagrożenia dla populacji dzikich zwierząt kopytnych w obrębie kompleksu (np. intensyfikacja odstrzałów, zmniejszenie dostępności bazy pokarmowej dla kopytnych, kłusownictwo na zwierzętach kopytnych).

Ocena ogólna

Ocena ogólna stanu ochrony gatunku na poziomie stanowiska może zostać wygenerowana jedynie na podstawie analiz całościowych (zarówno stanu siedliska, jak i populacji) wykonanych przez krajowy ośrodek koordynacji monitoringu rysia.

3. Badania monitoringowe

Wybór powierzchni monitoringowych i ich sugerowana wielkość

Stanowiskiem występowania rysia nazywamy obszar (kompleks leśny) zasiedlony przez grupy rodzinne (samice rysia z młodymi) oraz terytorialne samce.

W przypadku rysia, z uwagi na niewielką liczebność krajowej populacji (około 200 osobników) oraz status prawny, stałym programem monitoringu (dane zbierane raz na kwartał) powinna być objęta cała Polska, to znaczy wszystkie zwarte kompleksy leśne o powierzchni co najmniej 150 km². Jedynie informacje z tak szeroko zakrojonego monitoringu dają podstawę do wnioskowania o rzeczywistym stanie ochrony gatunku oraz siedlisk, na których ryś występuje, a także umożliwiają prowadzenie ochrony czynnej. Ze względu na duże wielkości terytoriów (zwykle większe, niż powierzchnia jednego nadleśnictwa) oraz dalekie trasy dobowych wędrówek rysia, do oceny ich liczebności nie można stosować takich samych metod jak do inwentaryzacji ssaków kopytnych. Ocena liczebności rysia powinna być prowadzona w sposób skoordynowany, w ramach całych dużych kompleksów leśnych oraz terenów przyległych. Konieczna jest koordynacja liczeń między nadleśnictwami i parkami narodowymi.

Sposób wykonywania badań

Badanie wskaźników stanu populacji

Na obszarze zasiedlonym przez rysie możliwe jest gromadzenie następujących danych i śladów obecności gatunku: obserwacje osobników dorosłych i młodocianych, tropy, resztki zabitych ofiar (dzikich i domowych), odchody, znakowanie moczem, drapanie pazurami na obiektach (drzewa, wykroty, składziki narzędziowe itp.).

Regularnie dane o występowaniu rysia powinny być zbierane przez pracowników nadleśnictw oraz parków narodowych, administrujących obszarami znajdującymi się w zasięgu

występowania gatunku. Dane (z każdego, objętego monitoringiem nadleśnictwa oraz parku narodowego) należy gromadzić na specjalnych formularzach: kartach monitoringu rysia. Dostęp do kart monitoringu powinni posiadać także pracownicy nadleśnictw i parków, w których rysie nie występują, by zarejestrować ewentualną kolonizację obszaru i zgłosić ten fakt do ośrodka koordynującego monitoring.

Monitoring gatunku powinien być prowadzony w sposób skoordynowany, w ramach całych, dobrze wyodrębnionych kompleksów leśnych, otoczonych obszarami niestanowiącymi sprzyjających siedlisk bytowania gatunku, lub ograniczonych wyraźnymi barierami migracyjnymi (ruchliwe drogi, ciągi zabudowy, otwarte tereny rolnicze, rozległe doliny rzeczne itp.).

Regionalne Dyrekcje Lasów Państwowych w porozumieniu z parkami narodowymi i krajobrazowymi powinny wyznaczyć w każdym tak zdefiniowanym kompleksie koordynatora prac wszystkich jednostek położonych w granicach danego kompleksu (nadleśnictwa, parki narodowe, parki krajobrazowe, ewentualnie koła łowieckie). Również w każdym nadleśnictwie oraz parku narodowym należy wyznaczyć osoby odpowiedzialne za gromadzenie danych o dużych drapieżnikach. Z uwagi na duże podobieństwo proponowanej metody monitoringu oraz pokrywanie się zasięgów występowania, wszystkie opisane czynności mogą jednocześnie służyć monitorowaniu populacji wilka, a część z nich (obserwacje całoroczne) monitoringowi niedźwiedzia. Koordynatorzy i wyznaczone osoby w nadleśnictwach i parkach narodowych mogą być odpowiedzialni za monitoring wszystkich występujących tam dużych drapieżników.

Do programu monitoringu powinny być włączone również Regionalne Dyrekcje Ochrony Środowiska, które gromadzą dane o szkodach wyrządzonych przez rysie w pogłowie zwierząt gospodarskich oraz rejestrują przypadki śmierci rysi (np. w wyniku kolizji drogowych).

Podstawą do oceny liczebności rysi powinno być określenie liczby samotnych samców i kotek z młodymi (grup rodzinnych) bytujących na danym obszarze. Aby prawidłowo ustalić całkowitą liczbę rysi na danym obszarze, konieczne jest rozróżnienie samotnych osobników terytorialnych i grup rodzinnych sąsiadujących ze sobą. Można to osiągnąć poprzez tropienia zimowe oraz obserwacje całoroczne.

Tropienia zimowe

Tropienia zimowe (najlepiej na początku zimy) po świeżym opadzie śniegu, prowadzone są jednocześnie (w tym samym dniu) przez wszystkie nadleśnictwa oraz parki narodowe w granicach jednego kompleksu leśnego.

Celem tropień zimowych jest:

- wykrycie wszystkich kotek z młodymi i pojedynczych osobników;
- rozróżnienie poszczególnych grup lub pojedynczych osobników i ustalenie ich liczby;
- ustalenie wielkości poszczególnych grup rodzinnych (samic prowadzących kocięta);
- ustalenie (o ile to możliwe) obszarów przebywania grup rodzinnych i samotnych osobników w dniu tropienia oraz zmapowanie tras ich przejścia.

Bardzo pomocna w rozróżnianiu grup rodzinnych rysi jest ich różna liczebność. Ponieważ młode rysie (1–3) postępują za matką trop w trop, ustalenie liczby osobników w grupie rodzinnej może być trudne. Dlatego należy przejść ok. 100 m za tropem przez las (nie po drodze). Rysie często rozdzielają się, gdy napotykają na swojej drodze jakąś przeszkodę

(np. gęste krzewy lub zwalone drzewo). Jeżeli liczba kociąt w grupach jest taka sama, pozostaje staranne sprawdzenie tras tropień leżących pomiędzy odnalezionymi ciągami tropów, tak aby wykluczyć ich łączność ze sobą.

Pomocne przy rozróżnianiu poszczególnych osobników w grupie jest mierzenie wielkości tropów (długość i szerokość śladu łapy, przy czym należy mierzyć tylko odcisk stopy, a nie okalającą ją sierść). Takie pomiary również mogą umożliwić rozróżnienie pojedynczych osobników, gdyż zmienność wielkości śladów zostawionych przez różne rysie jest stosunkowo wysoka.

Zasady i organizacja prac podczas tropień zimowych

Przeprowadzenie tropień zimowych w danym dniu zarządza wyznaczony dla całego kompleksu leśnego koordynator. Koordynator oraz osoby odpowiedzialne za zbieranie danych do monitoringu w nadleśnictwach i parkach narodowych wcześniej wytyczają trasy przejazdu samochodów i przejścia pieszych obserwatorów, wzdłuż leśnych dróg i linii oddziałowych. Trasy te powinny tworzyć zamkniętą sieć, o odległości pomiędzy sąsiednimi odcinkami od 2 do 4 km, równomiernie rozłożoną w całym rejonie inwentaryzacyjnym. W górach trasy powinny przechodzić po drogach stokowych, przypotokowych, szlakach turystycznych i granicznych. Tropienia mogą być wykonane tylko w ciągu pierwszej doby po świeżym opadzie śniegu, najlepiej kilkanaście godzin po ponowie. Później rozróżnienie osobników jest znacznie utrudnione.

W każdym nadleśnictwie i parku do przeprowadzenia tropień należy wyznaczyć od jednej do kilku osób dobrze rozpoznających tropy. Pożądane jest też uczestnictwo przedstawicieli kół łowieckich działających w regionie. Na terenach nizinnych, gdzie możliwe jest wykorzystanie do tego celu samochodów, wystarczy (w zależności od wielkości nadleśnictwa, parku) zaangażować do tropień 1–2 osoby. W górach, tam gdzie samochody nie są pomocne, na jeden odcinek trasy powinien przypadać jeden tropiciel. Wskazane jest, by osoby tropiące wyposażone były w odbiorniki GPS oraz w środki łączności radiowej lub telefonicznej, w celu przekazywania współpracownikom przechodzącym sąsiednimi odcinkami tropień, informacji o znalezionych tropach i ich kierunku. Każdy tropiciel powinien posiadać mapę sprawdzanego obszaru z zaznaczonymi trasami przejścia oraz karty monitoringu.

Metodyka prowadzenia tropień

Samochody i piesi obserwatorzy ze wszystkich nadleśnictw i parków danego kompleksu wyruszają tego samego dnia rano i poruszają się po przydzielonych im do sprawdzenia odcinkach. Na mapki nanoszą wszystkie napotkane świeże tropy rysy, ich przebieg na trasie tropienia, miejsce wejścia i zejścia z trasy, liczbę drapieżników w grupie, kierunek poruszania się drapieżników. Dodatkowo należy wykonać pomiar długości i szerokości tropu (bez okalającego łapę futra).

Po znalezieniu tropów należy podążać za nimi, objeżdżając (na terenach, gdzie możliwe jest użycie samochodów do inwentaryzacji) poszczególne oddziały leśne, do których tropy wchodzi, starając się ustalić miejsce aktualnego przebywania rysy, tj. oddział (lub grupę oddziałów), do którego tropu weszły, ale z niego nie wyszły.

Dane zebrane podczas tropień zimowych na wyznaczonych transektach: miejsca spotkania tropów (ew. współrzędne geograficzne lub oddział leśny), wymiary (długość,

szerokość), liczba osobników, kierunek przejścia oraz ewentualnie miejsce aktualnego przebywania rysia nanoszone są przez tropicieli zarówno na mapkach, jak i na kartach monitoringu rysia.

Mapy oraz formularze z danymi są następnie przesyłane przez koordynatorów do krajowego ośrodka koordynującego monitoring, gdzie są podstawą do wyodrębnienia tras przejścia poszczególnych drapieżników w całym kompleksie leśnym i zdefiniowania, które tropy pozostawił ten sam/te same drapieżniki, a które należą do różnych osobników/grup.

Całoroczne obserwacje

Całoroczne obserwacje są prowadzone przez służby terenowe nadleśnictw i parków w całej Polsce. Polegają one na notowaniu na kartach monitoringu wszystkich przypadkowych spotkań, zaobserwowanych śladów obecności i aktywności rysia. Celem tych obserwacji jest ustalenie:

- liczby osobników i wielkości grup rodzinnych (na podstawie maksymalnej liczby osobników zaobserwowanych jednocześnie);
- faktów przystępowania rysia do rozrodu i przybliżonych lokalizacji miejsc rozrodu (na podstawie obserwacji kotek z młodymi);
- obecności rysia niewykrytych podczas tropień zimowych lub potwierdzenie ich obecności (na podstawie zarejestrowanych tropów, resztek ofiar lub obserwacji bezpośrednich).

Określenie lokalizacji miejsc rozrodu pozwala w sposób pewny rozróżnić poszczególne grupy rodzinne i ustalić ich liczbę. Całoroczne obserwacje mogą stanowić istotne uzupełnienie informacji z tropień zimowych, a w niektórych przypadkach mogą być głównym wyznacznikiem liczby rysia na danym obszarze. Odchody rysia są trudne do znalezienia w sezonie bezśnieżnym, ze względu na to, że są zakopywane. Występowanie rysia potwierdza obecność tropów na piasku lub błocie oraz resztek ofiar (choć zwykle ofiary są przez rysie ukrywane, aż do zakończenia żerowania na nich). Obecność rysia na nowym obszarze jest najczęściej relacjonowana przez leśników lub myśliwych, na podstawie przypadkowych obserwacji. Daty i miejsca tych zdarzeń należy szczegółowo odnotowywać, dla późniejszej analizy procesu kolonizacji.

Na kartach monitoringu zapisywane są dane dotyczące następujących obserwacji:

- wszystkie (wiarygodne) obserwacje rysia, z podaniem daty, godziny, lokalizacji, liczby osobników i ewentualnie ich wieku i płci;
- odnalezione martwe rysie z podaniem przyczyny śmierci, daty, lokalizacji, wieku i płci osobnika;
- informacje o przypuszczalnych miejscach rozrodu, tj.: obserwowanych kociętach, z podaniem lokalizacji, rodzaju schronienia (np. wykrot, młodnik, jaskinia itp.), lat, w których miejsce było użytkowane przez drapieżniki. Trzeba przy tym pamiętać, że rysie objęte są ochroną gatunkową i niedozwolone jest niepokojenie ich w okresie rozrodu. Dlatego ewentualne miejsca rozrodu można sprawdzać dopiero po definitywnym opuszczeniu ich przez młode, tj. nie wcześniej niż w połowie sierpnia;
- znalezione ofiary rysia z podaniem daty, miejsca, gatunku, wieku i płci ofiary (dotyczy to zarówno zwierząt dzikich, jak i ewentualnie hodowlanych);

- wszystkie spotkane tropy drapieżników, z podaniem daty, lokalizacji, liczby osobników. Wskazany jest pomiar tropów (długość i szerokość tropu) we wszystkich sytuacjach, gdy jest to możliwe;
- miejsca drapania pazurami na obiektach z podaniem lokalizacji, rodzaju obiektu (np. paśnik, składzik narzędziowy, wykrot itp.),

Wszystkie wypełnione karty monitoringu powinny być zbierane przez osobę odpowiedzialną za monitoring drapieżników w nadleśnictwie lub parku, a następnie przesyłane do krajowego ośrodka koordynującego monitoring drapieżników. Kopie kart powinien także gromadzić koordynator kompleksu leśnego.

Gromadzenie i interpretacja danych z monitoringu populacji

W krajowym ośrodku koordynującym monitoring rysia wszystkie dane wpisywane są do baz komputerowych, przyporządkowując im (tam gdzie ich brak) współrzędne geograficzne. Następnie analizowane są na mapach topograficznych Polski z wykorzystaniem technik GIS. Na bazie wszystkich uzyskanych informacji wyróżniane są areale poszczególnych osobników i grup rodzinnych (kotek z młodymi), ustalona jest liczba osobników i wykreślone są schematyczne terytoria. Podstawowym kryterium wyróżnienia poszczególnych terytoriów są trasy przejścia drapieżników oraz lokalizacje miejsc ich dziennego odpoczynku ustalone w tropieniach zimowych. Tam, gdzie takich danych brak, schematyczne terytoria powinny obejmować miejsca koncentracji tropów o tych samych wymiarach, lub obserwacji samców oraz grup rodzinnych o powtarzającym się składzie (kotka + n kociąt). Na podstawie badań telemetrycznych należy przyjąć, że średnia wielkość terytorium samców wynosi 150–200 km², a samic – 100–150 km² (Jędrzejewski i inni 1999, 2002). Należy też założyć możliwość niewielkiego nakładania się terytoriów rysia tej samej płci, a ponadto nakładania się terytoriów samców na kilka (2–4) terytoriów samic. Rozróżnienie poszczególnych grup rodzinnych i rozmieszczenie terytoriów samic trzeba zweryfikować na podstawie informacji o ewentualnym rozrodzie.

Metody uzupełniające

Metodą uzupełniającą może być okresowo stosowany monitoring genetyczny, oparty na analizie DNA izolowanego z odchodów i włosów rysia. Małe próbki odchodów (zbierane np. przez służby terenowe parków narodowych i Administracji Lasów Państwowych) umieszczane są w specjalnych probówkach z alkoholem, wraz z pełnym opisem. Włosy rysia zbierane są przy użyciu pułapek włosowych (niewielki, 8x8 cm fragment szorstkiej wykładziny dywanowej, nasączony strojem bobrowym – feromonem wytwarzanym przez gruczoł przyodbytowy bobra) rozmieszczanych na drzewach lub innych obiektach (najlepiej takich, które są znakowane przez rysie), na wysokości ok. 60–70 cm w miejscach ich prawdopodobnego przebywania (Schmidt i in. 2006).

Analizy genetyczne odchodów oraz włosów rysia mają na celu identyfikację poszczególnych genotypów i wyliczenie minimalnej liczby osobników na danym terenie, a także określenie stopnia izolacji poszczególnych populacji i kierunku przepływu genów.

W celu pełnego poznania stanu zachowania populacji rysia, okresowo, na wybranych terenach można przeprowadzić badania telemetryczne gatunku.

Badanie wskaźników stanu siedliska

Wskaźniki określające stan siedliska bytowania rysia w badanym obszarze powinny być określone co 2 lata w odniesieniu do biomasy dzikich ssaków kopytnych oraz co 5 lat w odniesieniu do lesistości, fragmentacji siedlisk, zagęszczenia dróg oraz stopnia izolacji siedlisk w krajowym ośrodku koordynującym program monitoringu rysia. Powyższe parametry wyliczane są przy użyciu narzędzi GIS, na bazie map użytkowania terenu np. Corine Land Cover oraz innych warstw wektorowych umożliwiających charakterystykę badanych wskaźników.

W sytuacjach wyjątkowych, gdy następuje nagła zmiana w stanowisku bytowania gatunku (np. pożar, huragan, itp.), należy zwiększyć częstotliwość pomiaru analizowanych wskaźników.

Termin i częstotliwość badań

Tropienia zimowe po świeżym opadzie śniegu powinny być prowadzone wczesną zimą, w okresie pojawienia się sprzyjających warunków do ich wykonania. Dane (karty monitoringu i mapy) należy przysyłać do krajowego ośrodka koordynującego monitoring drapieżników pod koniec pierwszego kwartału każdego roku.

Pozostałe informacje potwierdzające występowanie rysia należy zbierać nieprzerwanie w ciągu całego roku i karty monitoringu przysyłać na koniec każdego kwartału (marzec, czerwiec, wrzesień, grudzień) do jednostki koordynującej prace. Z kompleksów leśnych niezasiedlonych przez rysie informacja o braku drapieżników powinna być przesyłana raz w roku.

Jednostką koordynującą monitoring rysia i wilka w Polsce jest Zakład Badania Ssaków PAN w Białowieży, we współpracy ze Stowarzyszeniem dla Natury „Wilk” oraz Instytutem Ochrony Przyrody PAN w Krakowie.

Ze względu na priorytetowy status rysia jako gatunku oraz jego niewielką liczebność w kraju, należałoby go objąć monitoringiem stałym, powtarzanym każdego roku. Jedynie tak kompleksowe podejście monitoringu daje możliwość wychwycenia zmian zasięgu gatunku, czy też stabilności zasiedlających Polskę populacji.

Sprzęt i materiały do badań

Podstawowym sprzętem badawczym jest tu przede wszystkim odpowiednio wyposażona w oprogramowanie GIS pracownia komputerowa, gdzie nadsyłane z monitoringu dane są opracowywane.

W przypadku metod uzupełniających (genetyka) konieczne jest zapewnienie fiolek, roztworu konserwującego, pułapek na włosy i substancji przywabiającej, a także środków finansowych do wykonania analiz genetycznych.

Niezależnie od standardowej karty zapisu wyników badań monitoringowych gatunku na stanowisku, do zapisu obserwacji terenowych stosuje się kartę monitoringu wilków i rysia, wykorzystywaną w programie *Ogólnopolskiej inwentaryzacji wilka i rysia w nadleśnictwach i parkach narodowych* – źródło: www.zbs.bialowieza.pl).

Karta obserwacji wykorzystywana w Ogólnopolskiej Inwentaryzacji wilka i rysia w nadleśnictwach i parkach narodowych – wzór

Nazwisko i imię obserwatora.....

Data obserwacji	Dokładna lokalizacja: Nadleśnictwo, Park Narodowy, leśnictwo, oddział, pobliskie wieś, drogi, rzeki, itp. (ew. współrzędne geograficzne)	Gatunek zwierzęcia: wilk, rys	Liczba osobników w grupie Ew. skład grupy: liczba dorosłych, liczba młodych.	Opis obserwacji (okoliczności): Inne informacje należy zwrócić uwagę na następujące elementy: odchody (ile, stare czy świeże) nory (kiedy zajęte), legowiska, obserwacje szczeniąt, znakowania, wycie, zabite ofiary, polowania	Trop, odchody, ofiary, czy obserwacja Świeżość tropu: – Świeży – Starszy (ew. szacowana liczba dni po przejściu zwierzęcia)	Wymiary tropu: (dług. x szer.) (należy mierzyć: wilki – długość gość z pazurami, rysie – długość bez pazurów)	Liczba dni po opadzie śniegu Warunki tropienia, Stopień pewnością określenia gatunku: PEWNE, NIEPEWNE	Rozróżnienia watah i osobników w liczeniach zimowych: (nr watahy) Ew. trasa i długość tropienia	
-----------------	--	----------------------------------	---	---	--	--	--	--	--

Karta obserwacji wykorzystywana w Ogólnopolskiej Inwentaryzacji wilka i rysia w nadleśnictwach i parkach narodowych – przykład wypełnienia

Nazwisko i imię obserwatora Jan Nowak.....

