

INSPEKCJA OCHRONY ŚRODOWISKA

# Monitoring gatunków zwierząt



Przewodnik metodyczny  
Część czwarta

BIBLIOTEKA MONITORINGU ŚRODOWISKA



# Monitoring gatunków zwierząt

**Przewodnik metodyczny**

Część czwarta



INSPEKCJA OCHRONY ŚRODOWISKA

# Monitoring gatunków zwierząt

**Przewodnik metodyczny**

Część czwarta

Opracowanie zbiorowe pod redakcją

**Małgorzaty Makomskiej-Juchiewicz i Macieja Bonka**

**BIBLIOTEKA MONITORINGU ŚRODOWISKA**

Warszawa 2015

Opracowanie zbiorowe pod redakcją  
Małgorzaty Makomaskiej-Juchiewicz i Macieja Bonka

Recenzenci:

dr Dagny Krauze-Gryz – kęgowce

prof. dr hab. Jarosław Buszko – motyle

dr hab. Marek Bunalski – chrząszcze

dr Andrzej Kołodziejczyk – pijawka lekarska, ślimak winniczek

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

Opracowanie graficzne, skład i łamanie

Larus Studio Witold Ziąja

Korekta

Monika Grzegorzczak

Druk

Drukarnia Skleniarz, Kraków

Zdjęcie na okładce

Chomik europejski *Cricetus cricetus* (fot. B. Sępioł)

Zdjęcie na drugiej stronie

Bóbr europejski *Castor fiber* (fot. G. Leśniewski)

Wydanie I, Warszawa 2015

ISBN: 978-83-61227-37-3

Zalecany sposób cytowania

Makomaska-Juchiewicz, M. Bonk M. (red.) 2015. Monitoring gatunków zwierząt. Przewodnik metodyczny. Część IV. GIOŚ, Warszawa.

lub

Sielezniew M. 2015. Czerwończyk nieparek *Lycaena dispar* (1060). W: M. Makomaska-Juchiewicz, M. Bonk (red.). Monitoring gatunków zwierząt. Przewodnik metodyczny. Część IV. GIOŚ, Warszawa, s. 44–57.

# Autorzy opracowania

**Dr hab. Agata Banaszek**

Zakład Genetyki i Ewolucjonizmu, Uniwersytet w Białymstoku

**Prof. dr hab. Jerzy Błoszyk**

Zakład Zoologii Ogólnej, Instytut Biologii Środowiska, Uniwersytet im. Adama Mickiewicza w Poznaniu

**Mgr Maciej Bonk**

Instytut Ochrony Przyrody PAN, Kraków

**Dr Michał Ciach**

Zakład Bioróżnorodności Leśnej, Instytut Ekologii i Hodowli Lasu, Uniwersytet Rolniczy w Krakowie

**Dr inż. Jan Cichocki**

Pracownia Zoologii Kręgowców, Katedra Zoologii, Uniwersytet Zielonogórski

**Mgr Urszula Eichert**

Zakład Zoologii Systematycznej, Uniwersytet im. Adama Mickiewicza w Poznaniu

**Prof. dr hab. Jerzy M. Gutowski**

Zakład Lasów Naturalnych, Instytut Badawczy Leśnictwa, Białowieża

**Mgr Tomasz Kalinowski**

Zakład Zoologii Ogólnej, Instytut Biologii Środowiska, Uniwersytet im. Adama Mickiewicza w Poznaniu

**Dr Andrzej Kepel**

Polskie Towarzystwo Ochrony Przyrody „Salamandra”, Poznań

**Dr hab. Paweł Koperski**

Zakład Hydrobiologii, Wydział Biologii Uniwersytetu Warszawskiego

**Mgr Katarzyna Kozyra**

Katedra Genetyki, Uniwersytet Przyrodniczy we Wrocławiu

**Dr Adam Malkiewicz**

Zakład Biologii, Ewolucji i Ochrony Bezkręgowców, Instytut Biologii Środowiskowej, Uniwersytet Wrocławski

**Dr hab. Jerzy Romanowski**

Zakład Biologii Środowiskowej, Wydział Biologii i Nauk o Środowisku, UKSW w Warszawie

**Dr Robert Rossa**

Zakład Ochrony Lasu, Entomologii i Klimatologii Leśnej, Instytut Ochrony Ekosystemów Leśnych, Uniwersytet Rolniczy w Krakowie

**Dr hab. Marcin Sielezniew**

Zakład Zoologii Bezkręgowców, Instytut Biologii, Uniwersytet w Białymstoku

**Dr inż. Witold Strużyński**

Zakład Zoologii, Wydział Nauk o Zwierzętach, Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie

**Dr Agnieszka Ważna**

Pracownia Zoologii Kręgowców, Katedra Zoologii, Uniwersytet Zielonogórski

**Krzysztof Zając**

Zakład Biologii, Ewolucji i Ochrony Bezkręgowców, Uniwersytet Wrocławski

**Tomasz Zając**

Fundacja Aquila, Wrocław

**Dr hab. Joanna Ziomek**

Zakład Zoologii Systematycznej, Uniwersytet im. Adama Mickiewicza w Poznaniu

**Dr Karol Zub**

Instytut Biologii Ssaków PAN, Białowieża



# 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 różnorodności biologicznej – Streamling European 2010 Biodiversity Indicators (SE BI 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 pożądaných informacji. W latach 2009–2011, a następnie 2012–2014 projekt był kontynuowany w stosunku do kolejnych grup gatunków i siedlisk przyrodniczych.

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.

W 2010 r. ukazał się pierwszy tom przewodników metodycznych do monitoringu zwierząt dla 18 gatunków, zarówno bezkręgowców, jak i kręgowców, głównie tzw. gatunków priorytetowych, za których ochronę Wspólnota Europejska ponosi szczególną odpowiedzialność, a w 2012 r. opublikowane zostały tomy drugi i trzeci, obejmujące metodyki monitoringu dla 24 gatunków bezkręgowców oraz 36 gatunków kręgowców. Obecnie



oddajemy do Państwa rąk tom czwarty dotyczący 19 gatunków, w tym 13 bezkręgowców i 6 kręgowców. Jest to praca zbiorowa 21 specjalistów z całej Polski. Przedstawione metodyki monitoringu są oparte o schemat wypracowany w latach 2006–2008, opisany w części pierwszej, ogólnej tego przewodnika.

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.


Właśnie ze względu na duże znaczenie przewodników w wyznaczaniu celów ochrony poszczególnych stanowisk gatunków na poziomie obszarów Natura 2000, w niniejszym czwartym tomie został dodany podrozdział, poświęcony ochronie gatunków na poziomie lokalnym.

Zgodnie z ustawą o ochronie przyrody z dnia 16 kwietnia 2004 r. z późniejszymi zmianami (Dz.U. z 2013 r., poz. 627 z późn. zm.) 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. Jednocześnie zgodnie z rozporządzeniem Ministra Środowiska z dnia 30 marca 2010 r. w sprawie sporządzania projektu planu ochrony dla obszaru Natura 2000 (Dz.U. z 2010 r. Nr 64, poz. 401) i rozporządzeniem z dnia 17 lutego 2010 r. w sprawie sporządzania planu zadań ochronnych dla obszaru Natura 2000 (Dz.U. z 2010 r. Nr 34, poz. 186) mają być one zgodne z metodyką Państwowego Monitoringu Środowiska.

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.

Jerzy Kuliński

Główny Inspektor Ochrony Środowiska



# Spis treści

<b>Autorzy opracowania</b> .....	5
<b>Przedmowa</b> .....	6
<b>Wstęp</b> .....	9
Definicja i podstawy prawne monitoringu .....	9
Zakres monitoringu przyrodniczego i związane z nim publikacje .....	10
Założenia i organizacja monitoringu .....	11
Opis procedury monitoringu gatunków zwierząt .....	13
Opis procedury monitoringu gatunku zwierząt na poziomie obszaru Natura 2000 ..	20
Monitoring a ochrona gatunku w skali lokalnej .....	23
Układ przewodników .....	24
Lista cytowanych aktów prawnych .....	25
Literatura .....	26
Gromadzenie danych (baza danych) .....	27
Słowniczek wybranych terminów .....	27
Lista kodów oddziaływań i zagrożeń .....	32
Przewodnik metodyczny – część szczegółowa .....	43
<b>MOTYLE</b> .....	44
1060 Czerwończyk nieparek <i>Lycaena dispar</i> (Haworth, 1802).....	44
1069 Górówka sudecka <i>Erebia sudetica</i> Staudinger, 1861 .....	58
1067 Osadnik wielkooki <i>Lopinga achine</i> (Scopoli, 1763).....	73
1076 Postojak wiesiołkowiec <i>Proserpinus proserpina</i> (Pallas, 1772).....	88
<b>CHRZĄSZCZE</b> .....	104
1085 Bogatek wspaniały <i>Buprestis splendens</i> Fabricius, 1775 .....	104
1087 Nadobnica alpejska <i>Rosalia alpina</i> (Linnaeus, 1758) .....	125
1924 Pogrzybnica Mannerheima <i>Oxyporus mannerheimii</i> Gyllenhal, 1827 .....	146
1920 Ponurek Schneidera <i>Boros schneideri</i> (Panzer, 1796).....	162
1925 Rozmiazg kolweński <i>Pytho kolwensis</i> C. R. Sahlberg, 1833 .....	188
1923 Średzinka <i>Mesosa myops</i> (Dalman, 1817).....	210
<b>ŚLIMAKI</b> .....	229
1026 Ślimak winniczek <i>Helix pomatia</i> Linnaeus, 1758 .....	229
<b>PIJAWKI</b> .....	245
1034 Pijawka lekarska <i>Hirudo medicinalis</i> Linnaeus, 1758 .....	245
<b>SKORUPIAKI</b> .....	262
1091 Rak szlachetny <i>Astacus astacus</i> (Linnaeus, 1758).....	262
<b>SSAKI</b> .....	281
1337 Bóbr europejski <i>Castor fiber</i> (Linnaeus, 1758) .....	281
1339 Chomik europejski <i>Cricetus cricetus</i> (Linnaeus, 1758).....	317
2612 Darniówka tatrzańska <i>Microtus tatricus</i> (Kratochvíl, 1952).....	337
2021 Smużka stepowa <i>Sicista subtilis</i> (Pallas, 1733).....	353
1335 Suseł moręgowany <i>Spermophilus citellus</i> (Linnaeus, 1766).....	368
1355 Wydra <i>Lutra lutra</i> (Linnaeus, 1758) .....	388

Niniejsze opracowanie to czwarta pozycja z serii przewodników metodycznych p.t. *Monitoring gatunków zwierząt*, wydawanych w ramach Biblioteki Monitoringu Środowiska. Części pierwsza, druga i trzecia, obejmująca metodyki monitoringu odpowiednio 18, 24 i 36 gatunków zwierząt, ukazały się w latach 2010 i 2012. Część czwarta, oparta na takich samych założeniach metodycznych jak poprzednie części, dotyczy kolejnych 19 gatunków. Poniższy rozdział wstępny jest zasadniczo powtórzeniem Wstępu zamieszczonego w części drugiej i trzeciej. Wprowadzone w nim zmiany polegają na uaktualnieniu odniesień do aktów prawnych oraz obowiązującej listy oddziaływań i zagrożeń.

## 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, a także gromadzenie i aktualizowanie informacji o stanie innych ważnych elementów przyrody oraz o kierunku i tempie ich przemian. Zbierane dane powinny umożliwić przeciwdziałanie obserwowanym, negatywnym zmianom, a więc podejmowanie określonych działań ochronnych, a także na przewidywanie reakcji badanych elementów przyrody na dalsze zmiany środowiska.

Obowiązek prowadzenia takiego monitoringu nakłada ustawa z dnia 16 kwietnia 2004 r. o ochronie przyrody z późniejszymi zmianami (Dz.U. z 2013 r., poz. 627 z późn. zm.):

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;*

Art. 28 ust. 10, p. 4 c: *Plan zadań ochronnych dla obszaru Natura 2000 zawiera określenie działań... dotyczących monitoringu stanu przedmiotów ochrony;*

Art. 29 ust. 8: *Plan ochrony dla obszaru Natura 2000 zawiera określenie sposobów monitoringu stanu ochrony siedlisk przyrodniczych i gatunków roślin i zwierząt i ich siedlisk, będących przedmiotami ochrony.*

Zgodnie z Rozporządzeniem Ministra Środowiska z 30 marca 2010 r. w sprawie sporządzenia projektu planu ochrony dla obszaru Natura 2000 (Dz.U. 2010 nr 64 poz. 401 z późn. zm.)

monitoring siedlisk i gatunków jest jednym z niezbędnych elementów planów zadań ochronnych i planów ochrony dla obszarów Natura 2000. Paragraf 3.1 p. 10 tego rozporządzenia podaje *ustalenie sposobów monitoringu stanu ochrony przedmiotów ochrony przez wskazanie sposobów metod, częstotliwości, zakresu obserwacji i rejestracji danych.*

Załącznik do tego rozporządzenia podaje, że: Sposób oceny parametrów stanu ochrony powinien być zgodny z monitoringiem o którym mowa w art. 112 ust 2, Ustawy o ochronie przyrody.

Analogicznie, zgodnie z Rozporządzeniem Ministra Środowiska z dnia 17 lutego 2010 r. w sprawie sporządzania planu zadań ochronnych dla obszaru Natura 2000 (Dz. U. 2010, nr 34, poz. 186 z późn. zm.): *plan zadań ochronnych dla obszaru Natura 2000 zawiera ... określenie działań ochronnych... w tym w szczególności działań dotyczących... monitoringu stanu przedmiotów ochrony.*

Obowiązek prowadzenia 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 i związane z nim publikacje

Z uwagi na zobowiązania wynikające z prawa UE nasz krajowy monitoring powinien pozwolić na ocenę stanu ochrony siedlisk przyrodniczych i gatunków o znaczeniu Wspólnotowym i pomóc w ocenie efektywności działań podejmowanych dla ich ochrony. Z punktu widzenia potrzeb polskiej ochrony przyrody byłoby pożądane, aby monitoring obejmował także typy siedlisk i gatunki, które nie figurują na załącznikach DS a 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).

W 2010 r. wydano pierwsze trzy tomy przewodników metodycznych monitoringu dotyczące 20 typów siedlisk przyrodniczych, 18 gatunków zwierząt i 16 gatunków roślin. Wśród nich znalazły się wszystkie typy siedlisk i gatunki o tzw. znaczeniu priorytetowym dla Wspólnoty (14 typów siedlisk, 14 gatunków zwierząt i 10 gatunków roślin) oraz kilka innych, ważnych z punktu widzenia ochrony przyrody w kraju. Kolejne 4 tomy przewodników, wydane w 2012 r. przedstawiają metodyki badań monitoringowych dla typów siedlisk przyrodniczych oraz gatunków roślin i zwierząt (osobno dla bezkręgowców i kręgowców), które były objęte monitoringiem przyrodniczym w latach 2009-2011 w ramach Państwowego Monitoringu Środowiska „Monitoring gatunków i siedlisk przyrodniczych ze szczególnym uwzględnieniem specjalnych obszarów ochrony siedliska Natura 2000” na zlecenie Głównego Inspektora Ochrony Środowiska. Były to zarówno gatunki i siedliska szeroko rozmieszczone w kraju, liczne i znane z wielu stanowisk i obszarów Natura 2000, jak i gatunki rzadkie o występowaniu ograniczonym do pojedynczych stanowisk i obszarów. Wśród nich znalazły się także wybrane gatunki roślin spoza załączników Dyrektywy Siedliskowej, uznane za krytycznie zagrożone w Polsce, które nie były monitorowane wcześniej w ramach PMŚ. Aktualnie opracowane 2 tomy przewodników dotyczą siedlisk przyrodniczych i gatunków zwierząt, objętych monitoringiem w latach 2013-2014. Podobnie jak w przypadku tomów wydanych w roku 2012 są to siedliska i gatunki zarówno szeroko rozmieszczone w kraju, liczne i znane z wielu stanowisk (np. bóbr, wydra, czerwończyk nieparek, czy ślimak winniczek), jak i gatunki rzadkie o występowaniu ograniczonym do pojedynczych stanowisk, w tym gatunki o niepewnym występowaniu w kraju, których obecności nie udało się potwierdzić w trakcie badań monitoringowych (np. smużka stepowa, pogrzybnica, średzinka, górówka sudecka). Dla części gatunków zwierząt włączone w ten tom opracowania mają nie tyle charakter metodyk monitoringu, ile wskazówek, w jaki sposób poszukiwać gatunku na badanych stanowiskach i opisywać ich siedliska.

## 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 przyjętych parametrów stanu ochrony siedlisk przyrodniczych i gatunków na poziomie regionów biogeograficznych).
- Opracowanie i zastosowanie jednolitego schematu monitoringu 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 przyjęty przez GIOŚ system niezależnie prowadzonych badań monitoringowych siedlisk i gatunków, prowadzonych dotychczas niezależnie przez różne instytucje.

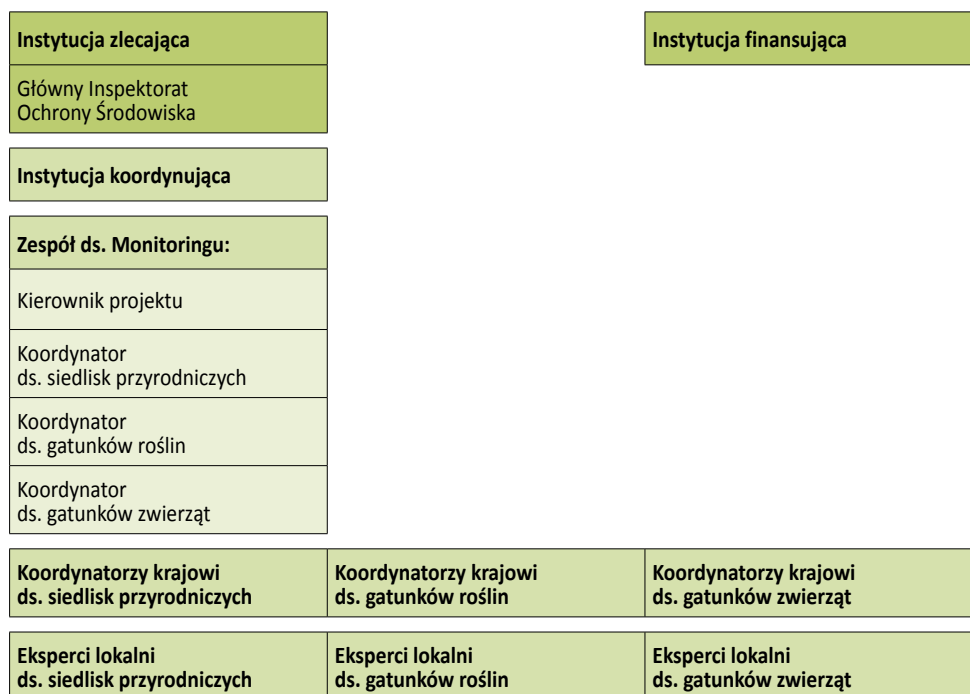
- Łączenie monitoringu siedlisk i gatunków z innymi rodzajami monitoringu (np. monitoringu prowadzonego w ramach Dyrektywy Wodnej, monitoringu lasów itp.)
- Łączenie w miarę możliwości monitoringu różnych podmiotów ochrony (jednoczesny monitoring 2 lub więcej gatunków lub gatunków i typów siedlisk).

\*Ustawa o ochronie przyrody wymaga prowadzenia w kraju – w ramach PMŚ- monitoringu przyrodniczego, w tym monitorowania stanu typów siedlisk przyrodniczych oraz gatunków będących przedmiotem zainteresowania Wspólnoty (art. 112). Inne zapisy tej ustawy (art. 28) wymagają, aby we wszystkich obszarach Natura 2000 prowadzony był monitoring stanu ochrony siedlisk przyrodniczych oraz gatunków roślin i zwierząt oraz ich siedlisk, które są przedmiotem ochrony w tych obszarach. Zgodnie z wymaganiami Dyrektywy Siedliskowej stanowiska wybrane do monitoringu powinny być reprezentatywne dla całego zasięgu występowania danego siedliska przyrodniczego czy gatunku. W ramach PMŚ prowadzi się więc monitoring na stanowiskach położonych w obszarach Natura 2000 i poza nimi. W związku z wymogiem utrzymania jednolitej metodyki monitoringu, otrzymane w ten sposób wyniki będą spójne.

Szczegółowe założenia co do organizacji i sposobu prowadzenia monitoringu (w tym prac terenowych), koordynacji prac i przepływu danych każdy z krajów UE wypracowuje indywidualnie. Jedynym wspólnym (ogólnoeuropejskim) formalnym założeniem monitoringu siedlisk przyrodniczych i gatunków o znaczeniu europejskim jest, że ma on dostarczyć dane pozwalające 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](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 gatunków i siedlisk przyrodniczych na poziomie stanowisk i obszarów Natura 2000. Nowa, poprawiona wersja wytycznych: “Assessment and reporting under Article 17 of the Habitats Directive. Explanatory Notes & Guidelines for the period 2007-2012. Final draft July 2011” dostępna jest pod adresem internetowym: [http://circa.europa.eu/Public/irc/env/monnat/library?l=/habitats\\_reporting/reporting\\_2007-2012&vm=detailed&sb=Title](http://circa.europa.eu/Public/irc/env/monnat/library?l=/habitats_reporting/reporting_2007-2012&vm=detailed&sb=Title).

Dotychczasowa struktura organizacyjna monitoringu gatunków i siedlisk przyrodniczych, realizowanego w ramach Państwowego Monitoringu Środowiska była następująca: **instytucja koordynująca** (jedna na poziomie kraju), **koordynatorzy krajowi** (specjaliści kierujący monitoringiem poszczególnych typów siedlisk i gatunków) oraz **eksperti lokalni** (wykonawcy prac terenowych, 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. Struktura organizacyjna monitoringu siedlisk przyrodniczych i gatunków, realizowanego w ramach Państwowego monitoringu Środowiska.

## Opis procedury monitoringu gatunków zwierząt

### Wybór stanowisk

Monitoring prowadzi się na wybranych stanowiskach, stanowiących odpowiednią reprezentację miejsc występowania gatunku co do liczby, rozmieszczenia geograficznego i stopnia zagrożenia, tak aby na podstawie badań na tych stanowiskach można było wnioskować o stanie ochrony gatunku na poziomie regionów biogeograficznych i całego kraju. Stanowiska powinny być więc zlokalizowane zarówno w centrum zasięgu gatunku, jak i na jego skraju, na terenach chronionych (np. obszary Natura 2000), jak i poza nimi. W przypadku rzadkich gatunków (jak np. kozica, żubr, konarek tajgowy, łątka ozdobna, strzępotek edypus) monitorowane powinny być wszystkie stanowiska występowania. Przy opisie metodyki każdego gatunku podana jest liczba i lokalizacja stanowisk już monitorowanych lub proponowanych do monitoringu (prowadzonego na zlecenie GIOŚ w ramach Państwowego Monitoringu Środowiska). Wybór tych stanowisk opiera się o aktualną wiedzę o rozmieszczeniu i wielkości zasobów gatunków.

Stanowisko monitoringowe definiowane jest indywidualnie dla każdego gatunku. Wielkość stanowisk jest bardzo zróżnicowana, od kilkudziesięciu tysięcy hektarów w przypadku gatunków o dużych wymaganiach co do przestrzeni życiowej, jak np. żubr, kozica czy duże drapieżniki (gdzie stanowiskami są całe duże kompleksy leśne) do kilkudziesięciu m<sup>2</sup> (w przypadku schronień nietoperzy, stanowisk niektórych bezkręgowców i płazów).



Wśród stanowisk monitoringowych (badawczych) wyróżnia się stanowiska referencyjne. Są to stanowiska monitoringowe uznane za wzorcowe pod względem warunków siedliskowych, gdzie występują silne populacje gatunku. Mogą stanowić one punkt odniesienia dla oceny stanu ochrony gatunku na innych stanowiskach.

## Zakres prac monitoringowych na stanowisku

Zakres oraz zapis informacji gromadzonej dla gatunku na monitorowanym stanowisku dostosowano do potrzeb sprawozdawczości wymaganej przez Dyrektywę Siedliskową, tak aby wyniki monitoringu na stanowiskach ułatwiały ocenę stanu ochrony gatunku na poziomie regionów biogeograficznych w kraju. Na poziomie regionów stan ochrony ocenia się w oparciu o cztery parametry: zasięg występowania, populacja, siedlisko oraz perspektywy zachowania. Na poziomie stanowisk określa się stan ochrony gatunku w oparciu o trzy z tych parametrów (z oczywistych względów nie można brać pod uwagę zasięgu).

## Parametry i wskaźniki stanu ochrony

Stan parametrów: „populacja” i „siedlisko” gatunku na stanowisku ocenia się, badając wybrane charakterystyki populacji i siedliska, czyli tzw. wskaźniki. Wybór wskaźników opiera się na znajomości autekologii gatunków.

Parametr „populacja” charakteryzuje się na podstawie wskaźników odnoszących się do jej liczebności, struktury, stanu zdrowotnego, czy izolacji. Należy podkreślić, że w zależności od gatunku wskaźnik „liczebność” może być mierzony w różny sposób: np. liczbą lub zagęszczeniem osobników wszystkich klas wiekowych/osobników dorosłych/innych stadiów rozwojowych/ wylinek, liczbą zasiedlonych drzew etc. Nazwa „liczebność” jest umowna, nie chodzi o dokładne „policzenie”, a nawet oszacowanie liczby występujących na stanowisku osobników. W przypadku wielu gatunków notuje się tylko liczbę osobników obserwowanych na stanowisku (wynik obserwacji prowadzonych w zestandaryzowany sposób), a w pojedynczych przypadkach – jedynie samą obecność gatunku.

Parametr „siedlisko gatunku” oceniany jest w oparciu o wybrane charakterystyki siedliska, które są uważane za najistotniejsze dla jego egzystencji, podlegające szybko zmianom w odpowiedzi na negatywne oddziaływania antropogeniczne i naturalne i łatwe do „zmielenia”. Mogą to być zarówno biotyczne cechy siedlisk (np. baza pokarmowa, dostępność odpowiednich miejsc rozrodu, dostępność schronień, występowanie drapieżników bądź gatunków konkurencyjnych, fragmentacja, sukcesja), jak i cechy abiotyczne (np. nasłonecznienie, wilgotność, czystość wód).

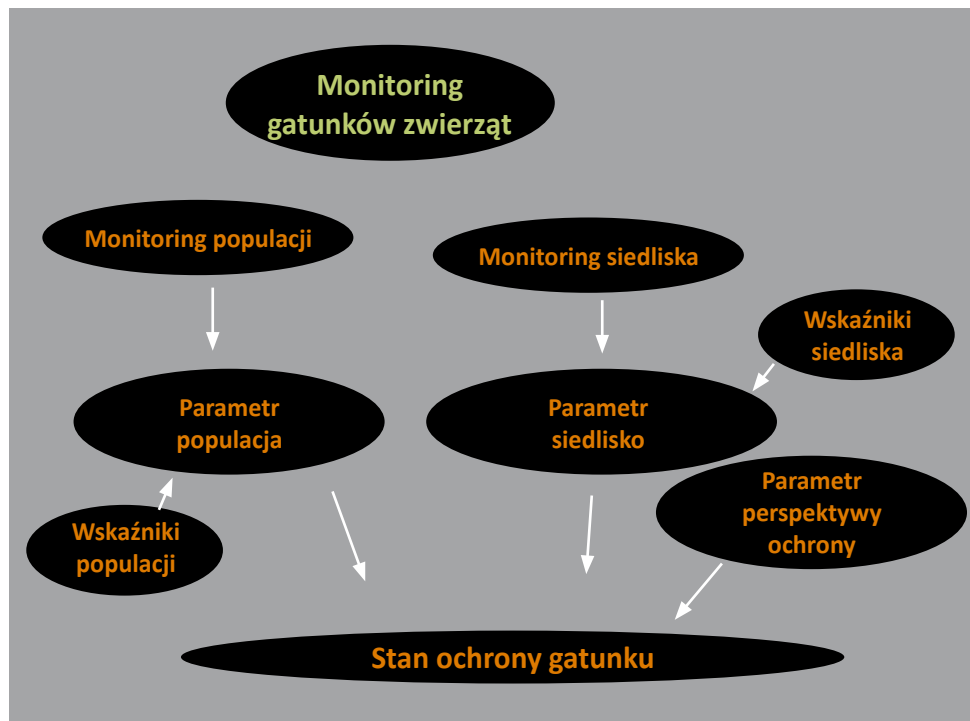
Pewne wskaźniki wyróżnia się jako tzw. wskaźniki kardynalne (kluczowe z punktu widzenia stanu populacji czy wymagań siedliskowych gatunku). Wskaźniki mogą być również traktowane jako równocenne. Ponadto, autorzy niektórych opracowań wyróżniają dodatkowo tzw. wskaźniki pomocnicze, używane do wstępnej oceny siedliska z punktu widzenia jego „przydatności” dla gatunku, pozwalające na tzw. ocenę wyjściową siedliska. Niezależnie od wpływu człowieka i zmieniających się wskaźników siedliska mówiących o jego degradacji/regeneracji) 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 nie podlegające zmianom lub podlegające wahaniom o charakterze naturalnym (np. w cyklu rocznym). W związku z tym nie można tak samo oceniać stanu ochrony gatunku w siedlisku ze swojej natury optymalnym dla niego i takim, które mu mniej odpowiada. Przykładowo, gatunek na stanowisku położonym przy granicy zasięgu wysokościowego może się słabo rozrządzać i jego liczebność będzie niska, a mimo to parametr „stan populacji” może zostać oceniony jako stan właściwy. W takim przypadku konieczne jest zamieszczenie komentarza wyjaśniającego odstępstwa od przyjętych reguł wystawiania ocen. Dla poszczególnych stanowisk można też próbować wyznaczyć nowe, odmienne od zaproponowanych, zakresy wartości wskaźników odpowiadające stosowanym ocenom, w oparciu o dane o dotychczasowym występowaniu gatunku i cechy jego siedliska.

„Perspektywy ochrony” gatunku na stanowisku to prognoza stanu populacji gatunku i stanu jego siedliska w perspektywie najbliższych 10–15 lat. Jest to ocena ekspercka, która uwzględnia aktualny stan populacji i stan siedliska gatunku oraz wszelkie stwierdzone oddziaływania i przewidywane zagrożenia, które mogą wpłynąć na przyszły stan populacji i siedliska na badanym stanowisku. W związku z tym, w ramach prac monitoringowych, oprócz badania określonych wskaźników, gromadzi się informacje, dotyczące aktualnych i przewidywanych oddziaływań na gatunek, sposobu ochrony stanowiska, prowadzonych działań ochronnych i ewentualnie ich skuteczności.



Ryc. 2. Schemat monitoringu gatunków zwierząt.

## Waloryzacja badanych wskaźników

Wartości wskaźników stanu populacji i siedliska gatunku, określone liczbowo lub opisowo, waloryzowane są w trzystopniowej skali: FV – stan właściwy; U1 – niewłaściwy – niezadowolający; U2 – niewłaściwy – zły (ewentualnie – nieznaną XX). Skala ocen jest taka sama jak przyjęta 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.

Przedstawione w opracowaniach dla poszczególnych gatunków „klucze” do waloryzacji wskaźników wypracowane zostały w oparciu o wiedzę i doświadczenie autorów oraz wyniki pierwszych badań monitoringowych. W przypadku wielu gatunków będą wymagały jeszcze dyskusji i dopracowania, a także modyfikacji z uwagi na np. specyfikę różnych regionów kraju.

## Ocena parametrów stanu ochrony na podstawie badanych wskaźników

Na ocenę zarówno stanu populacji, jak i stanu siedliska składać się mogą oceny kilku wskaźników. Przy wyprowadzaniu oceny końcowej dla danego 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 wyróżniają 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 gatunku na poziomie stanowiska

Oceny stanu populacji i siedliska gatunku w połączeniu z oceną perspektyw ochrony gatunku na stanowisku składają się na ocenę ogólną stanu ochrony gatunku na danym stanowisku. „Ocena ogólna” powinna być wyprowadzana zgodnie z regułą przyjętą we wskazaniach do raportowania o stanie ochrony gatunków i siedlisk przyrodniczych w regionach biogeograficznych (Explanatory Notes & Guidelines... 2006, 2011). 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 --> ocena ogólna U1
- 1 lub więcej ocen U2 --> ocena ogólna U2

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

## Formularze do obserwacji terenowych na stanowisku

Utrzymanie standardu zapisu zbieranych danych zapewniają jednakowe formularze do obserwacji gatunku na stanowisku. Zawartość informacyjna przedstawionego poniżej formularza odzwierciedla zakres informacji wprowadzanej do bazy danych monitoringu. Formularz składa się z 5 części: Karta obserwacji gatunku dla stanowiska, Stan ochrony gatunku na stanowisku, Aktualne oddziaływania, Zagrożenia (przyszłe, przewidywane oddziaływania), Inne informacje.

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

<b>Karta obserwacji gatunku dla stanowiska</b>	
Kod i nazwa gatunku	<i>Kod gatunku wg Dyrektywy Siedliskowej; nazwa polska i łacińska, autor wg aktualnie obowiązującej nomenklatury</i>
Nazwa stanowiska	<i>Nazwa stanowiska monitorowanego</i>
Typ stanowiska	<i>Wpisać: badawcze lub referencyjne</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 wysokość n.p.m. stanowiska lub zakres od... do...</i>
Powierzchnia stanowiska	<i>Podać powierzchnię stanowiska w m<sup>2</sup>, a, ha</i>
Opis stanowiska	<i>Opis ma ułatwiać identyfikację stanowiska. Należy w nim opisać lokalizację i charakter terenu oraz jak dotrzeć na stanowisko. Zaznaczyć dla jakiej części stanowiska podano współrzędne geograficzne.</i>
Charakterystyka siedliska gatunku na stanowisku	<i>Krótki opis siedliska gatunku na stanowisku</i>
Informacje o gatunku na stanowisku	<i>Syntetyczne informacje o występowaniu gatunku na stanowisku, dotychczasowe badania i inne istotne fakty; wyniki badań z lat poprzednich</i>
Czy monitoring w kolejnych latach jest wymagany?	<i>Wpisać tak/nie; w przypadku „nie” uzasadnić dlaczego proponuje się rezygnację ze stanowiska</i>
Ostatnia weryfikacja w terenie	<i>Data ostatniej, potwierdzonej obserwacji gatunku na stanowisku</i>
Obserwator	<i>Imię i nazwisko wykonawcy monitoringu</i>
Daty obserwacji	<i>Daty wszystkich obserwacji</i>

Główna część formularza służy do zapisu wyników badań, czyli wartości (podanych liczbowo lub opisowo) badanych wskaźników stanu populacji i siedliska gatunku 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. Przykładowe, wypełnione karty obserwacji na stanowiskach zostały zamieszczone przy opisie metodyki monitoringu każdego gatunku.

Stan ochrony gatunku na stanowisku				
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 ochrony			FV/U1/U2/XX	
<b>Ocena ogólna</b>			<b>FV/U1/U2/XX</b>	

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. Należy wpisywać jedynie najistotniejsze z nich, stwierdzone w terenie. Dla ujednoczenia zapisu skorzystano tu z z aktualną listą kodowanych oddziaływań i zagrożeń, stanowiącą załącznik 5 do Instrukcji wypełniania Standardowego Formularza Danych dla obszarów Natura 2000 zamieszczonej na stronie informacyjnej Generalnej Dyrekcji Ochrony Środowiska: <http://www.gdos.gov.pl/baza-danych>.

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 jego 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 przewidywalne oddziaływania)				
Kod	Nazwa	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 wartościach przyrodniczych stwierdzonych na stanowisku (innych ważnych gatunkach zwierząt i roślin), o zaobserwowanych gatunkach obcych i inwazyjnych, a także na zapis innych obserwacji te-

renowych, które mogą mieć wpływ na wyniki aktualnych badań monitoringowych, uwag odnośnie do ewentualnych zabiegów ochronnych prowadzonych na stanowisku lub proponowanych do wprowadzenia uwag metodycznych, sugestii co do potrzeby prowadzenia bardziej szczegółowych badań.

Inne informacje	
Inne wartości przyrodnicze	<i>Inne obserwowane podczas prac monitoringowych gatunki zwierząt i roślin z załączników Dyrektywy Siedliskowej i Ptasiej: gatunki zagrożone i rzadkie (Czerwona Księga), gatunki chronione (podać liczebność w skali: liczny, średnio liczny, rzadki)</i>
Gatunki obce i inwazyjne	<i>Obserwowane gatunki obce i inwazyjne</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>
Inne uwagi	<i>Wszelkie informacje pomocne przy interpretacji wyników np. anomalie pogodowe</i>
Dokumentacja fotograficzna i kartograficzna	<i>Załączniki do bazy danych (w wersji elektronicznej): Minimum 2 zdjęcia na stanowisko (gatunek, siedlisko), granice powierzchni badawczej naniesione na odpowiedni podkład kartograficzny.</i>

Przykładowe, wypełnione formularze dla stanowisk dla każdego omawianego gatunku zostały zamieszczone w części szczegółowej przewodnika.

## Ocena stanu ochrony gatunku na poziomie krajowym

Jak już wspomniano, wyniki monitoringu gatunku na stanowiskach są podstawą oceny jego stanu ochrony na poziomie krajowym, a dokładniej – na poziomie wyróżnionych w kraju tzw. regionów biogeograficznych. W Polsce są to regiony: alpejski, obejmujący Karpaty z częścią ich pogórza i stanowiący zaledwie 4% powierzchni kraju, kontynentalny, stanowiący pozostałą część terytorium lądowego Polski oraz bałtycki (wody terytorialne Bałtyku). W przypadku gatunków, których wszystkie miejsca występowania w danym regionie są objęte monitoringiem, jego wyniki dostarczają większości niezbędnych danych do sporządzenia raportu o stanie ochrony gatunku na poziomie tego regionu. W przypadku wielu gatunków, ich monitoring prowadzony jest tylko na wybranych stanowiskach. Jeśli stanowią one odpowiednią reprezentację zasobów (mierzonych wielkością populacji lub liczbą stanowisk) danego gatunku w regionie biogeograficznym (por. opracowania szczegółowe), konieczne będzie uzupełnienie wyników monitoringu informacjami dotyczącymi rozmieszczenia gatunku (m.in. w celu określenia jego zasięgu). Jeśli z różnych powodów monitoring gatunku nie obejmuje odpowiedniej reprezentacji jego zasobów, wtedy ocena stanu ochrony gatunku na poziomie regionu będzie wymagała zebrania dostępnych informacji o innych miejscach jego występowania. Na potrzeby sprawozdawczości dla Komisji Europejskiej, konieczne będzie też określenie czwartego parametru stanu ochrony gatunku w regionie biogeograficznym, czyli zasięgu (wymagane jest sporządzenie mapy zasięgu gatunku w oparciu o dane o rozmieszczeniu i określenie powierzchni zasięgu). W cenie parametrów „zasięg”

i „populacja” dla regionów biogeograficznych odnosić się trzeba będzie do ich referencyjnych wielkości<sup>1</sup>.

Ocena stanu ochrony gatunków jest w znacznym stopniu oceną ekspercką, dlatego powinny ją wykonywać (a przynajmniej weryfikować) specjaliści.

## Opis procedury monitoringu gatunków zwierząt na poziomie obszaru Natura 2000

Metodyka monitoringu gatunków opracowana na potrzeby oceny ich stanu ochrony na poziomie regionów biogeograficznych powinna być również wykorzystywana na potrzeby monitoringu stanu ochrony gatunków w obszarach Natura 2000, zgodnie z wymaganiami prawa krajowego.

### Wybór stanowisk do monitoringu

Podstawą właściwego wyboru stanowisk do monitoringu w obszarze Natura 2000 są dane inwentaryzacyjne. Typując stanowiska do monitoringu, należy wziąć pod uwagę rozmieszczenie stanowisk gatunku w obszarze, wielkość zasobów gatunku na poszczególnych stanowiskach (jeśli są takie dane), zróżnicowanie siedlisk zajmowanych przez gatunek oraz zróżnicowanie stanowisk pod względem presji różnego typu oddziaływań. Liczbę stanowisk do monitoringu ustala się indywidualnie dla obszaru w ramach planu zadań ochronnych lub planu ochrony. Monitoringiem powinny być objęte bezwzględnie wszystkie stanowiska, gdzie gatunek objęty jest ochroną czynną. W przypadku gatunków o dużych wymaganiach co do przestrzeni życiowej stanowiskiem jest cały obszar Natura 2000. W przypadku gatunków występujących w systemie metapopulacji zaleca się objąć monitoringiem każde silnie izolowane stanowisko w obrębie obszaru oraz przynajmniej po jednym stanowisku we wszystkich wyraźnych skupiskach stanowisk.

### Zakres monitoringu gatunku na stanowiskach w obszarze Natura 2000

Zakres prac monitoringowych na stanowiskach w obszarze Natura 2000 powinien być taki sam, jak na stanowiskach wybranych do monitoringu na poziomie regionów biogeograficznych (por. rozdział *Zakres prac monitoringowych na stanowisku*).

### Ocena stanu ochrony gatunku na poziomie obszaru Natura 2000

Zgodnie z załącznikiem do rozporządzenia Ministra Środowiska z 17 lutego 2010 r. (DzU 2010 nr 34, poz. 186 z późn. zm.) w sprawie sporządzania planu zadań ochronnych dla

<sup>1</sup> Referencyjna wielkość zasięgu gatunku to zasięg wystarczająco duży, aby zapewnić trwałą egzystencję gatunku, a referencyjna wielkość populacji to populacja uważana za niezbędne minimum, które zapewni trwałą egzystencję gatunku („*Explanatory Notes & Guidelines ...*” 2006, 2017). Wartości referencyjne dla poszczególnych gatunków z załączników Dyrektywy Siedliskowej zostały określone w sprawozdaniu ze stanu ochrony tych gatunków, przekazanym Komisji Europejskiej w roku 2007.



obszaru Natura 2000 oraz załącznikiem do rozporządzenia Ministra Środowiska z 30 marca 2010 r. (Dz.U. 2010, nr 64, poz. 401 z późn. zm.) w sprawie sporządzania planu ochrony dla obszaru Natura 2000: *Stan ochrony gatunku w obszarze Natura 2000 jest scharakteryzowany następującymi parametrami:*

- 1) parametr 1: populacja;
- 2) parametr 2: siedlisko;
- 3) parametr 3: szanse zachowania gatunku.

*Każdy z parametrów jest oceniany w skali FV = właściwy, U1 = niezadowolający, U2 = zły. Przy czym oba te załączniki definiują, co należy rozumieć przez stan właściwy, niezadowolający i zły populacji lub siedliska.*

*Stan populacji jest właściwy, gdy: Liczebność jest stabilna w dłuższym okresie (mogą występować naturalne fluktuacje) oraz populacja wykorzystuje potencjalne możliwości obszaru, oraz struktura wiekowa, rozrodczość i śmiertelność prawdopodobnie nie odbiegają od normy.*

*Stan siedliska jest właściwy, gdy: Jego wielkość jest wystarczająco duża i jakość odpowiednio dobra dla długoterminowego przetrwania gatunku.*

*Szanse zachowania gatunku są właściwe, gdy: Brak jest istotnych negatywnych oddziaływań i nie przewiduje się większych zagrożeń w przyszłości, nie obserwuje się negatywnych zmian w populacji i siedlisku. Zachowanie gatunku w perspektywie 10–20 lat jest niemal pewne.*

*W ramach planów zadań ochronnych lub planów ochrony należy ustalić, co należy rozumieć przez właściwy stan populacji i siedliska gatunku na danym obszarze (określić dla niego wartości referencyjne).*

*Zgodnie ze wspomnianymi załącznikami do oceny naturalności lub zaburzenia cech populacji oraz wielkości i jakości siedliska gatunku w obszarze Natura 2000 „stosuje się odrębne zestawy wskaźników, przyjęte na podstawie wiedzy naukowej do celów monitoringu, o którym mowa w art. 112 ust. 2 ustawy”, tj. PMS, który zgodnie z Ustawą o Inspekcji Ochrony Środowiska z 20 lipca 1991 (Dz.U. 2007, nr 44, poz. 287) jest koordynowany przez GIOŚ.*

*Z powyższego wynika, że wyniki monitoringu gatunku na stanowiskach w obszarze Natura 2000 są podstawą do oceny stanu ochrony gatunku na poziomie tego obszaru. Dane monitoringowe ze stanowisk wymagają jednak uzupełnienia o dane dotyczące wielkości siedliska gatunku w obszarze oraz odniesienia do wspomnianych ustaleń planów zadań ochronnych lub planów ochrony. Dopóki brak takich ustaleń, stan ochrony gatunku na obszarze Natura 2000 można oceniać w następujący sposób:*

*W sytuacji, gdy (1) monitorowane stanowisko gatunku jest tożsame z danym obszarem 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 stan populacji, stan siedliska i perspektywy ochrony gatunku na obszarze określa się w oparciu o oceny stanu populacji, stanu siedliska i perspektyw (szans) zachowania na poszczególnych stanowiskach, przy czym konieczne jest określenie warunków pozwalających zakwalifikować dany parametr jako FV – właściwy, U1 – niezadowolający, U2 – zły. Przykładowo, stan populacji na obszarze może być oceniony jako właściwy (FV), jeśli stan populacji na ponad 75% stanowiskach został oceniony jako właściwy (FV) i na żadnym stanowisku nie został oceniony jako zły (U2).*

## Formularze do charakterystyki obszaru Natura 2000

Na podstawie danych uzyskanych w wyniku prac na stanowiskach monitoringowych w obszarach Natura 2000 wypełniane są formularze opisujące stan ochrony gatunku w tych obszarach. Konstrukcja tego formularza jest podobna do tego opracowanego dla pojedynczego stanowiska i nie wymaga dodatkowych objaśnień.