Data obserwacji	Dokładna lokalizacja: Nadleśnictwo, Park Narodowy, leśnictwo, oddział, pobliskie wsie, drogi, rzeki itp. (ew. współrzędne geograficzne)	Gatunek zwierzęcia: wilk, ryś	Liczba osobników w grupie Ew. skład grupy: liczba dorosłych, liczba młodych.	Opis obserwacji (okoliczności): Inne informacje należy zwrócić uwagę na następujące elementy: nory (kiedy zajęte), legowiska, obserwacje szczeniąt, znakowania, wycie, zabite ofiary, polowania	Trop czy obserwacja Świeżość tropu: – świeży – starszy (ew. szacowana liczba dni po przejściu zwierzęcia)	Wymiary tropu: (dług. x szer.) (należy mierzyć: wilki – długość z pazurami, rysie – długość bez pazurów)	Liczba dni po opadzie śniegu Warunki tropienia, Stopień pewnością określenia gatunku: PEWNE, NIEPEWNE	Rozróżnienia watah i osobników w liczeniach zimowych: (nr watahy) Ew. trasa i długość tropienia
10.03.2007	nadl. Jeleśnia, I. Romanka Górna, oddz. 203	ryś	1 samiec, dorosły	obserwacja 1 rysia z ambony ok. 6 rano, zszedł ze zbocza na drogę stokową, oznakował sagą drewna	obserwacja	–	pewne	
12.03.2007	nadl. Jeleśnia, I. Romanka Górna, oddz. 206	ryś	2 dorosłe, samica + samiec	2 rysie szły drogą stokową, znakowały sagą drewna i pnie, po 300 m weszły w las	trop	9x8, 7x6	15 cm śniegu, 2 dni po opadzie pewne	300 m tropów,
15.04.2007	nadl. Jeleśnia, I. Romanka Górna, oddz. 201	ryś	1	ryś zabił sarnę (kozła), przysypała resztką śniegu i ściółką,	ofiara + trop	9x8	5 cm śniegu, pewne	
20.08.2007	nadl. Jeleśnia, I. Romanka Górna, oddz. 232	ryś	3 (1 samica + 2 młode)	obserwacja (7 rano) kotki z 2 młodymi przez robotników leśnych, w rejonie skałek na zboczu	obserwacja	–	pewne	

4. Przykład wypełnionej karty obserwacji gatunku dla stanowiska

Karta obserwacji gatunku dla stanowiska	
Kod gatunku	Kod gatunku wg Dyrektywy Siedliskowej 1361
Nazwa gatunku	Nazwa polska, łacińska, autor wg aktualnie obowiązującej nomenklatury Ryś euroazjatycki, <i>Lynx lynx</i> (Linnaeus, 1758)
Kod obszaru	Wypełnia instytucja koordynująca
Nazwa obszaru	Nazwa obszaru monitorowanego Ostoja Knyszyńska
Kod stanowiska	Wypełnia instytucja koordynująca
Nazwa stanowiska	Puszcza Knyszyńska
Obszary chronione, na których występuje gatunek	Natura 2000, rezerваты przyrody, parki narodowe i krajobrazowe, użytki ekologiczne, stanowiska dokumentacyjne, ochrona strefowa gniazd itd. Występują następujące formy ochrony: Natura 2000: Dyrektywa Ptasia: Puszcza Knyszyńska Rezerwat Przyrody: Wielki Las, Karczmisko, Krzemianka, Jesionowe Góry, Taboły, Kozłowy Ług, Stara Dębina, Budzisk, Międzyrzecze, Woronicza, Stare Biele, Góra Pieszczana, Surążkowo, Bahno w Borkach, Krzemienne Góry, Jałówka, Krasne, Las Cieliczkański, Nietupa, Gorbacz, Skarpy Slesińskie Park Krajobrazowy Puszczy Knyszyńskiej Obszary Chronionego Krajobrazu: Wzgórza Sokólskie, Dolina Narwi
Współrzędne geograficzne	Wymienić współrzędne geograficzne (GPS) kompleksu leśnego lub terenu zajmowanego przez populację 23° 36' ...'' E, 53° 10' ...'' N
Wysokość n.p.m.	Wymienić wysokości n.p.m. terenu zajmowanego przez populację. Ewentualnie też zakres wysokościowy występowania siedlisk gatunku w obszarze (szczególnie w obszarach górskich i podgórskich) Wysokość n.p.m. minimalna 30 m i maksymalna 160 m
Ogólna charakterystyka obszaru	Ogólna charakterystyka obszaru zajmowanego przez rysie, powierzchnia kompleksu leśnego, procentowy udział typów lasu. Jeśli jest to obszar Natura 2000 – opis bezpośrednio z bazy danych. Obszar obejmuje Puszcę Knyszyńską – dość silnie rozczłonkowany kompleks leśny, którego wiele fragmentów zachowało jeszcze naturalny charakter. Poszczególne części Puszczy noszą historyczne nazwy: Puszcza Błudowska, P. Knyszyńska, P. Kryńska, P. Malawicka, P. Odelska i P. Supraska. Tereny Puszczy Knyszyńskiej znajdują się w zasięgu zlodowacenia środkowopolskiego i w związku z tym przeważają na jej obszarze krajobrazy staroglacjalne, których rzeźba jest wyjątkowo urozmaicona. Od północy i wschodu otaczają Puszcę wysoczyzny morenowe, opadające w kierunku centralnej części kompleksu. W zachodniej i środkowej części Puszczy występują odosobnione wyniesienia terenowe, otoczone rozległymi obniżeniami, na południe od rzeki Supraśl teren jest łagodnie ukształtowany. Charakterystycznym elementem rzeźby Puszczy Knyszyńskiej jest wał terenowy – tzw. Wał Świętojański, rozciągający się między Waliłami a Czarną Białostocką. Pod względem hydrograficznym obszar Puszczy Knyszyńskiej położony jest w zlewisku Bałtyku, w dorzeczu górnej Narwi. Główną rzeką puszczy jest Supraśl (dopływ Narwi) wraz ze swymi dopływami Sokółką, Płoską, Słoją i Czarną. Niewielkie fragmenty puszczy odwadniane są przez systemy wodne Biebrzy oraz Nietupy – dopływu Niemna. Walorem puszczy są liczne

	źródłiska oraz czyste strumienie i rzeczki; istnieje tu około 450 wypływów wód podziemnych w postaci źródeł, młak i wysieków. Brak jest na tym terenie naturalnych jezior, na rzekach utworzonych jest kilka zbiorników zaporowych. Średnia roczna temperatura waha się od 6,5 °C do 7,0 °C. Czas zalegania pokrywy śnieżnej wynosi 80–90 dni w ciągu roku. Włączona do tego terenu od strony południowo-wschodniej Niecka Gródecko-Michałowska to rozległa kotlina, wysłana grubą warstwą torfów, odwadniana przez rzeczki wpadające do górnego biegu Supraśli, która przecina kotlinę w północnej jej części. Większość terenu kotliny jest osuszona, jednakże w wielu miejscach zachowały się różnej wielkości zabagnienia. W centralnej części kotliny znajduje się małe jeziorko Gorbacz, a w części wschodniej jeziorko Wiejki. W Puszczy Knyszyńskiej występują wszystkie typy siedlisk leśnych. Dominują siedliska boru mieszanego świeżego – 53% i lasu mieszanego 22%. Doliny rzek, w większości osuszone, zajęte są przez torfowiska niskie i przejściowe. Na lokalnych wododziałach, w bezodpływowych zagłębieniach terenu, rozwinęły się torfowiska przejściowe i rzadziej torfowiska wysokie. Tereny odlesione zajęte są przez pola uprawne i użytki zielone oraz dość liczne osiedla ludzkie. Około 20% terenu Niecki Gródecko-Michałowskiej zajmują lasy (głównie brzeziny bagienne). Występują również zakrzewienia wierzbowe.
Charakterystyka siedlisk gatunku w obszarze	<i>Charakterystyka siedlisk w obszarze – rodzaj użytkowanych siedlisk, struktura drzewostanu, obecność podszytu, obecność leżącego martwego drewna</i> Rysie występują we wszystkich typach siedlisk leśnych Puszczy Knyszyńskiej, przy czym preferują obszary charakteryzujące się zróżnicowaną strukturą drzewostanu, gęstym podszytem oraz większą ilością pozostawionego do rozkładu martwego drewna.
Informacja o gatunku w obszarze	<i>Syntetyczne informacje o stanie poznania występowania gatunku na obszarze (zwłaszcza ostatnie stwierdzenia), o dotychczasowych badaniach i inne istotne fakty nieopisane w pozostałych polach.</i> Monitoring rysia na terenie Puszczy Knyszyńskiej prowadzony jest nieprzerwanie od roku 2000 w ramach programu <i>Ogólnopolskiej inwentaryzacji wilka i rysia w nadleśnictwach i parkach narodowych</i>. koordynowanego przez Zakład Badania Ssaków PAN w Białowieży i kierowanego przez prof. dr hab. Włodzimierza Jędrzejewskiego. Prace w ramach monitoringu polegają na zbieraniu danych dwiema metodami: (1) całoroczne obserwacje i rejestracje wszelkich śladów obecności rysia przez służby leśne, myśliwych, pracowników terenów chronionych (2) zimowe liczenia, przeprowadzone w miarę możliwości jednego dnia przez wszystkie nadleśnictwa i parki narodowe znajdujące się w obrębie jednego rejonu inwentaryzacyjnego (duży kompleks leśny wraz z terenami przyległymi) – więcej informacji na stronie www.zbs.bialowieza.pl. W latach 2000–2007 zebrano łącznie około 200 informacji potwierdzających występowanie rysia w Puszczy Knyszyńskiej. Na podstawie informacji dotyczących obserwacji samicy z młodymi oraz pojedynczych osobników wyznaczono terytoria rysia w poszczególnych latach. Dzięki temu możliwe było policzenie rysia w obrębie badanego obszaru. W latach 2000–2007 liczebność rysia w Puszczy Knyszyńskiej oszacowano na 15–25 osobników.
Ostatnia weryfikacja w terenie	<i>Data ostatniej inwentaryzacji rysia na badanym terenie</i> Monitoring ciągły od 2000 r.
Obserwator	<i>Imię i nazwisko eksperta lokalnego odpowiedzialnego za ten obszar</i> Pracownicy nadleśnictw
Daty obserwacji	<i>Daty wszystkich obserwacji. Daty przeprowadzonego liczenia rysia, notowania zimowych tropów, innych obserwacji</i> 1.07.2007–31.03.2008
Data wypełnienia	<i>Data wypełnienia formularza przez eksperta</i> 30.06.2008
Data wpisania	<i>Data wpisania do bazy danych – wypełnia instytucja koordynująca</i>
Data zatwierdzenia	<i>Data zatwierdzenia przez osobę upoważnioną – wypełnia instytucja koordynująca</i>

Stan ochrony gatunku na stanowisku			
Wskaźniki	Opis	Ocena	
Populacja			
Zagęszczenie populacji	Liczba osobników w przeliczeniu na 100km ² 1,5–2,5	U1	U1
Liczba samic prowadzących młode	Liczba samic prowadzących młode w przeliczeniu na 100km ² 0,4–0,5	U1	
Średnia liczba młodych na dorosłą samicę	1–2	U1	
Siedlisko			
Lesistość	Stosunek powierzchni leśnej do powierzchni ogólnej badanych obszarów (%) 50	FV	U1
Fragmentacja siedliska	Długość linii brzegowej lasu w km na 1 km ² lasu 2,5	FV	
Dostępność bazy pokarmowej	Biomasa dzikich jelenia i sarny w kg na 1km ² lasu 103 Wartość bliska ocenie niezadawalającej (<100kg/km ²)	FV	
Zagęszczenie dróg	Liczba km dróg w przeliczeniu na 100 km ² 0,11	U1	
Stopień izolacji siedlisk	Wskaźnik opisowy w trzystopniowej skali 1 – ciągle połączenia z innymi obszarami zasiedlonymi przez populacje rysia	FV	
Perspektywy zachowania	Uzasadnić ocenę w kontekście możliwości rozwoju populacji w obrębie kompleksu, jego łączności z sąsiednimi kompleksami leśnymi i możliwości swobodnej migracji osobników, zagrożeń dla drożności korytarzy, obecności populacji rysia w sąsiednich kompleksach leśnych i ich stanu, przewidywanych oddziaływań i planowanych inwestycji w obrębie stanowiska mogących mieć wpływ na populację rysia, zagrożeń dla populacji dzikich zwierząt kopytnych w obrębie kompleksu Perspektywy zachowania gatunku są niezadawalające, ze względu na liczne inwestycje drogowe planowane w badanym obszarze. Proces zachodzących zmian jest szybki, przez co w najbliższych latach można się spodziewać gwałtownego spadku wartości parametrów opisujących zarówno stan siedliska, jak i populacji rysia.		U1
Ocena ogólna			U1

Lista najważniejszych aktualnych i przewidywanych oddziaływań (zagrożeń) na gatunek i jego siedlisko na badanym stanowisku (w tym aktualny sposób użytkowania, planowane inwestycje, planowane zmiany w zarządzaniu i użytkowaniu); kodowanie oddziaływań/zagrożeń zgodne z Załącznikiem E do Standardowego Formularza Danych dla obszarów Natura 2000; wpływ oddziaływania: „+” – pozytywny, „-” – negatywny, „0” – neutralny; intensywność oddziaływania: A – silna, B – umiarkowana, C – słaba

Aktualne oddziaływania				
Kod	Nazwa działalności	Intensywność Wybrać właściwą literę	Wpływ Wybrać właściwe oznaczenie	Syntetyczny opis
166	Usuwanie martwych i umierającym drzew	B	–	Zubożanie struktury lasu, brak miejsc zapewniających odpowiednie warunki zarówno do polowania, ukrywania ofiar, jak i dziennego odpoczynku rysi
243	Chwyatanie, trucie, kłusownictwo	B	–	Przypadki śmierci rysi we wnykach zastawianych przez kłusowników na zwierzynę płową, nielegalny odstrzał
400	Tereny zurbanizowane, tereny zamieszkane	B	–	Coraz większy wpływ terenów zurbanizowanych na obszar (w szczególności miasta Białystok)
500	Sieć transportowa	A	–	Negatywny wpływ na populację bytujących zwierząt: c) wzrost natężenia ruchu na drogach – zwiększona śmiertelność – podwyższona emisja hałasu d) budowa nowych dróg i obwodnic miast – dalsza fragmentacja i izolacja siedlisk i populacji
502	Drogi szosy	A	–	Negatywny wpływ na populację bytujących zwierząt: a) wzrost natężenia ruchu na drogach – zwiększona śmiertelność – podwyższona emisja hałasu b) budowa nowych dróg i obwodnic miast – dalsza fragmentacja i izolacja siedlisk i populacji

Zagrożenia (przyszłe, przewidywane oddziaływania)				
Kod	Nazwa	Intensywność	Wpływ	Syntetyczny opis
166	Usuwanie martwych i umierającym drzew	B	–	Zubożanie struktury lasu, brak miejsc zapewniających odpowiednie warunki zarówno do polowania, ukrywania ofiar, jak i dziennego odpoczynku rysi
243	Chwyatanie, trucie, kłusownictwo	B	–	Przypadki śmierci rysi we wnykach zastawianych przez kłusowników na zwierzynę płową, nielegalny odstrzał
400	Tereny zurbanizowane, tereny zamieszkane	B	–	Dalszy rozwój terenów zurbanizowanych związanych przede wszystkim z rozwojem miasta Białystok

500	Sieć transportowa	A	–	Dalszy rozwój infrastruktury drogowej spowoduje wycofanie się gatunku z obszarów planowanych inwestycji drogowych (wzrost natężenia ruchu na drogach, budowa nowych dróg, obwodnic miast)
502	Drogi, szosy	A	–	Dalszy rozwój infrastruktury drogowej spowoduje wycofanie się gatunku z obszarów planowanych inwestycji drogowych (wzrost natężenia ruchu na drogach, budowa nowych dróg, obwodnic miast)

Inne informacje	
Inne wartości przyrodnicze	<i>Inne ważne gatunki zwierząt (z załączników Dyrektyw Siedliskowej i Ptasiej, gatunki zagrożone w Polsce) obserwowane w trakcie monitoringu rysia</i> Nie obserwowano
Gatunki obce i inwazyjne	<i>Wymienić obserwowane gatunki obce i inwazyjne</i> Nie obserwowano
Zarządzanie terenem	<i>Wymienić instytucje, organizacje, podmioty prawne odpowiedzialne za gospodarowanie na tym terenie (np. park narodowy, nadleśnictwo i leśnictwa, RZGW itd.</i> Lasami Puszczy Knyszyńskiej administruje 7 nadleśnictw: Żednia, Waliły, Krynki, Dojlidy, Supraśl, Czarna Białostocka, Knyszyn W obrębie Puszczy Knyszyńskiej funkcjonuje Park Krajobrazowy Puszczy Knyszyńskiej
Istniejące plany i programy ochrony/zarządzania/zagospodarowania	<i>Plany ochrony parków i rezerwatów, plany urządzania lasu, programy ochrony przyrody w LP, projekty renaturalizacji (np. LIFE, Ekofundusz). Wszelkie dokumenty, które mogą mieć znaczenie dla ochrony opisywanego siedliska przyrodniczego na tym obszarze</i> Plany Urządzania Lasu opracowane dla wszystkich wymienionych wyżej nadleśnictw
Inne uwagi	<i>Wszelkie informacje pomocne przy interpretacji wyników</i>
Prowadzone zabiegi ochronne i ocena ich skuteczności	<i>Opisać, czy w badanym kompleksie leśnym prowadzi się jakieś działania ukierunkowane na ochronę gatunku</i> Brak działań ukierunkowanych na ochronę gatunku
Dokumentacja fotograficzna	PLC200006_Lynx Lynx_OstojaKnyszyńska_Foto1.jpg/J.Ziemek PLC200006_Lynx Lynx_OstojaKnyszyńska_Foto2.jpg/J.Ziemek

5. Gatunki o podobnych wymaganiach ekologicznych, dla których można zaadaptować opracowaną metodykę

Z uwagi na wymagania siedliskowe (rozległe kompleksy leśne), niewielkie zagęszczenia w siedliskach, znaczną wielkość terytoriów/arealów, dalekie zasięgi migracji, podobną bazę pokarmową, gatunkami o zbliżonych do rysia wymaganiach są wilk i niedźwiedź. W związku z tym oraz z przynajmniej częściowym nakładaniem się zasięgów występowania, można wobec nich zastosować tę samą (lub lekko zmodyfikowaną) metodykę monitoringu. W odniesieniu do rysia i wilka, monitoring może być prowadzony równocześnie, w ramach tych samych działań. W odniesieniu do niedźwiedzia zimowe tropienia mają ograniczone znaczenie, chyba że przeprowadzi się specjalne tropienia w marcu.

6. Ochrona gatunku

Ryś powinien podlegać nadal ścisłej ochronie gatunkowej, a przy tym ochronie czynnej, polegającej na wspieraniu rozszerzenia się zasięgu występowania gatunku, poprzez wykonywanie zabiegów ochronnych utrzymujących właściwy stan siedlisk tych zwierząt, a także ochronę integralności i łączności siedlisk oraz ochronę szlaków dyspersji – korytarzy ekologicznych. Na obszarach występowania rysia oraz na obszarach kolonizowanych przez ten gatunek należy chronić, a także czynnie wprowadzać zróżnicowaną strukturę gatunkową i wiekową lasów, promować obecność gęstego podszytu, wykrotów i drzew leżących. W obrębie zasięgu rysia należy w planach łowieckich dotyczących pozyskania jelenia i sarny uwzględnić udział drapieżnictwa rysia.

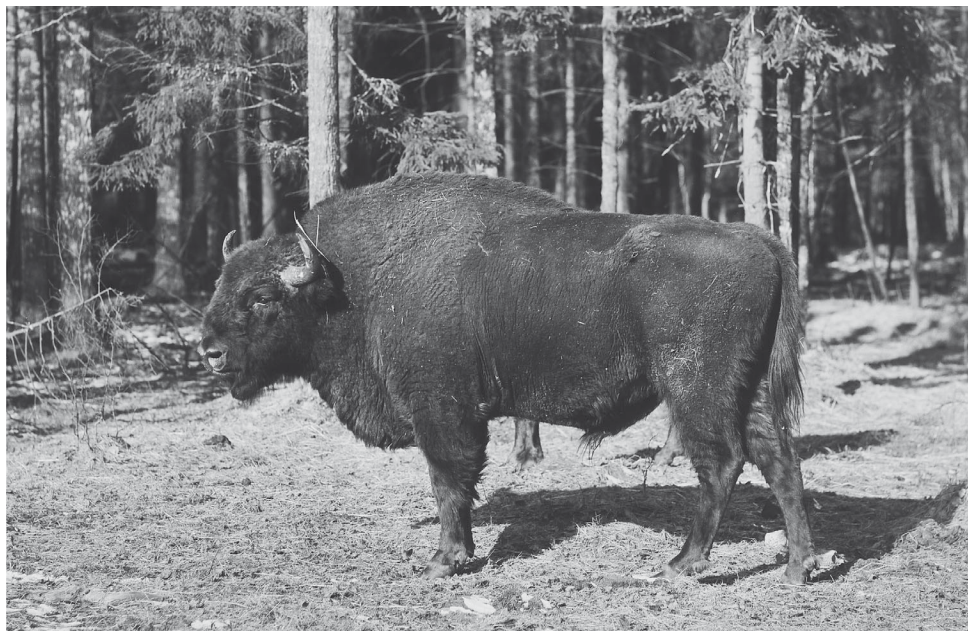
7. Literatura

- Jędrzejewski W., Jędrzejewska B., Schmidt K., Okarma H., Kowalczyk R. 1999. Ekologia rysia w Puszczy Białowieskiej, Wiadomości ekologiczne. 15 (1): 17–41.
- Jędrzejewski W., Nowak S., Schmidt K., Jędrzejewska B. 2002. Wilk i ryś w Polsce – wyniki inwentaryzacji w 2001 roku. Kosmos, 51: 491–499.
- Jędrzejewski W., Schmidt K., Okarma H. and Kowalczyk R. 2002. Movement pattern and home range use by the Eurasian lynx in Białowieża Primeval Forest (Poland). Annales Zoologici Fennici 39: 29–41.
- Niedziałkowska M., Jędrzejewski W., Mysłajek R. W., Nowak S., Jędrzejewska B., and Schmidt K. 2006. Environmental correlates of Eurasian lynx occurrence in Poland – Large scale census and GIS mapping. Biological Conservation, 133: 63–69.
- Okarma H., Jędrzejewski W., Schmidt K., Kowalczyk R., and Jędrzejewska B. 1997. Predation of Eurasian lynx on roe deer and red deer in Białowieża Primeval Forest, Poland. Acta Theriologica 42: 203–224.
- Okarma H. 2000. Ryś. Oficyna Edytorska „Wydawnictwo Świat”, Warszawa: 1–80.
- Schmidt K., Jędrzejewski W. and Okarma H. 1997. Spatial organization and social relations in the Eurasian lynx population in Białowieża Primeval Forest, Poland. Acta Theriologica 42: 289–312.
- Schmidt K., and Kowalczyk R. 2006. Using scent-marking stations to collect hair samples to monitor Eurasian lynx population. Wildlife Society Bulletin 34 (2): 462–466.