Karta obserwacji gatunku dla obszaru Natura 2000	
Kod i nazwa gatunku	<i>Kod gatunku wg Dyrektywy Siedliskowej, nazwa polska i łacińska, autor wg aktualnie obowiązującej nomenklatury</i>
Kod i nazwa obszaru Natura 2000	<i>Kod i nazwa obszaru monitorowanego</i>
Inne formy ochrony obszarowej, mające część wspólną z obszarem Natura 2000	<i>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, ciekły), ich lokalizacja w obrębie obszaru i całkowita powierzchnia; typ siedliska przyrodniczego (kod siedliska przyrodniczego/zbiorowisko roślinne/zespół roślinny)</i>
Wielkość siedliska gatunku w obszarze	<i>Podać szacunkową powierzchnię w ha</i>
Informacje o gatunku w obszarze Natura 2000	<i>Syntetyczne informacje o występowaniu gatunku w obszarze, dotychczasowe badania i inne istotne fakty; liczba znanych stanowisk; wyniki badań z lat poprzednich</i>
Propozycje stałych powierzchni badawczych	<i>Podać lokalizację, ewentualnie powierzchnię</i>
Propozycje stałych powierzchni referencyjnych	<i>Podać lokalizację, ewentualnie powierzchnię</i>
Obserwator	<i>Imię i nazwisko wykonawcy monitoringu</i>
Daty obserwacji	<i>Daty wszystkich obserwacji</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
Siedlisko			FV/U1/U2/XX
			FV/U1/U2/XX
			FV/U1/U2/XX
Perspektywy zachowania			FV/U1/U2/XX
<b>Ocena ogólna</b>			<b>FV/U1/U2/XX</b>

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

Zagrożenia (przyszłe przewidywalne oddziaływania)				
Kod	Nazwa	Intensywność	Wpływ	Syntetyczny opis
		A/B/C	+/0/-	
		A/B/C	+/0/-	
Inne informacje				
Inne wartości przyrodnicze	<i>Inne obserwowane podczas prac monitoringowych gatunki zwierząt i roślin z załączników Dyrektywy Siedliskowej i Ptasiej: gatunki zagrożone i rzadkie (Czerwona Księga), gatunki chronione (podać liczebność w skali: liczny, średnio liczny, rzadki); inne wyjątkowe walory obszaru</i>			
Gatunki obce i inwazyjne	<i>Obserwowane gatunki obce i inwazyjne</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). 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, koszenie, podwyższenie poziomu wody, wypas, inne działania renaturalizacyjne</i>			
Proponowane działania ochronne	<i>jw.</i>			
Uwagi metodyczne	<i>Informacje istotne dla dalszego planowania monitoringu (sposób prowadzenia prac; wskaźniki, które powinny być badane w monitoringu i ich waloryzacja; regionalnie optymalny czas prowadzenia badań itp.)</i>			
Inne obserwacje	<i>Wszelkie informacje pomocne przy interpretacji wyników, np. anomalie pogodowe, wysoki stan wód</i>			

## Monitoring a ochrona gatunku w skali lokalnej

Wyniki monitoringu przyrodniczego powinny być wykorzystywane w planowaniu działań dla ochrony gatunku, zarówno w skali lokalnej, jak i krajowej, dlatego wykonawcy prac monitoringowych przedstawiają swoje sugestie co do ochrony gatunku na danym stanowisku w oparciu o obserwacje monitoringowe. Generalne zalecenia w tym zakresie podane są w przewodniku w rozdziale „Ochrona gatunku”, w którym autorzy biorą pod uwagę m.in. stopień zagrożenia dla gatunku, istniejące i potencjalne oddziaływania na gatunek oraz dotychczasowe doświadczenia w zakresie ochrony.

Celem ochrony danego gatunku w skali kraju jest dążenie do osiągnięcia możliwie najlepszego stanu ochrony tego gatunku poprzez m.in. odpowiednie zaplanowanie ochrony na obszarach jego występowania. Ze względu na to, że planowanie powinno brać pod uwagę specyfikę obszaru, a więc z jednej strony jego znaczenie dla zachowania gatunku w skali kraju, potrzebę ochrony innych elementów bioróżnorodności oraz dotychczasowe działania ochronne, a z drugiej strony uwarunkowania społeczne, gospodarcze i ekonomiczne, lokalne cele ochrony niekoniecznie muszą być identyczne z osiągnięciem parametrów i wskaźników właściwego stanu gatunku. Konieczne jest bowiem ustalenie priorytetów w zarządzaniu danym obszarem.

Konsekwentnie, planując działania ochronne dla danego obszaru, należy mieć na uwadze, że propozycje przedstawione w rozdziale „Ochrona gatunku” są opracowywane jedynie pod kątem ogólnych wymogów ochrony danego gatunku, a ich wykorzystanie w praktyce zależy od lokalnych uwarunkowań. Z tego powodu, a także ze względów, kompetencyjnych, nie są to zalecenia o charakterze decyzyjnym. Pozwalają natomiast zarządzającym zorientować się, jaki wpływ na stan ochrony gatunku mogą mieć ich decyzje co do podejmowania lub rezygnacji z określonych działań. W podobny sposób powinny być traktowane sugestie wykonawców monitoringu co do potrzeby działań ochronnych na stanowiskach monitoringu PMŚ.

## Układ przewodników

Opracowania dla poszczególnych gatunków zostały przygotowane według poniższego schematu:

### I. INFORMACJA O GATUNKU

Nazwa gatunku\*

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

### II. METODYKA

1. Koncepcja monitoringu gatunku
2. Wskaźniki i ocena stanu ochrony
3. Opis badań monitoringowych
  - Wybór powierzchni monitoringowych i ich sugerowana wielkość
  - Sposób wykonywania badań
  - Termin i częstotliwość badań
  - Sprzęt do badań
4. Przykład wypełnionej karty obserwacji gatunku na stanowisku lub obszarze Natura 2000
5. Gatunki o podobnych wymaganiach ekologicznych, dla których opracowana metodyka może zostać zaadaptowana
6. Ochrona gatunku
7. Literatura\*\*\*\*

\* Przyjęto, że nazwa łacińska gatunku będzie podawana wg aktualnie obowiązującej nomenklatury, a w nawiasie podawana jest nazwa użyta w załącznikach Dyrektywy Siedliskowej: np. modraszek nausitous *Phengaris (Maculinea) nausithous* (Bergsträsser, 1779).

\*\* 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 2013), Czerwoną księgą motyli dziennych Europy (Van Swaay i in. 1999), Europejską czer-

woną 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 2014 r. (Dz.U. 2014, poz. 1348). Od 2004 r. wszystkie gatunki ważne z punktu widzenia ochrony dziedzictwa przyrodniczego Europy podlegają także w Polsce ścisłej ochronie prawnej, a stanowiska niektórych z nich wymagają ustalenia stref ochrony.

Objaśnienia do użytych skrótów kategorii zagrożenia IUCN:

EX – gatunki wymarłe

CR – gatunki skrajnie zagrożone

EN – gatunki bardzo wysokiego ryzyka

VU – gatunki wysokiego ryzyka

NT – gatunki niższego ryzyka

LC – gatunki najmniejszej troski

\*\*\* W opisach morfologii, biologii i wymagań siedliskowych gatunków wykorzystano teksty zamieszczone w publikacji: Adamski P., Bartel R., Bereszyński A., Kepel A., Witkowski Z. (red.). 2004. Gatunki Zwierząt (z wyjątkiem ptaków). Poradniki ochrony siedlisk i gatunków Natura 2000 – podręcznik metodyczny. Ministerstwo Środowiska, Warszawa. T. 6.

\*\*\*\* W przypadku obszernych list źródeł publikowanych i niepublikowanych najważniejsze pozycje zaznaczono pogrubioną czcionką.

## Lista cytowanych aktów prawnych

Dyrektywa Rady 92/43/EWG z dnia 21 maja 1992 r. w sprawie ochrony siedlisk przyrodniczych oraz dzikiej fauny i flory (Dz.U. L 206 z 22.7.1992, str. 7) z późn. zm.

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.

Rozporządzenie Ministra Środowiska z 6 października 2014 r. w sprawie ochrony gatunkowej zwierząt (Dz.U. nr 2014, poz. 1348).

Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 17 lutego 2010 r. z dnia 30 marca 2010 r. w sprawie sporządzenia projektu planu ochrony dla obszaru Natura 2000. Dz.U. Nr 64, poz. 401 z późn. zm.  
 Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 17 lutego 2010 r. w sprawie sporządzenia projektu planu zadań ochronnych dla obszaru Natura 2000. Dz.U. Nr 34, poz. 186 z późn. zm.  
 Ustawa z dnia 16 kwietnia 2004 r. o ochronie przyrody z późniejszymi zmianami (Dz.U. z 2013 r., poz. 627 z późn. zm.).

## 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.
- 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](http://www.bfn.de/fileadmin/MDB/documents/themen/natura2000/ec_guidance_2006_art17.pdf)).
- Assessment and reporting under Article 17 of the Habitats Directive. Explanatory Notes & Guidelines for the period 2007-2012. Final draft July 2011 ([http://circa.europa.eu/Public/irc/env/monnat/library?!=/habitats\\_reporting/reporting\\_2007-2012&vm=detailed&sb=Title](http://circa.europa.eu/Public/irc/env/monnat/library?!=/habitats_reporting/reporting_2007-2012&vm=detailed&sb=Title)).
- Głowaciński Z. (red.) 2002. Czerwona lista zwierząt ginących i zagrożonych w Polsce + Supplement. 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>>.
- 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 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.
- 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.
- 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.

## Gromadzenie danych (baza danych)

Dane o monitorowanych gatunkach i ich siedliskach, uzyskane w wyniku prac terenowych, są gromadzone w internetowej bazie danych. Rozwiązania informatyczne opracowane specjalnie na potrzeby gromadzenia danych monitoringowych umożliwiają stały, rejestrowany i limitowany dostęp do danych za pośrednictwem internetu. W tym celu osoby biorące udział w projekcie (eksperci) otrzymują indywidualne hasła dostępu do bazy (do określonych jednostek – gatunków lub siedlisk przyrodniczych), a także instrukcję korzystania z udostępnionego systemu. Po zalogowaniu się, wpisują charakterystyki badanych stanowisk oraz wyniki obserwacji terenowych. Informacje z bazy danych są także w ograniczonym zakresie powszechnie dostępne w internecie, na stronie GIOŚ. Można tam przeglądać mapy rozmieszczenia stanowisk monitoringowych i zestawienia wyników dotyczących ocen stanu ochrony gatunków i siedlisk przyrodniczych na poszczególnych stanowiskach i w obszarach Natura 2000, w rozbiciu na poszczególne parametry i wskaźniki, a także kolejne lata badań.

## Słowniczek wybranych terminów

**Alkaliczny** – zasadowy.

**Amfibiocytny** – ziemnowodny.

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

**Chronotyp** – właściwość organizmu, oznaczająca preferencję co do pory doby optymalnej dla jego aktywności.

**Diapauza** – okres spowolnienia i zahamowania rozwoju i czynności życiowych, u bezkręgowców mogący występować we wszystkich stadiach rozwoju (diapauza jajowa, larwalna, poczwarkowa, imaginalna).

**Dorsalny** – grzbietowy.

**Dryf genetyczny** – wahania częstości genu w małych, izolowanych populacjach.

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

**Embrion** – zarodek.

**Epifragma** – wieczko; rodzaj zaślepki zamykającej ujście muszli u niektórych ślimaków płucodysyjnych (np. u winniczków), tworzonej w czasie niesprzyjających warunków zewnętrznych. Zbudowana jest z zestalonego śluzu wysyconego węglanem wapnia.

**Epipleury** – zagięte w dół boki pokryw.

**Estywować, estywacja** – sen letni; stan fizjologiczny organizmu, w którym następuje zmniejszenie tempa procesów życiowych, spoczynek i odrętwienie zwierząt, zarówno stałocieplnych, jak i zmiennocieplnych; w okresie letniej suszy i wysokich temperatur sprzyja oszczędnej gospodarce wodnej i energetycznej; przykładem estywujących zwierząt są przeschające ślimaki słodkowodne i łądowe, śpiące latem susły.

**Eutrofizacja** – wzrost żyzności, proces nagromadzania się w zbiornikach wodnych substancji pokarmowych, głównie azotu i fosforu.



**Fitosaprofagi** – organizmy zwierzęce odżywiające się martwymi lub rozkładającymi się szczątkami innych organizmów oraz materiałem roślinnym.

**Gatunek eurytopowy** – gatunek o szerokiej tolerancji ekologicznej.

**Gatunek obcy** – gatunek, podgatunek lub niższy takson introdukowany (przeniesiony) poza zasięg, w którym występuje on (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](http://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.

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

**Głowotułów** – przednia część ciała szczękoczułkowców (np. pajęczaków) i niektórych skorupiaków; powstaje ze zrośnięcia się segmentów głowy i tułowia.

**Hipostom** – przednia i brzuszna część głowy u owadów.

**Imago** – postać dorosła owada.

**Inbred** – kojarzenie krewniacze.

**Insolacja** – nasłonecznienie.

**Kambiofagi** – owady odżywiające się łykiem, żerujące pod korą.

**Kolebki poczwarkowe** – rodzaj kokonu (osłony), będący miejscem przepoczwarczenia się larwy, przygotowany w miejscu jej bytowania.

**Konchiolinowa warstwa, konchiolina** – organiczna substancja budująca zewnętrzną warstwę muszli mięczaków.

**Kryptycznie** – maskująco.

**Ksylofagi** – drewnożercy; 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.

**Linia filogeograficzna** – filogeografia to nazwa obszaru badań zajmującego się „poznaniem zasad i procesów rządzących geograficznym rozmieszczeniem linii rodowych, a w szczególności tych w obrębie jednego gatunku lub pomiędzy blisko spokrewnionymi gatunkami”. Badanie ewolucyjnych zależności między liniami rodowymi z ich geograficznym rozmieszczeniem pozwalają zrozumieć, jakie czynniki miały istotny wpływ na obecne rozmieszczenie genów, populacji i gatunków

**Litoral** – strefa przybrzeżna zbiornika wodnego.

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

**Melanistyczna forma** – osobniki o brunatnym lub czarnym zabarwieniu skóry lub jej wytworów, które wynika ze zwiększonej zawartości melaniny – ciemnego pigmentu w chromatoforach

(komórkach barwnikowych). Występują zarówno u bezkręgowców, jak i kręgowców. Melanizm może być formą adaptacji do środowiska lub występować jako zaburzenie chorobowe.

**Metapopulacja** – grupa populacji lokalnych, zasiedlających lokalne płaty środowisk nadających się do zasiedlenia, między którymi może odbywać się wymiana osobników na drodze emigracji i imigracji.

**Modzele** – zgrubienia na skórze niektórych zwierząt.

**Mycetofag** – grzybożerca; organizm odżywiający się grzybami.

**Nekrofagia** – odżywanie się padliną, zjadanie martwych ciał osobników własnego i innych gatunków.

**Nimfeidy** – grupa roślin wodnych o liściach pływających.

**Ocena ekspercka** – tu: sposób określania i oceny „niemierzalnych” wskaźników stanu siedliska i stanu populacji gatunku oraz jego perspektyw zachowania w oparciu o wiedzę i doświadczenie wykonawcy monitoringu i zgodnie z podanymi w tym przewodniku wskazówkami metodycznymi.

**Odwłok** – trzecia, tylna część ciała stawonoga, połączona z tułowiem lub głowotułowiem. Składa się przeważnie z segmentów, których liczba jest różna u poszczególnych grup stawonogów, u niektórych skorupiaków, pajęczaków i owadów występuje jedynie segmentacja zewnętrzna odwłoku.

**Oprzęd** – otoczka ochronna poczwerek oraz larw wielu gatunków owadów.

**Owipozycja** – akt składania jaj przez zwierzęta jajorodne.

**Palearktyczny** – dotyczący Palearktyki, czyli krainy zoogeograficznej obejmującej cały kontynent europejski, Wyspy Kanaryjskie, Azory, Maderę, Wyspy Zielonego Przylądka, Afrykę powyżej zwrotnika Raka, Półwysep Arabski poza pasem przybrzeżnym zaliczanym do krainy etiopskiej, Wyspy Japońskie, Azję Mniejszą i te regiony Azji, które leżą na północ od Himalajów. Palearktyka jest największą powierzchniowo krainą zoogeograficzną i prawie w całości leży w strefie klimatu zimnego i umiarkowanego, jedynie w południowej części – podzwrotnikowego.

**Periostracum** – zewnętrzna warstwa muszli małży oraz chitonów zbudowana z substancji organicznej – konchioliny, odpowiedzialna za ubarwienie.

**Pokrywy** – u chrząszczy grube chitynowe przednie skrzydła, które osłaniają służące do latania błoniaste skrzydła drugiej pary.

**Polifagiczny** – wielożerny, odżywiający się różnymi rodzajami pokarmu

**Posuwka** – narząd służący niektórym larwom (np. gąsienicom) do poruszania się w charakterystyczny sposób.

**Protandria** – wcześniejsze dojrzewanie samców niż samic.

**Przedplecze (pronotum)** – u owadów przednia część tułowia bezpośrednio sąsiadująca z głową; płytką znajdującą się tuż za głową.

**Przepoczwarczenie** – wyklucie imago z poczwarki.

**Przestoje** – drzewa w wieku przeszłorębnym.

**Pułapka barierowa** – urządzenie do odłowu chrząszczy, podwieszane w koronie lub w pobliżu pnia, np. w bezpośrednim sąsiedztwie dziupli działa na zasadzie ekranu, na który wpadają lecące z różnych kierunków chrząszcze, po czym spadają przez lejek do podczepionego pojemnika; ekranem mogą być skrzyżowane płytki pleksiglasowe o wymiarach nie mniejszych niż 20x20 cm.

**Pułapka barierowa świetlna** – urządzenie do odłowu owadów utworzone przez dodanie do ekranu elementu świetlnego (jarzeniówki, najlepiej ultrafioletowej), zwabiającej owady latające w nocy.

**Pułapka żywołowna** – urządzenie do odłowu zwłaszcza drobnych zwierząt, która nie powoduje ich zabijania czy ranienia.

**Pyrochroidalne stadium** – stadium rozkładu kory i środowiska podkorowego, w którym kora już lekko zaczyna odstawać, a tyko jest rozłożone i mocno lub umiarkowanie wilgotne.

**Receptywność** – przyswajanie, przyjmowanie, podleganie wpływom zewnętrznym.

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

**Rójka** – liczne wystąpienie uskrzydłych owadów dorosłych (imagines) w celu odbycia lotu godowego, podczas którego dochodzi do kopulacji.

**Rury Borregarda** – pułapki na owady w formie wysokich czarnych rur z małymi otworami, imitujących ścianę lasu z odsłoniętymi pniami drzew; pułapki zawierają wabiącą substancję chemiczną.

**Saprobowość** – natężenie wszystkich biologicznych procesów rozkładu. Wskaźnik saprobowości określa poziom zanieczyszczenia wód martwą materią organiczną lub produktami jej gnilnego rozkładu.

**Saprofagi** – organizmy zwierzęce odżywiające się martwymi lub rozkładającymi się szczątkami innych organizmów.

**Saproksylobionty** – (inaczej organizmy saproksyliczne) – 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.

**Schitynizowany** – wzmocniony chityną, polisacharydem glukozy ( $\beta$ -glukozy), organicznym związkiem chemicznym, z którego są zbudowane szkielety zewnętrzne stawonogów. Chityna jest wytwarzana przez hipodermę, czyli nabłonkowy oskórek.

**Senilny** – starczy, starzejący się.

**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 ochrony i zasięg (tylko na poziomie regionu biogeograficznego).

**Strój bobrowy** – substancja o przenikliwym zapachu, wydzielina gruczołów napletkowych, służąca do wabienia i znakowania terytorium.

**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.

**Świder Presslera** – przyrząd służący do pobierania próbek drewna z drzew o miękkim drewnie, umożliwiającą określenie wieku drzewa.

**Światłne barierowe pułapki samolowne** – pułapki przeznaczone do połowu owadów, gdzie barierę stanowi rozpostarty materiał o powierzchni ok. 4 m<sup>2</sup>. Owady kierowane są przez wyprofilowane materiałowe zadaszanie do pojemnika zbiorczego, umieszczonego w najwyższym punkcie pułapki. pułapki samolowne (klosz lub inna konstrukcja ze źródłem światła, nie pozwalająca na wydostanie się zwabionym owadom) albo podświetlony ekran z białego płótna, pozwalający wybierać określone okazy.

**Sympatryczność, sympatryczne występowanie** – pokrywanie się zasięgów gatunków lub innych jednostek systematycznych.

**Tagmy** – oddzielone grupy segmentów ciała u stawonogów; u skorupiaków są to głowotulów i odwłok.

**Telson** – końcowy segment odwłoka niektórych stawonogów.

**Torpor** – stan kontrolowanego obniżenia temperatury ciała przez zwierzęta stałocieplne. Wraz z obniżeniem temperatury ciała spowalniana jest praca serca oraz większość innych czynności fizjologicznych. Mianem torporu określa się zazwyczaj krótkotrwałe okresy obniżenia temperatury ciała, trwające od kilku godzin do kilku dni.

**Transekt** – linia, wzdłuż której wykonuje się obserwacje.

**Trofia wód** – produktywność biologiczna zbiorników wodnych (głównie jezior).

**Wibrysy** – włosy czuciowe; grube, proste i sztywne włosy z mieszkem włosowym położonym blisko zatoki żylny, występujące u niektórych ssaków, umieszczone są najczęściej na policzkach, nad oczami, na górnej i dolnej wardze, rzadziej na grzbietowych stronach przednich nóg. Dzięki licznym zakończeniom nerwowym poduszczeni zatokowej sygnały dotykowe mogą być bardzo precyzyjnie przekazywane do organizmu.

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

**Wypluwki** – kluskowate twory zawierające niestrawione części pokarmu (np. kości, sierść), zwane także zrzutkami, zwracane przez ptaki, np. sowy.

**Zapoczwarczenie** – przekształcenie larwy w poczwarkę.

**Zbiornik dystroficzny** – charakteryzuje się niską produkcją pierwotną, związaną z niskim pH i stopniem napowietżenia wody. Są to głównie zbiorniki śródbagiennie, małe, w zlewni śródleśnej lub torfowiskowej, charakteryzujące się dużą zawartością kwasów humusowych, torfu lub butwiny (nadającego im kwaśny odczyn i zabarwienie żółte lub brunatne).

**Zbiornik eutroficzny** – zbiornik wodny bogaty w materię organiczną i sole mineralne. Przewodnictwo elektrolityczne o wyższych wartościach niż w zbiornikach mezo- i oligotroficznych; pH zbliżone do obojętnego lub zasadowe.

**Zbiornik mezotroficzny** – zbiornik wodny o średniej żyzności i umiarkowanie wysokiej produkcji biologicznej. Charakteryzuje się dość przezroczystą wodą, przewodnictwem elektrolitycznym o średnich wartościach i obojętnym lub zbliżonym do obojętnego pH.

**Zbiornik oligotroficzny** – zbiornik wodny o niskiej zawartości substancji mineralnych i odżywczych, dużej zawartości rozpuszczonego tlenu oraz bardzo niskim przewodnictwem elektrolitycznym i niskim pH. Charakteryzuje się dużą przejrzystością wody, brakiem lub niewielką ilością osadów dennych, dużą różnorodnością flory i fauny (o niskiej liczebności osobniczej).

**Zbiornik politroficzny** – zbiornik przeżyźniony, o bardzo wysokim przewodnictwie elektrolitycznym. W okresie letnim, na skutek zakwitów glonów, woda uzyskuje zieloną barwę, a przezroczystość spada do kilku- kilkunastu centymetrów. Przy dużej mineralizacji i defi-

cytach tlenu dochodzi do śnięcia ryb i zaniku wielu gatunków bezkręgowców wodnych. Jeziora politroficzne powstają najczęściej z jezior eutroficznych, zasilanych nadmierną ilością biogenów, pochodzących ze zlewni rolniczej lub ścieków komunalnych.

**Zbiornik saprotroficzny** – zbiornik przeciążony substancją organiczną (zwykle pochodzenia ściekowego). Zużycie tlenu na rozkład substancji organicznej jest tak duże, że często występuje całkowity deficyt tlenowy oraz przesylenie produktami beztlenowego rozkładu substancji organicznej. Charakteryzuje się bardzo wysokim przewodnictwem elektrolitycznym i dużymi odchyleniami w wartościach pH w zależności od substancji zanieczyszczającej. Nie występuje tu fitoplankton, a glony i bardzo nieliczne gatunki przystosowane do panujących tu warunków środowiskowych mogą występować głównie przy brzegach.

**Zesklerytyzowany** – stwardniały.

**Żuwaczki** – parzyste twory w kształcie twardych płytek, występujące w narządach gębowych typu gryzącego u stawonogów. Żuwaczki służą do chwytania, rozrywania i rozdrabniania pokarmu pochodzenia roślinnego i zwierzęcego lub jako narząd chwytny do transportu obiektów. Stanowią przekształcenie trzeciej pary odnóży głowowych. Żuwaczki połączone są z puszką głowową jedynie stawem. Wyróżnia się część trzonową (krający brzeg). Zazwyczaj ostre brzegi skierowane są do wewnątrz.

## Lista kodów oddziaływań i zagrożeń

Kod	Nazwa
A	Rolnictwo
A01	Uprawa
A02	Zmiana sposobu uprawy
A02.01	intensyfikacja rolnictwa
A02.02	plodozmian
A02.03	usuwanie trawy pod grunty orne
A03	Koszenie / ścinanie trawy
A03.01	intensywne koszenie lub intensyfikacja
A03.02	nieintensywne koszenie
A03.03	zaniechanie / brak koszenia
A04	Wypas
A04.01	wypas intensywny
A04.01.01	intensywny wypas bydła
A04.01.02	intensywny wypas owiec
A04.01.03	intensywny wypas koni
A04.01.04	intensywny wypas kóz
A04.01.05	intensywny wypas zwierząt mieszanych
A04.02	wypas nieintensywny
A04.02.01	nieintensywny wypas bydła

A04.02.02	nieintensywny wypas owiec
A04.02.03	nieintensywny wypas koni
A04.02.04	nieintensywny wypas kóz
A04.02.05	nieintensywny wypas zwierząt mieszanych
A04.03	zarzucenie pasterstwa, brak wypasu
A05	Hodowla zwierząt (bez wypasu)
A05.01	Hodowla zwierząt
A05.02	karmienie inwentarza
A05.03	Brak hodowli zwierząt
A06	Roczne i wieloletnie uprawy niedrzewne
A06.01	uprawy roczne na potrzeby produkcji żywności
A06.01.01	intensywne uprawy roczne na potrzeby produkcji żywności / intensyfikacja
A06.01.02	nieintensywne uprawy roczne na potrzeby produkcji żywności
A06.02	wieloletnie uprawy niedrzewne w tym gaje oliwne, sady i winnice
A06.02.01	intensywne wieloletnie uprawy niedrzewne / intensyfikacja
A06.02.02	nieintensywne wieloletnie uprawy niedrzewne
A06.03	produkcja biopaliwa
A06.04	zaniechanie produkcji uprawnej
A07	Stosowanie biocydów, hormonów i substancji chemicznych
A08	Nawożenie /nawozy sztuczne/
A09	Nawadnianie
A10	Restrukturyzacja gospodarstw rolnych
A10.01	usuwanie żywopłotów i zagajników lub roślinności karłowatej
A10.02	usuwanie kamiennych murów i nasypów
A11	Inne rodzaje praktyk rolniczych, nie wymienione powyżej
B	Leśnictwo
B01	Zalesianie terenów otwartych
B01.01	zalesianie terenów otwartych (drzewa rodzime)
B01.02	sztuczne plantacje na terenach otwartych (drzewa nierodzime)
B02	Gospodarka leśna i plantacyjna i użytkowanie lasów i plantacji
B02.01	odnawianie lasu po wycince (nasadzenia)
B02.01.01	odnawianie lasu po wycince (drzewa rodzime)
B02.01.02	odnawianie lasu po wycince (drzewa nierodzime)
B02.02	wycinka lasu
B02.03	usuwanie podszytu
B02.04	usuwanie martwych i umierających drzew
B02.05	nieintensywna produkcja drewna (pozostawienie martwych / starych drzew)
B02.06	przerzedzenie warstwy drzew
B03	Eksploatacja lasu bez odnawiania czy naturalnego odrastania
B04	Stosowanie biocydów, hormonów i substancji chemicznych (leśnictwo)

B05	Stosowanie nawozów (leśnictwo)
B06	Wypas w lasach / na obszarach leśnych
B07	Inne rodzaje praktyk leśnych, nie wymienione powyżej
C	Górnictwo, wydobywanie surowców i produkcja energii
C01	Górnictwo w kopalniach i kamieniołomach
C01.01	wydobywanie piasku i żwiru
C01.01.01	kamieniołomy piasku i żwiru
C01.01.02	usuwanie materiału z plaż
C01.02	glinianki
C01.03	wydobywanie torfu
C01.03.01	ręczne wycinanie torfu
C01.03.02	mechaniczne usuwanie torfu
C01.04	kopalnie
C01.04.01	kopalnie odkrywkowe
C01.04.02	górnictwo podziemne
C01.05	warzelnie soli
C01.05.01	zaniechanie eksploatacji salin
C01.05.02	przekształcanie salin
C01.06	badania geotechniczne
C01.07	inna działalność górnicza lub wydobywcza, nie wspomniana powyżej
C02	Poszukiwanie i wydobywanie ropy lub gazu
C02.01	odwierty poszukiwawcze
C02.02	odwierty produkcyjne
C02.03	pływające platformy wiertnicze
C02.04	zanurzalne platformy wiertnicze
C02.05	statki wiertnicze
C03	Wykorzystywanie odnawialnej energii abiotycznej
C03.01	produkcja energii geotermalnej
C03.02	produkcja energii słonecznej
C03.03	produkcja energii wiatrowej
C03.04	produkcja energii pływów
D	Transport i sieci komunikacyjne
D01	Drogi, ścieżki i drogi kolejowe
D01.01	ścieżki, szlaki piesze, szlaki rowerowe
D01.02	drogi, autostrady
D01.03	parkingi samochodowe i miejsca postojowe
D01.04	drogi kolejowe, w tym TGV
D01.05	mosty, wiadukty
D01.06	tunele
D02	Sieci komunalne i usługowe
D02.01	linie elektryczne i telefoniczne



D02.01.01	napowietrzne linie elektryczne i telefoniczne
D02.01.02	podziemne / podwodne linie elektryczne i telefoniczne
D02.02	rurociągi
D02.03	maszty i anteny komunikacyjne
D02.09	inne formy przesyłania energii
D03	Szlaki żeglugowe, porty, konstrukcje morskie
D03.01	obszary portowe
D03.01.01	pochylnie
D03.01.02	pirsy / przystanie turystyczne lub mola
D03.01.03	porty rybackie
D03.01.04	porty przemysłowe
D03.02	szlaki żeglugowe
D03.02.01	szlaki towarowe
D03.02.02	promowe szlaki pasażerskie (szybkie)
D03.03	konstrukcje morskie
D04	Lotniska, korytarze powietrzne
D04.01	lotnisko
D04.02	lądowisko, heliport
D04.03	korytarze powietrzne
D05	Usprawniony dostęp do obszaru
D06	Inne formy transportu i komunikacji
E	Urbanizacja, budownictwo mieszkaniowe i handlowe
E01	Tereny zurbanizowane, tereny zamieszkane
E01.01	ciągła miejska zabudowa
E01.02	nieciągła miejska zabudowa
E01.03	zabudowa rozproszona
E01.04	inne typy zabudowy
E02	Tereny przemysłowe i handlowe
E02.01	fabryka
E02.02	składowisko przemysłowe
E02.03	inne tereny przemysłowe lub handlowe
E03	Odpady, ścieki
E03.01	pozbywanie się odpadów z gospodarstw domowych / obiektów rekreacyjnych
E03.02	pozbywanie się odpadów przemysłowych
E03.03	pozbywanie się obojętnych chemicznie materiałów
E03.04	Inne odpady
E03.04.01	nawożenie piasku na wybrzeże / zasilanie plaż
E04	Obiekty, budynki stanowiące element krajobrazu
E04.01	obiekty, budynki rolnicze stanowiące element krajobrazu
E04.02	obiekty, budynki wojskowe stanowiące element krajobrazu
E05	Składowanie materiałów

E06	inne rodzaje aktywności człowieka
E06.01	rozbiórka budynków i obiektów wybudowanych przez człowieka
E06.02	odbudowa, remont budynków
F	Użytkowanie zasobów biologicznych inne niż rolnictwo i leśnictwo
F01	Akwakultura morska i słodkowodna
F01.01	intensywna hodowla ryb, intensyfikacja
F01.02	hodowla zawieszona
F01.03	kultury przydenne
F02	Rybołówstwo i zbieranie zasobów wodnych
F02.01	rybołówstwo bierne
F02.01.01	połowy z użyciem wędzianych drewnianych
F02.01.02	połowy siecią
F02.01.03	demersalne połowy z użyciem sznurów haczykowych
F02.01.04	pelagiczne połowy z użyciem sznurów haczykowych
F02.02	rybołówstwo czynne
F02.02.01	trałowanie bentosowe lub demersalne
F02.02.02	trałowanie pelagiczne
F02.02.03	połowy demersalne z użyciem niewodu dobrzeżnego
F02.02.04	połowy z wykorzystaniem okrężnicy
F02.02.05	bentosowe połowy włokiem
F02.03	wędkarstwo
F02.03.01	wykopywanie / zbieranie przynęty
F02.03.02	połowy na tyczkę
F02.03.03	połowy ościeniem
F03	Połowanie i pozyskiwanie dzikich zwierząt (lądowych)
F03.01	polowanie
F03.01.01	szkody spowodowane przez zwierzynę łowną (nadmierna gęstość populacji)
F03.02	pozyskiwanie / usuwanie zwierząt (lądowych)
F03.02.01	kolekcjonowanie (owadów, gadów, płazów...)
F03.02.02	wyjmowanie z gniazd (sokoły)
F03.02.03	chwytanie, trucie, kłusownictwo
F03.02.04	kontrola drapieżników
F03.02.05	przypadkowe schwytywanie
F03.02.09	inne formy pozyskiwania zwierząt
F04	Pozyskiwanie / usuwanie roślin lądowych – ogólnie
F04.01	plądrowanie stanowisk roślin
F04.02	zbieractwo grzybów, porostów, jagód itp.)
F04.02.01	zbieractwo za pomocą zbieraczek
F04.02.02	zbieractwo ręczne
F05	Nielegalne pozyskiwanie / usuwanie fauny morskiej
F05.01	połowy z użyciem dynamitu

F05.02	połowy małży Lithopaga
F05.03	połowy z użyciem trucizn
F05.04	klusownictwo
F05.05	odstrzał
F05.06	zbieranie w celach kolekcjonerskich
F05.07	inne (np. połowy z użyciem pławnic)
F06	Inne formy polowania, łowienia ryb i kolekcjonowania, nie wymienione powyżej
F06.01	stacje hodowli zwierzyny łownej / ptactwa
G	Ingerencja i zakłócenia powodowane przez działalność człowieka
G01	Sporty i różne formy czynnego wypoczynku rekreacji, uprawiane w plenerze
G01.01	żeglarstwo
G01.01.01	motorowe sporty wodne
G01.01.02	niemotorowe sporty wodne
G01.02	turystyka piesza, jazda konna i jazda na pojazdach niezmotoryzowanych
G01.03	pojazdy zmotoryzowane
G01.03.01	regularne kierowanie pojazdami zmotoryzowanymi
G01.03.02	rajdowe kierowanie pojazdami zmotoryzowanymi
G01.04	turystyka górską, wspinaczka, speleologia
G01.04.01	turystyka górską i wspinaczka
G01.04.02	speleologia
G01.04.03	rekreacyjna turystyka jaskiniowa
G01.05	lotnictwo, szybownictwo, paralotnictwo, baloniarstwo
G01.06	narciarstwo, w tym poza trasami
G01.07	nurkowanie z butlą i z fajką
G01.08	inne rodzaje sportu i aktywnego wypoczynku
G02	Infrastruktura sportowa i rekreacyjna
G02.01	pole golfowe
G02.02	kompleksy narciarskie
G02.03	stadion
G02.04	bieżnia, tor wyścigowy
G02.05	hipodrom
G02.06	park rozrywki
G02.07	boiska sportowe
G02.08	kempingi i karawaningi
G02.09	obserwowanie przyrody
G02.10	inne kompleksy sportowe i rekreacyjne
G03	Ośrodki edukacyjne
G04	Cele wojskowe i niepokoje społeczne
G04.01	poligony
G04.02	zaniechanie użytkowania dla celów wojskowych
G05	Inna ingerencja i zakłócenia powodowane przez działalność człowieka

G05.01	wydeptywanie, nadmierne użytkowanie
G05.02	płytkie ścieranie powierzchni / uszkodzenie mechaniczne dna morskiego
G05.03	penetracja / uszkodzenie poniżej poziomu dna morskiego
G05.04	wandalizm
G05.05	intensywne utrzymywanie parków publicznych / oczyszczanie plaż
G05.06	chirurgia drzewna, ścinanie na potrzeby bezpieczeństwa, usuwanie drzew przydrożnych
G05.07	niewłaściwie realizowane działania ochronne lub ich brak
G05.08	zamykanie jaskiń lub galerii
G05.09	ploty, ogrodzenia
G05.10	nadmierny ruch lotniczy (rolnictwo)
G05.11	śmierć lub uraz w wyniku kolizji
H	Zanieczyszczenia
H01	Zanieczyszczenie wód powierzchniowych (limnicznych, lądowych, morskich i słonawych)
H01.01	zanieczyszczenie wód powierzchniowych z zakładów przemysłowych
H01.02	zanieczyszczenie wód powierzchniowych z przelewów burzowych
H01.03	inne zanieczyszczenie wód powierzchniowych ze źródeł punktowych
H01.04	rozproszone zanieczyszczenie wód powierzchniowych za pośrednictwem przelewów burzowych lub odpływów ścieków komunalnych
H01.05	rozproszone zanieczyszczenie wód powierzchniowych z powodu działalności związanej z rolnictwem i leśnictwem
H01.06	rozproszone zanieczyszczenie wód powierzchniowych z powodu transportu i infrastruktury niezwiązanych z kanałami/zamiatarkami
H01.07	rozproszone zanieczyszczenie wód powierzchniowych z powodu opuszczonych terenów przemysłowych
H01.08	rozproszone zanieczyszczenie wód powierzchniowych z powodu ścieków z gospodarstw domowych
H01.09	zanieczyszczenie wód powierzchniowych z innych źródeł rozproszonych, niewymienionych powyżej
H02	Zanieczyszczenie wód podziemnych (źródła punktowe i rozproszone)
H02.01	zanieczyszczenie wód podziemnych z powodu przecieków z terenów skażonych
H02.02	zanieczyszczenie wód podziemnych z powodu przecieków ze składowisk odpadów
H02.03	zanieczyszczenie wód podziemnych związane z infrastrukturą przemysłu naftowego
H02.04	zanieczyszczenie wód podziemnych z powodu zrzutów wód kopalnianych
H02.05	zanieczyszczenie wód podziemnych z powodu zrzutów m.in. skażonej wody do studni chłonnych
H02.06	rozproszone zanieczyszczenie wód podziemnych z powodu działalności związanej z rolnictwem i leśnictwem
H02.07	rozproszone zanieczyszczenie wód podziemnych z powodu terenów nieskanalizowanych
H02.08	rozproszone zanieczyszczenie wód podziemnych z powodu użytkowania obszarów miejskich
H03	Zanieczyszczenie wód morskich
H03.01	wycieki ropy do morza
H03.02	zrzuty toksycznych substancji chemicznych z materiałów wyrzuconych do morza
H03.02.01	skażenie niesyntetycznymi związkami chemicznymi

H03.02.02	skażenie syntetycznymi związkami chemicznymi
H03.02.03	skażenie radionuklidami
H03.02.04	wprowadzenie innych substancji (np. w postaci płynnej, gazowej)
H03.03	makrozanieczyszczenie morza (np. torebki foliowe, styropian)
H04	Zanieczyszczenie powietrza, zanieczyszczenia przenoszone drogą powietrzną
H04.01	kwaśne deszcze
H04.02	wnoszenie azotu
H04.03	inne zanieczyszczenia powietrza
H05	Zanieczyszczenie gleby i odpady stałe (z wyłączeniem zrzutów)
H05.01	odpady i odpady stałe
H06	Nadwyżka energii
H06.01	uciążliwości hałasu, zanieczyszczenie hałasem
H06.01.01	zanieczyszczenie hałasem ze źródeł punktowych lub występujące nieregularnie
H06.01.02	zanieczyszczenie hałasem ze źródeł rozproszonych lub występujące trwale
H06.02	zanieczyszczenie świetlne
H06.03	Ogrzewanie termalne akwenów
H06.04	Zmiany elektromagnetyczne
H06.05	Badania sejsmiczne, eksplozje
H07	Inne formy zanieczyszczenia
I	Inne problematyczne zaborcze gatunki i geny
I01	Nierodzące gatunki zaborcze
I02	Problematyczne gatunki rodzime
I03	Wprowadzanie materiału genetycznego, organizmy modyfikowane genetycznie
I03.01	genetyczne zanieczyszczenie (zwierzęta)
I03.02	genetyczne zanieczyszczenie (rośliny)
J	Modyfikacje systemu naturalnego
J01	Pożary i gaszenie pożarów
J01.01	wypalanie
J01.02	gaszenie pożarów naturalnych
J01.03	brak pożarów
J02	Spowodowane przez człowieka zmiany stosunków wodnych
J02.01	zasypywanie terenu, melioracje i osuszanie – ogólnie
J02.01.01	budowa polderów
J02.01.02	osuszanie terenów morskich, ujściowych, bagiennych
J02.01.03	wypełnianie rowów, tam, stawów, sadzawek, bagien lub torfianek
J02.01.04	rekultywacja obszarów pogórnicznych
J02.02	usuwanie osadów (mułu...)
J02.02.01	bagrowanie / usuwanie osadów limnicznych
J02.02.02	bagrowanie wybrzeży morskich i ujść rzek
J02.03	regulowanie (prostowanie) koryt rzecznych i zmiana przebiegu koryt rzecznych