Opracowali: **Włodzimierz Jędrzejewski, Tomasz Borowik i Sabina Nowak**

2647 ***Żubr**

Bison bonasus (Linnaeus, 1758)



Fot. 1. Typowy byk białowieski (© Z.A. Krasieński)

I. INFORMACJA O GATUNKU

1. Przynależność systematyczna

Rząd: parzystokopytne ARTIODACTYLA

Rodzina: krętorogie (pustorogie) BOVIDAE

2. Status prawny i zagrożenie gatunku

Prawo międzynarodowe

Dyrektywa Siedliskowa – Załącznik II (gatunek priorytetowy) i IV

Konwencja Berneńska – Załącznik III

Prawo krajowe

Ochrona gatunkowa – ochrona ścisła

Kategoria zagrożenia IUCN

Czerwona lista IUCN – VU

Polska czerwona lista (2002) – EN

Polska czerwona księga (2001) – EN

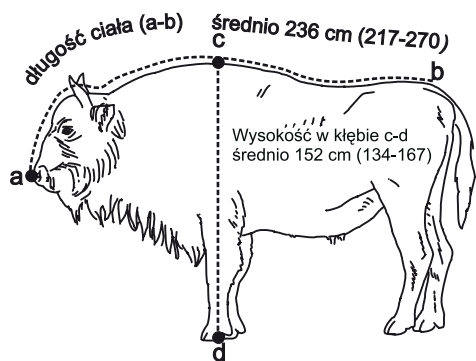
Czerwona lista dla Karpat (2003) – EN (w Polsce – VU)



Fot. 2. Typowa białowieska żubrzyca (© Archiwum BPN)

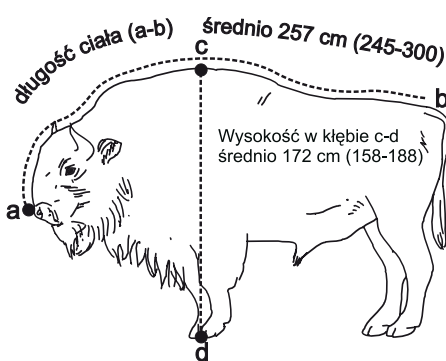
3. Opis gatunku

Żubr *Bison bonasus* jest największym lądowym ssakiem europejskim. Masa ciała dorosłego samca waha się od 580 do 920 kg, samicy od 320 do 640 kg. Dymorfizm płciowy obserwujemy także w budowie ciała (fot. 1, 2; ryc. 1, 2). U byków bardziej rozbudowane są przednie partie ciała. Szczególnie wysokie wyrostki kolczyste kręgów piersiowych otoczo-



Masa ciała dorosłej żubrzycy z hodowli rezerwatowej
 średnio 460 kg (320-640)
 Masa ciała dorosłej żubrzycy ze stada wolnego
 w Puszczy Białowieskiej średnio 424 kg (340-540)

Ryc. 1. Sylwetka dorosłej żubrzycy (krowy). Źródło: Krasieńska i Krasieński 2004.



Masa ciała dorosłego byka z hodowli rezerwatowej
 średnio 747 kg (580-920)
 Masa ciała dorosłego byka ze stada wolnego
 w Puszczy Białowieskiej średnio 634 kg (436-840)

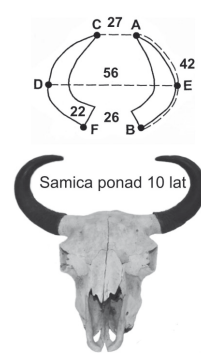
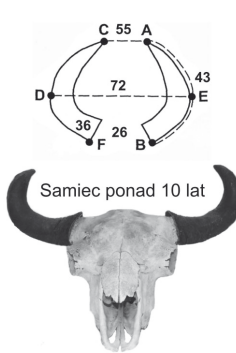
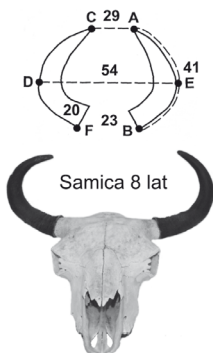
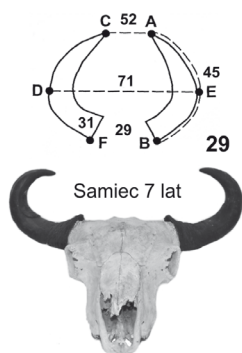
Ryc. 2. Sylwetka dorosłego samca (byka). Źródło: Krasieńska i Krasieński 2004.



Ryc. 3. Określenie wieku młodych żubrów po rogach. Od lewej rogi żubra około półrocznego, 2-letniego i 3-letniego. Źródło: Krasieńska i Krasieński 2004.

ne są potężnymi mięśniami tej okolicy i tworzą tak zwany garb (kłąb). U samic proporcje pomiędzy przednią i tylną częścią ciała nie są tak silnie wyrażone, co nadaje im bardziej harmonijny wygląd. Nisko osadzoną głowę utrzymuje ścięgniste więzadło karkowe.

Rogi występują u żubrów obu płci i odchodzą blisko tylnej krawędzi głowy. Róg żubra składa się z pokrywy rogowej, koloru stalowoczarnej, pokrywającej wyrostek kostny zwany możdżeniem. Jest on zbudowany z porowatej tkanki kostnej, która otacza jamę, stąd określenie pustorogie. W poprzek jamy przebiegają ukośnie beleczki kostne. Wzmacnia to całą konstrukcję możdżenia. Cielęta rodzą się z zawiązkami rogów, które powiększają się wraz z wiekiem. U dwuletnich żubrów rogi zaczynają zaginać się do środka, u samic końce rogów są bardziej zagięte (ryc. 3, 4, 5).



Ryc. 4. Rogi żubrów 7–8-letnich osiągają maksymalne rozmiary. Pomiary rogów (cm): długość rogu po zewnętrznej krzywiznie (AB), odległość między końcami rogów (AC), maksymalny rozstaw rogów – rozłoga (DE), międzyroże (FB), obwód rogu u nasady (F). Źródło: Krasieńska i Krasieński 2004.

Ryc. 5. W wieku 10 lat u samców końce rogów często są już tępe, a u samicy ostro zakończone. Oznaczenia jak w ryc. 4. Źródło: Krasieńska i Krasieński 2004.

Okrywa włosowa dorosłego żubra ma barwę płowobrunatną. Przednie partie ciała, do końca łopatki, pokryte są dłuższymi włosami, a tylne krótszą sierścią. Boki głowy i dolne części nóg są ubarwione ciemniej. Głowa, szyja i przód ciała pokryte są dłuższymi włosami, które wzdłuż dolnej strony szyi i przedpiersia tworzą tak zwaną „brodę”. Tylna partia ciała pokryta jest krótkimi włosami i zakończona ogonem, porośniętym długimi włosami sięgającymi do stawu skokowego. Na wiosnę żubry linieją, to znaczy zmieniają sierść z zimowej na letnią. Cielęta przy urodzeniu są rudobrunatne, a po pierwszej lince, która ma miejsce około 3–4 miesiąca życia, stają się płowobrunatne.

4. Biologia gatunku

Żubr jest zwierzęciem stadnym, to znaczy żyje w grupach. Podstawowymi jednostkami populacji żubrów są grupy mieszane oraz grupy byków. Grupy mieszane zawierają w swym składzie krowy, młodzież i cielęta. Średnia wielkość grupy mieszanej w Puszczy Białowieskiej wynosi 12–13 osobników. W lasach nizinnych Polski najczęściej spotyka się stada mieszane liczące do 20 osobników, podobnie jak w Bieszczadach. Można jednak spotkać stada liczące kilkadziesiąt osobników, jak i grupy składające się z kilku żubrów. Grupy byków są znacznie mniejsze i średnio liczą 2 osobniki. Młode byki, 4–6-letnie, najczęściej występują w grupach kawalerskich liczących 2–7 osobników. Osobniki starsze chodzą zazwyczaj samotnie (ponad 60%) lub w parach. Do grup mieszanych w sezonie rui dołączają dojrzałe byki. Okres rui jest dość długi (pierwsze symptomy obserwujemy pod koniec lipca) i trwa do października. Dlatego sezon porodów jest również długi i trwa od maja do lipca. Zdarzają się jednak urodzenia w sierpniu, wrześniu, październiku, a nawet w listopadzie.

W sezonie wegetacyjnym, trwającym w Polsce od maja do października, żubry odbywają wędrówki w poszukiwaniu pokarmu. Celem wędrówek jest poszukiwanie siedlisk, w których w danym momencie można znaleźć pokarm w ilości wystarczającej dla tego dużego przeżuwacza. Żubry żerują aktywnie w ruchu, ich przemieszczenia mają charakter ciągły, dlatego ślady ich żerowania są mało widoczne nawet po przejściu dużego stada. Taki system żerowania pozwala na regenerację roślinności przed ponownym pojawieniem się żubrów w tych miejscach.

Rytm dobowej aktywności żubrów jest wielofazowy i składa się z żerowania, odpoczynku i ruchu. W sezonie wegetacyjnym żubry 60% czasu dobowej aktywności poświęcają na żerowanie, 30% na odpoczynek, a pozostałe 10% stanowi ruch bez pobierania pokarmu. W okresie zimowym, w większości wolno żyjących populacji w Polsce i na świecie, żubry są dokarmiane. Wpływa to na zachowanie się zwierząt. Żubry gromadzą się wówczas w miejscach stałego dokarmiania. Powoduje to dużą koncentrację zwierząt na małej powierzchni oraz ograniczenie ruchu. Zmieniają się także proporcje aktywności żubrów, które aż 60% czasu przeznaczają na odpoczynek, a 30% na jedzenie siana dostarczanego przez człowieka. Zaburzyć te proporcje mogą warunki pogodowe, np. łagodne i mało śnieżne zimy. Wówczas żubry w ograniczonym procencie korzystają z dokarmiania i poszukują żeru naturalnego.

Głównym składnikiem diety żubrów są trawy i rośliny zielne dna lasu (70–90% diety), pokarm pochodzenia drzewnego (pędy, liście i kora) stanowi uzupełnienie (10–30%).

Grupy mieszane żubrów wykazują przywiązanie do zajmowanych areałów i przez kilka lat mogą odwiedzać te same tereny. Areały samców są większe, gdyż w okresie rui byki mogą dołączać do kilku grup mieszanych. Areał takich osobników w Puszczy Białowieskiej sięga nawet do 150 km². Maksymalne areały grup mieszanych na ogół nie przekraczają 100 km².

Żubry nigdy nie odbywały migracji sezonowych. Środowisko, w jakim żyją, nie zmusza ich do odbywania dalekich wędrówek w poszukiwaniu pokarmu. Dalekie migracje byków odnotowano w Polsce, Białorusi i Litwie. W czasach, gdy żubry zajmowały zwarty areał migracje takie powodowały przepływ genów pomiędzy poszczególnymi populacjami. W Polsce może dojść do wymiany genów pomiędzy położonymi w sąsiedztwie populacjami z Puszczy Białowieskiej i Puszczy Knyszyńskiej oraz w Karpatach na pograniczu Polski, Ukrainy i Słowacji.

5. Wymagania siedliskowe

Żubr jest zwierzęciem strefy klimatu umiarkowanego, jego naturalne środowisko stanowiły rozległe lasy liściaste i mieszane, w których znajdowały niezbędny pokarm roślinny przez cały rok. W nizinnych lasach Europy Środkowej na żyznych siedliskach, gatunkami lasotwórczymi były dęby, jesiony, klony, graby, osiki i brzozy i w zależności od typu lasu posiadały domieszkę drzew iglastych, świerka i sosny. W innych regionach gatunkiem dominującym były buki, jawory i modrzewie. Wiatry i huragany powalały drzewa, których części wierzchołkowe, pędy, kora i liście stanowiły obfite źródło pokarmu. W powstałych lukach młoda roślinność zielna uzyskiwała dostęp do słońca i rosła obficie, stanowiąc przez wiele lat atrakcyjny żer dla żubrów. Owoce dębów – żołędzie dostarczały pokarm bogaty w białko. W latach urodzaju żołędzi były one czynnikiem wpływającym na wzrost populacji. Z biegiem lat żyzne siedliska człowiek zamieniał na pola uprawne, co powodowało kurczenie się areалу żubrów. Doliny nadrzeczne koszone, zbierając siano dla bydła domowego. Żubry chętnie żerowały na skoszonych łąkach. W okresie zimowym korzystały też z siana gromadzonego w stogach i brogach.

Jedyne zachowane informacje o funkcjonowaniu naturalnych populacji żubra pochodzą z Puszczy Białowieskiej, która była i jest nadal modelowym przykładem funkcjonowania ekosystemu, w którym bytuje zespół kopytnych z żubrem na czele. W XVI wieku w Puszczy Białowieskiej utworzono specjalną służbę leśną, której zadaniem była ochrona żubrów oraz przygotowywanie dla nich siana na okres zimowy. System ten osiągnął swoje apogeum w XIX w, kiedy w Puszczy stworzono sieć specjalnych polan śródleśnych



Fot. 3. Las świeży (grąd wysoki) w Puszczy Białowieskiej (© Z.A. Kasiński)



Fot. 4. Ols w Puszczy Białowieskiej (© Z.A.Krasiński)

dostarczających pokarm na potrzeby zwierzyny oraz sieć paśników w celu dokarmiania zimowego. Wymagało tego stale rosnące поголовье żubrów i zwierząt łownych. Taki model jest utrzymywany w Puszczy obecnie, gdyż wymaga tego systematycznie rosnąca liczeb-



Fot. 5. Łąka poza granicami Puszczy Białowieskiej. Dla funkcjonowania populacji żubrów w kompleksach leśnych niezbędna jest heterogenność środowiska, aby zwierzęta mogły znaleźć odpowiednią ilość pokarmu we wszystkich sezonach roku. W przypadku żubrów mniejsze znaczenie odgrywa istnienie osłon naturalnych (© Z.A. Krasiński)

ność żubrów. W 2009 r. w obu częściach Puszczy (polska i białoruska) przebywało ponad 800 żubrów. Przy takiej liczebności dokarmianie zimowe jest niezbędne. Wzbogacić bazę żerową można przez właściwe zagospodarowanie wszystkich polan śródleśnych i łąk znajdujących się na terenie Puszczy.

Optymalnym środowiskiem do życia żubrów w regionie kontynentalnym są lasy liściaste i mieszane, na drugim miejscu plasują się łąg olszowo-jesionowy i ols (fot. 3, 4). Sezonowo żubry użytkują również lasy iglaste, głównie bór mieszany świeży. W kompleksach leśnych posiadających duży procent powierzchni otwartych (łąki, polany śródleśne) żubry mogą wykorzystywać te tereny sezonowo w dużym stopniu (20–45% obserwacji), w innych ich użytkowanie jest niższe – do 20% (fot. 5). W środowisku górskim (Bieszczady) żubry użytkują głównie siedliska leśne (80% obserwacji). W sezonie wegetacyjnym najczęściej użytkowane są drzewostany bukowe (48%), następnie olszyny 32%, a lasy sosnowe tylko w 9%. Około 18% powierzchni areałów stanowią tereny otwarte, głównie koszone łąki.

Żubry okazały się zwierzętami na tyle plastycznymi, że po wielu latach hodowli zamkniętej, po wypuszczeniu na wolność, szybko zaadaptowały się do nowych warunków życia. Tylko w skrajnie niekorzystnych warunkach nie odnotowano sukcesu w introdukcji. Przykładem jest nieudana próba utworzenia wolnych populacji w Kirgizji (SARY ČELEKSKIJ ZAPOVEDNIK), z uwagi na niesprzyjające żubrom środowisko. Podmokłe, bagienne tereny BEREZINSKOGO ZAPOVEDNIKA były przyczyną migracji żubrów na tereny BORISOVSKOGO LESKHOZA MINSKOJ OBLASTI.

Każda z obecnie istniejących, wolno żyjących populacji żubra w Polsce funkcjonuje w specyficznych dla danego regionu warunkach przyrodniczych i gospodarczo-społecznych i dlatego opracowanie jednego modelu wymagań ekologicznych nie jest celowe. Podział na dwa regiony kontynentalny (CON) i górski (alpejski ALP) jest bardzo ogólny, ale mieszczą się w nim wszystkie populacje istniejące w Polsce.

Nowe populacje należy tworzyć na obszarach, na których docelowa liczebność nie powinna być mniejsza niż 100 osobników. Wielkość grupy założycielskiej powinna wynosić 15–20 osobników, dobranych pod względem pochodzenia, wieku i płci. Z reguły do introdukcji typuje się osobniki młode, w wieku do 5 lat, ale zalecane jest aby w grupie znalazły się 2–3 dorosłe krowy, które mogą się stać przewodniczkami stad.

6. Rozmieszczenie gatunku w Polsce

W Polsce występuje pięć wolno żyjących populacji żubra: w Puszczy Białowieskiej, Puszczy Knyszyńskiej, Puszczy Boreckiej, w obszarze Mirosławiec (Stado Zachodniopomorskie) oraz w Bieszczadach (ryc. 6). Dla ich ochrony zaproponowano utworzenie 5 specjalnych obszarów ochrony siedlisk sieci Natura 2000:

Puszcza Białowieska PLC200004
 Puszcza Borecka PLB280006
 Puszcza Knyszyńska PLB200003
 Mirosławiec PLH320045
 Bieszczady PLC18001



Ryc. 6. Zasięg występowania żubra *Bison bonasus* w Polsce (wg raportu dla Komisji Europejskiej 2007) i stanowiska monitorowane w latach 2007–2008 w ramach zadania: *Monitoring gatunków i siedlisk przyrodniczych ze szczególnym uwzględnieniem specjalnych obszarów ochrony siedlisk Natura 2000 – faza pierwsza i faza druga* (zaznaczono środkowe współrzędne geograficzne stanowisk).

II. METODYKA

1. Koncepcja monitoringu gatunku

We wszystkich wolno żyjących populacjach żubra prowadzony jest monitoring liczebności od początku ich utworzenia, a dane te są publikowane w kolejnych numerach Księgi Rodowodowej Żubra. W populacjach będących obiektem systematycznych badań ekologicznych, jak np. PUSZCZA BIAŁOWIESKA, prowadzona jest od ponad 50 lat ocena stanu populacji na podstawie analizy zmian liczebności, struktury wiekowo-płciowej populacji, poziomu rozrodu i śmiertelności, stanu zdrowia, jak również wybiórczości siedliskowej i zmian struktury przestrzennej. W innych populacjach taki szczegółowy monitoring był prowadzony tylko okresowo. Wprowadzenie znakowania żubrów, początkowo w Puszczy Białowieskiej, następnie w Bieszczadach i ostatnio w Puszczy Knyszyńskiej oraz w obszarze Mirosławiec pozwoliło prowadzić również monitoring zmian wielkości areálu populacji, wielkości arealów osobniczych, usytuowania areálu populacji w obszarze. Kilkakrotnie dokonywano oceny stanu gatunku *Bison bonasus* w Polsce, analizując wieloletnią dynamikę liczebności żubrów żyjących w hodowli zamkniętej oraz wolnych populacjach, przygotowując raporty, ekspertyzy i publikacje. Dane dotyczące monitoringu wolnych po-

pulacji żubra można również znaleźć w wydanej w języku polskim monografii przyrodniczej Żubr, oraz w wersjach aktualizowanych, wydanych w języku angielskim i niemieckim (Krasińska i Krasiński 2004, 2007, 2008).

Monitoring każdej populacji jest prowadzony przez instytucję zarządzającą żubrami. W Puszczy Białowieskiej monitoring liczebności żubrów oraz ocena stanu zdrowia jest prowadzona przez Białowiecki Park Narodowy. Natomiast dane o areale populacji, wielkości arealów osobniczych oraz preferencjach środowiskowych żubrów gromadzone są w Zakładzie Badania Ssaków PAN w Białowieży. W Puszczy Knyszyńskiej monitoringiem liczebności i rozprzestrzenienia żubra zajmują się pracownicy nadleśnictw: Krynki i Waliły, podobnie w Puszczy Boreckiej prowadzą go pracownicy Nadleśnictwa Borki i Czerwony Dwór. W Bieszczadach monitoring żubra prowadzi Stacja Badawcza Fauny Karpat w Ustrzykach Dolnych Muzeum i Instytutu Zoologii PAN w Warszawie. Dane dotyczące stada zachodniopomorskiego zbierane są przez Zespół Drawskiego i Ińskiego Parku Krajo-
brazowego w Złocięcu.

2. Wskaźniki i ocena stanu ochrony gatunku

Monitoring wolno żyjących populacji żubra jest analizowany w oparciu o wskaźniki umożliwiające ocenę stanu populacji i siedliska (czcionką pogrubioną oznaczono wskaźniki, które powinny być oceniane w każdej populacji, patrz tabela 1). Waloryzację wskaźników oparto na doświadczeniach własnych autora i danych z literatury (Krasińska, Krasiński 2004, 2007, 2008).

Wskaźniki stanu populacji

Tab. 1. Wskaźniki stanu populacji żubra

Wskaźnik	Miara	Sposób pomiaru/określenia
Populacja		
Liczebność	osobnik	Liczba osobników wszystkich klas wiekowych w populacji
Struktura wiekowo-płciowa populacji	%	Udział w populacji byków wieku ≥ 4 lata, krów w wieku ≥ 4 lata, młodzieży 2–3-letniej obu płci i cieląt obu płci
Poziom rozrodu	%	Współczynnik urodzeń – stosunek liczby urodzonych cieląt do liczebności populacji na początku danego roku kalendarzowego
Płodność*	%	Współczynnik płodności – stosunek liczby urodzonych cieląt do liczby krów wieku ≥ 4 lat życia na koniec roku kalendarzowego
Poziom śmiertelności naturalnej	%	Współczynnik śmiertelności – stosunek liczby zwierząt padłych do liczebności populacji na koniec roku kalendarzowego

*Wskaźnik do wykorzystania w tych populacjach, w których możliwe jest określenie liczby krów zdolnych do rozrodu.