J02.03.01	zmiana przebiegu koryt rzecznych na dużą skalę
J02.03.02	regulowanie (prostowanie) koryt rzecznych
J02.04	zalewanie – modyfikacje
J02.04.01	zalewanie
J02.04.02	brak zalewania
J02.05	modyfikowanie funkcjonowania wód – ogólnie
J02.05.01	modyfikowanie przepływów wodnych (pływów i prądów morskich)
J02.05.02	modyfikowanie prądów rzecznych
J02.05.03	modyfikowanie akwenów wód stojących
J02.05.04	zbiorniki wodne
J02.05.05	niewielkie projekty hydroenergetyczne, jazy
J02.05.06	zmiany ekspozycji na fale
J02.06	pobór wód z wód powierzchniowych
J02.06.01	pobór wód powierzchniowych na potrzeby rolnictwa
J02.06.02	pobór wód powierzchniowych na potrzeby publicznego zaopatrywania w wodę
J02.06.03	pobór wód powierzchniowych przez przemysł wytwórczy
J02.06.04	pobór wód powierzchniowych na potrzeby produkcji elektryczności (chłodzenie)
J02.06.05	pobór wód powierzchniowych przez farmy rybne
J02.06.06	pobór wód powierzchniowych przez hydroenergię
J02.06.07	pobór wód powierzchniowych przez kamieniołomy / kopalnie odkrywkowe
J02.06.08	pobór wód powierzchniowych na potrzeby nawigacji
J02.06.09	pobór wód powierzchniowych na potrzeby transferu wody
J02.06.10	inny istotny pobór wód powierzchniowych
J02.07	pobór wód z wód podziemnych
J02.07.01	pobór wód podziemnych na potrzeby rolnictwa
J02.07.02	pobór wód podziemnych na potrzeby publicznego zaopatrywania w wodę
J02.07.03	pobór wód podziemnych przez przemysł
J02.07.04	pobór wód podziemnych przez kamieniołomy / kopalnie odkrywkowe
J02.07.05	inny istotny pobór wód z wód podziemnych na potrzeby rolnictwa
J02.08	podwyższenie zwierciadła wody / sztuczne zasilanie wód podziemnych
J02.08.01	zrzuty do wód podziemnych na potrzeby sztucznego zasilania
J02.08.02	zwrot wód podziemnych do akwenu wody gruntowej, z którego dokonano poboru
J02.08.03	odbicie wód kopalnianych
J02.08.04	inne istotne zasilanie wód podziemnych
J02.09	działanie słonej wody na wody podziemne
J02.09.01	działanie słonej wody
J02.09.02	inne działanie
J02.10	gospodarka roślinnością wodną i przybrzeżną na potrzeby odwodnienia
J02.11	zmiany zailenia, składowanie śmieci, odkładanie wybagrowanego materiału
J02.11.01	składowanie śmieci, odkładanie wybagrowanego materiału
J02.11.02	inne zmiany zailenia

J02.12	tamy, wały, sztuczne plaże – ogólnie
J02.12.01	prace związane z obroną przed aktywnością morza i ochroną wybrzeży, groble
J02.12.02	tamy i ochrona przeciwpowodziowa w śródlądowych systemach wodnych
J02.13	zaniechanie gospodarki wodnej
J02.14	zmiana jakości wody ze względu na antropogeniczne zmiany zasolenia
J02.15	inne spowodowane przez człowieka zmiany stosunków wodnych
J03	Inne zmiany ekosystemu
J03.01	zmniejszenie lub utrata określonych cech siedliska
J03.01.01	zmniejszenie dostępności zwierzyny łownej (w tym padliny)
J03.02	antropogeniczne zmniejszenie spójności siedlisk
J03.02.01	zmniejszenie migracji / bariery dla migracji
J03.02.02	zmniejszenie rozproszenia
J03.02.03	zmniejszenie wymiany materiału genetycznego
J03.03	zmniejszenie, brak lub zapobieganie erozji
J03.04	stosowane (przemysłowe) destrukcyjne badania
K	Biotyczne i abiotyczne procesy naturalne (z wyłączeniem katastrof naturalnych)
K01	Abiotyczne (powolne) procesy naturalne
K01.01	erozja
K01.02	zamulenie
K01.03	wyschnięcie
K01.04	zatonienie
K01.05	salinizacja
K02	Ewolucja biocenotyczna, sukcesja
K02.01	zmiana składu gatunkowego (sukcesja)
K02.02	nagromadzenie materii organicznej
K02.03	eutrofizacja (naturalna)
K02.04	zakwaszenie (naturalne)
K03	Międzygatunkowe interakcje wśród zwierząt
K03.01	konkurencja
K03.02	pasożytnictwo
K03.03	zawleczenie choroby (patogeny mikrobowe)
K03.04	drapieżnictwo
K03.05	antagonizm ze zwierzętami introdukowanymi
K03.06	antagonizm ze zwierzętami domowymi
K03.07	inne formy międzygatunkowej konkurencji wśród zwierząt
K04	Międzygatunkowe interakcje wśród roślin
K04.01	konkurencja
K04.02	pasożytnictwo
K04.03	zawleczenie choroby (patogeny mikrobowe)
K04.04	brak czynników zapylających
K04.05	szkody wyrządzone przez roślinożerców (w tym przez zwierzynę łowną)

K05	Zmniejszenie płodności / depresja genetyczna
K05.01	zmniejszenie płodności / depresja genetyczna (inbredowa) u zwierząt
K05.02	zmniejszenie płodności / depresja genetyczna u roślin (w tym kojarzenie krewniacze)
K06	Inne lub mieszane formy międzygatunkowej konkurencji wśród roślin
L	Zjawiska geologiczne, katastrofy naturalne
L01	Działalność wulkanu
L02	Fala pływowa, tsunami
L03	Trzęsienie ziemi
L04	Lawina
L05	Zapadnięcie się terenu, osuwisko
L06	Tąpnięcia podziemne
L07	Sztorm, cyklon
L08	Powódź (procesy naturalne)
L09	Pożar (naturalny)
L10	Inne naturalne katastrofy
M	Zmiana klimatu
M01	Zmiana czynników abiotycznych
M01.01	zmiana temperatury (np. wzrost temperatury i temperatur skrajnych)
M01.02	susze i zmniejszenie opadów
M01.03	powodzie i zwiększenie opadów
M01.04	zmiany pH
M01.05	zmiany przepływu wód (limnicznych, pływowych i oceanicznych)
M01.06	zmiany ekspozycji na fale
M01.07	zmiany poziomu morza
M02	Zmiana czynników biotycznych
M02.01	przesunięcie i zmiana siedlisk
M02.02	desynchronizacja procesów
M02.03	zmniejszenie populacji lub wyginięcie gatunku
M02.04	migracja gatunków (naturalni przybysze)
U	Nieznane zagrożenie lub nacisk
X	Brak zagrożeń i nacisków
XE	Zagrożenia i naciski spoza terytorium UE
XO	Zagrożenia i naciski spoza terytorium państwa członkowskiego



# Przewodnik metodyczny część szczegółowa

## MOTYLE

- 1060 **Czerwończyk nieparek** *Lycaena dispar* (Haworth, 1802)
- 1069 **Górwka sudecka** *Erebia sudetica* Staudinger, 1861
- 1067 **Osadnik wielkooki** *Lopinga achine* (Scopoli, 1763)
- 1076 **Postojak wiesiołkowiec** *Proserpinus proserpina* (Pallas, 1772)

## CHRZĄSZCZE

- 1085 **Bogatek wspaniały** *Buprestis splendens* Fabricius, 1775
- 1087 **Nadobnica alpejska** *Rosalia alpina* (Linnaeus, 1758)
- 1924 **Pogrzybnica Mannerheima** *Oxyporus mannerheimii* Gyllenhal, 1827
- 4021 **Ponurek Schneidera** *Boros schneideri* (Panzer, 1796)
- 1925 **Rozmiarz kolweński** *Pytho kolwensis* C. R. Sahlberg, 1833
- 1923 **Średzinka** *Mesosa myops* (Dalman, 1817)

## ŚLIMAKI

- 1026 **Ślimak winniczek** *Helix pomatia* Linnaeus, 1758

## PIJAWKI

- 1034 **Pijawka lekarska** *Hirudo medicinalis* Linnaeus, 1758

## SKORUPIAKI

- 1091 **Rak szlachetny** *Astacus astacus* (Linnaeus, 1758)

## SSAKI

- 1337 **Bóbr europejski** *Castor fiber* (Linnaeus, 1758)
- 1339 **Chomik europejski** *Cricetus cricetus* (Linnaeus, 1758)
- 2612 **Darniówka tatrzańska** *Microtus tatricus* (Kratochvíl, 1952)
- 2021 **Smużka stepowa** *Sicista subtilis* (Pallas, 1733)
- 1335 **Suseł moregowany** *Spermophilus citellus* (Linnaeus, 1766)
- 1355 **Wydra** *Lutra lutra* (Linnaeus, 1758)

1060 **Czerwończyk nieparek***Lycaena dispar* (Haworth, 1802)

Fot. 1. Samiec czerwończyka nieparka *Lycaena dispar* (fot. M. Sielezniew).

## I. INFORMACJA O GATUNKU

### 1. Przynależność systematyczna

Rząd: motyle LEPIDOPTERA

Rodzina: modraszkwate LYCAENIDAE

### 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 – NT

Czerwona lista motyli Europy – LC

Czerwona lista zwierząt ginących i zagrożonych w Polsce – LC

Polska czerwona księga zwierząt. Bezkręgowce – LR

Czerwona lista dla Karpat – EN (w Polsce VU)

### 3. Opis gatunku

Czerwończyk nieparek *Lycaena dispar* należy do największych przedstawicieli rodziny modraszkatowatych Lycaenidae w Polsce, osiągając rozpiętości skrzydeł 32–40 mm i długość przedniego skrzydła 14–21 mm. Gatunek cechuje wyraźny dymorfizm płciowy, któremu zresztą zawdzięcza swoją nazwę, zarówno polską jak i łacińską. Wierzch skrzydeł samca jest jaskrawy, pomarańczowoczerwony z czarną plamką dyskoidalną na przednim skrzydle (Fot. 1), po której można go odróżnić od samca czerwończyka dukacika *Lycaena virgaurae*. Samica jest nieco większa, mniej intensywnie ubarwiona z dodatkowym deseniem, który na tylnych skrzydłach może być mniej (Fot. 2) lub bardziej rozbudowany (Fot. 3). Spód skrzydeł u obu płci jest podobny, z niebieskim nalotem na tylnym skrzydle (Fot. 4 i 5). Osobniki pierwszego pokolenia są zwykle wyraźnie większe (Buszko, Masłowski 2008, Sielezniew, Dziekańska 2010).



Fot. 2. Samica czerwończyka nieparka z mniej rozwiniętym rysunkiem tylnych skrzydeł (fot. M. Sielezniew).



Fot. 3. Samica czerwończyka nieparka z rozbudowanym rysunkiem tylnych skrzydeł (fot. M. Sielezniew).



Fot. 4. Spód skrzydeł samca czerwończyka nieparka (fot. M. Sielezniew).



Fot. 5. Samica czerwończyka nieparka w trakcie składania jaj na liściu szczawiu (fot. M. Sielezniew).

Białe jaja czerwończyka nieparka mają kształt typowy dla jaj przedstawicieli rodziny modraszaków, czyli okrągły i spłaszczony. Na ich górnej powierzchni znajduje się charakterystyczne urzeźbienie w postaci rozchodzących się promieniście jamek (Fot. 6 i 7). Zarówno jaja, jak i puste osłonki są łatwe do wypatrzenia na roślinach żywicielskich. Spłaszczone grzbieto-



**Fot. 6, 7.** Jaja czerwończyka nieparka na liściu szczawiu lancetowatego (z lewej) oraz szczawiu kędzierzawego (z prawej) (fot. M. Sielezniew).



**Fot. 8, 9.** Młode larwy czerwończyka nieparka oraz ślady ich żerowania na szczawiu kędzierzawym (fot. M. Sielezniew).



**Fot. 10, 11, 12.** Młoda larwa czerwończyka nieparka jesienią na szczawiu lancetowatym (z lewej), wyrosnięta larwa wiosną na szczawiu tępolistnym (w środku) oraz larwa w towarzystwie robotnic hurtnicy czarnej (z prawej) (fot. M. Sielezniew).





Fot. 13, 14, 15. Przedpoczwarka na suchej łądzydze (z lewej), poczwarka na liściu szczawiu (w środku) oraz poczwarka tuż przed wylęgnięciem motyla (fot. M. Sielezniew).

brzusznie gąsienice czerwończyka nieparka są zielone z niewyraźnymi jaśniejszymi podłużnymi paskami (Fot. 8–12). Ich ciało pokrywają drobne szczecinki. Poczwarki są zmienne w ubarwieniu, jaśniejsze lub ciemniejsze, szarobeżowe lub beżowobrunatne, od jasnych po ciemniej ubarwione (Fot. 14 i 15) (Buszko, Masłowski 2008, Sielezniew, Dziekańska 2010).

#### 4. Biologia gatunku

W Polsce, prawdopodobnie wszędzie, gatunek pojawia się obecnie w dwóch pokoleniach: od końca maja do końca czerwca oraz od końca lipca do końca sierpnia, a czasem jeszcze na początku września. W przypadku jednej generacji motyle pojawiają się w końcu czerwca i latają do sierpnia. W Polsce północno-wschodniej fenologia może być zawiła – lokalnie motyle obserwowane są w terminach charakterystycznych zarówno dla rozwoju jednopokoleniowego, jak i dwupokoleniowego. Geneza tego zjawiska nie jest jasna.

Imagines występują zwykle w niewielkich zagęszczeniach. Na stanowisku widuje się najczęściej pojedyncze osobniki. Samce są terytorialne i osiadłe, na przelatujące samice wyczekują w nasłonecznionych miejscach z wyższą roślinnością (np. trawy o wysokości 0,5 m), siedząc z otwartymi skrzydłami. Samice mają znacznie większe zdolności dyspersji, co mogłoby wskazywać na otwartą strukturę populacji (Sielezniew, Dziekańska 2010).

Imagines odwiedzają różne gatunki kwiatów dostępnych na stanowiskach. Osobniki wiosennego pokolenia można spotkać m.in. na firletce poszarpanej *Lychnis flos-cuculi* i ostrożeńcu polnym *Cirsium arvense*, zaś przedstawicielei drugiej generacji często obserwuje się na krwawnicy pospolitej *Lythrum salicaria*. Badania wykazały, że więcej czasu na pobieranie nektaru przeznaczają samice (Bąkowski i in. 2010).

W stadium gąsienicy czerwończyk nieparek związany jest z różnymi gatunkami szero-kolistnych szczawii, głównie szczawiem lancetowatym *Rumex hydrolapathum*, szczawiem kędzierzawym *R. crispus*, szczawiem tępolistnym *R. obtusifolius*, szczawiem wodnym *R. aquaticus*, a także inwazyjnym szczawiem omszonym *R. confertus* (Sielezniew, Dziekańska 2010). W literaturze wymieniane są również takie gatunki jak: szczaw skupiony *R. conglomeratus*, szczaw gajowy *R. sanguineus*, szczaw żółty *R. patientia* (Strausz i in. 2012).



**Fot. 16.** Siedlisko czerwończyka nieparka w Dolinie Biebrzy z widoczną rośliną pokarmową – szczawiem lancetowatym (fot. M. Sielezniew).



**Fot. 17.** Przydrożne stanowisko czerwończyka nieparka na Podlasiu, gdzie rośliną żywicielską jest inwazyjny szczaw omszony (fot. M. Sielezniew).

Trzeba jednak pamiętać, że rośliny z rodzaju *Rumex* bywają kłopotliwe w identyfikacji ze względu na dużą zmienność oraz możliwość krzyżowania się między sobą.

Samice składają jaja pojedynczo lub po kilka na liściach, częściej na wierzchniej ich stronie (Fot. 5). Larwy wylęgają się, w zależności od temperatury, po 1–2 tygodniach i początkowo wyżerają spodnią stronę liścia, pozostawiając wierzchnią kutikulę nietkniętą. Ślady ich żerowania są widoczne w postaci charakterystycznych okienek. Dorosłe gąsienice w ciągu dnia ukrywają się najczęściej na przyziemnych częściach roślin. Mogą być odwiedzane przez mrówki, szczególnie hurtnicę czarną *Lasius niger* (Fot. 12) oraz wścieklicę pospolitą *Myrmica rubra*. Nie wchodzi z nimi jednak w takie relacje, jak inni przedstawiciele rodziny modraszków. W przypadku pierwszego pokolenia motyli zimują młode gąsienice, schowane u nasady rośliny, zwykle pośród uschniętych liści. Zimujące larwy są w stanie przetrwać przez pewien czas pod wodą w przypadku zalania terenu (Nicholls, Pullin 2003). Przepoczwarczenie następuje na roślinie żywicielskiej (Fot. 14) lub częściej w jej sąsiedztwie (Fot. 13 i 15), czasem również przy ziemi. Poczwarki są przysnute do podłoża, w przypadku pozycji pionowej skierowane głową w dół. Stadium poczwarki trwa 2–3 tygodnie (Sielezniew, Dziekańska 2010).

## 5. Wymagania siedliskowe

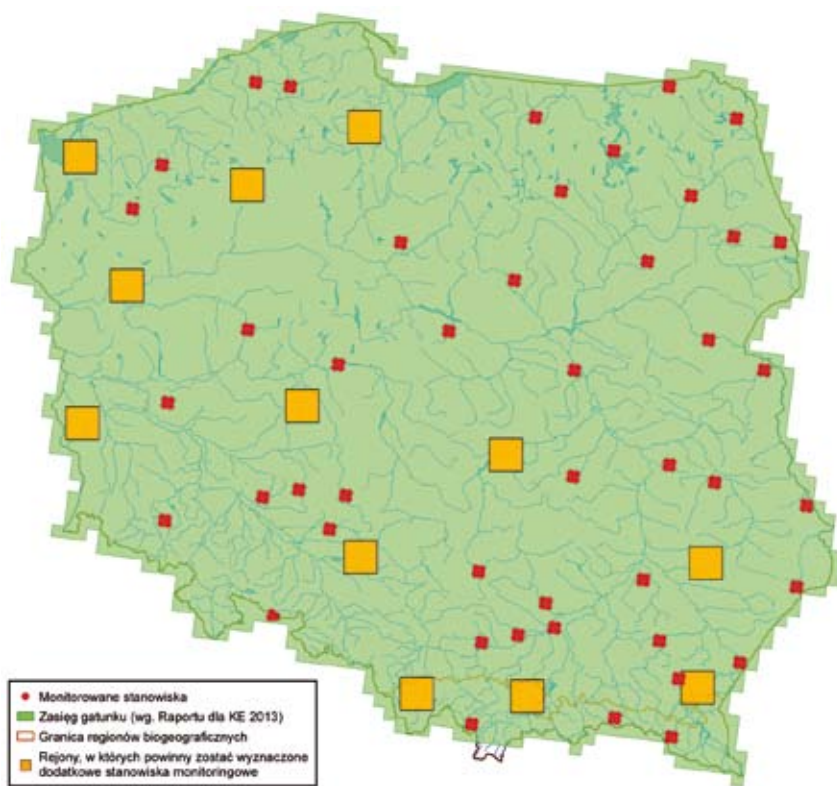
Czerwończyk nieparek zasadniczo jest klasyfikowany jako gatunek higrofilny, tj. wilgociolubny i rzeczywiście często spotyka się go na podmokłych łąkach, szczególnie w pobliżu wody: rzek, jezior, kanałów i rowów melioracyjnych (Fot. 16). Widywany jest jednak także (i to nierzadko) w stosunkowo suchych środowiskach (Fot. 17), również na terenach miejskich. Ogólnie o przydatności siedliska decyduje obecność roślin żywicielskich gąsienic oraz roślin nektarodajnych.

## 6. Rozmieszczenie gatunku w Polsce

**Ogólne uwagi o rozmieszczeniu geograficznym.** Gatunek eurosyberyjski spotykany od Francji, Holandii i Włoch (głównie izolowane populacje) przez środkową Europę, gdzie jest szeroko rozprzestrzeniony i dalej przez europejską część Rosji, Kaukaz, Zakaukazie, południową Syberię, Zabajkale, Jakucję, Mongolię po Daleki Wschód. W Europie wyróżniono trzy podgatunki, różniące się nieco bionomią i preferencjami siedliskowymi: wymarły *L. d. dispar* (Haworth, 1803) z Wielkiej Brytanii, *L. d. batavus* (Oberthür, 1920) z zachodniej Europy oraz wykazujący ekspansję *L. d. rutilus* (Werneburg, 1864) ze środkowej i wschodniej Europy (Buszko, Masłowski 2008; Van Swaay, Warren 1999). Badania genetyczne nie wykazały odrębności *L. d. batavus* od *L. d. rutilus* (Lai i in. 2004).

**Występowanie w Polsce.** W Polsce zasięg obejmuje cały kraj z wyjątkiem wysokich gór (Ryc. 1). Jest to jeden z szerzej rozmieszczonych przedstawicieli rodzaju *Lycaena* (Buszko, Masłowski 2008). W czasie realizacji programu „Atlas Rozmieszczenia Motyli Dziennych w Polsce” został znaleziony w ponad 740 kwadratach siatki UTM (10x10 km) (Buszko, dane niepublikowane). W Polsce czerwończyk nieparek jest prawdopodobnie najczęściej obserwowanym gatunkiem motyla z załącznika II Dyrektywy Siedliskowej (gatunkiem Natura 2000) w trakcie realizacji różnych inwentaryzacji i ekspertyz przyrodniczych. Należy się go spodziewać właściwie we wszystkich wilgotniejszych półnaturalnych zbiorowiskach otwartych, w których rosną potencjalne rośliny żywicielskie.





Ryc. 1. Rozmieszczenie stanowisk monitoringu czerwończyka nieparka w Polsce na tle jego zasięgu występowania.

## II. METODYKA

### 1. Koncepcja monitoringu gatunku

Szerokie rozprzestrzenienie, struktura populacji, brak specyficznych wymagań względem siedliska oraz pospolitość potencjalnych roślin żywicielskich sprawiają, że w przypadku czerwończyka nieparka koncepcja monitoringu musi być inna niż dla innych gatunków motyli dziennych z załączników Dyrektywy Siedliskowej. Z jednej strony czerwończyk nieparek stwierdzany jest w bardzo różnorodnych typach siedlisk, a z drugiej strony wszędzie obserwuje się go w niewielkich zagęszczeniach i bardzo trudno zdefiniować jest granice poszczególnych stanowisk (wszystko na to wskazuje, że gatunek ma duże zdolności dyspersji i co za tym idzie otwartą strukturę populacji).

Ostatecznie po wielu dyskusjach (w tym z obserwatorami terenowymi) zdecydowano się zrezygnować z określenia wskaźników ilościowych na rzecz przebadania możliwie dużej liczby „stanowisk” gatunku. Monitoring gatunku ma polegać na śledzeniu zmian w jego lokalnym rozmieszczeniu w powiązaniu z ewentualnymi zmianami w krajobrazie (użytkowaniu ziemi). W związku z tym podstawowym celem prac monitoringowych jest weryfikacja obecności czerwończyka nieparka na umownym stanowisku, tj. kwadracie 5x5 km siatki geograficznej w odwzorowaniu ETRS LAEA 5210, stosowanym do prezentacji rozmieszczenia gatunków i siedlisk w raportach o stanie ochrony.