Inne informacje o populacji, które można dodatkowo wykorzystać w ocenie jej stanu:

- **Ubytki zwierząt w populacji.** Analiza danych dotyczących liczby zwierząt padłych i eliminowanych pozwala ocenić wpływ poszczególnych elementów na liczebność populacji.
- **Przywozy żubrów.** Mogą mieć znaczenie dla wzrostu zróżnicowania genetycznego populacji.
- **Stan zdrowotny żubrów w populacji.** Jego ocena jest bardzo istotna, ale nie można tej oceny wyrazić jednym wskaźnikiem. Na tę ocenę składają się poziom naturalnej śmiertelności (omówiony w tab. 1), kondycja zwierząt (oceniana w zimie) i wyniki ewentualnej autopsji jeśli w populacji prowadzi się odstrzały selekcyjno-redukcyjne.
Dobra kondycja w przypadku >70% osobników to stan właściwy FV, w przypadku 50–70% – stan niezadowolający U1, w przypadku <50% – stan zły U2.
Jeśli obecność zmian patologicznych w narządach wewnętrznych dotyczy <25% sekcjonowanych zwierząt, wskazuje to na stan właściwy FV, jeśli dotyczy 25–50% – stan niezadowolający U1, a jeśli >50% – stan zły U2.

Wskaźniki stanu siedliska

Określanie stanu siedliska dokonywane jest w odniesieniu do potrzeb pokarmowych żubrów.

Tab. 2. Wskaźniki do monitoringu stanu siedlisk żubra

Wskaźnik	Miara	Sposób pomiaru/określenia
Siedlisko		
Drzewostany liściaste i mieszane	%	Udział drzewostanów liściastych i mieszanych w powierzchni obszaru – stanowiska populacji, określany na podstawie operatów urządzeniowych lub map GIS
Tereny otwarte	%	Udział terenów otwartych w powierzchni obszaru – stanowiska populacji, określany na podstawie operatów urządzeniowych lub map GIS
Fragmentacja siedliska	%	Udział lasu niepodzielonego na części przez wsie, osady czy pola uprawne w powierzchni obszaru – stanowiska populacji, określany, na podstawie map satelitarnych

Inne informacje o siedlisku, które można dodatkowo wykorzystać w ocenie jego stanu:

- **Powierzchnia areалу populacji i jego usytuowanie przestrzenne w obszarze stanowiącym stanowisko populacji.** Analizowana co 5 lat i porównywana z danymi wcześniejszymi. Stan właściwy (FV) to taki, gdy areał populacji pokrywa się z obszarem stanowiącym stanowisko populacji lub <20% areálu może znajdować się poza tym obszarem, gdy 20–40% areálu jest poza obszarem – stan jest niezadowolający U1, gdy >45% areálu leży poza obszarem – stan jest zły U2.
- **Występowanie dogodnych miejsc rozrodu i schronienia.** Stan, gdy są one równomiernie rozproszone w obszarze jest uznany za właściwy FV, gdy są nieliczne, ale rozproszone jako niezadowolający U1 lub nieliczne i skupione w jednym miejscu – jako zły U2.
- **Wodopoje i naturalne źródła wody pitnej dla żubrów.** Stan, gdy są one równomiernie rozproszone w obszarze, jest uznany za właściwy FV, gdy są nieliczne, ale rozproszone, jako niezadowolający U1 lub nieliczne i skupione w jednym miejscu jako zły U2.

- **Warunki klimatyczne.** Ich wpływ na funkcjonowanie populacji może być analizowany w dużych przedziałach czasowych np. co 10, 20 lat. Można analizować wpływ zmian średniej temperatury dziennej w ciągu roku i rocznej sumy opadów na wykorzystanie różnych typów środowiska przez żubry.

Tab. 3. Waloryzacja wskaźników stanu populacji i stanu siedliska wolno żyjących populacji żubra (wskaźniki zaznaczone czcionką pogrubioną powinny być oceniane w każdej populacji)

Wskaźnik/Ocena*	FV	U1	U2
Populacja			
Liczebność liczba osobników i trend, zapis: 100 ↑ (wzrost) i 100 ↓ (spadek),	Liczebność ≥ 100 osobników zapewniająca bezpieczeństwo demograficzne populacji, wykazująca wzrost lub stabilizację Liczebność 50–100 osobników (populacja funkcjonująca przy ryzyku utraty zmienności genetycznej) wykazująca stałą tendencję wzrostu	Liczebność 50–100 osobników wykazująca tendencję spadku (>1% rocznie) Liczebność <50 osobników z tendencją wzrostu	Liczebność <50 osobników , nie gwarantująca normalnego funkcjonowania populacji, stabilna lub z tendencją spadkową
Struktura wiekowo-płciowa: Byki ≥ 4 lata Krowy ≥ 4 lata Młodzież 2–3 lata Cielęta do roku	odpowiednia (20–25% 30–35% 20–25% od 15% wzwyż)	nieodpowiednia (15–20% 25–30% 15–20% 10–15%)	zła (<15% <25% <15% <10%)
Poziom rozrodu	$\geq 15\%$	10–14%	<10%
Współczynnik płodności	$\geq 45\%$	30–45%	<30%
Poziom śmiertelności	<10%	10–20%	>20%
Siedlisko			
Drzewostany liściaste i mieszane	>40%	30–40%	<30%
Tereny otwarte	$\geq 2\%$ Corocznie koszone. Rekultywowane raz na 5 lat, trawa suszona i zabierana. W obszarach o przewadze lasów iglastych udział terenów otwartych powinien wynosić przynajmniej 10% powierzchni obszaru	<2% (w obszarach o przewadze lasów iglastych <10%) powierzchni obszaru Corocznie koszone, trawa zostawiana na powierzchni łąk	Nie koszone
Fragmentacja siedliska	>60% lasu niepodzielonego na części przez wsie, osady, pola uprawne w obszarze stanowiącym stanowisko populacji	40–50% lasu niepodzielonego na części obszarze stanowiącym stanowisko populacji	<40% lasu niepodzielonego na części w obszarze stanowiącym stanowisko populacji

*FV – stan właściwy, U1 – stan niezadowalający, U2 – stan zły

Wskaźniki kardynalne

- liczebność,
- udział lasów liściastych i mieszanych,
- obecność terenów otwartych w obszarze.

Ocena stanu populacji

Stan populacji ocenia się w oparciu o co najmniej trzy wskaźniki: **liczebność, poziom rozrodu, poziom śmiertelności**. Ocena wskaźnika **liczebność** populacji jest decydująca w łącznej ocenie stanu populacji.

Ocena właściwa FV jest przyznawana w następujących przypadkach:

- wszystkie trzy wskaźniki mają ocenę FV,
- wskaźniki liczebność i rozród mają ocenę FV, a śmiertelność – U1,
- wskaźniki liczebność i śmiertelność mają ocenę FV, a rozród – U1.

Ocena niewłaściwa – niezadowolająca U1 jest przyznawana w następujących przypadkach:

- wskaźniki liczebność i śmiertelność mają ocenę FV, a rozród – U2,
- wskaźniki liczebność i śmiertelność mają ocenę U1, a rozród – FV,
- wskaźniki liczebność i rozród mają ocenę FV, a śmiertelność – U2,
- wskaźniki liczebność i rozród mają ocenę U1, a śmiertelność – FV,
- wszystkie trzy wskaźniki mają ocenę U1.

Ocena niewłaściwa – zła U2 jest przyznawana w następujących przypadkach:

- wskaźnik liczebność ma ocenę U2, rozród – FV, śmiertelność – U1,
- wskaźnik liczebność ma ocenę U2, rozród – U1, śmiertelność – FV,
- wskaźnik liczebność ma ocenę U2, rozród i śmiertelność – U1,
- wskaźnik liczebność ma ocenę U2, rozród – U1, śmiertelność – U2,
- wskaźnik liczebność ma ocenę U2, rozród – U2, śmiertelność – U1,
- wszystkie trzy wskaźniki mają ocenę U2.

Ocena stanu siedliska

W przypadku siedliska żubra, dwa wskaźniki: „udział lasów liściastych i mieszanych” oraz „obecność terenów otwartych w obszarze” są najważniejsze. Jeśli te dwa wskaźniki wskazują na stan właściwy (FV), ocena stanu siedliska jest również „stan właściwy” (FV) niezależnie od oceny trzeciego wskaźnika „fragmentacja siedliska”. Stan siedliska ocenia się jako zły U2, jeśli jeden z dwóch kardynalnych wskaźników oceniony jest na U2, a drugi na U1 lub jeśli co najmniej dwa z trzech wskaźników oceniane są na U2. W pozostałych przypadkach – ocena U1 (stan niezadowolający).

Perspektywy zachowania

W ocenie perspektywy zachowania populacji żubrów należy brać pod uwagę warunki przyrodnicze, obszary występowania i uwarunkowania społeczno-gospodarcze, jak również istnienie aktualnych oddziaływań i przyszłych zagrożeń (zwłaszcza fragmentacji siedliska, obniżania się różnicowania genetycznego, konfliktów z miejscową ludnością), możliwość wzrostu liczebności danej populacji, poziom rozrodu i śmiertelności naturalnej. Szansę powiększania się areалу populacji oraz stosowane sposoby ochrony. W Polsce populacje żubrów są izolowane i nie ma możliwości utworzenia między nimi korytarzy migracyjnych.

Wyjątek stanowi sąsiedztwo Puszczy Białowieskiej i Knyszyńskiej, ale do połączenia obu populacji tam żyjących może dojść w perspektywie wielu lat. Bardziej realne wydaje się tworzenie nowych populacji drogą przewozu żubrów do wytypowanych kompleksów leśnych. Perspektywy zachowania czy rozwoju populacji żubrów powinny być oceniane oddzielnie w przypadku każdej populacji ze względu na odmienne warunki przyrodnicze i społeczno-gospodarcze. W Puszczy Białowieskiej istnieją obecnie dwie populacje, w zachodniej (polskiej) części Puszczy oraz we wschodniej (białoruskiej). Według stanu na 31.12.2009 r. w polskiej części Puszczy Białowieskiej bytowało 451 żubrów, a w białoruskiej około 370. W całym kompleksie leśnym liczebność przekroczyła 800 osobników i populacja o takiej liczebności zapewnia perspektywy jej prawidłowego rozwoju. W przyszłości zapewne dojdzie do likwidacji ogrodzenia wzdłuż granicy obu państw i połączenia się obu populacji. Największym zagrożeniem dla białowieskich żubrów są istniejące choroby, jak NZN (nekrotyczne zapalenie napletka) u samców, czy choroby pasożytnicze, jak i te, które w przyszłości mogą zagrozić żubrom – np. choroba niebieskiego języka (Bluetongue), pryszczycza czy gruźlica. Największe perspektywy rozwoju ma populacja bytująca w Bieszczadach, licząca na koniec 2008 r. 286 osobników. W Bieszczadach istnieją dwie oddzielne subpopulacje – pierwsza, wschodnia, której główna ostoja znajduje się na terenie Nadleśnictwa Lutowska i Stuposiany oraz na terenie Bieszczadzkiego Parku Narodowego. Druga, zachodnia obejmuje głównie Nadleśnictwo Brzegi Dolne. Obie populacje traktowane są łącznie i ich integracja jest tylko kwestią czasu. Dużym zagrożeniem dla żubrów na terenie Bieszczad jest stwierdzone ognisko gruźlicy oraz migracje na Ukrainę, gdzie zwierzęta te są słabiej chronione. Przykładem stabilnej populacji jest stanowisko żubrów w Puszczy Boreckiej. Liczebność żubrów szacuje się tam na 80 osobników. Byki z Puszczy Boreckiej migrują na sąsiednie tereny, np. do Puszczy Rominckiej, co stwarza perspektywy osiedlenia się tam żubrów. Zagrożeniem dla żubrów z tej populacji mogą być choroby zawleczone wraz z przywiezionymi żubrami z innych ośrodków hodowli żubrów w Polsce. Żubry z Puszczy Knyszyńskiej i Stada Zachodniopomorskiego funkcjonują w krajobrazie leśno-polnym. Liczebność ich po latach stagnacji wzrosła do 80 i 60 odpowiednio. W obu tych populacjach stosunkowo duży odsetek żubrów ginie na drogach. Największym zagrożeniem dla obu populacji może być konflikt z gospodarką rolną i konieczność wypłacania rolnikom odszkodowań.

Ocena ogólna

Gdy zarówno stan populacji, jak i stan siedliska jest właściwy (FV), to stan ochrony gatunku jest też właściwy FV, niezależnie od oceny „perspektyw zachowania”. Stan ochrony gatunku ocenia się jako zły U2, jeśli stan populacji lub/i siedliska oceniony jest jako zły U2, a drugi jako niezadowalający U1 lub jeśli co najmniej dwa z trzech parametrów stanu ochrony oceniane są na U2. W pozostałych przypadkach – stan ochrony gatunku oceniany jest na U1 (stan niezadowalający).

3. Opis badań monitoringowych

Wybór powierzchni monitoringowych i ich sugerowana wielkość

Monitoringiem powinny być objęte wszystkie wolno żyjące populacje żubrów w Polsce (nazwy populacji są podane zgodnie z ich zapisem w Księdze Rodowodowej Żubra):

- **BIESZCZADY** (żubry linii nizinno-kaukaskiej),
- **PUSZCZA BIAŁOWIESKA** (żubry linii nizinnej),
- **PUSZCZA BORECKA** (żubry linii nizinnej),
- **PUSZCZA KNYSZYŃSKA** (żubry linii nizinnej),
- **STADO ZACHODNIOPOMORSKIE** (żubry linii nizinnej).

Stanowiskiem gatunku (monitorowaną powierzchnią) jest miejsce bytowania wolno żyjącej populacji. Przeważnie stanowi je kompleks leśny, w którym bytuje przeważająca część populacji (Bieszczady, Puszcza Białowieńska, Puszcza Borecka). W stanowisku ma miejsce rozród żubrów. W przypadku populacji Puszcza Knyszyńska za stanowisko uznaje się również kompleks leśny Puszcza Knyszyńska (choć areał populacji wykracza znacznie poza jej obszar), gdyż żubry przebywają na jej terenie przez cały sezon wegetacyjny i tam się rozmnażają. W przypadku populacji Stado Zachodniopomorskie za stanowisko uznaje się obszar Natura 2000 – Mirosławiec, który pokrywa się z zasadniczą częścią areału tej populacji.

Sposób wykonywania badań

Badanie wskaźników stanu populacji

Obowiązkiem instytucji, której powierzono opiekę nad żubrami jest przeprowadzenie corocznego liczenia tych zwierząt w obszarze ich występowania. Inwentaryzacja jest prowadzona drogą kilkukrotnego liczenia bezpośredniego zwierząt w zimowych ostojach przez doświadczony personel terenowy. W okresie zimowym żubry nie są zbyt ruchliwe i rzadko opuszczają zimowe ostoje, w których są dokarmiane. Liczenie odbywa się na ogół podczas karmienia żubrów. W dużych ugrupowaniach liczenie żubrów nie jest łatwe i często trzeba je kilkakrotnie powtarzać. Jedna osoba z lornetką cały czas obserwuje żubry i dyktuje drugiej osobie skład stada w następujących klasach: byki, krowy, młodzież 2–3-letnia i cielęta do jednego roku. Dwie ostatnie kategorie liczy się z podziałem na płeć. W przypadku dużych ugrupowań inwentaryzację prowadzi dwóch obserwatorów i dwie osoby notujące. Dopiero po uzgodnieniu danych od obserwatorów ustala się ostateczna liczebność ugrupowania.

Wyniki powinny być weryfikowane przez liczenie żubrów we wszystkich zimowych ostojach przez 1–2 kolejne dni. Należy sprawdzić również wszystkie informacje o bytowaniu żubrów poza zimowymi ostojami. Ustalając liczebność żubrów należy przede wszystkim ustalić liczbę urodzonych cieląt i jeśli to możliwe ich płeć. Wskazane jest także ustalenie liczby dorosłych byków i krow (w wieku 4 lat i starszych) oraz młodzieży 2–3-letniej obu płci. W przypadku braku możliwości określenia struktury wiekowo-płciowej populacji należy ograniczyć się do ustalenia ogólnej liczebności populacji oraz liczby cieląt. W przypadku żubrów inwentaryzacja polegająca wyłącznie na liczeniu śladów zwierząt na śniegu po ponowie jest niedopuszczalna. Może ona odgrywać wyłącznie rolę pomocniczą w odnajdowaniu osobników które bytują poza głównymi ostojami. Przy opracowywaniu wyników inwentaryzacji należy przeprowadzić bilans ubytków z całego roku (upadki naturalne, eliminacje i zaginięcia), przyrostu (urodzenia) oraz ewentualnych przywozów. Po przeprowadzeniu tego bilansu zostaje ustalany stan żubrów w populacji na dzień 31 grudnia roku kalendarzowego (suma żubrów w ostojach i przebywających poza ostojami).

Ocena struktury wiekowo-płciowej wymaga obecności doświadczonego personelu i dlatego nie może być wykonana w każdej populacji. Dysponowanie informacjami o strukturze populacji umożliwia prowadzenie korekt w populacjach, w których prowadzi się eliminacje.

Poziom rozrodu wyrażony jest wielkością współczynnika urodzeń (stosunek liczby urodzonych cieląt do liczebności populacji na początku danego roku kalendarzowego) oraz współczynnika płodności (stosunek liczby urodzonych cieląt do liczby krów w wieku ≥ 4 lata w końcu roku kalendarzowego) w populacjach, w których jest to możliwe. Wskaźnik płodności informuje, jaki procent krów w populacji bierze corocznie udział w rozrodzie, i jest możliwy do obliczenia w populacjach, w których można ustalić liczbę dorosłych krów (w wieku ≥ 4 lata). Poziom rozrodu oceniamy po zakończeniu inwentaryzacji żubrów.

Poziom śmiertelności naturalnej. Współczynnik śmiertelności (stosunek liczby zwierząt padłych do liczebności populacji na koniec roku kalendarzowego) oblicza się w końcu każdego roku. Upadki naturalne notuje się na bieżąco przez cały rok, w miarę możliwości ustalając przyczynę śmierci, a wyniki autopsji wraz z danymi na temat padłego osobnika i miejsca jego znalezienia umieszcza się w protokołach.

Inne informacje, które mogą być dodatkowo wykorzystane w ocenie stanu populacji:

- **Ubytki zwierząt w populacji** wylicza się, sumując liczbę osobników padłych, eliminowanych lub zaginionych. Analizuje się przy tym wpływ tych parametrów na wielkość populacji ustalając jej liczebność w końcu każdego roku kalendarzowego. Wszystkie osobniki eliminowane powinny podlegać autopsji, której wyniki podaje się w protokole eliminacji. Protokół taki powinien zawierać informacje o zwierzęciu (nr hodowlany, wieki, płeć i ewentualnie ciężar ciała) oraz miejscu i przyczynie eliminacji.
- **Przywozy żubrów** – dane te są pomocne w analizie wzrostu liczebności i mogą mieć znaczenie dla wzrostu zróżnicowania genetycznego populacji.
- **Stan zdrowotny żubrów** w populacji powinien być oceniany w dłuższych przedziałach czasowych np. co 5 lat. Jego ocena jest bardzo istotna, ale nie można tej oceny wyrazić jednym wskaźnikiem. Na tę ocenę składają się poziom naturalnej śmiertelności, kondycja zwierząt (oceniana w zimie) i wyniki ewentualnej autopsji, jeśli w populacji prowadzi się odstrzały selekcyjno-redukcyjne. Wskazane jest też okresowe badanie kału jako wskaźnik zarażenia pasożytami wewnętrznymi, przeprowadzone przynajmniej jeden raz w roku. Przeprowadzać takie badania powinno się na reprezentatywnej grupie osobników.

Badanie wskaźników stanu siedliska

Ocena stanu siedlisk gatunku dokonywana jest przede wszystkim w odniesieniu do potrzeb pokarmowych żubrów.

- **Drzewostany liściaste i mieszane w obszarze traktowanym jako stanowisko populacji.** Dane dotyczące struktury drzewostanów w stanowisku populacji uzyskuje się z operatów urzędzeniowych lub map GIS.
- **Tereny otwarte** (łąki, polany śródleśne) w obszarze, traktowanym jako stanowisko populacji. Dane o ich powierzchni uzyskuje się z operatów urzędzeniowych. Tereny otwarte są wykorzystywane przez żubry na ogół sezonowo, wczesną wiosną oraz

późnym latem i wczesną jesienią, gdy maleje ilość roślin zielnych w lesie. Aby były użytkowane przez żubry muszą być właściwie zagospodarowane, rekultywowane co 5 lat, koszone, trawa suszona i usuwana. Taka ocena wymaga prowadzenia systematycznych obserwacji wykorzystania tych terenów przez żubry w jednym sezonie wegetacyjnym raz na kilka lat.

- Fragmentacja siedliska (procent powierzchni leśnej w stanowisku populacji, niepodzielonej na części przez wsie, osady czy pola uprawne). Dane na ten temat uzyskuje się z map satelitarnych.

Inne informacje, które mogą być wykorzystane dodatkowo w ocenie stanu siedliska:

- **Powierzchnia areалу populacji i jego usytuowanie przestrzenne w obszarze.** Określana jest na podstawie obserwacji prowadzonych w obszarze bytowania żubrów. Dokładne informacje na ten temat można uzyskać w populacjach, w których są osobniki znakowane radio-telemetrycznie. Areal ustala się przy użyciu specjalnych graficznych programów komputerowych. Stan właściwy (FV) to taki, gdy areal populacji pokrywa się z obszarem stanowiącym stanowisko populacji lub <20% areалу może znajdować się poza tym obszarem, gdy 20–40% areálu jest poza obszarem – stan jest niezadowalający U1, gdy >45% areálu leży poza obszarem – stan zły U2.
- **Występowanie dogodnych miejsc rozrodu i schronienia.** Jest to ocena subiektywna i wymaga prowadzenia częstych obserwacji żubrów w okresie wiosennym.
- **Wodopoje i naturalne źródła wody pitnej dla żubrów.** Stan wodopojów powinien być kontrolowanych w dłuższych odstępach czasowych na przykład, co 5 lat, ich lokalizacja może być określona na podstawie operatów urządzeniowych.
- **Warunki klimatyczne** – ich wpływ na zasobność pokarmową siedlisk żubra może być analizowany w dużych przedziałach czasowych np. co 10, 20 lat. Analiza danych klimatycznych (średnia temperatura dobową, roczna suma opadów) każdego obszaru stanowiącego stanowisko populacji) w dłuższych przedziałach czasu pozwala ocenić, czy spada poziom wód gruntowych, co może negatywnie wpływać na zasobność pokarmową siedliska żubrów.

Termin i częstotliwość badań

Ocena liczebności i struktury wiekowo-płciowej powinna być dokonywana w okresie zimy, najczęściej w styczniu/lutym. Stan populacji jest ustalany na dzień 31 grudnia minionego roku, zgodnie z wymogami Księgi Rodowodowej Żubra. Ocena stanu populacji powinna być dokonywana w każdej populacji corocznie, gdyż pozwoli to odpowiednio wcześniej reagować na niekorzystne zmiany, które mogą w niej zachodzić. Natomiast ocena mało zmiennego siedliska żubra może być dokonywana raz na 10 lat, zgodnie z terminami wykonywania planów urządzeniowych dla gospodarstwa leśnego.

Sprzęt i materiały do badań

Badania w terenie, z wyjątkiem telemetrycznych, nie wymagają specjalistycznego sprzętu.

4. Przykład wypełnionej karty obserwacji gatunku dla stanowiska

Karta obserwacji gatunku dla stanowiska	
Kod gatunku	Kod gatunku wg Dyrektywy Siedliskowej 2647
Nazwa gatunku	Nazwa polska, łacińska, autor wg aktualnie obowiązującej nomenklatury Żubr, <i>Bison bonasus</i> (Linnaeus, 1758)
Kod obszaru	Wypełnia instytucja koordynująca
Nazwa obszaru	Nazwa obszaru monitorowanego kompleksu leśnego zajmowanego przez daną populację, w przypadku Stada Zachodniopomorskiego nazwa obszaru Natura 2000 Ostoja Borecka
Kod stanowiska	Wypełnia instytucja koordynująca
Nazwa stanowiska	Puszcza Borecka
Obszary chronione, na których występuje gatunek w tym obszarze	Natura 2000, rezerваты przyrody, parki narodowe i krajobrazowe, użytki ekologiczne, stanowiska dokumentacyjne, ochrona strefowa gniazd itd. Występują następujące formy ochrony: Natura 2000: PLH280016 Ostoja Borecka PLB280006 Puszcza Borecka Rezerwat Przyrody: Borki (232,0 ha) Lipowy Jar (48,5 ha) Mazury (372,7 ha) Wyspa Lipowa na Jeziorze Szwałk Wielki (2,7 ha) Obszar Chronionego Krajobrazu: „I” OCK woj. warmińsko-mazurskiego
Współrzędne geograficzne	Podać współrzędne geograficzne (GPS) kompleksu leśnego lub terenu zajmowanego przez populację 22° 9' ...'' E, 54° 7' ...'' N
Wysokość n.p.m.	Podać wysokości n.p.m. terenu zajmowanego przez populację. Ewentualnie też zakres wysokościowy występowania siedlisk gatunku w obszarze (szczególnie w obszarach górskich i podgórskich) 133 m
Ogólna charakterystyka obszaru	Ogólna charakterystyka obszaru zajmowanego przez żubry, powierzchnia kompleksu leśnego, procentowy udział typów lasu. Jeśli jest to obszar Natura 2000 – opis bezpośrednio z bazy danych. Klasy siedlisk – procent pokrycia grunty orne 4,00% lasy iglaste 10,00% lasy liściaste 12,00% lasy mieszane 66,00% łąki i pastwiska 1,00% tereny rolnicze z dużym udziałem elementów naturalnych 1,00% zbiorniki wodne 6,00% złożone systemy upraw i działek 0,00% Obszar obejmuje zwarty kompleks leśny Puszczy Boreckiej, w skład którego wchodzi lasy liściaste i mieszane o bardzo zróżnicowanym typie siedliskowym. Duże przestrzenie zajmują drzewostany świerkowe rosnące na siedlisku lasowym. Rzeźba terenu jest mocno zróżnicowana, obniżenia zajęte są przez bagienne typy lasu lub przez otwarte mokradła. Puszcę odwadniają liczne rzeczki w większości należące do zlewni rzeki Elk, dopływu Biebrzy i tylko niewielki

	jej obszar jest odwadniany przez cieki wpadające do rzeki Gołdapi oraz należące do zlewni Wielkich Jezior Mazurskich. Na obszarze puszczy znajduje się wiele drobnych zbiorników wodnych i kilka niewielkich jezior; na jej południowo-wschodnim skraju znajduje się zespół jezior z których największym jest jezioro Łažno. W puszczy znajduje się wiele śródleśnych łąk, niektóre z nich są silnie zawilgocone. szereg drzewostanów puszczańskich ma naturalny charakter. Powierzchnia Puszczy Boreckiej wynosi około 20 tysięcy ha, z czego zwarty kompleks leśny stanowi około 18 tysięcy ha, a jej lasy należą do dwóch nadleśnictw: Borki i Czerwony Dwór.
Charakterystyka siedlisk gatunku w obszarze	<i>Informacje o występowaniu możliwych do zasiedlenia (preferowanych) siedlisk na terenie obszaru, w tym:</i> • ogólny charakter np. lasy nizinne i o charakterze naturalnym, • typ roślinności (typy siedliskowe lasu wykorzystywane przez żubry (wg nomenklatury leśnej podaje koordynator lokalny), procentowy udział w kompleksie), typy siedlisk leśnych z załącznika I Dyrektywy Siedliskowej podaje koordynator krajowy • skład i wiek drzewostanu/ów użytkowanych przez żubry (dla siedlisk leśnych) Puszcza Borecka to kompleks lasów nizinnych, regionu kontynentalnego, o stosunkowo dużym udziale drzewostanów liczących ponad 100 lat, które zajmują około 12% jej powierzchni. Z punktu widzenia potrzeb pokarmowych żubrów na tym terenie najcenniejsze są lasy liściaste i mieszane zajmujące 78% powierzchni. Żubry użytkują tylko część Puszczy Boreckiej zajmując areał około 11 000 ha, co stanowi 61% powierzchni tego kompleksu leśnego. Żubry penetrują praktycznie cały teren Nadleśnictw Borki, gdzie dominują lasy liściaste i mieszane i jest to właściwie cały obszar, jaki jest przydatny do życia żubrów na tym terenie. Natomiast teren Nadleśnictwa Czerwony Dwór, na którym dominują drzewostany świerkowe, jest wykorzystywany tylko przez byki, które zajmują tutaj niewielki areał wynoszący 1200 ha. Puszcza porośnięta jest bogatą i różnorodną roślinnością. Najliczniej występującym gatunkiem drzew jest świerk <i>Picea abies</i>, zajmujący około 33% powierzchni lasów. Dużo jest też dębów <i>Quercus petraea</i> i <i>Q. robur</i>, brzozy brodawkowatej <i>Betula pendula</i> i olszy czarnej <i>Alnus glutinosa</i>. Jesion <i>Fraxinus excelsior</i> i lipa drobnolistna <i>Tilia cordata</i> stanowią mniej niż 5% powierzchni drzewostanów, spotyka się także osikę <i>Populus tremula</i>, grab <i>Carpinus betulus</i>, modrzew <i>Larix decidua</i>, buk <i>Fagus silvatica</i> i sosnę zwyczajną <i>Pinus sylvestris</i>. W zachodniej części puszczy, gdzie znajduje się główna ostoja żubrów, dominującymi gatunkami drzew są świerk (35%), dąb (19%), brzoza (18%), olcha (12%) oraz pozostałe gatunki (16%). Niższe piętra roślinności Puszczy Boreckiej są bujne i urozmaicone. Składają się na nie m.in.: leszczyna <i>Corylus avellana</i>, jarzab brekinia <i>Sorbus torminalis</i>, turzycy <i>Carex</i> spp., pokrzywa <i>Urtica dioica</i>, paprocie <i>Pteropsida</i>, mchy <i>Bryopsida</i>. Około 65% obserwacji żubrów zanotowano w lasach, najczęściej w drzewostanach 20-letnich i starszych (52% obserwacji, pozostałe 13% to uprawy i młodniki). Natomiast 35% obserwacji dotyczyło terenów otwartych. Spośród siedlisk leśnych żubry najchętniej wybierały las świeży (56% obserwacji), chętnie odwiedzały też olsy (4%) obserwacji z nieznaczną przewagą łągu olszowo-jesionowego. W lesie świeżym obserwowano żubry we wszystkich miesiącach sezonu wegetacyjnego, natomiast w lesie mieszanym świeżym jedynie w maju, a w lesie mieszanym bagiennym – tylko w czerwcu. Znacznie rzadziej żerowały żubry w innych typach siedliskowych lasu: lesie wilgotnym, lesie mieszanym, borze mieszanym świeżym, borze bagiennym (łącznie udział obserwacji żubrów w tych siedliskach wynosił 37%). Lasy Puszczy Boreckiej cechują się heterogennością środowiska, co jest korzystne dla dużych roślinożerców. Występuje tu ponad 160 ha łąk śródleśnych, szczególnie cennych jako żerowiska żubra. Wysokie wskaźniki przyrostu zrealizowanego i niewielka śmiertelność świadczą o normalnym funkcjonowaniu w Puszczy Boreckiej pięciu gatunków kopytnych: żubra, łosia, jelenia, sarny i dzika.

Informacje o gatunku w obszarze	<i>Syntetyczne informacje o stanie poznania występowania gatunku na obszarze (zwłaszcza ostatnie stwierdzenia), o dotychczasowych badaniach i inne istotne fakty nieopisane w pozostałych polach</i> Populacja żubrów bytująca w Puszczy Boreckiej jest stosunkowo dobrze zbada- dana. Populacja ta została utworzona w 1970 r., grupę założycielską stanowi 15 osobników (7 samców i 8 samic) przywiezionych z ośrodków hodowlanych w Białowieży i Pszczynie. W okresie 1970–2006 liczebność populacji wahała się od 7 osobników w 1970 r. do 71 w latach 1984 i 2005. Od roku 1975 liczebność populacji utrzymuje się na stałym poziomie. W tym okresie liczebność wahała się od 48 do 71 osobników. Liczebność populacji żubrów w Puszczy Boreckiej kształtowana jest przez naturalne procesy rozrodczości i śmiertelności oraz przez zasilanie populacji osobnikami z zewnątrz i redukowanie liczebności wskutek pozyskania łowieckiego (głównie) i odstrzałów selekcyjno-sanitarnych. W latach 1970–2006 urodziło się 317 cieląt. Współczynnik urodzeń (stosunek liczby cieląt do wielkości populacji) dla 36 lat wynosił średnio 16% przy dużych wahaniamiach w poszczególnych latach: od 5,5% w 1988 r. do 27,9% w 1995 r. W ostatnich trzech latach (2004–2006) współczynnik ten wykazywał wartości zbliżone do średniej wieloletniej przedziale wynosił kolejno 16,2%, 16,9% i 15,7%. Współ- czynnik płodności (stosunek liczby cieląt do liczby krów zdolnych do rozrodu), uważany za bardziej miarodajny wskaźnik poziomu rozrodu populacji wynosił w ostatnich trzech latach (2005, 2006, 2007) odpowiednio 60%, 55% i 78%. Śmiertelność naturalna w tej populacji jest niska. W kolejnych latach notowano pojedyncze upadki zwierząt. Średni współczynnik śmiertelności w ciągu 36 lat (1970–2007) wynosił 3,2%.		
Ostatnia weryfikacja w terenie	<i>Data ostatniej inwentaryzacji żubrów na badanym terenie</i> 31.12.2007		
Obserwator	<i>Imię i nazwisko eksperta lokalnego odpowiedzialnego za ten obszar</i> Krzysztof Żoch, Małgorzata Kasińska		
Daty obserwacji	<i>Daty wszystkich obserwacji. Daty przeprowadzonego liczenia żubrów, notowania zimowych tropów, innych obserwacji</i> Obserwacje były prowadzone od 1.03.2006–31.03.2008; karty obserwacji znajdują się w Nadleśnictwie Borki		
Data wypełnienia	<i>Data wypełnienia formularza przez eksperta</i> 29.04.2008		
Data wpisania	<i>Data wpisania do bazy danych – wypełnia instytucja koordynująca</i>		
Data zatwierdzenia	<i>Data zatwierdzenia przez osobę upoważnioną – wypełnia instytucja koordynująca</i>		

Stan ochrony gatunku na stanowisku			
Wskaźniki	Opis	Ocena	
Populacja			
Liczebność	<i>Podać stan na 31 grudnia danego roku kalendarzowego: liczba osobników ogółem, liczba samców/liczba samic</i> Stan na 31.12.2007. 78 (35,43)	FV	FV

Struktura wiekowo-płciowa	<i>Podać liczbę żubrów w następujących klasach:</i> <i>Samce ≥ 4 lata</i> <i>Samice ≥ 4 lata</i> <i>Samce 2–3 lata</i> <i>Samice 2–3 lata</i> <i>Samce cielęta do roku</i> <i>Samice cielęta do roku</i> Liczba żubrów w następujących klasach: Samce ≥ 4 lata – 17 Samice ≥ 4 lata – 24 Samce 2–3 lata – 9 Samice 2–3 lata – 10 Samce cielęta do roku – 9 Samice cielęta do roku – 9 W 2007 r. urodziło się 19 cieląt, w tym 10 samców i 9 samic	FV	FV
Poziom rozrodu	<i>Określić współczynnik urodzeń (liczba urodzonych cieląt jako procent liczebności populacji na początku roku)</i> 27%	FV	
Płodność	<i>Określić współczynnik płodności (liczba urodzonych cieląt jako procent liczby krów ≥ 4 lata w końcu roku)</i> 79%	FV	
Poziom śmiertelności 2007 r.	<i>Określić współczynnik śmiertelności (liczba żubrów padłych jako procent liczebności populacji w końcu roku)</i> 2,5%	FV	
Siedlisko			
Drzewostany liściaste i mieszane	<i>Określić udział procentowy drzewostanów liściastych i mieszanych w obszarze będącym stanowiskiem populacji lub areale populacji, jeśli dysponuje się takimi danymi</i> 78% las liściaste – 12,00%, las mieszane – 66,00%)	FV	FV
Fragmentacja siedliska	<i>Określić udział procentowy powierzchni leśnej (niepodzielonej przez wsie, osady) w obszarze, w którym bytuje populacja, stanowiącym jej stanowisko</i> 82% (zwarty kompleks leśny)	FV	
Tereny otwarte	<i>Określić udział procentowy łąk, polan śródleśnych, pól uprawnych w danym kompleksie leśnym. Opisać, czy są użytkowane przez żubry i określić ich stan (koszone, zarastanie itp.), podać termin rekultywacji.</i> 1% (łąki i polany śródleśne) Na terenie Puszczy Boreckiej występuje ponad 160 ha łąk śródleśnych. Około 1/3 obserwacji żubrów zanotowano na terenach otwartych. W sezonie wegetacyjnym żubry równie chętnie penetrowały łąki, jak i uprawy do 10 lat (odpowiednio 34 i 32% wszystkich obserwacji w terenach otwartych), przy czym stwierdzono wzrost penetracji łąk na wiosnę w maju (80% obserwacji w terenach otwartych) i po skoszeniu starych traw w sierpniu (67%). Najrzadziej były odwiedzane poletka karmowe (9% wszystkich obserwacji w terenach otwartych) i jedynie w okresie od lipca do października. 25% obserwacji żubrów stwierdzono na polach uprawnych. W grudniu były to jedyne miejsca obserwacji żubrów w terenach otwartych. Stan łąk: koszone co roku, gatunki traw charakterystyczne dla łąk torfowych.	U1	FV

Perspektywy zachowania	Określić opisowo z uwzględnieniem odpowiedzi na następujące pytania: <i>Jaki jest stan populacji i siedliska, potencjalnych zagrożeń i stosowanego sposobu ochrony.</i> <i>Czy badana populacja jest wystarczająco duża i żywotna?</i> <i>Czy na badanym obszarze są perspektywy wzrostu liczebności populacji żubra i rozprzestrzenienia?</i> <i>Czy poziom rozrodu i śmiertelności populacji jest zadowalający?</i> <i>Czy są jakieś istotne negatywne oddziaływania na gatunek i jego siedlisko na tym obszarze?</i> <i>Czy można się spodziewać poważniejszych zagrożeń w przyszłości?</i> <i>Czy są podejmowane działania ochronne?</i> Stan populacji i siedliska jest właściwy, system ochrony prawidłowy. Populacja żubrów bytująca w Puszczy Boreckiej ma wielkość dostosowaną do wielkości środowiska, w którym bytuje i zasobności pokarmowej siedlisk. Z uwagi na zahamowanie spadku zróżnicowania genetycznego wskazany byłby wzrost liczebności do około 90 osobników. Mogłoby to jednak spowodować nasilenie migracji. Obecnie intensywne dokarmianie ma na celu nie tylko zapewnienie dobrej kondycji zwierząt, ale ma również zapobiec wychodzeniu żubrów na pola uprawne poza teren Puszczy. Poziom rozrodu żubrów jest zadowalający. Podczas Komisijnego przeglądu stanu populacji w styczniu 2008 r. stwierdzono, że kondycja zwierząt jest bardzo dobra, w 2007/2008 r. nie stwierdzono osobników chorych i zaledwie kilka w słabej kondycji.	FV
Ocena ogólna		FV

Lista najważniejszych aktualnych i przewidywanych oddziaływań (zagrożeń) na gatunek i jego siedlisko na badanym stanowisku (w tym aktualny sposób użytkowania, planowane inwestycje, planowane zmiany w zarządzaniu i użytkowaniu); kodowanie oddziaływań/zagrożeń zgodne z Załącznikiem E do Standardowego Formularza Danych dla obszarów Natura 2000; wpływ oddziaływania: „+” – pozytywny, „-” – negatywny, „0” – neutralny; intensywność oddziaływania: A – silna, B – umiarkowana, C – słaba

Aktualne oddziaływania				
Kod	Nazwa działalności	Intensywność Wybrać właściwą literę	Wpływ Wybrać właściwe oznaczenie	Syntetyczny opis
160	Gospodarka leśna	B	+	Korzystny: zręby, uprawy, grodzenie jest niekorzystne
973	Zawleczenie choroby	C	-	Choroby zaraźliwe, które mogą zostać przeniesione od zwierząt domowych (bydła domowe), takie jak pryszczycza, gruźlica, oraz występująca w innych krajach europejskich choroba niebieskiego języka

Zagrożenia (przyszłe, przewidywane oddziaływania)				
Kod	Nazwa	Intensywność	Wpływ	Syntetyczny opis
160	Gospodarka leśna	A	-	Wzrost liczby powierzchni grodzonych upraw może spowodować zmniejszenie dostępności pokarmu dla żubrów
530	Usprawniony dostęp do obszaru	B	-	Nasilenie turystyki pieszej i rowerowej będzie powodował niepokojenie żubrów
608	Kempingi	B	-	Tworzenie kempingów wewnątrz obszaru będzie powodowało niepokojenie żubrów

620, 622	Turystyka	B	–	Nasilenie turystyki pieszej i rowerowej będzie powodowało niepokojenie żubrów
962	Pasożytnictwo	A	–	Jeśli liczebność populacji będzie rosła, intensywność zarażenia się pasożytami żubrów będzie się nasilać, co spowoduje spadek kondycji zwierząt
964	Skażenie genetyczne	B	–	Lokalizacja hodowli bizonów w pobliżu Puszczy Boreckiej może grozić tworzeniem krzyżówek międzygatunkowych
973	Zawleczenie choroby	A	–	Populacja żubrów jest stale zagrożona chorobami zaraźliwymi, takimi jak gruźlica, pryszczycą czy chorobą niebieskiego języka

Inne informacje				
Inne wartości przyrodnicze	<i>Inne obserwowane w trakcie prac terenowych gatunki zwierząt z załączników Dyrektyw Siedliskowej i Ptasiej: gatunki zagrożone (Czerwona księga) i inne rzadkie, gatunki chronione; inne wyjątkowe walory obszaru</i>			
Zarządzanie terenem	Wymienić instytucje, organizacje, podmioty prawne odpowiedzialne za gospodarowanie na tym terenie (np. park narodowy, nadleśnictwo i leśnictwa, RZGW itd. Puszcza Borecka jest zarządzana przez dwa Nadleśnictwa: Borki i Czerwony Dwór			
Istniejące plany i programy ochrony/zarządzania/zagospodarowania	<i>Plany ochrony parków i rezerwatów, Planu urządzania lasu, programy ochrony przyrody w LP, projekty renaturalizacji (np. LIFE, Eko-Fundusz). Wszelkie dokumenty, które mogą mieć znaczenie dla ochrony opisywanego siedliska przyrodniczego na tym obszarze</i> Podstawy gospodarowania populacją żubrów daje Strategia Ochrony Żubra (<i>Bison bonasus</i>) w Polsce, zatwierdzona w sierpniu 2007 r. Plan Urządzenia Lasu Nadleśnictwa Borki za lata 2002–2011 Plan Urządzenia Lasu Nadleśnictwa Czerwony Dwór za lata 2002–2011.			
Inne uwagi	<i>Wszelkie inne uwagi związane z prowadzonymi pracami. W tym przede wszystkim informacje istotne dla dalszego planowania monitoringu (metodyka prac; wskaźniki, które powinny być badane w monitoringu szczegółowych, optymalny czas prowadzenia badań itp.)</i> <u>Ubytki w populacji</u> podać liczbę wywiezionych, padłych, eliminowanych lub zaginionych wg klas wiekowo-płciowych jeśli są takie dane) <u>Przywozy</u> Podać liczbę osobników przywiezionych, wiek, płeć <u>Stan zdrowotny – ocena ogólna</u> <u>Powierzchnia arealu populacji i jego usytuowanie przestrzenne w obszarze</u> <u>Użytkowanie różnych biotopów przez żubry</u> <u>Baza pokarmowa</u> <u>Występowanie dogodnych miejsc rozrodu i schronienia.</u> Czy w areale populacji żubry mają odpowiednie warunki do schronienia się i spokojnego rozrodu? <u>Wodopoje i naturalne źródła wody pitnej dla żubrów.</u> Czy na terenie zajmowanym przez populację jest dostateczna liczba źródeł wody pitnej dla żubrów? <u>Warunki klimatyczne</u> Jeśli są dane dla danego obszaru podać średnią temperaturę dzienną w okresie np. 10 lat i roczną sumę opadów. <u>Ubytki w populacji w 2007 r.</u> Eliminacja, upadki Samce ≥ 4 lata – 6 Samice ≥ 4 lata – 4 Samce 2–3 lata – 0 Samice 2–3 lata – 0 Samce cielęta do roku – 2 Samice cielęta do roku – 0 Z tej liczby padły 2 cielęta i 10 osobników eliminowano. <u>Przywozy w 2007</u> W 2007 r. przywieziono do Puszczy Boreckiej dwa samce żubra <u>Stan zdrowotny/kondycja populacji – ocena ogólna</u> Stan zdrowotny żubrów jest dobry. W roku 2007 notowano jedynie pojedyncze upadki zwierząt (2 cielęta późno urodzone)			

Powierzchnia areалу populacji i jego usytuowanie przestrzenne w obszarze W 2006 r. żubry penetrowały tylko część kompleksu Puszczy Boreckiej, o łącznej powierzchni **10 700 ha (107 km²)** z 18 000 ha dostępnej powierzchni leśnej. Grupy mieszane i większość byków bytowały głównie na terenie Nadleśnictwa Borki. Powierzchnia zajmowanego przez nie areálu w okresie bez pokrywy śnieżnej wynosiła 9500 ha i obejmowała leśnictwa: Lipowo, Orłowo, Diabla Góra i Zawady oraz częściowo leśnictwa: Knieja Łuczarska, Sarnianka, Zielonki i Lipowa Góra. Na terenie nadleśnictwa Czerwony Dwór żubry (w roku 2006 jedynie byki) zajmowały teren o powierzchni około 1.200 ha, leżący głównie na obszarze leśnictw: Kalniszki, Dunajki, Rogonie i Olszanka. Zimowy areał występowania żubrów w Puszczy Boreckiej liczył ok. 200 ha. W okresie zalegania pokrywy śnieżnej żubry zebrane w jedno duże ugrupowanie przebywały w pobliżu miejsc zimowego dokarmiania w okolicy miejscowości Wolisko na terenie leśnictwa Lipowo (Nadleśnictwo Borki). Większość dorosłych byków natomiast przebywała poza ugrupowaniem mieszanym, korzystając z karmy w paśnikach dla zwierzyny płowej na terenie obu nadleśnictw – Borki i Czerwony Dwór (areał populacji w załączeniu).