## 2. Wskaźniki i ocena stanu ochrony gatunku

### Wskaźniki stanu populacji i siedliska

Tab. 1. Wskaźniki stanu populacji

Wskaźnik	Miara	Sposób pomiaru/określenia
Obecność gatunku	Jest/nie ma	Weryfikacja występowania czerwończyka nieparka w dowolnym stadium życiowym na umownym stanowisku (kwadrat 5x5km)

Tab. 2. Wskaźniki stanu siedliska

Wskaźnik	Miara	Sposób pomiaru/określenia
Baza pokarmowa	Wskaźnik opisowy	Oznaczenie potencjalnych i wykorzystywanych roślin żywicielskich gąsienic oraz w miarę możliwości względna ocena zasobności tej bazy
Rodzaj środowiska	Wskaźnik opisowy	Wskazanie rodzaju siedliska, w którym stwierdzono występowanie gatunku
Rośliny nektarodajne	Wskaźnik opisowy	Oznaczenie potencjalnych i wykorzystywanych roślin żywicielskich gąsienic oraz w miarę możliwości względna ocena zasobności tej bazy

### Wskaźniki kardynalne

Nie wyróżniono.

Przyjęta koncepcja monitoringu nie przewiduje waloryzacji w skali pojedynczych stanowisk (kwadratów 5x5 km). Badania gatunku na stanowiskach mają charakter jakościowy (obecny/brak), a z kolei wskaźniki stanu siedliska należy traktować bardziej jako charakterystyki, które mogą być pomocne przy analizie danych, szczególnie dla określenia przeważających typów siedlisk gatunku i roślin żywicielskich w skali np. regionu biogeograficznego itp.

Proponuje się natomiast waloryzację wskaźnika „Obecność gatunku” w skali regionu biogeograficznego. Ocena wskaźnika będzie się opierała na proporcji stanowisk monitoringowych, w których znaleziono czerwończyka nieparka do wszystkich badanych stanowisk (Tab. 3) i będzie równoznaczna z oceną stanu populacji gatunku w regionie biogeograficznym.

Tab. 3. Propozycja waloryzacji wskaźnika stanu populacji w skali regionu biogeograficznego

Parametr	Wskaźnik	Ocena		
		FV	U1	U2
Populacja	Obecność gatunku	>80% stanowisk monitoringowych (kwadratów 5x5km)	60-80% stanowisk monitoringowych (kwadratów 5x5km)	<60% stanowisk monitoringowych (kwadratów 5x5km)

### Ocena stanu populacji i siedliska

Koncepcja monitoringu nie zakłada oceniania stanu populacji i siedliska na poszczególnych stanowiskach, a jedynie stanu populacji na poziomie regionów biogeograficznych.

### Perspektywy ochrony

Nie dokonuje się oceny na poziomie pojedynczych stanowisk monitoringowych.

## Ocena ogólna

Koncepcja monitoringu nie zakłada oceniania ogólnej sytuacji gatunku na poszczególnych stanowiskach, a tylko na poziomie regionów biogeograficznych. Ocena ta jest tożsama z oceną stanu populacji.

## 3. Opis badań monitoringowych

### Wybór powierzchni monitoringowych i ich sugerowana wielkość

Powierzchniami monitoringowymi, zwanymi umownie stanowiskami, są kwadraty 5x5 km w obrębie większych kwadratów (10x10 km), które odpowiadają „oczkom” siatki geograficznej, stosowanej do prezentacji rozmieszczenia i zasięgu gatunków na potrzeby m.in. raportów o stanie ochrony gatunków i siedlisk dla Komisji Europejskiej (siatka w odwzorowaniu ETRS LAEA 5210).

W latach 2013–2014 w całej Polsce przebadano łącznie 188 stanowisk – kwadratów 5x5 km (w obrębie 40 kwadratów 10x10 km), położonych w następujących województwach: lubelskim, lubuskim, małopolskim, mazowieckim, opolskim, podkarpackim, podlaskim, pomorskim, świętokrzyskim, wielkopolskim, warmińsko-mazurskim, wielkopolskim, zachodniopomorskim. Wśród tych stanowisk 12 było zlokalizowanych w regionie alpejskim, a 176 w kontynentalnym.

W przypadku regionu biogeograficznego kontynentalnego stanowiska monitorowane w latach 2013–2014 stanowią względnie dobrą reprezentację aktualnego rozmieszczenia i zasobów gatunku w kraju. W odniesieniu do wschodnich województw rozmieszczenie powierzchni monitoringowych można uznać wręcz za optymalne. Niewielkiego uzupełnienia wymaga sieć w zachodniej połowie Polski (zachodniopomorskie, pomorskie, lubuskie, łódzkie i śląskie). Ogólnie liczba stanowisk monitoringowych – kwadratów 5x5 km w regionie kontynentalnym powinna liczyć ok. 200 (50 kwadratów 10x10 km). W przypadku regionu biogeograficznego alpejskiego wskazane jest podwojenie liczby stanowisk (do 24 kwadratów 5x5 km czyli 6 kwadratów 10x10 km), tj. uzupełnienie sieci monitoringu o kwadraty w Beskidzie Śląskim (lub Beskidzie Makowskim), Beskidzie Wyspowym i Górach Sanocko-Turczańskich (lub Bieszczadach Zachodnich). Po spełnieniu tych zaleceń całkowita liczba monitorowanych umownych stanowisk (kwadratów 5x5km) w całej Polsce wyniesie 224.

### Sposób wykonywania badań

W oparciu o ortofotomapy (lub własną wiedzę) należy określić sposób kontrolowania stanowisk – kwadratów 5x5 km, ustalając wstępnie, gdzie występują potencjalne siedliska gatunku i jak do nich dojechać/dojść. Na każdym stanowisku sprawdza się obecność nieparka na zasadzie „jest/nie ma”, kontrolując środowiska, które na podstawie mapy/własnego rozzeznania wydają się „obiecujące” i notując obserwacje osobników dorosłych i/lub jaj/larw. Nie kontroluje się wszystkich płątów potencjalnych siedlisk w obrębie stanowiska, jeśli np. już w pierwszym płącie stwierdzono nieparka (kontrolę prowadzi się do pierwszego stwierdzenia gatunku).

W odniesieniu do każdego stwierdzenia gatunku notuje się rodzaj obserwacji (imagines/jaja/larwy), zaobserwowane/potencjalne rośliny żywicielskie gąsienic, rośliny nektarodajne, rodzaj siedliska (np. łąka, przytorze) i jego wilgotność, sposób gospodarowania oraz istniejące i przewidywane oddziaływania. Ponadto, dla każdego „stanowiska”, tj. kwadratu 5x5 km sporządza się krótki opis zawierający charakterystykę środowiska w oparciu o mapę, z uwzględnieniem potencjalnych siedlisk nieparka.

### Określanie wskaźników stanu populacji

**Obecność gatunku.** Należy podać informację, czy gatunek został znaleziony (1/0) na stanowisku wraz z opisem, jakiego stadium dotyczyła obserwacja i, jeśli to możliwe, względną liczebność, np. pojedyncze imagines, liczne jaja itp.

### Określanie wskaźników stanu siedliska

**Baza pokarmowa.** Należy, w miarę możliwości, zidentyfikować gatunki szczawiu (nie są łatwe do oznaczenia, a ponadto łatwo się ze sobą krzyżują) będące potencjalnymi roślinami żywicielskimi larw czerwończyka nieparka w miejscu obserwacji oraz określić ich względną liczebność (np. pojedyncze i rozproszone; liczne, ale jedynie wzdłuż rowu melioracyjnego itp.).

**Rodzaj środowiska.** Należy podać informację o typie siedliska, w jakim gatunek był obserwowany, z uwzględnieniem jego wilgotności, np. wilgotna łąka, suche przytorze itp.

**Rośliny nektarodajne.** Należy zidentyfikować gatunki roślin kwiatowych, będących obserwowanymi lub potencjalnymi źródłami nektaru dla czerwończyka nieparka w miejscu jego obserwacji.

### Termin i częstotliwość badań

Jakościowy charakter monitoringu, polegający na weryfikacji występowania gatunku w postaci dorosłej lub stadiów rozwojowych (jaja i larwy) sprawia, że badania mogą być prowadzone właściwie od maja, kiedy można spotkać wyrosnięte gąsienice pierwszego pokolenia aż do września, gdy spotykane są jaja i młode larwy będące potomstwem drugiej generacji. Z dotychczasowych doświadczeń wynika, że czerwończyka nieparka najłatwiej zarejestrować w drugiej części sezonu, tj. począwszy od sierpnia. Wtedy również dobrze widoczne są z daleka kwiatostany potencjalnych roślin żywicielskich gąsienic.

Wydaje się, że wystarczy, aby aktualnie proponowany monitoring jakościowy był przeprowadzony raz na 6 lat i nie jest konieczne, aby wszystkie „stanowiska” (kwadraty 5x5 km) były badane w tym samym roku (można monitoring rozłożyć na dwa lata). W przypadku stwierdzenia wyraźnego pogorszenia sytuacji gatunku w Polsce należy zwiększyć tę częstotliwość albo/i też rozważyć wprowadzenie monitoringu ilościowego (np. liczenie imagines na transektach lub liczenia jaj/gąsienic).

### Sprzęt i materiały do badań

- odbiornik GPS do zaznaczenia miejsc występowania gatunku
- aktualne mapy/ortofotomapy z naniesionymi granicami stanowiska (kwadratu)
- robocze karty obserwacji gatunku lub notatnik.

## 4. Przykład wypełnionej karty obserwacji gatunku na stanowisku

Karta obserwacji gatunku dla stanowiska	
Kod gatunku i nazwa gatunku	<i>Kod gatunku wg Dyrektywy Siedliskowej, nazwa polska i łacińska, autor wg aktualnie obowiązującej nomenklatury</i> <b>1060 czerwonończyk nieparek <i>Lycaena dispar</i> (Haworth 1802)</b>
Nazwa stanowiska	<i>Nazwa stanowiska monitorowanego</i> E519N341-4 Białystok
Typ stanowiska	<i>Referencyjne/badawcze</i> Badawcze
Obszary chronione, na których znajduje się stanowisko	<i>Natura 2000, rezerваты przyrody, parki narodowe i krajobrazowe, użytki ekologiczne, stanowiska dokumentacyjne itd.</i> Na obszarze stanowiska znajduje się rez. Las Zwierzyniecki, ale na jego terenie nie stwierdzono występowania tego gatunku.
Współrzędne geograficzne	<i>Podać współrzędne geograficzne (GPS) stanowiska</i> N XX° XX' XX" E XX° XX' XX"
Wysokość n.p.m.	<i>Podać wysokość n.p.m. stanowiska lub zakres od... do...</i> 150 m
Powierzchnia stanowiska	<i>Podać wielkość powierzchni stanowiska w ha, a lub m<sup>2</sup></i> n.d.
Opis stanowiska	<i>Opis ma ułatwić identyfikację stanowiska. Należy w opisie lokalizację i charakter terenu oraz jak dotrzeć na stanowisko. Zaznaczyć, dla jakiej części stanowiska podano współrzędne geograficzne.</i> Stanowisko obejmuje południową część Białegostoku oraz teren do niego przylegający. Znaczną część kwadratu zajmują tereny zielone – lasy (Las Solnicki, rez. Las Zwierzyniecki) i parki stanowią blisko połowę powierzchni.
Charakterystyka siedliska gatunku na stanowisku	<i>Krótką charakterystykę siedliska; typ siedliska, rodzaje siedlisk w otoczeniu stanowiska</i> Relatywnie suche łąki i murawy z luźnym podrostem drzew (głównie sosny) i krzewów. Miejscami licznie występuje szczaw omszony <i>Rumex confertus</i> .
Informacje o gatunku na stanowisku	<i>Syntetyczne informacje o występowaniu gatunku na stanowisku, dotychczasowe badania i inne istotne fakty; wyniki badań z lat poprzednich</i> Gatunek obserwowany regularnie na terenie Białegostoku, ale szczegółowe dane na ten temat nie są dostępne. Na stanowisku (kwadrat 5x5 km) obserwowany od 2011 roku na terenie dawnego poligonu przylegającego do Lasu Solnickiego (NXX° XX' XX" EXX° XX' XX"; NXX° XX' XX" EXXX° XX' XX") Obecność gatunku potwierdzona została w 2013 R..
Czy monitoring w kolejnych latach jest wymagany?	<i>Wpisać tak/nie; w przypadku „nie” uzasadnić dlaczego proponuje się rezygnację z tego stanowiska</i> Tak. Interesujący przykład populacji wykorzystującej inwazyjny gatunek szczawiu i zamieszkującej relatywnie suchy teren.
Obserwator	<i>Imię i nazwisko wykonawcy monitoringu</i> Marcin Sielezniew
Daty obserwacji	<i>Daty wszystkich obserwacji</i> 28.05.2013, 17.08.2013

Stan ochrony gatunku na stanowisku			
Parametry/Wskaźniki*	Wartość wskaźnika i komentarz		Ocena
<b>Populacja</b>			
Obecność gatunku	<i>Podać wynik weryfikacji obecności gatunku na stanowisku (jest – 1; 0 – nie ma) z krótkim opisem rodzaju obserwacji</i> 1 Pojedyncze imagines, jaja i larwy na szczawiu omszonym <i>R. confertus</i>		XX XX

Siedlisko			
Baza pokarmowa	Oznaczenie potencjalnych i wykorzystywanych roślin żywicielskich gąsienic oraz w miarę możliwości względna ocena zasobności tej bazy Szczaw omszony <i>Rumex confertus</i>	XX	XX
Rodzaj środowiska	Podać informację o typie siedliska, w jakim gatunek był obserwowany, z uwzględnieniem jego wilgotności Relatywnie suche łąki i murawy z luźnym podrostem drzew (głównie sosny) i krzewów. Miejscami licznie występuje szczaw omszony <i>Rumex confertus</i> , a także trzcinnik piaszkowy <i>Calamagrostis epigejos</i> oraz ostrożeń <i>Cirsium</i> .	XX	
Rośliny nektarodajne	Podać gatunki roślin kwiatowych, będących obserwowanymi lub potencjalnymi źródłami nektaru dla czerwończyka nieparka w miejscu jego obserwacji Prawdopodobnie m.in. ostrożeń ( <i>Cirsium</i> sp.) oraz rośliny bobowate (Fabaceae) – szczególnie wyka ( <i>Vicia</i> sp.)	XX	
Perspektywy ochrony	Krótką prognoza stanu populacji i siedliska gatunku na stanowisku w perspektywie 10–15 lat w nawiązaniu do ich aktualnego stanu i obserwowanych trendów zmian, z uwzględnieniem wszelkich działań i planów, których skutki mogą wpłynąć na gatunek i siedlisko Nie podlegają ocenie na stanowisku.	XX	
Ocena ogólna			XX

\* Nie podlegają ocenie na stanowisku

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
K02.01	Zmiana składu gatunkowego (sukcesja)	C	-	Pojawiania się nalotu sosnowego

Zagrożenia (przyszłe, przewidywane oddziaływania)				
Kod	Nazwa	Intensywność	Wpływ	Syntetyczny opis
E	Urbanizacja, budownictwo mieszkaniowe i handlowe	A	-	Teren z racji swojego położenia wydaje się być dość atrakcyjny pod względem inwestycyjnym.
K02.01	Zmiana składu gatunkowego (sukcesja)	C	-	Pojawianie się/wzrost sosen

Inne informacje	
Inne wartości przyrodnicze	Inne obserwowane w trakcie prac monitoringowych gatunki zwierząt i roślin z załączników Dyrektywy Siedliskowej i Ptasiej: gatunki zagrożone i rzadkie (Czerwona księga) gatunki chronione (podać liczebność w skali: liczny, średnio liczny, rzadki) W czasie monitoringu nie stwierdzono.
Gatunki obce i inwazyjne	Obserwowane gatunki obce i inwazyjne Szczaw omszony <i>Rumex confertus</i>

Uwagi metodyczne	<i>Informacje istotne dla dalszego planowania monitoringu (sposób prowadzenia prac, wskaźniki, które powinny być badane w monitoringu i ich waloryzacja, regionalnie optymalny czas prowadzenia badań itp.)</i> Brak.
Inne uwagi	<i>Wszelkie informacje pomocne przy interpretacji wyników, np. anomalie pogodowe</i> Brak.
Dokumentacja fotograficzna i kartograficzna	<i>Załączniki do bazy danych (w wersji elektronicznej): Minimum 2 zdjęcia na stanowisko (gatunek, siedlisko), granice powierzchni badawczej naniesione na odpowiedni podkład kartograficzny</i>

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

Opracowana metodyka może być zaadaptowana dla innych gatunków zwierząt o szerokim rozmieszczeniu i niezagrożonych.

## 6. Ochrona gatunku

Czerwończyk nieparek w naszym kraju nie jest zagrożony wyginięciem i trafił na listę gatunków chronionych ze względu na obecność w załącznikach Dyrektywy Siedliskowej. To z kolei było konsekwencją sytuacji gatunku w niektórych krajach Europy Zachodniej (Pullin i in. 1998). Endemiczny dla Wielkiej Brytanii podgatunek nominalny (*L. d. dispar*) wymarł, a podgatunek *L. d. batavus* występuje jedynie bardzo lokalnie w Holandii. Tamtejsze populacje, które były przedmiotem intensywnych badań mają dość specyficzne wymagania siedliskowe (Webb, Pullin 1996, 2000; Martin, Pullin 2004a, 2004b; Nicholls, Pullin 2003). Ze względu na podobieństwo ekologiczne (m.in. jednopokoleniowość) obu ras podejmowano próby reintrodukcji gatunku w Anglii przy użyciu osobników pochodzących z Holandii. Jednak jak do tej pory zakończyły się one niepowodzeniem.

Dla kontrastu występujący w środkowej i wschodniej Europie podgatunek *L. d. rutilus* uważany jest raczej za generalistę, który wręcz wykazuje ekspansję (Lindman i in. 2015). Może być ona tłumaczona używaniem nawozów i w konsekwencji rozprzestrzenianiem się szczawiu tępolistnego *R. obtusifolius*) a także inwazyjnego szczawiu omszonego *R. confertus* (Sielezniew, Dziekańska 2010). Aktualny status zarówno w Polsce jak i Europie – LC (Buszko 2004, Van Swaay i in. 2010).

Negatywny wpływ na stan gatunku mogą mieć lokalnie melioracje, degradujące najbardziej optymalne siedliska, a także intensyfikacja użytkowania podmokłych łąk oraz działania „porządkujące” nieużytki, w tym te położone na terenach miast. Nie ulega jedna wątpliwości, że w Polsce jest wiele gatunków motyli (również spoza załączników Dyrektywy Siedliskowej!) zasługujących na ochronę i troskę bardziej od czerwończyka nieparka.

W przypadku czerwończyka nieparka nie ma generalnie potrzeby planowania specyficznych działań pod kątem ochrony tego właśnie gatunku. Sprzyjają mu wszelkie przejawy ekstensyfikacji użytkowania potencjalnych miejsc jego rozwoju, tj. powierzchni na których występują rośliny żywicielskie jego gąsienic. Wystarczy, aby jego potrzeby były uwzględniane przy ochronie łąkowych i bagiennych zbiorowisk otwartych, np. tych zlokalizowanych na terenie obszarów Natura 2000. W potencjalnych siedliskach gatunku istotne jest unikanie

wielkoobszarowego niskiego koszenia, a także w miarę możliwości dążenie do tego, aby jak największe powierzchnie były koszone ręcznie. Liczna obecność roślin pokarmowych czerwończyka nieparka, a szczególnie najczęściej wykorzystywanych gatunków szczawiu, tj. szczawiu lancetowatego oraz kędzierzawego powinna być wskazaniem do opóźnienia koszenia całych powierzchni lub też przynajmniej tych części powierzchni, gdzie najliczniej występują te gatunki szczawiu. Alternatywą jest ręczne koszenie (rotacyjne, mozaikowe).

Działania nastawione specjalnie na ochronę czerwończyka nieparka należy rozważyć tylko wtedy, gdyby wyniki monitoringu jakościowego prowadzonego w Polsce wskazały jednoznacznie na znaczne pogorszenie się sytuacji tego gatunku na terenie naszego kraju.

## 7. Literatura

- Bąkowski M., Filipiak A., Fric Z. 2010. Foraging behaviour and nectar use in adult large copper butterflies, *Lycaena dispar* (Lepidoptera: Lycaenidae). *Entomologica Fennica* 21: 49–57.
- Buszko J. 2004. *Lycaena dispar* (Scopoli, 1763) – Czerwończyk nieparek. W: Głowaciński Z., Nowacki J. (red.). Polska czerwona księga zwierząt. Bezkręgowce. Instytut Ochrony Przyrody PAN, Kraków – Akademia Rolnicza im. A. Cieszkowskiego, Poznań, s. 245–246.
- 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, s. 80–87.
- Lai B.Ch.G., Pullin A.S. 2004. Phylogeography, genetic diversity and conservation of the large copper butterfly *Lycaena dispar* in Europe. *Journal of Insect Conservation* 8: 27–35.
- Lindman L., Remm J., Saksing K., Söber V., Ōunap E., Tammaru T. 2015. *Lycaena dispar* on its northern distribution limit: an expansive generalist. *Insect Conservation and Diversity* 8: 3–16.
- Martin L.A., Pullin A.S. 2004a. Host-plant specialisation and habitat restriction in an endangered insect, *Lycaena dispar batavus* (Lepidoptera: Lycaenidae) I. Larval feeding and oviposition preferences. *European Journal of Entomology* 101: 51–56.
- Martin L.A., Pullin A.S. 2004b. Host-plant specialisation and habitat restriction in an endangered insect, *Lycaena dispar batavus* (Lepidoptera: Lycaenidae) II. Larval survival on alternative host plants in the field. *European Journal of Entomology* 101: 57–62.
- Nicholls C.A., Pullin A.S. 2003. The effects of flooding on survivorship in overwintering larvae of the large copper butterfly *Lycaena dispar batavus* (Lepidoptera: Lycaenidae), and its possible implications. *European Journal of Entomology* 100: 65–72.
- Pullin A.S., Balint Z., Balletto E., Buszko J., Coutsis J.G., Goffart P., Kulfan M., Lhonore J.E., Settele J., Van Der Made J.G. 1998. The status, ecology and conservation of *Lycaena dispar* (Lycaenidae: Lycaenini) in Europe. *Nota Lepidopterologica* 21: 94–100.
- Sielezniew M., Dziekańska I. 2010. Fauna Polski. Motyle dzienne. Multico, Warszawa.
- Strausz M., Fiedler K., Franzén M., Wiemers M. 2012. Habitat and host plant use of the Large Copper Butterfly *Lycaena dispar* in an urban environment. *Journal of Insect Conservation* 16: 709–721.
- Webb M.R., Pullin A.S. 1996. Larval survival in populations of the large copper butterfly *Lycaena dispar batavus*. *Ecography* 19: 279–286.
- Webb M.R., Pullin A.S. 2000. Egg distribution in the large copper butterfly *Lycaena dispar batavus* (Lepidoptera: Lycaenidae): Host plant versus habitat mediated effects. *Ecological Entomology* 97: 363–367.
- 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.
- Van Swaay C.A.M., Van Swaay C., Cuttelod A., Collins S., Maes D., Munguira M.L., Šašić M., Settele J., Verovnik R., Verstrael T., Warren M., Wiemers M., Wynhoff I. 2010. European Red List of European Butterflies. Publication Office of the European Union, Luxembourg.