Użytkowanie różnych biotopów przez żubry.

Około 65% obserwacji żubrów zanotowano w lasach, najczęściej w drzewostanach 20-letnich i starszych (52% obserwacji, pozostałe 13% to uprawy i młodniki). Natomiast 35% obserwacji dotyczyło terenów otwartych. Spośród siedlisk leśnych żubry najchętniej wybierały las świeży (56% obserwacji), chętnie odwiedzały też olsy (4% obserwacji z nieznaczną przewagą olsu jesionowego). W lesie świeżym obserwowano żubry we wszystkich miesiącach sezonu wegetacyjnego, natomiast w lesie mieszanym świeżym jedynie w maju, a w lesie mieszanym bagiennym – tylko w czerwcu. Znacznie rzadziej żerowały żubry w innych typach siedliskowych lasu: lesie wilgotnym, lesie mieszanym, borze mieszanym świeżym, borze bagiennym (łącznie udział obserwacji żubrów w tych siedliskach wynosił 37%).

Baza pokarmowa

Lasy Puszczy Boreckiej cechują się heterogennością środowiska i dlatego ten kompleks leśny jest korzystny dla życia dużych roślinożerców. W badanym okresie wyraźnie widoczny był wpływ powierzchni po huraganowych na letni areał występowania populacji żubrów. Powstały przez całą długość Puszczy Boreckiej pas szerokości około 2 km oraz bogata szata roślinności występująca na zalesionych terenach po huraganowych stanowi obecnie – na przemian z raz do roku wykaszanymi łąkami – bardzo dobrą bazę żerową dla letnich ugrupowań żubrów. Spowodowało to zmniejszenie się areálu populacji i ograniczenie letnich wędrówek w porównaniu z okresem przed huraganowym (przed 2002 rokiem).

Występowanie dogodnych miejsc rozrodu i schronienia.

Żubry znajdują odpowiednie miejsca do schronienia i spokojnego rozrodu.

Wodopoje i naturalne źródła wody pitnej dla żubrów.

Na terenie Puszczy Boreckiej znajduje się dostateczna liczba źródeł wody pitnej dla żubrów.

Warunki klimatyczne

Średnia roczna temperatura powietrza wynosi 6,4°C. Roczna amplituda wynosi 22,3°C. Z przebiegu rocznego wynika, że najzimniejszym okresem jest grudzień – luty, a najcieplejszym – lipiec. W tych miesiącach obserwuje się wartości ekstremalne: najwyższa temperatura (34,5°C) wystąpiła w lipcu (31.07.94 r.), natomiast najniższa (–25,9°C) w grudniu (31.12.96 r.). Rok 2007r był w Puszczy Boreckiej wilgotny i stosunkowo ciepły, a zima 2007/2008 ciepła i prawie bezśnieżna. W Puszczy Boreckiej jest prowadzony stały monitoring liczebności populacji żubrów oraz stanu zdrowia żubrów.

Inwentaryzacja żubrów prowadzona jest w okresie zimowym, na ogół w styczniu/lutym, a stan żubrów jest ustalany na dzień 31 grudnia minionego roku kalendarzowego. Wszystkie upadki zwierząt są odnotowywane na bieżąco, a ewentualne wyniki sekcji i dane o padłym żubrze umieszczone są w protokole śmierci. Od roku 1975 prowadzone są w Puszczy Boreckiej odstrzały łowieckie żubrów. Ponieważ miejscowa populacja nie może zaspokoić zapotrzebowania myśliwych, jest stale zasilana osobnikami z innych ośrodków. W latach 1975–2006 łącznie przywieziono tu 240 żubrów (139 ♂ i 101 ♀). Żubry przywożone z innych ośrodków były strzelane w Puszczy Boreckiej w większości przypadków w tym samym sezonie, w związku z tym wywierały niewielki wpływ na liczebność i strukturę populacji. W roku 1981 wprowadzono dodatkowy sposób regulacji liczebności populacji – odstrzały selekcyjno-redukcyjne (tzw. eliminacje).

	Wcześniej odstrzały takie prowadzono sporadycznie; dotyczyły jedynie osobników selekcyjnych lub zwierząt, które oddaliły się poza kompleks leśny. Obecnie eksploatacja populacji żubrów w Puszczy Boreckiej obejmuje zarówno polowania, jak i odstrzały selekcyjno – redukcyjne (eliminacja z hodowli). Żubry są eliminowane (polowania i odstrzały selekcyjne) corocznie na podstawie zgody Ministra Środowiska. Próbkę narządów wewnętrznych eliminowanych żubrów przekazywany jest do badań naukowych. Dane o eliminowanych żubrach i przyczyny eliminacji podane są w protokołach eliminacji. Monitoring żubrów jest prowadzony przez pracowników nadleśnictw.
Dokumentacja fotograficzna	PLH280016_Bison bonasus _ OstojaBorecka_Foto1.jpg/ K.Żoch PLH280016_Bison bonasus Siedlisko_OstojaBorecka_Foto2.jpg/ K.Żoch

5. Gatunki o podobnych wymaganiach ekologicznych, dla których można zaadaptować opracowaną metodykę

W Polsce brak takich gatunków.

6. Ochrona gatunku

Żubr podlega ochronie gatunkowej od 1952 r. Wszystkie współczesne, wolno żyjące populacje żubrów zostały utworzone przez człowieka na obszarach przez niego wybranych, z reguły leżących w obrębie naturalnego zasięgu tego gatunku i podlegają ochronie czynnej. W całej Europie brak jest obszarów, na których wolne populacje mogłyby rozwijać się wyłącznie w sposób naturalny, bez ingerencji człowieka.

Należy podkreślić, że działania człowieka powinny jednak ograniczać się do niezbędnego minimum. Podstawowym zadaniem jest zapewnienie odpowiedniego dozoru na obszarach występowania. W większości populacji żubry są dokarmiane w okresie zimowym. Dokarmianie ma pomóc żubrom przetrwanie trudnego okresu, ale także ograniczyć ich niekorzystne oddziaływanie na drzewostany oraz zapobiegać konfliktom z miejscową ludnością. Żubry bowiem w poszukiwaniu pokarmu mogą podchodzić do siedzib ludzkich.

Najbardziej kontrowersyjne kwestie to ustalenie docelowej liczebności, jaka może żyć na danym obszarze oraz konieczność prowadzenia regulacji liczebności. Przy ustalaniu docelowej liczebności należy brać pod uwagę:

- wielkość terenu i zasobność bazy pokarmowej,
- stopień oddziaływania żubrów na środowisko leśne oraz intensywność żerowania na polach uprawnych, co z kolei wiąże się z koniecznością wypłacania odszkodowań,
- stan populacji, poziom rozrodu, śmiertelności, stan zdrowotny,
- liczebność innych kopytnych,
- stopień akceptacji żubrów przez społeczeństwo.

W Polsce Minister Środowiska może zezwolić na odstrzał żubrów w uzasadnionych przypadkach. Jest to wystarczające dla usuwania z populacji zwierząt chorych, ułomnych, agresywnych, a nawet zbędnych w populacji. Dotychczasowa praktyka dowodzi, że odstrzały prowadzone w ramach tak zwanej eliminacji miały na celu dobro tego gatunku i środowiska w którym żyje. Zdecydowanie należy się natomiast przeciwstawiać próbom wprowadzenia regularnych odstrzałów żubra poprzez sprzedawanie licencji łowieckich.

Prowadzona aktualnie w Polsce ochrona żubra jest skuteczna i należy ją kontynuować. W 2007 r. został zatwierdzony przez Ministra Środowiska dokument „Strategia ochrony

żubrów *Bison bonasus* w Polsce” (Olech, Perzanowski 2007). Podaje on ogólne zasady funkcjonowania i kierunki rozwoju hodowli wolnych. Opracowano również jeden lokalny plan: Program Ochrony Żubrów w Województwie Zachodniopomorskim w lutym 2005 r., który jest obecnie realizowany.

7. Literatura

Krasińska M., Krasiński Z.A. 2004. Żubr Monografia Przyrodnicza. Studium Fotografii Przyrodniczej HAJSTRA. Warszawa – Białowieża: 1–312.

Krasińska M., Krasiński Z.A. 2007. European bison. The Nature Monograph. Mammal Research Institute, Białowieża: 1–312.

Krasińska M., Krasiński Z.A. 2008. Der Wisent. Die Neu Brehm-Bücherei Bd. 74. Westarp Wissenschaften „Hohenwarsleben”: 1–328

Olech W., Perzanowski K. 2007 Strategia ochrony żubrów *Bison bonasus* w Polsce. Ministerstwo Środowiska: 1–33.

Opracował: **Zbigniew A. Krasiński**

4006 ***Kozica tatrzańska**

Rupicapra rupicapra tatrica (Blahout, 1971)



Fot. 1. Kozica tatrzańska *Rupicapra rupicapra tatrica* w sukni letniej (© F. Zięba)

I. INFORMACJA O GATUNKU

1. Przynależność systematyczna

Rząd: parzystokopytne ARTIODACTYLA

Rodzina: pustorogie BOVIDAE

2. Status prawny i zagrożenie gatunku

Prawo międzynarodowe

Dyrektywa Siedliskowa – Załącznik II (gatunek priorytetowy) i IV

Konwencja Berneńska – Załącznik III

Prawo krajowe

Ochrona gatunkowa – ochrona ścisła

Ochrona obszarowa – Tatrzański Park Narodowy

Kategoria zagrożenia IUCN

Czerwona lista zwierząt zagrożonych w Polsce (2002) – CR

Polska czerwona księga (2001) – CR

Czerwona lista dla Karpat (2003) – EN (w Polsce – EN)

3. Opis gatunku

Kozica tatrzańska *Rupicapra rupicapra tatrica* jest autochtonicznym, chronionym przedstawicielem rzędu parzystokopytnych. O rodzimym pochodzeniu kozicy w Tatrach świadczy znalezisko fragmentu czaszki z okolic Murania, którego wiek został określony na 10 500 do 10 720 lat (Blahout 1976), co dowodzi, że kozice zamieszkujące Tatry są reliktem okresu glacialnego. W wyniku długotrwałej izolacji tatrzańskiej populacji kozic od populacji żyjących w innych masywach górskich Europy powstały znaczne różnice kраниometryczne (w wielkości czaszki), oraz różnice w zachowaniu się zwierząt, na podstawie których wyodrębniono podgatunek kozicy tatrzańskiej (Blachout 1971).

Kozica *Rupicapra rupicapra tatrica* należy do stosunkowo niedużych ssaków kopytnych (w porównaniu na przykład z takimi gatunkami jak daniel, jeleń, łos czy żubr) z dość wyraźnie zaznaczonym dymorfizmem płciowym: samce osiągają większe rozmiary i masę ciała. Masa ciała dorosłych osobników ulega wahaniom w ciągu roku, najwyższa jest jesienią, kiedy zwierzęta nagromadziły przez lato znaczne zapasy tłuszczu. Masa ciała dorosłych samców wynosi 20–48 kg, a samic 18–40 kg. Długość ciała wynosi 110–135 cm, długość ogona 3–4 cm (z włosami do 10 cm), a wysokość w kłębie 70–85 cm. Przedstawiciele obu płci mają niewielkie (do 25 cm wysokości) rogi o charakterystycznym kształcie: smukłe, u podstawy proste, a na końcu silnie hakowato wygięte ku tyłowi. Rogi samców są bardziej masywne i mocniej zakrzywione (fot. 1).

Na stałe uzębienie kozicy składają się 32 zęby.

Kozica ma krępą i mocną budowę ciała, wyglądem i wielkością przypomina nieco kozę domową. Szyja u nasady szeroka, szybko zwęża się w kierunku głowy. Głowa krótka, z profilu o zarysie trójkąta, zakończona dość wąskimi czarnymi nozdrzami o dużych otworach. Oczy duże, z brązową tęczówką, uszy ruchliwe, ostro zakończone, dość duże (10–13 cm długości). Ogon krótki, zakończony pękiem dłuższych włosów. Wzdłuż grzbietu wyrosta grzywa długich ościstych włosów, które są stroszone w przypadku niebezpieczeństwa. Nogi smukłe, ale mocne, zakończone stosunkowo dużymi kopytami. Specyficzna budowa kończyn umożliwia kozicom sprawne przemieszczanie się po skalistym terenie: brzegi racic są twarde i zabezpieczają przed poślizgnięciem się na lodzie i śniegu, miękka i elastyczna część środkowa racic przylega ściśle do gładkich skał, a fałd skóry rozpięty między piętami racic zapobiega zapadaniu się w śniegu i błocie. Tuż za rogami umiejscowione są parzyste gruczoły, których wydzielina służy do znakowania arealów. Ubarwienie ciała wykazuje znaczną zmienność indywidualną i sezonową. Sierść letnia kozic jest szarobrązowa, szarobrunatna lub płoworuda z czerwonym odcieniem. Wzdłuż grzbietu, od karku po nasadę ogona ciągnie się pręga czarnych włosów. Sierść letnia ma barwę prawie czarną, z odcieniami ciemnego brązu. Pysk, policzki, podgardle, brzuch i pośladki w okolicach odbytu są koloru, białego, białozółtego lub szarozółtego. Po bokach głowy, symetrycznie, od nozdrzy do nasady uszu ciągnie się pas czarnych włosów ostro kontrastujący z jasnym tłem głowy. Osobniki młodociane, do 2 tygodnia życia pokryte są siwopopielatą sierścią.

Owłosienie letnie jest krótkie, natomiast futro zimowe jest gęste i długie. Składa się z trzech warstw: twardych i długich (ok. 10 cm), niezbyt gęstych, włosów ościstych; krótszych i falistych, gęsto rosnących włosów wełnistych i krótkiej, wełnistej sierści tuż przy skórze. Kozice linieją na wiosnę (maj–czerwiec), wypadają wtedy długie włosy futra

zimowego oraz włosy z grzywy. Futro letnie kozice mają tylko przez 3–4 tygodnie i już w końcu sierpnia zaczyna się linienie jesienne: włosy letnie wypadają i odrastają gęstsze i długie włosy zimowe. Włosy tworzące grzywę na grzbiecie nie wypadają w czasie tego linienia, tylko rosną przez cały rok (Zięba, Zwijacz-Kozica 2004).

4. Biologia gatunku

Kozice są zwierzętami prowadzącymi stadny tryb życia (fot. 2). Podstawą organizacji społecznej przez większość roku są grupy rodzinne samic z potomstwem. Samce żyją samotnie, czasem w małych grupkach, po 2–3 osobniki. Ciężarne samice oddzielają się od stada już od kwietnia i przemieszczają się do ustronnych miejsc, gdzie rodzą młode. Matki z potomstwem pozostają tam przez około trzy tygodnie. Pod koniec maja samice z młodymi zaczynają łączyć się w niewielkie grupy. W tym czasie osobniki zeszłoroczne i czasem samice bez kozłąt tworzą odrębne stada. W okresie lata matki z młodymi oraz ich potomstwo z lat poprzednich łączą się w większe grupy rodzinne. Dorosłe samce przyłączają się do tych grup późną jesienią, na okres rui, pozostają jeszcze potem w nich przez jakiś czas, po czym powracają do poprzedniego, samotniczego sposobu życia (Gąsienica-Byrcyn 1987).

Potencjalny areal bytowania tatrzańskiego podgatunku kozicy po polskiej stronie Tatr wynosi około 70 km², co w piętrowym układzie roślinności odpowiada piętru kosodrzewiny, hal oraz turni. Natomiast obszar przez nie preferowany wynosi 40,45 km² (jest to obszar w obrębie którego regularnie dochodzi do obserwacji tego gatunku) i obejmuje piętro hal oraz turni.

Wielkość arealu letniego namierzonej telemetrycznie kozicy prowadzącej kierdel 13 osobników wynosiła 4,45 km² w lecie, a w zimie – 1,07 km² (Chovancova, Zwijacz-Kozica, 2006).

Kozice są zwierzętami o aktywności dziennej. W okresie wegetacyjnym, przy długich dniach, zwierzęta te żerują we wczesnych godzinach rannych, potem odpoczywają i przeżuwiają zjedzony pokarm, a drugi raz żerują późnym popołudniem (Jamroz i in. 2007).

W zimie, krótkie dni kozice niemal w całości wykorzystują na poszukiwanie pożywienia. W składzie pokarmu kozicy stwierdzono około 120 gatunków roślin: drzew, krzewów i krzewinek, traw i bylin oraz porostów i mchów.

Dieta kozic zależna jest od sezonowej dostępności różnych rodzajów pokarmu. Latem podstawę pożywienia (do 85% objętości) stanowią trawy i byliny, natomiast w zimie zjadają więcej (do 40%) drzew i krzewów (pędy, kora, igły gatunków iglastych), uzupełniając dietę roślinami uschniętymi lub zimozielonymi i porostami (Chovancová, Šoltésová 1988).

Kozice potrafią biec po nierównym i stromym podłożu z szybkością do 50 km/godz., wykonując skoki o długości do 6 m, na wysokość ponad 2 m. Kozice mają bardzo dobrze rozwinięty wzrok, węch oraz słuch. Są zwierzętami o raczej ubogim repertuarze głosowym. Najczęstszy jest sygnał alarmowy: gwizd przez nos oraz świst, z czym związane jest uderzanie o podłoże przednimi kończynami. W czasie rui dorosłe samce wydają charakterystyczny głos zwany brzeszczeniem. Jest to rodzaj beczenia.

Ruja trwa od listopada do grudnia. Kozice są poligamiczne i w okresie rui samce toczą walki o dominację nad stadem samic. Samce krążą wokół siebie, a następnie nacierają na siebie z impetem. O sukcesie decyduje masa ciała i doświadczenie samca, dlatego



Fot. 2. Kozice tatrzańskie w rejonie Mięguszowieckiego Szczytu (© F. Zięba)

najmłodsze samce, już dojrzałe płciowo, nie uczestniczą w rozrodzie. Osobnik słabszy ucieka, a zwycięzca przegania go nieraz bardzo daleko. Zdarzają się przypadki śmierci niektórych samców, głównie w wyniku upadku w przepaść.

Długość ciąży wynosi 160–170 dni. Samice rodzą młode od końca kwietnia do początku czerwca i zwykle ma to miejsce w piętrze subalpejskim (kosówki). Najczęściej rodzi się tylko jedno koźlą, a masa urodzeniowa wynosi 1,2–1,5 kg (według niektórych źródeł nawet do 3 kg). Już po godzinie od przyjścia na świat młode stoją na nogach, a po 2–3 dniach podążają wszędzie za matką. Matki niezwykle troskliwie opiekują się potomstwem, co jest konieczne, aby przeżyło ono w ciężkich, górskich warunkach. Koźlęta karmione są mlekiem do późnej jesieni, ale już od 2 tygodnia życia zaczynają zjadać pokarm roślinny. Młode osobniki osiągają dojrzałość płciową w wieku 16–18 miesięcy, ale rozmnażają się dopiero w wieku 2,5 lub 3,5 roku. Długość życia kozic w niewoli dochodzi do 25 lat, ale w przyrodzie żyją średnio około 10 lat, a przypadki przekroczenia wieku 20 lat są bardzo rzadkie.

Podstawowe naturalne czynniki wpływające na śmiertelność kozic to upadki na skutek lawin i drapieżnictwo (ryś, wilk, niedźwiedź, orzeł przedni). Ponadto bardzo istotnym zagrożeniem dla kozic na obszarze Tatr jest kłusownictwo (Zięba 2002).

5. Wymagania siedliskowe

Środowiskiem życia kozicy są tereny w strefie następujących pięter roślinnych:

- **subalpejskiego** (karpackie zarośla kosodrzewiny *Pinetum mughii carpaticum*, pow. 2255,71 ha). Kosówce towarzyszy licznie jarzab i brzoza karpacka. Stałym składnikiem zespołu kosówki jest porzeczek skalny i róża alpejska. Do najczęstszych składników



Fot. 3. Siedlisko kozicy tatrzańskiej (© J. Perzanowska)

warstwy runa w piętrze kosówki należą dwa gatunki paproci: narecznica górska, wietlica alpejska, podbiałek alpejski, szczawik zajęczy, borówka czarna i borówka brusznica i inne.

- **alpejskiego** (halnego pow. 1413,34 ha). Piętro to tworzą głównie wysokogórskie murawy występujące pomiędzy 1800 a 2250 (2300) m n.p.m. (fot. 3). Są one zróżnicowane w zależności od podłoża. Na podłożu kwaśnym wykształca się klimaksowy zespół boimki dwurzędowej i situ skucina (*Oreochloa distichae-Juncetum trifidi*), gdzie w zwartych murawach alpejskich obok wymienionych gatunków spotyka się współdominującą żyworochną kostrzewę niską, mietlicę skalną albo turzycę zawsze zieloną. Inne gatunki budujące ten zespół to m.in.: sasanka alpejska, starzec karpacki, jastrzębiec alpejski, pierwiosnek małeńki. Na głębszych glebach nawapiennych wykształca się endemiczny zespół kostrzewy pstrej (*Festuco versicoloris-Seslerietum tatrae*), odznaczający się dużym bogactwem florystycznym. Są to bujne, kwieciste o wyższym wzroście murawy, w których dominuje kostrzewa pstra, a obok niej spotyka się m.in.: sesleria tatrzańska, naradka włosista, traganek wytrzymały. Obok roślin ściśle wapieniolubnych występują gatunki, które nie są przywiązane ściśle do rodzaju podłoża np.: siekiernica górska, rogownica wełnista. W płatach tego zespołu można w sumie spotkać ok. 100 gatunków roślin naczyniowych.
- **subniwalnego** (turniowego pow. 3340,94 ha). Piętro turniowe wykształciło się wyłącznie w granitowej części Tatr, zbiorowiska roślin występują w postaci niewielkich płatów lub kęp. Występuje tutaj ok. 120 gatunków roślin naczyniowych i liczne gatunki porostów. Najważniejszym zbiorowiskiem jest zespół boimki dwurzędowej (*Distichetum subnivale, Minuartio-Oreochloetum distichae*), w którego skład wchodzi rośliny darniowe, poduszkowe oraz rośliny o niewielkich rozmiarach przystosowane do eks-

tremalnych warunków klimatyczno-glebowych. Głównym gatunkiem budującym ten zespół jest boimka dwurzędowa, kostrzewa niska, granitowy podgatunek lepnicy bezłodygowej i inne oraz kilka gatunków mchów.

- **górnny regiel.** W warunkach tatrzańskich kozice unikają lasu, zdarzają się jedynie sporadyczne zejścia kozic szczególnie zimą podczas dużych opadów śniegu.

Jeśli chodzi o klimat, to zasięg występowania kozicy obejmuje następujące piętra klimatyczne: chłodne, bardzo chłodne, umiarkowanie zimne po zimne. Średnia temperatura roczna wynosi tu od 3°C do -4°C.

6. Rozmieszczenie gatunku w Polsce

W Polsce kozice zasiedlają jedynie Tatry Wysokie i Tatry Zachodnie na obszarze Tatrzańskiego Parku Narodowego (ryc. 1). Liczebność tych zwierząt spadała od połowy lat 1980. do poziomu zaledwie 70 osobników w 1999 r. (Zięba 2002), a obecnie wynosi 110 kozic (Zięba i Krzan 2007). Niewielka liczba kozic bytuje także w Sudetach, w masywie Śnieżnika Kłodzkiego. Są to jednak przedstawiciele alpejskiego podgatunku nominatywnego *Rupicapra rupicapra*, introdukowanego w Sudety Czeskie, które przechodzą na terytorium Polski.



Ryc. 1. Zasięg występowania kozicy tatrzańskiej *Rupicapra rupicapra tatrica* w Polsce (wg raportu dla Komisji Europejskiej 2007) i stanowisko monitorowane w latach 2006–2008 w ramach zadania: *Monitoring gatunków i siedlisk przyrodniczych ze szczególnym uwzględnieniem specjalnych obszarów ochrony siedlisk Natura 2000 – faza pierwsza i faza druga* (zaznaczono środkowe współrzędne geograficzne stanowiska).

II. METODYKA

1. Koncepcja monitoringu gatunku

Monitoring gatunku powinien być prowadzony zgodnie z dotychczasową jego koncepcją opartą na metodzie Müllera (Blahout 1972) i stosowaną przez pracowników Tatrzańskie-go Parku Narodowego od 1957 r. Koncepcja ta zakłada policzenie wszystkich osobników w obszarze (pełna inwentaryzacja). Jest to teoretycznie możliwe, ponieważ kozica związana jest z terenami otwartymi. Liczenia tatrzańskich kozic wg metody Müllera rozpoczęto w 1932 r. na Słowacji. Inicjatorem badań była Generalna Dyrekcja Lasów Państwowych (Mihál 1977). Liczenia te miały stać się podstawą ustalenia limitów odstrzału kozic, które po dziesięciu latach ochrony znowu stały się gatunkiem łownym. Pierwsze liczenia odbywały się w ramach rewirów łowieckich, a Jozef Müller twierdził, że ich wyniki były zawyżane. Liczenia prowadzili m.in. właściciele i najemcy poszczególnych rewirów, a chęć zwiększenia limitów odstrzału mogła być przyczyną zawyżania pogłowia zwierzyny. Po utworzeniu na Słowacji w roku 1949 Tatranského národného parku (TANAP) i objęciu kozic ochroną, liczenia odbywały się dalej w identyczny sposób. Jak już wspomniano, po polskiej stronie podobną akcję przeprowadzono po raz pierwszy w 1957 r. i w terminie uzgodnionym z zarządem TANAP. Od tego czasu obydwa parki narodowe prowadzą liczenia kozic corocznie. Wyjątek stanowiły lata 1979, 1981, 1985, 1987, 1997, kiedy liczenia nie udało się zorganizować z powodu bardzo niekorzystnych warunków pogodowych. Ponadto, w trakcie prowadzenia pozostałych akcji liczeń kozic zaledwie w 16 przypadkach były korzystne warunki pogodowe pozwalające na osiągnięcie wysokiej dokładności. Również duże zastrzeżenia budzi brak dobrej synchronizacji liczeń po obu stronach granicy państwa oraz niewystarczająca liczba obserwatorów (Chovancova i in. 2006).

Powołując się na Chudíka (1969), Gąsienica-Byrcyn (1981) szacuje dokładność stosowanej metody na maksymalnie 90%, przy założeniu, że liczenie przeprowadzone jest przy odpowiednich warunkach pogodowych (dobra widoczność, brak silnego wiatru) i jednocześnie na całym obszarze występowania kozic. Wg Mihála (1977) błąd może być większy: jego zdaniem w Tatrach Wysokich 10 do 20% kozic nie zostaje zinwentaryzowane, a w Tatrach Bielskich – 5 do 8%. Istotny wpływ na wynik liczenia ma także „czynnik ludzki” (częściowe tylko przejście przez obserwatora swojego rewiru, dowolne sumowanie wyników obserwacji), co może wynikać z braku doświadczenia u obserwatorów (Janiga, Zámečniková 2002).

Populacja kozic tatrzańskich tworzy jedną całość, niepodzielną granicą państwową ani granicami parków narodowych. Migracje kozic tatrzańskich są jeszcze stosunkowo słabo poznane, ale istnieją bezpośrednie obserwacje świadczące, że mogą one w krótkim czasie przemierzyć kilka sąsiednich dolin. Nawet najdokładniejsze liczenie po stronie polskiej bez współpracy ze stroną słowacką, pozwala jedynie na ustalenie liczby kozic aktualnie przebywających na terenie TPN. Wynik ten, zadowalający dla celów sprawozdawczych, nie może być jednak brany pod uwagę przy analizie dynamiki populacji. Każda zmiana liczebności kozic po stronie polskiej może być wówczas tłumaczona transgranicznymi migracjami.

Reasumując, podstawową zasadą monitoringu liczebności kozicy jest pełna inwentaryzacja w oparciu o bezpośrednią obserwację w całym areale jej występowania po polskiej

i słowackiej stronie Tatr. Liczenie przez zespół obserwatorów odbywa się w ciągu 2 dni na całym obszarze ponad górną granicą lasu, podzielonym na kilkadziesiąt rejonów obserwacyjnych. Liczenia powinny być prowadzone przy dobrej widoczności i braku silnego wiatru.

Na podstawie istniejącej wiedzy trudno zaproponować dobry wskaźnik do określania stanu mało zmiennego siedliska kozicy. Zdecydowano się na kontrolowanie zmian powierzchni piętra halnego, decydującej o wielkości żerowisk gatunku.

2. Wskaźniki i ocena stanu ochrony gatunku

Wskaźniki stanu populacji i stanu siedliska

Tab. 1. Wskaźniki stanu populacji i stanu siedliska kozicy tatrzańskiej

Wskaźnik	Miara	Sposób pomiaru/określenia
Populacja		
Liczebność	osobnik	Liczba wszystkich osobników stwierdzonych w trakcie jesiennej akcji liczenia kozic
Przyrost naturalny	%	Stosunek liczby młodych tegorocznych do liczby wszystkich osobników stwierdzonych w trakcie wiosennej akcji liczenia kozic
Siedlisko		
Powierzchnia piętra alpejskiego (hal)	Ha	Określa się powierzchnię piętra alpejskiego (hal) na podstawie map GIS lub operatów urządzeniowych; celem jest śledzenie zmian w powierzchni hal na skutek zarastania ich kosodrzewiną.

Tab. 2. Waloryzacja wskaźników stanu populacji i stanu siedliska kozicy tatrzańskiej.

Wskaźnik/Ocena*	FV	U1	U2
Populacja			
Liczebność	>160 osobników	80–160 osobników	<80 osobników
Przyrost naturalny	>15%	10–15%	<10%
Siedlisko			
Powierzchnia hal (piętro alpejskie)	pow. 1413,34 ha	Zarośnięcie przez kosodrzewinę 20–30% pow. hal	Zarośnięcie przez kosodrzewinę powyżej 30% pow. hal

*FV – stan właściwy, U1 – stan niezadowalający, U2 – stan zły

Wskaźniki kardynalne

- brak

Ocena stanu populacji i stanu siedliska

Przy ocenie stanu populacji oba wskaźniki traktowane są równocennie i ocena stanu populacji odpowiada ocenie niżej ocenionego wskaźnika. Ocena stanu siedliska odpowiada ocenie jedynego badanego wskaźnika.

Należy podkreślić, że ocena wskaźników liczebności populacji i przyrostu naturalnego populacji nie powinna ograniczać się tylko do wyników liczeń po polskiej stronie. Należy przy ocenie tych wskaźników uwzględnić wyniki badań po słowackiej stronie Tatr. Wynika to z charakteru siedliska kozicy w Tatrach, stanowiącego niepodzielną całość oraz ze stałych migracji zwierząt przez granicę państwową. Waloryzacja tych wskaźników dokonana wyłącznie po polskiej stronie nie jest wystarczająca i miarodajna.

Perspektywy zachowania

Jest to ocena ekspercka. W ocenie perspektywy zachowania populacji należy brać pod uwagę istnienie aktualnych i przyszłych zagrożeń (przede wszystkim związanych z turystyką, w tym narciarską, paralotniarstwem, wspinaczką), możliwość wzrostu liczebności danej populacji oraz wielkość przyrostu naturalnego.

Ocena ogólna

Ocena ogólna stanu ochrony gatunku odpowiada najniższej ocenie któregośkolwiek parametru (populacja, siedlisko, perspektywy zachowania).

3. Opis badań monitoringowych

Wybór powierzchni monitoringowych i ich sugerowana wielkość

Stanowiskiem (powierzchnią monitoringową) kozicy jest cały obszar występowania gatunku w Tatrach.

Sposób wykonywania badań

Badanie wskaźników stanu populacji

Liczebność

Podstawą do oceny liczebności jest jesienne liczenie kozic organizowane po polskiej stronie Tatr przez Tatrzński Park Narodowy oraz zsynchronizowane w czasie i metodycznie ze słowackim TANAP. Cały obszar występowania kozic jest podzielony na rejon obserwacyjne o różnej wielkości. Ich liczba była zmienna – po polskiej stronie jest ich obecnie 35, po słowackiej 60. Rejon te są przydzielane dwuosobowym zespołom spisowym, których skład ustalany jest na odprawie każdorazowo poprzedzającej liczenie, podczas której ustalane są również szczegóły, co do tras przejścia swoich rejonów (w zależności od warunków terenowych, oblodzenia, zalegania pokrywy śnieżnej, zagrożenia lawinowego) oraz godzin prowadzenia obserwacji. Zasada jest taka, aby zespół spisowy przeszedł przez cały swój rejon rejestrując wszystkie obserwacje kozic. Liczeniem kozic objęta jest strefa hal i turni która stanowi przestrzeń odsłoniętą co ułatwia obserwację z dużej odległości oraz stwarza możliwość bezpośredniej weryfikacji obserwowanych zwierząt przez sąsiadujące ze sobą zespoły obserwatorów. Granice rejonów stanowią zazwyczaj granie lub dna dolin. W przypadku obserwacji zwierząt na granicy rejonów bądź obserwacji zwierząt przechodzących do sąsiedniego rejonu o fakcie tym poinformowane są osoby liczące w tym rejonie. Zaobserwowane kozice wpisywane są do arkuszy spisowych w których rejestruje się dokładną godzinę obserwacji, informacje na temat płci i wieku zwierząt, ewentualnie ich stanu zdrowotnego lub cech szczególnych. Osoby biorące udział w liczeniu kozic zaopatrzone są w lornetki oraz mają możliwość kontaktowania się pomiędzy sobą drogą radio-

wą. Kozice zauważone za granicą państwową są również odnotowywane. Osoby biorące udział w liczeniu to przede wszystkim pracownicy terenowi TPN, osoby dodatkowe, mniej doświadczone w znajomości terenu oraz w obserwacjach kozic uczestniczą na zasadzie współobserwatorów. Zasadnicze liczenie odbywa się późną jesienią w okresie rui, kiedy capy są bardziej ruchliwe i zbliżają się do kierdeli złożonych z kóz i młodych. Trwa ono dwa dni (w przypadku dobrych warunków pogodowych jeden dzień). Arkusze spisowe przekazywane są do dyrekcji parku, gdzie poddaje się je analizie celem wyeliminowania powtórzonych obserwacji. Na koniec porównuje się wyniki uzyskane w obu parkach narodowych, w celu wyeliminowania podwójnego policzenia kozic po obu stronach granicy. Ocena liczebności populacji tylko po polskiej stronie nie jest miarodajna ze względu na stałe migracje zwierząt przez granicę państwową.

Przyrost naturalny

Oceniany jest na podstawie tzw. wiosennego liczenia kozic. Liczenie to odbywa się według tych samych zasad, co liczenie jesienne mające na celu ustalenie liczebności populacji kozicy. Również wielkość przyrostu naturalnego powinna być oceniana dla całej populacji kozicy w Tatrach łącznie ze stroną słowacką.

Inne parametry, które mogą być dodatkowo wykorzystane w ocenie stanu populacji:

- **Upadki zwierząt.** Ze względu na obszar i wysokogórski, trudny teren nie ma możliwości odnajdywania większości martwych osobników, tym niemniej, co jakiś czas rejestruje się upadki kozic. Są to jednak dane przypadkowe i nie zawsze jest możliwe ustalenie przyczyny upadku.
- **Stan zdrowotny kozic w populacji** polega na badaniu próbek odchodów kozicy przekazywanych odpowiednim instytucjom, na zawartość pasożytów.

Badanie wskaźników stanu siedliska

Monitoringiem należy objąć powierzchnię piętra alpejskiego – halnego, śledząc proces rozprzestrzeniania się kosodrzewiny w tym piętrze.

Termin i częstotliwość badań

Ocena liczebności populacji kozicy tatrzańskiej powinna być dokonywana corocznie w okresie jesiennym w miesiącach październik–listopad, a przyrost naturalny również corocznie w okresie czerwiec–lipiec. Rejestracja upadków zwierząt powinna być realizowana na bieżąco. Stan zdrowotny powinien być oceniany w dłuższych przedziałach czasowych, np. co 6 lat.

Wielkość powierzchni piętra halnego należy określać co 20 lat, na podstawie analizy ortofotomapy lub operatów urzędzeniowych.

Sprzęt i materiały do badań

- arkusze spisowe,
- lornetki,
- lunety,
- radiotelefony,
- mapy 1:25 000.

4. Przykład wypełnionej karty obserwacji gatunku dla stanowiska

Karta obserwacji gatunku dla stanowiska	
Kod gatunku	Kod gatunku wg Dyrektywy Siedliskowej 4006
Nazwa gatunku	Nazwa polska, łacińska, autor wg aktualnie obowiązującej nomenklatury kozica tatrzańska <i>Rupicapra rupicapra tatrica</i> (Blahout, 1971)
Kod obszaru	Wypełnia instytucja koordynująca
Nazwa obszaru	Nazwa obszaru monitorowanego (zgodnie z umową) Tatry
Kod stanowiska	Wypełnia instytucja koordynująca
Nazwa stanowiska	Tatry
Obszary chronione, na których występuje gatunek w tym obszarze	Natura 2000, rezerваты przyrody, parki narodowe i krajobrazowe, użytki ekologiczne, stanowiska dokumentacyjne, itd. Tatrzański Park Narodowy; obszar Natura 2000 PLC120001 Tatry
Współrzędne geograficzne	Podać współrzędne geograficzne (GPS) stanowiska Stanowisko pomiędzy Wołowcem (19° 45'..." E, 49° 12'..." N) a Rysami (20° 05'..." E, 49° 10'..." N)
Ogólna charakterystyka obszaru	Ogólna charakterystyka obszaru Tatry, położone w centralnej części Karpat Zachodnich, stanowią najwyższy i najcenniejszy przyrodniczo masyw górski pomiędzy Alpami i Kaukazem, charakteryzujący się alpejskim krajobrazem i typowym układem stref klimatyczno-roślinnych: regiel dolny, regiel górny, piętro subalpejskie (kosówka), piętro alpejskie (halne), piętro subniwalne (turniowe). Polska, północna część Tatr, zbudowana ze skał krystalicznych, osadowych i metamorficznych obejmuje Tatry Wysokie oraz Tatry Zachodnie. Teren ten obfituje w formy geomorfologiczne, charakterystyczne dla rzeźby postglacialnej. Znajduje się tu około 600 jaskiń. Około 70% powierzchni obszaru zajmują lasy i zarośla kosodrzewiny, pozostałe 30% to tereny otwarte. Ponad połowa powierzchni (11 500 ha), w tym całe piętra: subalpejskie, alpejskie i turniowe i część pięter regla górnego i dolnego podlega ochronie ścisłej, polegającej na ochronie procesów zachodzących w przyrodzie.
Wysokość n.p.m.	Wysokości n.p.m. stanowiska lub zakres od... do... 1350–2499 m n.p.m.
Charakterystyka siedlisk gatunku w obszarze	Rodzaj użytkowanego środowiska, wysokość n.p.m., charakter roślinności Środowiskiem życia kozicy tatrzańskiej są tereny obejmujące powierzchnię 7010 ha znajdujące się w następujących piętrach roślinnych: – subalpejskie (karpacie zarośla kosodrzewiny <i>Pinetum mughi carpaticum</i> , pow. 2255,71 ha). Kosówce towarzyszy licznie jarzębina i brzoza karpacka. Stałym składnikiem zespołu kosówki jest porzeczek skalny i róża alpejska. Do najczęstszych składników warstwy runa w piętrze kosówki należą dwa gatunki paproci: narecznica górska, wietlica alpejska, podbiełek alpejski, szczawik zajęczy, borówka czarna i brusznica i inne, – alpejskie (halne, pow. 1413,34 ha). Piętro to tworzą głównie wysokogórskie murawy występujące pomiędzy 1800 a 2250 (2300) m n.p.m. Są one zróżnicowane w zależności od podłoża. Na podłożu kwaśnym wykształca się klimaksowy zespół boimki dwurzędowej i situ skucina, gdzie w zwarłych murawach alpejskich obok wymienionych gatunków spotyka się współdominującą żyworodną kostrzewę niską, mietlicę skalną albo turzycę zawsze zieloną.