Opracował: Marcin Sielezniew



1069 **Górówka sudecka**  
*Erebia sudetica* Staudinger, 1861



Fot. 1. Górówka sudecka *Erebia sudetica* – samiec i samica (fot. J. Masłowski).

## I. INFORMACJA O GATUNKU

### 1. Przynależność systematyczna

Rząd: motyle LEPIDOPTERA

Rodzina: rusałkowate NYMPHALIDAE

### 2. Status prawny i zagrożenie gatunku

#### Prawo międzynarodowe

Dyrektywa Siedliskowa – Załącznik IV

Konwencja Berneńska – Załącznik II

#### Prawo krajowe

Ochrona gatunkowa – ochrona ścisła

#### Kategoria zagrożenia IUCN

Czerwona lista IUCN – VU

Czerwona lista motyli Europy – VU

Czerwona lista zwierząt ginących i zagrożonych w Polsce – EX

Polska czerwona księga zwierząt. Bezkręgowce – CR



### 3. Opis gatunku

Jeden z najmniejszych przedstawicieli rodzaju górowka *Erebia*, o rozpiętości skrzydeł 28–33 mm (Fot. 1). Wierzch skrzydeł czarnobrunatny z rdzawoczerwoną przepaską zewnętrzną. Na przepasce znajdują się drobne czarne punkty w liczbie 4–5, w przybliżeniu jednakowej wielkości. Zdarzają się osobniki bez punktów. Spód skrzydeł nieco jaśniejszy niż wierzch, o odcieniu czerwonym na przednim skrzydle. Na skrzydle tylnym przepaska zewnętrzna rozdzielona na wyraźne owalne rdzawe plamy tworzące słabo wygięty łuk. Motyla z wierzchu można pomylić z górowką epifron *Erebia epiphron* (Knoch), jednak w naszym kraju oba te gatunki nie występują sympatrycznie.

Jaja górowki sudeckiej o długości 1,2 mm są wyraźnie wydłużone i spłaszczone na szczycie oraz u podstawy. Mają 23–26 podłużnych żeberk biegnących do szczytowych partii jaja. Zaraz po złożeniu są barwy białawej, z zielonkawym odcieniem. Później zyskują błady kremowy kolor z czerwonymi plamami. Przed wykluciem osłonka jajowa staje się przezroczysta i widoczna przez nią larwa nadaje jaju szary kolor.

Rozwój larwalny górowki sudeckiej nie został dotąd do końca poznany. Szczegółowego opisu doczekały się jedynie 3 pierwsze stadia rozwojowe (Kuras i in. 2001b). Larwa po wykluciu (L1) biaława, zmienia zabarwienie na zielonkawe w drugim dniu. Dorsalne i subdorsalne partie tułowia pokryte są kilkoma drobnymi szczecinami. W stadium L1 gąsienica mierzy 1,5–2,5 mm długości. Po pierwszej wylince gąsienica (stadium L2) staje się jasnożółtobrazowa z pięcioma wąskimi brązowymi paskami. Mierzy 3,2–6,0 mm długości. Na głowie i tułowiu występują krótkie (0,07–0,08 mm) szczeciny tej samej barwy. W trzecim stadium (L3) osiąga długość 8,1–14,0 mm i charakteryzuje się jasnobrązowym zabarwieniem w różnych odcieniach brązu i ochry oraz lekko zielonkawym zabarwieniem i wyraźnymi pięcioma brązowymi, podłużnymi pasami. Ciemnobrązowe szczecinki, o długości ok. 0,4 mm, są na tułowiu gęściej rozmieszczone niż na głowie. Na końcu odwłoka znajdują się krótkie widełkowate wyrostki o długości ok. 0,4 mm. Szarobrązowe zabarwienie utrzymuje się również po przeobrażeniu do stadium L4. Wciąż nie ma pewności czy gąsienice tego gatunku przechodzą 4 czy też 5 stadiów rozwojowych. W przypadku wystąpienia 5 stadiów, nie można wykluczyć, że gąsienice w ostatnim stadium całkowicie zmieniają barwę na zieloną (Kuras i in. 2001b).

Poczwarka o długości ok. 12 mm jest jasnobieżowa z ciemnobrunatnym podłużnym znakiem. Segmenty odwłoka pokryte są również parzystymi czarno-brązowymi kropkami.

### 4. Biologia gatunku<sup>1</sup>

Gatunek jednopokoleniowy. Postacie dorosłe występują od drugiej połowy czerwca do początku września, przy czym na niższych położonych stanowiskach motyle występują od połowy czerwca do końca lipca, natomiast w populacjach zasiedlających strefę subalpejską – od połowy lipca do końca sierpnia. Szczyt pojawu samców przypada 6–7 dni przed pojawem samic. Motyle (imagines) są krótkowieczne – żyją średnio 3 dni. Maksymalny, dotychczas

<sup>1</sup> Na potrzeby niniejszego opracowania uwzględniono wyniki badań czeskiej populacji sudeckiego podgatunku górowki sudeckiej z Wysokiego Jesionika (czes. Hrubý Jeseník) (Kuras i in. 2001a, b, 2003, Konvička i in. 2010).

stwierdzony, czas życia imago wynosi jednak nawet 15 dni (Kuras i in. 2001a, b, Beneš i in. 2006).

Gatunek tworzy pojedyncze kolonie, często izolowane od siebie rozległymi płatami lasu lub innych nieodpowiednich do rozwoju siedlisk. Niewielkie populacje, położone w strefie lasu i rozrzucone na dużych przestrzeniach, tworzą prawdopodobnie system dynamicznej metapopulacji (Konvička i in. 2010). Łączność pomiędzy poszczególnymi koloniami możliwa jest dzięki znacznym możliwościom dyspersyjnym gatunku. Badania na znakowanej populacji w Masywie Pradziada w Czechach wykazały w przypadku obu płci przeloty przekraczające 1000 m (najdalszy stwierdzony przelot gatunku wynosił 3 km). Prawdopodobieństwo przelotu przez każdego z osobników odległości 1 km wynosi 2–6% (Kuras i in. 2003). Liczebności osiągane na poszczególnych stanowiskach mogą znacznie różnić się między sobą. Badania prowadzone w Czechach wykazały w przypadku populacji występujących na wysokościach bliskich 1000 m n.p.m. nawet kilkaset osobników na 100-metrowym transekcie, podczas gdy na niżej położonych stanowiskach populacje były zwykle bardzo nieliczne. Stanowiska na śródleśnych polanach są zwykle krótkotrwałe, skupiając pojedyncze imigrujące osobniki. Bardziej trwałe są populacje zasiedlające łąki kośne, aczkolwiek mniej niż te występujące powyżej górnej granicy lasu (Konvička i in. 2010, 2014).

Motyle pobierają nektar z wielu gatunków roślin kwiatowych. W czeskich Jesionikach najczęściej odwiedzały kwiaty starca gajowego *Senecio nemorensis* agg. Ponadto obserwowane były także na: driakwi lśniącej *Scabiosa lucida*, czosnku szczypiorku *Allium schoenoprasum alpinum*, pępawie syberyjskiej *Crepis sibirica*, pięciorniku kurze ziele *Potentilla erecta*, jastrzębcu pomarańczowym *Hieracium aurantiacum*, biedrzeńcu mniejszym *Pimpinella saxifraga*, jaskrze kosmatym *Ranunculus lanuginosus*, brodawniku jesiennym *Leontodon autumnalis*, miłośnie górskiej *Adenostyles alliariae*, okrzywie jelenim *Laserpitium archangelica*,



**Fot. 2.** Rośliny żywicielskie górówki sudeckiej – kostrzewa niska *Festuca airoides* (po lewej) i śmieiatek darniowy *Deschampsia caespitosa* (po prawej) (fot. M. Malicki).

nawłoci alpejskiej *Solidago virgaurea* subsp. *minuta*, prosieniczniku jednogłówkowym *Hypochaeris uniflora* i rdeście wężowniku *Polygonum bistorta* (Kuras i in. 2001a).

W słonecznych warunkach motyle aktywne są od godz. 8.00 do 18.00 (według czasu środkowoeuropejskiego). Wyraźnie bardziej ruchliwe są samce, szczególnie mocno patrolujące siedlisko w poszukiwaniu samic w godzinach porannych (między godziną 9 a 10 rano). Pobierające nektar osobniki obu płci najczęściej obserwowane są po południu. Aktywność motyli zmienia się również w trakcie sezonu. W sierpniu, gdy jest mniej samców i więcej samic, obie płcie latają wyraźnie rzadziej, częściej pobierając nektar niż ma to miejsce w pierwszej połowie okresu aktywności (lipiec).

Samice składają jaja pojedynczo na żywych lub martwych liściach traw, zwykle u podstawy kępy, do wysokości 5 cm nad ziemią (Kuras i in. 2001a). W Jesionikach składanie jaj obserwowano na 3 gatunkach traw: kostrzewie niskiej *Festuca airoides* (= *F. supina*), śmiałku darniowym *Deschampsia caespitosa* i śmiałku pogiętym *Deschampsia flexuosa* (Kuras i in. 2001a,b, Beneš i in. 2006) (Fot. 2). W polskiej części Sudetów obserwowano samice składające jaja na tomce wonnej *Anthoxanthum odoratum* i wiechlinie rocznej *Poa annua* (Masłowski 2005). W warunkach hodowlanych gąsienice odżywiały się także kupkówką pospolitą *Dactylis glomerata* (Buszko 2004). Podczas rozwoju gąsienice są zwykle mało ruchliwe (z wyjątkiem stadium L1), przylegając ściśle do blaszki liściowej. Żerowanie rozpoczynają od szczytowej części blaszki liściowej, stopniowo przesuując się w kierunku jej nasady. Niepokojone gąsienice puszczają się liścia i spadają do gęstej kępy traw. Zimowanie trwa od połowy września do końca marca. Hibernuje drugie stadium larwalne – L2 (wyjątkowo stadium L3), ukryte w ściółce, blisko podstawy kępy traw. Jest to jeden z najbardziej krytycznych etapów życia gatunku, ponieważ śmiertelność w tym okresie wynosi ok. 90% (Kuras i in. 2001b). Przepoczwarczenie następuje w czerwcu u podstawy gęstych kęp traw. Poczwarzka ułożona jest w pozycji pionowej, w delikatnym oprzędzie umieszczonym między dwiema sąsiadującymi blaszkami liści. Metamorfoza wewnątrz poczwarki trwa 3–4 dni, natomiast całe stadium poczwarki do około 2 tygodni. Osobniki dorosłe wychodzą z poczwarek w godzinach porannych.

## 5. Wymagania siedliskowe

W czeskich Sudetach górwka sudecka najliczniej występuje na powierzchniach porośniętych wysoką roślinnością zielną, położonych powyżej górnej granicy lasu i przylegających do linii drzew. W niższych położeniach gatunek zasiedla wilgotne polany śródleśne, doliny potoków i skraje dróg leśnych oraz inne liniowe powierzchnie otwarte. Wszystkie stanowiska wykazują się dużą wilgotnością (Konvička i in. 2010). Najniższe stanowiska w czeskich Sudetach znaleziono na wys. 600 m n.p.m., najwyższe na wysokości ponad 1400 m n.p.m. (Kuras i in. 2001a). Potencjalne siedliska gatunku w polskich Sudetach przedstawiają fotografie 3 i 4.

## 6. Rozmieszczenie gatunku w Polsce

Na terenie kraju występuje podgatunek górwki sudeckiej *E. sudetica sudetica* Staudinger, 1861, którego zasięg występowania ograniczony jest do obszaru Sudetów Wschodnich (Ryc. 1). W Polsce do roku 1976 spotykany był w Górach Białskich. Brak stwierdzeń





**Fot. 3.** Potencjalne siedlisko górówki sudeckiej na Hali pod Śnieżnikiem, z dużym udziałem obu gatunków śmiałka *Deschampsia* – roślin żywicielskich gąsienic (fot. M. Malicki).



**Fot. 4.** Potencjalne siedlisko górówki sudeckiej nad potokiem w Górach Bialskich, z dużym udziałem śmiałka darniowego, stopniowo zarastające świerkami (fot. K. Zajęc).

w późniejszym okresie pozwala przypuszczać, że gatunek na tym stanowisku wyginął. Doniesienie o naturalnej rekolonizacji obszaru po roku 2000 (Masłowski 2005) należy uznać za co najmniej wątpliwe. Możliwe jest bowiem, że nieliczne motyle widywane „w rejonie Śnieżnika Kłodzkiego” w latach 2001–2005 (Masłowski 2005), a według innego źródła w latach 1999–2005 (Buszko, Masłowski 2008) pochodziły z samowolnej reintrodukcji gatunku, przeprowadzonej prawdopodobnie w okolicy przełęczy Płoszczyna. Informacja, że takie sytuacje miały miejsce w latach 90. ubiegłego wieku znalazła się na łamach Biuletynu Entomologicznego, wydawanego w latach 1993–1999, do czego przyznał się sam autor tego doniesienia. W związku z brakiem pewnych obserwacji osiadłych populacji gatunku naturalnego pochodzenia, współczesne występowanie gatunku w Polsce należy uznać za niepewne. Potwierdzać to może brak stwierdzeń górówki sudeckiej po roku 1990 po czeskiej stronie Gór Białskich i Masywu Śnieżnika, mimo intensywnych poszukiwań prowadzonych w ostatniej dekadzie. Niemniej jednak z uwagi na obecność dużej populacji w czeskich Jesionikach, w tym również na stanowisku w odległości zaledwie ok. 6 km od naszych granic (Černava w: Konvička i in. 2014) oraz znaczne możliwości dyspersyjne motyli, nie można całkowicie wykluczyć występowania niewykrytych dotąd stanowisk (być może efemerycznych), reprezentowanych przez nieliczne osobniki lub pojawienia się tego gatunku w kolejnych latach na terenie naszego kraju.



Ryc. 1. Rozmieszczenie stanowisk monitoringu górówki sudeckiej w Polsce na tle jej zasięgu występowania.

## II. METODYKA

### 1. Koncepcja monitoringu gatunku

Górwka sudecka w ostatnich latach znana jest wyłącznie z pojedynczych obserwacji osobników o niepewnym pochodzeniu, a więc w najbliższych etapach monitoringu prace powinny mieć charakter inwentaryzacji i polegać na poszukiwaniu stanowisk gatunku i potwierdzeniu jego naturalnego występowania w kraju. Z uwagi na brak danych na temat biologii i wymagań ekologicznych górwki sudeckiej z terenu Polski niniejsza koncepcja prac monitoringowych oparta jest przede wszystkim na wynikach badań sudeckiej populacji z czeskiego Wysokiego Jesionika. W przypadku potwierdzenia obecności gatunku na terenie naszego kraju konieczne jest wykonanie szczegółowej dokumentacji każdego ze stanowisk, celem określenia lokalnych wymagań ekologicznych gatunku.

### 2. Wskaźniki i ocena stanu ochrony gatunku

#### Wskaźniki stanu populacji

Tab. 1. Wskaźniki stanu populacji górwki sudeckiej

Wskaźnik	Miara	Sposób pomiaru/określenia
Liczba obserwowanych osobników	os./100 m	Maksymalna liczba osobników obserwowanych podczas kontroli transektu na stanowisku w czasie jednego sezonu obserwacyjnego, podawana w przeliczeniu na 100 m transektu
Indeks liczebności	os./100 m	Suma zliczeń osobników obserwowanych podczas kolejnych obserwacji na transekcie w czasie jednego sezonu obserwacyjnego, podawana na 100 m długości transektu
Izolacja	km	Określenie odległości od innego stanowiska, na którym gatunek występuje bądź był obserwowany w przeciągu ostatnich kilku lat

Z uwagi na brak wiedzy na temat parametrów populacji występującej w przeszłości w krajowym areale gatunku, niemożliwa jest waloryzacja wskaźników stanu populacji opierających się na liczbie osobników (liczba obserwowanych osobników, indeks liczebności). Wartości dla populacji zasiedlających czeski Wysoki Jesionik, rzędu od kilku do kilkuset osobników na 100 m transektu, również nie pozwalają na to. Nie wiadomo bowiem z jakim przedziałem liczebności możemy mieć do czynienia na terenie naszego kraju i tym samym, jaki stan można uznać w naszych warunkach za satysfakcjonujący. Jedynym możliwym do waloryzacji wskaźnikiem, z uwagi na dostępność wyników odpowiednich badań prowadzonych w czeskich populacjach (Kuras i in. 2003) jest izolacja. Sposób jego waloryzacji zaprezentowano w tab. 2.

Tab. 2. Waloryzacja wskaźnika stanu populacji górwki sudeckiej

Wskaźnik	Ocena*		
	FV	U1	U2
Izolacja	<1 km	1–5 km	>5km

\*FV – stan właściwy, U1 – stan niezadawalający, U2 – stan zły

**Wskaźniki kardynalne**

Nie wyróżniono.

**Wskaźniki stanu siedliska****Tab. 3.** Wskaźniki stanu siedliska górowki sudeckiej

Wskaźnik	Miara	Sposób pomiaru/określenia
Powierzchnia	ha	Określenie w terenie powierzchni zasiedlanej przez gatunek przy użyciu GPS lub na podstawie aktualnej ortofotomapy
Baza pokarmowa	%	Oszacowanie udziału powierzchni porośniętej przez rośliny pokarmowe na transekcie badawczym (ocena ekspercka)
Zarastanie przez drzewa/krzewy	%	Oszacowanie pokrycia siedliska krzewami i drzewami oraz opis tego pokrycia: rodzaj, orientacyjny wiek i wysokość nasadzeń/podrostu (ocena ekspercka)
Zarastanie ekspansywnymi bylinami	%	Określenie udziału ekspansywnych bylin w całej powierzchni siedliska gatunku w oparciu o ekspercką ocenę w terenie

Obecny stan wiedzy o występowaniu gatunku w kraju i jego wymaganiach ekologicznych nie pozwala na dokonanie waloryzacji wskaźników stanu siedliska. Jej opracowanie powinno uwzględniać nie tylko rozpoznanie preferencji siedliskowych krajowej populacji, ale również ocenę dostępności i jakości występujących w obszarze potencjalnych płatów siedlisk. Ważne jest bowiem wyskalowanie możliwych ocen osiąganych w odniesieniu do rzeczywistych wartości występujących w obszarze występowania gatunku.

**Wskaźniki kardynalne**

Nie wyróżniono.

**Ocena stanu populacji**

Ocena stanu populacji powinna zostać przeprowadzona w oparciu o oceny co najmniej dwóch wskaźników, w tym jednego opierającego się na liczebności (liczba obserwowanych osobników lub indeks liczebności). Ocena stanu populacji odpowiada najniższej ocenie jednego ze wskaźników. W sytuacji, gdy nie ma możliwości oceny przynajmniej dwóch wskaźników, wówczas populacja powinna zostać oceniona jako XX (stan nieznan), ze wskazaniem wartości jedyne ocenionego wskaźnika postaci zapisu, np. XX (U2).

**Ocena stanu siedliska**

Z uwagi na brak waloryzacji wskaźników, nie można oceniać stanu siedliska. Poniżej podano podano jedynie ogólne zasady, jakimi można się będzie kierować, gdyby waloryzacja została w przyszłości opracowana. Ocena dla siedliska powinna odpowiadać najniżej ocenionemu wskaźnikowi. Dopuszczalna jest jednak modyfikacja oceny, jeśli niska ocena któregośkolwiek ze wskaźników wynika z naturalnych uwarunkowań, których zmiana do lepszej postaci nie jest możliwa, a jednocześnie przy uwzględnieniu pozostałych wskaźników nie będzie miała istotnego wpływu na sytuację gatunku na stanowisku. Przykładowo, dobra ocena może być



przyznawana nawet siedliskom gatunku o niewielkiej powierzchni. Górówka sudecka może zasiedlać niewielkie powierzchniowo polany śródleśne, które jednak przy właściwym zarządzaniu, gwarantującym utrzymanie ciągłości występowania siedliska, mogą stanowić odpowiedni biotop dla gatunku. Dodatkowo, ocena może być również obniżana w stosunku do przyznanych w danym sezonie ocen, w sytuacji prawdopodobnego szybkiego pogorszenia jego stanu, np. w wyniku planowanego zalesienia.

### Perspektywy ochrony

Ocena perspektyw ochrony powinna zostać wykonana w oparciu o oceny stanu populacji i siedliska, przy uwzględnieniu zdiagnozowanych aktualnych i przewidywanych zagrożeń. W szczególności należy uwzględnić prawdopodobieństwo silnych przekształceń, jakim może podlegać siedlisko gatunku w wyniku zmiany przeznaczenia gruntów, jak np. zalesienie, czy zabudowa. Działania takie mogą prowadzić bowiem do szybkiego zaniku lokalnych populacji. Do oceny perspektyw ochrony można zastosować następujące kryteria:

- FV – perspektywy bardzo dobre lub dobre; przewiduje się że aktualny właściwy stan populacji i siedliska utrzyma się lub ulegnie poprawie, np. w wyniku realizacji odpowiednich działań ochronnych na danym stanowisku.
- U1 – perspektywy przeciętne; obecny właściwy stan ochrony może ulec pogorszeniu bądź też w ocenie eksperta stan niezadowolający będzie się utrzymywał w kolejnych latach, z powodu braku właściwych zabiegów ochrony czynnej.
- U2 – perspektywy złe; aktualny zły stan zachowania utrzyma się, bądź też z braku właściwych zabiegów ochronnych, przewiduje się poważne pogorszenie stanu populacji i siedliska.

### Ocena ogólna

O ocenie ogólnej powinien decydować najniżej oceniony parametr.

## 3. Opis badań monitoringowych

### Wybór powierzchni monitoringowych i ich sugerowana wielkość

Biorąc pod uwagę ogólny zasięg rozmieszczenia występującego w kraju podgatunku górówki sudeckiej, jak również znane z przeszłości krajowe stanowiska gatunku, należy przyjąć, że jego poszukiwania powinny być prowadzone na obszarze Sudetów Wschodnich, a w szczególności w Masywie Śnieżnika i Górach Białskich.