	Inne gatunki budujące ten zespół to m.in.: sasanka alpejska, starzec karpaci, jastrzębiec alpejski, pierwiosnek mały. Na głębszych glebach nawapiennych wykształca się endemiczny zespół kostrzewy pstrej odznaczający się dużym bogactwem florystycznym. Są to bujne, kwieciste o wyższym wzroście murawy, w których dominuje kostrzewa pstra, a obok niej spotyka się m.in.: sesleria tatrzańska, naradka włosista, traganek wytrzymały. Obok roślin ściśle wapieniolubnych występują gatunki, które nie są przywiązane ściśle do rodzaju podłoża np.: siekiernica górska, rogownica wełnista. W płatach tego zespołu można w sumie spotkać ok. 100 gatunków roślin naczyniowych. – subniwalne (turniowe, pow. 3340,94 ha). Piętro turniowe wykształciło się wyłącznie w granitowej części Tatr, zbiorowiska roślin występują w postaci niewielkich płatów lub kęp. Występuje tutaj ok. 120 gatunków roślin naczyniowych i liczne gatunki porostów. Najważniejszym zbiorowiskiem jest zespół boimki dwurzędowej, w którego skład wchodzi rośliny darniowe, poduszkowe oraz rośliny o niewielkich rozmiarach przystosowane do ekstremalnych warunków klimatyczno-glebowych. Głównym gatunkiem budującym ten zespół jest boimka dwurzędowa, kostrzewa niska, granitowy podgatunek lepnicy bezłodygowej i inne oraz kilka gatunków mchów. – regiel górny. W warunkach tatrzańskich kozice unikają lasu, zdarzają się jedynie sporadyczne zejścia kozic szczególnie zimą podczas dużych opadów śniegu. Zasięg występowania kozicy obejmuje następujące piętra klimatyczne: chłodne, bardzo chłodne, umiarkowanie zimne po zimne. Średnia temperatura roczna wynosi tu od 3°C do -4°C.
Informacja o gatunku w obszarze	<i>Syntetyczne informacje o występowaniu gatunku na stanowisku, dotychczasowe badania i inne istotne fakty. Wyniki monitoringu z lat poprzednich</i> Od 1957 r., w którym stwierdzono 77 kozic, TPN prowadzi coroczną inwentaryzację kozic. Od tego czasu liczebność kozic stale wzrastała aż do 1986 r., kiedy stwierdzono obecność 273 osobników. Od 1987 r. zaczął się gwałtowny spadek liczebności kozic w całych Tatrach. W 1999 r. doliczono się już tylko 69 osobników w TPN i 172 osobników w sąsiednim TANAP-ie. Tak niski stan liczebności kozic w całych Tatrach spowodował podjęcie zintegrowanych działań po obydwu stronach granicy państwa. Wprowadzono dodatkowo wiosenne liczenie kozic, zwiększono nadzór służb terenowych, wskazano niektóre z przyczyn gwałtownego spadku liczebności kozic. Jednym z nich bardzo istotnym okazało się kłusownictwo (w latach 1980–2004 po stronie polskiej skłusowano co najmniej 18 kozic). Równocześnie TPN przeprowadził badania weterynaryjne kału na obecność pasożytów. W niektórych próbkach stwierdzono bardzo niewielkie występowanie pasożytów, niemające wpływu na stan zdrowotny kozic. Przeprowadzono również badania genetyczne przez Uniwersytet Oviedo, których głównym celem było ustalenie stopnia pokrewieństwa pomiędzy podgatunkami kozic żyjącymi na świecie. W trakcie tych badań ustalono także, że wewnątrz populacyjne zróżnicowanie genetyczne kozic tatrzańskich, nie jest mniejsze niż w populacjach alpejskich i pirenejskich (Perez i in. 2002), co wskazało, że nie należy z tym wiązać spadku liczebności tatrzańskich kozic w ostatnich latach.
Obserwator	<i>Imię i nazwisko eksperta lokalnego odpowiedzialnego za obszar</i> Pracownicy Tatrzańskiego Parku Narodowego
Daty obserwacji	<i>Daty wszystkich obserwacji</i> 30.10.2007, 11.07.2008
Data wypełnienia	<i>Data wypełnienia formularza przez eksperta</i> 30.08.2008
Data wpisania	<i>Data wpisania do bazy danych – wypełnia instytucja koordynująca</i>
Data zatwierdzenia	<i>Data zatwierdzenia przez osobę upoważnioną – wypełnia instytucja koordynująca</i>

Stan ochrony gatunku na stanowisku			
Wskaźniki	Opis	Ocena	
Populacja			
Liczebność	<i>Liczba wszystkich osobników policzonych w trakcie jesiennej akcji liczenia kozic</i> W Tatrzańskim Parku Narodowym jesienią 2007 r. policzono 108 kozic. Wynik dla całych Tatr to 586 osobników.	U1	U1
Przyrost naturalny	<i>Stosunek liczby młodych tegorocznych do liczby wszystkich osobników policzonych w trakcie wiosennej akcji liczenia kozic</i> 24% (dla całych Tatr 16,3%)	FV	
Siedlisko			
Powierzchnia piętra alpejskiego	<i>Określić powierzchnię piętra alpejskiego (hal) na podstawie map GIS lub operatów urzędzeniowych</i> 1413,34 ha	FV	FV
Perspektywy ochrony	<i>Ocena eksperta z uwzględnieniem aktualnego stanu populacji i stanu siedliska, obserwowanych negatywnych oddziaływań i zagrożeń (przede wszystkim związanych z turystyką, w tym narciarską, paralotniarstwem, wspinaczką) oraz stosowanej ochrony czynnej (wypasu, koszenia)</i> Wyniki liczeń kozic pokazują, że w okresie od roku 1957 do 2008 populacja kozic po polskiej stronie Tatr zmieniała się w zakresie 69–273 osobników. Dla celów porównawczych przyjmuje się średni stan z lat, w których przeprowadzono inwentaryzację, tj. 160 sztuk – jako teoretyczną pojemność (optymalną) w TPN. Od roku 2002 liczebność populacji kozicy po polskiej stronie Tatr kształtuje się na podobnym poziomie z tendencją wzrostową, a niewielkie zmiany są wynikiem przechodzenia osobników przez główną grań Tatr na słowacką stronę. Tendencja wzrostowa liczebności kozic obserwowana jest również po stronie słowackiej. Mimo istniejących zagrożeń dla gatunku co roku liczba młodych stanowi ok. 20–25% liczebności populacji. Ochrona kozic w Tatrzańskim Parku Narodowym ma charakter ochrony biernej, czyli polega na eliminowaniu lub ograniczaniu wpływu nienaturalnych czynników na populację. Głównym zagrożeniem dla kozic na terenie Tatrzańskiego Parku Narodowego są zagrożenia antropogeniczne takie jak kłusownictwo, rozwój turystyki i narciarstwa na terenie występowania gatunku, penetracja przez człowieka miejsc nie udostępnionych. Działania podejmowane przez TPN mają na celu minimalizację wpływu tych czynników i zachowanie populacji kozicy w warunkach jak najbardziej naturalnych.	FV	
Ocena ogólna		U1	

Lista najważniejszych aktualnych i przewidywanych oddziaływań (zagrożeń) na gatunek i jego siedlisko na badanym stanowisku (w tym aktualny sposób użytkowania, planowane inwestycje, planowane zmiany w zarządzaniu i użytkowaniu); kodowanie oddziaływań/zagrożeń zgodne z Załącznikiem E do Standardowego Formularza Danych dla obszarów Natura 2000; wpływ oddziaływania: „+” – pozytywny, „-” – negatywny, „0” – neutralny; intensywność oddziaływania: A – silna, B – umiarkowana, C – słaba

Aktualne oddziaływania				
Kod	Nazwa działalności	Intensywność	Wpływ	Syntetyczny opis
243	Kłusownictwo	A	–	Historycznie bardzo poważne zagrożenie dla populacji. Obecnie nie ma dokładnych danych o rozmiarze procederu, wiadomo jednak, że proceder ten wciąż występuje i wpływa w znacznym stopniu na populację kozicy tatrzańskiej. Od roku 1980 stwierdzono 18 przypadków kłusownictwa.
600	Infrastruktura sportowa i rekreacyjna	A	–	Rejon Kasprowego Wierchu, budynki oraz infrastruktura związana z koleją linową, budynek obserwatorium meteorologicznego, infrastruktura narciarska w kotłach Gąsienicowym i Goryczkowym, szlaki turystyczne główną granią Tatr oraz dojściowe z Hali Gąsienicowej oraz Myslenickich Turni. Istniejąca infrastruktura powoduje łatwiejszy i szybszy dostęp człowieka w środowisko występowania kozic, co wiąże się z nadmiernym ruchem turystycznym, który ma bezpośredni wpływ na niepokojenie oraz płoszenie kozic. Konsekwencją mogą być zmiany aktywności dobowej lub synantropizacja (zatrącenie lęku przed człowiekiem).
602	Kompleksy narciarskie	A	–	Rejon Kasprowego Wierchu, trasy zjazdowe w Kotle Gąsienicowym i Goryczkowym, narciarstwo pozatransowe. Oddziaływanie to wiąże się przede wszystkim z płoszeniem kozic, podczas którego największym niebezpieczeństwem jest ucieczka w teren lawinowy lub silnie oblodzony, co grozi śmiercią bądź poważnymi urazami zwierząt
624	Turystyka górską, wspinaczka, speleologia	A	–	Liczne szlaki turystyczne na całym obszarze występowania gatunku, duże natężenie ruchu wspinaczkowego w części Wysokich Tatr zarówno latem, jak i zimą, przypadki wspinaczki w terenach niedozwolonych np. na obszarach zimowania kozic, duży ruch speleologiczny na trasach dojściowych do jaskiń, z których znaczna część położona jest na obszarze występowania gatunku. Wszystko to powoduje skrajnie duże obciążenie szczególnie w godzinach rannych i wieczorem, tj. w czasie kiedy kozice intensywnie żerują, co ma wpływ na zmianę aktywności dobowej oraz skład ich diety. Również nierzadko dochodzi do biwakowania w strefie wysokogórskiej, co zakłóca dobowe rytmy kozic i ogranicza ich poruszanie się w środowisku.
626	Narciarstwo	A	–	Coraz większy udział narciarstwa poza wyznaczonymi trasami, jak i turystyki narciarskiej (<i>ski-tour</i>). Oddziaływanie to w ostatnich latach nasiliło się i dotyczy całego obszaru występowania gatunku. Osoby uprawiające turystykę narciarską (<i>ski-tour</i>) wchodzą w środowisko kozic w okresie trudnych warunków terenowych dla tych zwierząt, które, spłoszone, często zmuszone są do wejścia w tereny o zagrożeniu lawinowym bądź silnie oblodzone. Również dochodzi do spłoszenia zwierząt w miejsca gorsze do prezimowania, gdzie pokarm jest jakościowo słabszy i jest go znacznie mniej.

710	Uciążliwy hałas	B	–	Głównie związany z dużym ruchem turystycznym na szlakach oraz częstymi przelotami śmigłowca. Powoduje płoszenie zwierząt co wiąże się ze zmianą ich aktywności.
942	Lawina	B	0	Praktycznie każdej wiosny odnajdywane są szczątki kozic na powierzchniach po lawiniskach. Jest to jedna z ważnych przyczyn śmiertelności gatunku.
965	Drapieżnictwo	B	0	Ryś, wilk, niedźwiedź, orzeł przedni.

Zagrożenia (przyszłe, przewidywane oddziaływania)				
Kod	Nazwa	Intensywność	Wpływ	Syntetyczny opis
243	Kłusownictwo	A	–	Szczególnie na proceder kłusownictwa narażone są miejsca z niewielką frekwencją turystów oraz oddalone od szlaków turystycznych. (Rejon Dol. Chochołowskiej oraz Dol. Kościeliskiej). Przewiduje się, że proceder ten w dłuższej perspektywie czasu będzie wciąż jednym z zagrożeń dla populacji kozicy. Wynika to, głównie z trudności w ocenie skali kłusownictwa.
600	Infrastruktura sportowa i rekreacyjna	A	–	Rejon Kasprowego Wierchu, modernizacja infrastruktury związanej z koleją linową, budynek obserwatorium meteorologicznego, infrastruktura narciarska w kotłach Gąsienicowym i Goryczkowym, szlaki turystyczne główną granią Tatr oraz dojściowe z Hali Gąsienicowej oraz Myślenickich Turni. Ewentualne modernizacje czy remonty związane z infrastrukturą sportową i rekreacyjną będą powodować wzrost czynników negatywnie wpływających na populację kozic (np. zmniejszenie naturalnej przestrzeni życiowej, hałas, zwiększona penetracja terenu przez człowieka, płoszenie zwierząt). Dotyczy to również możliwości powiększenia rejonów narciarskich wokół Kasprowego Wierchu.
624	Turystyka górską, wspinaczka, speleologia	A	–	Istnieje ryzyko powstania nowych szlaków turystycznych oraz powiększenia bądź udostępnienia nowych terenów do wspinaczki powierzchniowej bądź jaskiniowej, co jest równoznaczne ze zmniejszeniem przestrzeni życiowej kozic.
626	Narciarstwo	A	–	Coraz większy udział narciarstwa poza wyznaczonymi trasami, jak i turystyki narciarskiej (ski-tour) na całym obszarze występowania gatunku. Coraz większa popularność tego rodzaju narciarstwa w Tatrach powoduje coraz większą penetrację terenu, co w przyszłości może być czynnikiem znacznie obniżającym jakość miejsc zimowania kozic.

Inne informacje	
Inne wartości przyrodnicze	<i>Inne obserwowane gatunki zwierząt i roślin z załączników Dyrektyw Siedliskowej i Ptasiej; gatunki zagrożone (Czerwona księga) i inne rzadkie/gatunki chronione; inne wyjątkowe walory obszaru</i> Na obszarze występowania kozicy obserwowano m.in.: niedźwiedzie, wilki, rysie, świszaki, orla przedniego, głuszca, cietrzewia, sokoła wędrownego, płochacza halnego, pomurnika

Gatunki obce i inwazyjne	<i>Obserwowane gatunki obce i inwazyjne i ewentualnie ich liczba</i> Nie obserwowano
Zarządzanie terenem	Tatrzański Park Narodowy
Istniejące plany i programy ochrony/zarządzania/zagospodarowania	<i>Wszelkie dokumenty, które mogą mieć znaczenie dla ochrony gatunku i jego siedlisk w tym obszarze</i> Plan Ochrony Fauny TPN. Plan Urzędzania Lasu.
Prowadzone zabiegi ochronne i ocena ich skuteczności	<i>Opisać, czy na badanym terenie prowadzi się jakieś działania ukierunkowane na ochronę gatunku</i>
Inne uwagi	<i>Wszelkie informacje pomocne przy interpretacji wyników, np. anomalie pogodowe</i> Przy analizowaniu zmian liczebności kozic, należy traktować Tatry jako jeden wspólny obszar występowania kozicy. Jakiegokolwiek działania podjęte przez jedną ze stron bądź brak tych działań, będą odczuwane w całych Tatrach, a nie tylko po jednej stronie granicy. W związku z powyższym proponujemy ujednolicenie statusu ochronnego kozic w Czerwonych księgach Słowacji i Polski. Obecnie w Polskiej czerwonej księdze zwierząt kozica zaklasyfikowana jest w kategorii zagrożen jako CR natomiast po stronie słowackiej EN.
Dokumentacja fotograficzna	PLC120001_Rupicapra Rupicapra_Tatry_Foto1.jpg/ F.Zięba PLC120001_Rupicapra Rupicapra_Tatry_Foto2.jpg/ F.Zięba

5. Gatunki o podobnych wymaganiach ekologicznych, dla których można zaadaptować opracowaną metodykę

W Polsce brak takich gatunków.

6. Ochrona gatunku

Kozica objęta jest ochroną gatunkową. Ponadto, zarówno po polskiej i słowackiej stronie Tatr całkowity areal jej występowania mieści się na terenie parków narodowych – po stronie polskiej TPN oraz po słowackiej TANAP. Pomimo takiej ochrony jest wciąż gatunkiem zagrożonym, a przyczyny tego stanu nie są wystarczająco rozpoznane.

Należy stosować dotychczasowe formy ochrony biernej, polegające na zwalczaniu kłusownictwa, okresowym zamykaniu szlaków w okresie wykotów, ograniczaniu penetracji terenu poza szlakami, nieudostępnianiu nowych terenów do wspinaczki wysokogórskiej, bezwzględnym egzekwowaniu zakazu używania lotni i parolotni na terenie parku. Są to w znacznej mierze działania związane z egzekwowaniem istniejących przepisów obowiązujących w parku narodowym.

Podstawowym założeniem ochrony powinno być traktowanie populacji kozicy w Tatrach jako jednej, niepodzielonej granicą państwa populacji. Powinien zostać wypracowany wspólny plan ochrony tego gatunku w Tatrach. Aktualnie współpraca pomiędzy TPN i TANAP polega przede wszystkim na prowadzeniu zsynchronizowanych, corocznych inwentaryzacji kozic.

7. Literatura

- Blahout M. 1972. Súčasný stav a perspektívy rozvoja chovu kamzíkov v Tatranskom národnom parku. Lesnícky časopis 18, 4: 401–407.
- Blahout M. 1976. Kamzičia zver (The chamois). Wydawnictwo „Priroda”, Bratislava
- Chovancová B., Šoltésová A. 1988. Trofická základňa kamzíka vrchovského tatranského (*Rupicapra rupicapra tatrica* Blahout 1971) v TANAP-e. Folia Venatoria 18: 307–315.
- Chovancova B., Zięba F., Zwijacz-Kozica T. 2006. Polskie i słowackie liczenia kozic (*Rupicapra rupicapra tatrica* Blahout 1971) – założenia, metody, źródła błędów. Materiały III Ogólnopolskiej Konferencji Przyroda TPN a Człowiek, 3: 47–51.
- Gąsienica-Byrcyn W. 1981. Występowanie kozicy w Tatrzańskim Parku Narodowym. Wierchy 48: 240–245.
- Gąsienica-Byrcyn W. 1987. Kozica – żywy symbol Tatr. Krajowa Agencja Wydawnicza, Wrocław.
- Jamrozy G., Pęksa Ł., Urbanik Z., Gąsienica-Byrcyn W. 2007. Kozica tatrzańska *Rupicapra rupicapra tatrica*. TPN, Zakopane: 336 ss.
- Janina M., Zámečniková H. 2002. Zoologická charakteristika historických údajov o kamzíkoch (*Rupicapra rupicapra tatrica* Blahout, 1971) v Tatrách ako podklad pre vyhodnotenie ich súčasnej početnosti [w:] Janina M., Švajda J. (red.). Ochrana kamzíka: 99–182. TANAP – NAPANT – IHAB.
- Mihál I. 1977. Počítali sme kamzíky. Vysoké Tatry 1: 13–14.
- Pérez T., Albornoz J., Domínguez A. 2002. Phylogeography of chamois (*Rupicapra* spp.) inferred from microsatellites. Molecular Phylogenetics and Evolution 25: 524–534.
- Zięba F. 2002: Aktualny stan populacji kozicy (*Rupicapra rupicapra tatrica* Blahout 1971) w Tatrzańskim Parku Narodowym, jej zagrożenia i ochrona [w:] Janina M., Švajda J. (red.). Ochrana kamzíka: 70–78. TANAP – NAPANT – IHAB.
- Zięba F., Zwijacz-Kozica T. 2004: Capy, kozy i kozłeta, czyli prawie wszystko o kozicach. Tatrzański Park Narodowy, 72 ss.

Opracowali: **Filip Zięba, Piotr Krzan**



Kozice tatrzańskie *Rupicapra rupicapra tatrica*
(fot. Bogusław Czerwiński)

MONITORING GATUNKÓW ZWIERZĄT

Monitoring gatunków zwierząt w Polsce powinien obejmować dużą grupę gatunków. Przede wszystkim, zgodnie z zapisami prawa, monitoringiem muszą być objęte 142 gatunki wymienione w załącznikach II, IV i V Dyrektywy Siedliskowej, w tym tzw. gatunki o statusie priorytetowym, za których ochronę kraje członkowskie Unii Europejskiej ponoszą szczególną odpowiedzialność.

Z punktu widzenia potrzeb polskiej ochrony przyrody zakres monitoringu gatunków zwierząt powinien być szerszy i obejmować także inne zagrożone i/lub chronione w Polsce gatunki, gatunki pozyskiwane ze stanu dzikiego, czy gatunki inwazyjne.

Monitoring gatunków zwierząt prowadzi się na wybranych stanowiskach, w różnych częściach ich zasięgu występowania w kraju, ze szczególnym uwzględnieniem specjalnych obszarów ochrony siedlisk Natura 2000.

Na monitorowanych stanowiskach ocenia się stan populacji i stan siedliska gatunku, w oparciu o badanie odpowiednio dobranych wskaźników, a także jego perspektywę zachowania. Pozwala to na wnioskowanie o stanie ochrony gatunku na poziomie monitorowanych stanowisk, obszarów Natura 2000, regionów biogeograficznych i całego kraju.

BIBLIOTEKA MONITORINGU ŚRODOWISKA

Oddajemy do Państwa rąk przewodnik metodyczny do monitoringu 18 gatunków zwierząt, będący pracą zbiorową 23 specjalistów z całej Polski. Wymienione są w nim również inne gatunki o zbliżonych wymaganiach ekologicznych, dla których można zastosować podobne metodyki. Metodyki monitoringu kolejnych gatunków, oparte na głównym schemacie wypracowanym w latach 2006–2008 i opisanym w części pierwszej ogólnej przewodnika, będą opublikowane w następnych tomach.

Przewodnik przeznaczony jest dla osób zaangażowanych w ochronę przyrody, a przede wszystkim w prace monitoringowe na obszarach Natura 2000 oraz innych obszarach cennych przyrodniczo, zwłaszcza dla pracowników parków narodowych, regionalnych dyrekcji ochrony środowiska, Lasów Państwowych, członków przyrodniczych organizacji pozarządowych, wykładowców i studentów wyższych uczelni oraz innych zainteresowanych.

Mamy nadzieję, że przewodnik będzie użytecznym narzędziem w planowaniu i realizacji monitoringu gatunków zwierząt, zarówno na poziomie ogólnokrajowym, jak i w obszarach chronionych. Będzie również podstawą oceny stanu ochrony gatunków, a w konsekwencji zaprojektowania właściwych zabiegów ochronnych, zwłaszcza na obszarach Natura 2000. Przyczyni się też do spójności otrzymywanych danych o stanie gatunków w różnych miejscach kraju.

Z przedmowy

Andrzeja Jagusiewicza

Głównego Inspektora Ochrony Środowiska

ISBN: 978-83-61227-44-1



9 788361 227441