Z uwagi na niewielką liczbę obserwacji bardzo trudne jest zdefiniowanie pojęcia stanowiska w odniesieniu do tego gatunku oraz określenie jego powierzchni. Pewne założenia można jednak podać, biorąc pod uwagę wyniki badań czeskiej populacji górówki sudeckiej. Mimo iż najniższe wysokości, na których stwierdzano gatunek w czeskich Jesienikach wynosiły 600 m n.p.m, to jednak potencjalne stanowiska, na terenie których prowadzone powinny być prace inwentaryzacyjne i – w przypadku potwierdzenia obecności gatunku – monitoring powinny być zlokalizowane powyżej poziomu 800 m n.p.m. Populacje wy-



stępujące na niższych wysokościach są zwykle mniej liczne (Konvička i in. 2010), a co za tym idzie mogą być trudniejsze do wykrycia. Za potencjalne stanowiska gatunku należy przyjąć wilgotne polany i łąki, brzegi potoków, obrzeża dróg leśnych i źródła z obecnością wyższej roślinności zielnej (Konvička i in. 2010). Na potencjalnych stanowiskach prace należy prowadzić na wybranych transektach. Długość transektu nie powinna przekraczać 1000 m, jednak podczas inwentaryzacji wykonywanej celem wykrycia gatunku dopuszczalne jest wytyczenie dłuższych transektów celem objęcia poszukiwaniami jak największej powierzchni. Niemniej jednak transekt ten nie powinien przekraczać 3 km, z uwagi na ryzyko niemożliwości zakończenia jego kontroli w jednym dniu, np. w wyniku nagłego pogorszenia się warunków pogodowych. Wytyczenie tras przejścia powinno być poprzedzone identyfikacją potencjalnych siedlisk gatunku na badanej powierzchni w terenie bądź też w oparciu o aktualne zdjęcia lotnicze. W tym drugim przypadku istnieje jednak duże ryzyko wyznaczenia trasy poprzez otwarte stanowiska nie stanowiące biotopów gatunku, jak np. zwarte płaty borówczysk. Na powierzchniach o dużym udziale obszarów zalesionych zalecane jest objęcie kontrolą jak największej liczby śródleśnych polan i przechodzenie pomiędzy nimi istniejącymi drogami lub dolinami potoków, których pobocza mogą stanowić siedliska górówki sudeckiej. Ostateczny przebieg odcinków przewidzianych do monitoringu powinien zostać wytyczony w oparciu o wyniki wstępnych poszukiwań.

## Sposób wykonywania badań

### Określanie wskaźników stanu populacji

**Liczba obserwowanych osobników oraz indeks liczebności.** Podczas kontroli transektu obserwacjami należy objąć pas o szerokości 10 m (5 m z każdej strony). Kontrola transektu, podczas której liczone są wszystkie napotkane motyle, jeśli to możliwe w rozbiu na stopień zlatania, powinna przebiegać w tempie ok. 2–3 km/godz. Poziom zlatania ocenia się na podstawie odbarwienia i zniszczenia skrzydeł. W ten sposób można określić, czy mamy do czynienia ze „świeżym”, niedawno przeobrażonym w danym miejscu osobnikiem, czy też z osobnikiem latającym od jakiegoś czasu, który mógł na dane stanowisko przylecieć z innej lokalizacji (niekoniecznie musi pochodzić z danego miejsca). Pośrednio informacja ta może sugerować rozród gatunku na danym stanowisku. Dodatkowo wskazane jest dokładne notowanie obserwacji samic składających jaja oraz gąsienic, celem potwierdzenia występowania osiadłej populacji (populacji o pełnym cyklu rozwojowym).

**Izolacja.** Wskaźnik ten opisuje (w kilometrach) położenie monitorowanej populacji względem innych znanych populacji gatunku. Jest to odległość w linii prostej między zasiedlonymi płacami. Wskaźnik może zostać określony na podstawie aktualnych zdjęć lotniczych (np. dostępnych w serwisie [www.geoportal.gov.pl](http://www.geoportal.gov.pl) lub na Google Earth) lub też przy pomocy odbiornika GPS.

### Określanie wskaźników stanu siedliska

**Powierzchnia.** Wskaźnik ten określa wielkość powierzchni zasiedlonego płatu siedliska, na którym obserwowano imagines. Wartość wskaźnika należy zmierzyć odbiornikiem GPS (przez obejście każdego płatu z włączoną funkcją zapisu śladu) lub określić na podstawie szczegółowych i aktualnych map (ortofotomap).

**Baza pokarmowa.** Wskaźnik ten określa zasobność monitorowanego stanowiska w rośliny żywicielskie gąsienic, w szczególności kostrzewę niską *Festuca airoides* i oba gatunki śmialków *Deschampsia*. Wskaźnik należy określić na bazie losowo wybranych co najmniej 10 poletek o wymiarach 2x2 m, rozmieszczonych na trasie transektu biegnącego przez siedlisko gatunku. Jako wartość wskaźnika przyjmuje się wartość średnią z poszczególnych poletek. W przypadku liniowo rozmieszczonych płatów siedlisk, np. biegnących wąskim pasem wzdłuż poboczy dróg czy też potoków, wartość tę można obliczyć po naniesieniu przy użyciu odbiornika GPS odcinków, na których rośliny te występują i obliczeniu ich udziału w całkowitej długości transektu. Jest to ocena ekspercka.

**Zarastanie ekspansywnymi bylinami.** Wskaźnik służący do oceny ekspansji niepożądanych gatunków bylin, w tym gatunków inwazyjnych. Należy oszacować, jaki jest udział powierzchni zajętej przez ekspansywne gatunki bylin w zasiedlonym przez gatunek siedlisku. W opisie wskaźnika należy wymienić gatunki roślin, które brano pod uwagę przy ocenie tego wskaźnika. Jest to ocena ekspercka.

**Zarastanie przez drzewa/krzewy.** Wskaźnik służący do oceny ekspansji roślinności drzewiastej i krzewiastej. Należy oszacować, jaki jest udział powierzchni zajętej przez drzewa i krzewy w całej powierzchni siedliska zasiedlonego przez gatunek. W przypadku większych powierzchni wskaźnik ten można ocenić w oparciu o uśrednione wyniki szacunków dla kilku losowo wybranych poletek o powierzchni 25m<sup>2</sup>. Szacunki można również wykonać przy pomocy ortofotomapy, o ile jest wystarczająco dokładna i aktualna. Jest to ocena ekspercka.

### Termin i częstotliwość badań

Prace monitoringowe należy prowadzić cyklicznie w okresie od 20 czerwca do końca sierpnia. Każda z powierzchni powinna być kontrolowana 8-krotnie. W okresie 15 VII–10 VIII kontrole stanowisk powinny być częstsze (np. co 7 dni), poza szczytem dopuszczalne są rzadsze kontrole – co 7–10 dni. Tak częste kontrole są podyktowane możliwością występowania na niektórych stanowiskach bardzo nielicznych osobników tego gatunku, w wyniku czego istnieje duże ryzyko ich przeoczenia podczas pojedynczej kontroli. Prace należy prowadzić między godz. 9.00 a 15.00, w odpowiednich warunkach pogodowych, tj. temperatura  $\geq 15$  °C, słonecznie, brak wiatru lub słaby wiatr.

Proponowana częstotliwość prac monitoringowych – co 3 lata.

### Sprzęt i materiały do badań

- siatka entomologiczna,
- lupa (12–20x),
- odbiornik GPS z zapasowymi bateriami,
- aparat fotograficzny z obiektywem makro lub z funkcją makro,
- lornetka,
- aktualne ortofotomapy (np. wydruki z [www.geoportal.gov.pl](http://www.geoportal.gov.pl)),
- ołówek, długopis,
- notatnik lub karty obserwacji gatunku.

## 4. Przykład wypełnionej karty obserwacji gatunku na stanowisku

Karta obserwacji gatunku dla stanowiska	
Kod gatunku i nazwa gatunku	Kod gatunku wg Dyrektywy Siedliskowej, nazwa polska i łacińska, autor wg aktualnie obowiązującej nomenklatury <b>1069 górówka sudecka <i>Erebia sudetica</i> Staudinger, 1861</b>
Nazwa stanowiska	Nazwa stanowiska monitorowanego .....
Typ stanowiska	Wpisać: badawcze/referencyjne Badawcze
Obszary chronione, na których znajduje się stanowisko	Natura 2000, rezerwy przyrody, parki narodowe i krajobrazowe, użytki ekologiczne, stanowiska dokumentacyjne, itd. Śnieżnicki Park Krajobrazowy, SOO Natura 2000 Góry Białskie i Grupa Śnieżnika
Współrzędne geograficzne	Podać współrzędne geograficzne (GPS) stanowiska N XX° XX' XX.X" E XX° XX' XX.X"
Wysokość n.p.m.	Podać wysokość n.p.m. stanowiska lub zakres od... do... 900–1000 m
Powierzchnia stanowiska	Podać wielkość powierzchni stanowiska w ha, a lub m <sup>2</sup> 1,25 ha
Opis stanowiska	Opis ma ułatwiać identyfikację stanowiska. Należy opisać lokalizację i charakter terenu oraz opisać, jak dotrzeć na stanowisko. Zaznaczyć, dla jakiej części stanowiska podano współrzędne geograficzne. Stanowisko obejmuje transekt o długości 2,5 km poprowadzony drogami leśnymi, pomiędzy ..... a ..... Na odcinku pierwszych ...1,5 km biegnie szlakiem ....., a następnie 1 km szlakiem ....., wzdłuż potoku ..... Dojazd do stanowiska samochodem od miejscowości..... lub ..... Współrzędne geograficzne podano dla centralnej części transektu.
Charakterystyka siedliska gatunku na stanowisku	Krótką charakterystyką siedliska; typ siedliska, rodzaje siedlisk w otoczeniu stanowiska Z uwagi na brak stwierdzeń gatunku nieznane są jego rzeczywiste siedliska na badanym terenie. Za potencjalne siedlisko uznawano miejsca występowania roślin żywicielskich gąsienic, przede wszystkim gatunków traw z rodzaju śmiełek <i>Deschampsia</i> , które na badanym terenie występowały przede wszystkim na poboczu dróg leśnych. Poszukiwania motyli prowadzone były także w miejscach występowania częściowej odwiedzanymi roślin nektarodajnych, w szczególności starca gajowego <i>Senecio nemorensis</i> agg.
Informacje o gatunku na stanowisku	Syntetyczne informacje o występowaniu gatunku na stanowisku, dotychczasowe badania i inne istotne fakty; wyniki badań z lat poprzednich Brak informacji o obecności gatunku na monitorowanym stanowisku. Do lat 70. XX w. jego populacja utrzymywała się na niestniejących obecnie polanach w północnych fragmentach rez. Puszcza Śnieżnej Białki, ok. 1 km na E od badanego stanowiska.
Czy monitoring w kolejnych latach jest wymagany?	Wpisać tak/nie oraz uzasadnić dlaczego proponuje się rezygnację z tego stanowiska Tak
Obserwator	Imię i nazwisko wykonawcy monitoringu Krzysztof Zajac
Daty obserwacji	Daty wszystkich obserwacji 12.07.2013, 17.07.2013, 23.07.2013, 31.07.2013, 06.08.2013, 15.08.2013, 23.08.2013, 31.08.2013.

Stan ochrony gatunku na stanowisku			
Parametr/Wskaźniki	Wartość wskaźnika i komentarz	Ocena	
<b>Populacja</b>			
Liczba obserwowanych osobników	<i>Podać maksymalną liczbę osobników obserwowaną w trakcie jednej kontroli, w przeliczeniu na 100 m transektu</i> 0 Gatunku nie stwierdzono, nie wiadomo czy transekt przechodził przez miejsca występowania gatunku w przeszłości, z których się wycofał	XX	XX (U2)
Indeks liczebności	<i>Podać sumę zliczeń osobników z poszczególnych obserwacji, w przeliczeniu na 100 m transektu</i> 0 Gatunku nie stwierdzono	XX	
Izolacja	<i>Podać odległość do najbliższego aktualnego stanowiska gatunku</i> 6 km	U2	
<b>Siedlisko</b>			
Powierzchnia	<i>Określić powierzchnię zasiedloną przez gatunek</i> 0 Gatunku nie stwierdzono. Zasiedlonej powierzchni nie można określić.	XX	XX
Baza pokarmowa	<i>Oszacować % udział powierzchni transektu porośniętej przez rośliny pokarmowe</i> 8–10% <i>Śmiełek darniowy Deschampsia caespitosa występował na kilku odcinkach wzdłuż trasy transektu.</i>	XX	
Zarastanie przez drzewa/krzewy	<i>Oszacować % udział powierzchni pokrytej krzewami i drzewami</i> 20% Ok. 20% potencjalnych siedlisk z obecnością roślin żywicielskich gąsienic porośnięte jest przez luźny podrost świerkowy.	XX	
Zarastanie ekspansywnymi bylinami	<i>Oszacować % udział powierzchni pokrytej ekspansywnymi bylinami</i> 40% Tereny otwarte w otoczeniu transektu w znacznej części są zajęte przez borówczyska.	XX	
Perspektywy ochrony	<i>Krótką prognoza stanu populacji i siedliska gatunku na stanowisku w perspektywie 10–15 lat w nawiązaniu do ich aktualnego stanu i obserwowanych trendów zmian, z uwzględnieniem wszelkich działań i planów, których skutki mogą wpłynąć na gatunek i siedlisko</i> Gatunek nie był obserwowany na stanowisku ani w najbliższej okolicy od 1975 r., mimo obecności potencjalnych siedlisk. Brak wiedzy o występowaniu jakiegokolwiek populacji na tym terenie, jak również nieznane są możliwości jego ponownego zasiedlenia przez gatunek.		XX
<b>Ocena ogólna</b>			<b>XX (U2)</b>

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
G05.07	Niewłaściwie realizowane działania ochronne lub ich brak	A	-	Brak działań ochronnych ukierunkowanych na utrzymanie lub odtworzenie siedlisk gatunku prowadzi do ich zaniku, tym samym utrudniając ewentualne zasiedlenie stanowiska.
K02.01	Zmiana składu gatunkowego (sukcesja)	A	-	Zanik potencjalnych siedlisk, w postaci łąk i polan z obecnością roślin żywicielskich gąsienic. Znaczna część powierzchni otwartych w obszarze zajęta jest przez borówczyska, pojawiające się w wyniku naturalnej sukcesji. W niektórych płatach siedliska obserwowano pojawiający się podrost świerka.

Zagrożenia (przyszłe, przewidywane oddziaływania)				
Kod	Nazwa	Intensywność	Wpływ	Syntetyczny opis
B01	Zalesianie terenów otwartych	B	–	Zalesienie nielicznych powierzchni otwartych, na których stwierdzano obecność potencjalnych siedlisk.
G05.07	Niewłaściwie realizowane działania ochronne lub ich brak	A	–	Brak działań ochronnych ukierunkowanych na utrzymanie lub odtworzenie siedlisk gatunku prowadzi do ich zaniku, tym samym utrudniając ewentualne zasiedlenie stanowiska.
K02.01	Zmiana składu gatunkowego (sukcesja)	A	–	Postępujący zanik siedlisk gatunku w wyniku naturalnej sukcesji i zastępowania powierzchni trawiastych przez borowczyska oraz podrost drzew (głównie świerka).

Inne informacje	
Inne wartości przyrodnicze	<i>Inne obserwowane w trakcie prac monitoringowych gatunki zwierząt i roślin z załączników Dyrektywy Siedliskowej i Ptasiej: gatunki zagrożone i rzadkie (Czerwona księga), gatunki chronione (podać liczebność w skali: liczny, średnio liczny, rzadki)</i> Biegacz urozmaicony <i>Carabus variolosus</i> (rzadki)
Gatunki obce i inwazyjne	<i>Obserwowane gatunki obce i inwazyjne</i> Nie obserwowano.
Uwagi metodyczne	<i>Informacje istotne dla dalszego planowania monitoringu (sposób prowadzenia prac, wskaźniki, które powinny być badane w monitoringu i ich waloryzacja, regionalnie optymalny czas prowadzenia badań itp.)</i> Należy kontynuować poszukiwania innych potencjalnych stanowisk górwki sudeckiej na terenie Gór Bialskich i Masywu Śnieżnika.
Inne uwagi/inne obserwacje	<i>Wszelkie informacje pomocne przy interpretacji wyników, np. anomalie pogodowe</i> Brak.
Dokumentacja fotograficzna i kartograficzna	<i>Załączniki do bazy danych (w wersji elektronicznej):</i> Minimum 2 zdjęcia na stanowisko (gatunek, siedlisko), granice powierzchni badawczej naniesione na odpowiedni podkład kartograficzny

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

Brak takich gatunków.

## 6. Ochrona gatunku

Stan wiedzy o wymaganiach ekologicznych gatunku w Polsce nie pozwala na zaproponowanie specyficznych działań ochronnych. Obecnie podstawową sprawą powinna być inwentaryzacja obszaru Gór Bialskich i Masywu Śnieżnika celem odszukania jakichkolwiek stanowisk górwki sudeckiej, a także szczegółowe rozeznanie występowania na tym terenie potencjalnych biotopów, umożliwiających ewentualne przyszłe zasiedlenie przez ten gatunek motyla. Za główne zagrożenia uznaje się intensyfikację wypasu, zarzucenie użytkowania lub zalesianie siedlisk gatunku (Van Swaay i in. 2012). W przypadku naszego kraju problem intensyfikacji użytkowania w siedliskach gatunku w zasadzie nie istnieje. Jedynie pewne stanowisko gatunku z Gór Bialskich zanikło prawdopodobnie w wyniku naturalnych zmian sukcesyjnych. Z podobną sytuacją mamy do czynienia w przypadku znacznej części

otwartych biotopów na tym obszarze, które już w chwili obecnej nie stwarzają warunków bytowania dla tego motyla, np. z powodu zajęcia ich w całości przez borówczyska, jako wynik wtórnej sukcesji. Być może, obok potrzeby samego poszukiwania gatunku, jest potrzeba zachowania jak największej liczby jego – istniejących jeszcze – potencjalnych siedlisk, porośniętych roślinami żywicielskimi gąsienic. Nawet w sytuacji braku jakichkolwiek aktualnych doniesień o występowaniu naturalnej populacji górówki sudeckiej w kraju, utrzymanie we właściwym stanie odpowiednich siedlisk może ułatwić ponowne zasiedlenie obszaru w przyszłości i odbudowanie populacji. Obserwacje populacji z Jeseníków nie wykazały aby gatunek ten unikał skoszonych płątów łąk podczas wyboru miejsc składania jaj (Kuras i in. 2001a), stąd można przyjąć tę formę użytkowania jako właściwą do zastosowania w jego potencjalnych biotopach. Niemniej jednak użytkowanie to powinno się odbywać w sposób zachowujący mozaikę siedlisk pod względem strukturalnym, z obecnością kwitnących roślin nektarodajnych i wyższej roślinności trawiastej stanowiącej miejsce odpoczynku nocą. Efekt taki można uzyskać poprzez coroczne zachowywanie pewnej powierzchni łąki lub polany śródlęgowej nieskoszonej, najlepiej corocznie w innej lokalizacji.

## 7. Literatura

- Beneš J., Kuras T., Konvička M. 2006. Metodika monitoringu okáče menšího *Erebia sudetica sudetica* Staudinger, 1861. Agentura Ochrany Přírody a Krajiny ČR, Praha.
- Buszko J. 2004. *Erebia sudetica* Staudinger, 1861 – Górówka sudecka. W: Głowaciński Z., Nowacki J. (red.). Polska czerwona księga zwierząt. Bezkręgowce. Instytut Ochrony Przyrody PAN, Kraków – Akademia Rolnicza im. A. Cieszkowskiego, Poznań, s. 262–263.
- Buszko J., Masłowski J. 2008. Motyle dzienne Polski. Wyd. Koliber, Nowy Sącz.
- Konvička M., Beneš J., Schmitt T. 2010. Ecological Limits Vis-à-vis Changing Climate: Relic *Erebia* Butterflies in Insular Sudeten Mountains. W: Habel J.C., Assmann T. (red.). Relict Species. Phylogeography and conservation biology, Berlin, Heidelberg: Springer-Verlag, s. 341–355.
- Konvička M., Mihaly C.V., Rákósy L., Beneš J., Schmitt T. 2014. Survival of cold-adapted species in isolated mountains: the population genetics of the Sudeten ringlet, *Erebia sudetica sudetica*, in the Jeseník Mts., Czech Republic. *Journal of Insect Conservation* (w przygotowaniu).
- Kuras T., Beneš J., Fric Z., Konvička M. 2003. Dispersal patterns of endemic alpine butterflies with contrasting population structures: *Erebia epiphron* and *E. sudetica*. *Population Ecology* 45: 115–123.
- Kuras T., Beneš J., Konvička M. 2001a. Behaviour and within-habitat distribution of adult *Erebia sudetica sudetica*, endemic of the Hrubý Jeseník Mts., Czech Republic (Nymphalidae, Satyrinae). *Nota lepidopterologica* 24: 69–83.
- Kuras T., Beneš J., Konvička M., Honč L. 2001b. Life histories of *Erebia sudetica sudetica* and *E. epiphron silesiana* with description of immature stages (Lepidoptera, Nymphalidae, Satyrinae). *Atalanta* 32 (1/2): 187–196.
- Masłowski J. 2005. Uwagi o trzech prawnie chronionych gatunkach motyli dziennych (Lepidoptera, Papilionoidea) w Sudetach. *Przyroda Sudetów* 8: 81–88.
- Van Swaay C., Collins S., Dušej G., Maes D., Munguira M. L., Rakosy L., Ryrholm N., Šašić M., Settele J., Thomas J.A., Verovnik R., Verstrael T., Warren M., Wiemers M., Wynhoff I. 2012. Do's and don'ts for butterflies of the Habitats Directive of the European Union. *Nature Conservation* 1: 73–153.

Opracowali: **Krzysztof Zajac** i **Adam Malkiewicz**



1067 **Osadnik wielkooki**  
*Lopinga achine* (Scopoli, 1763)



Fot. 1. Samica osadnika wielkookiego (fot. M. Sielezniew).

## I. INFORMACJA O GATUNKU

### 1. Przynależność systematyczna

Rząd: motyle LEPIDOPTERA

Rodzina: rusałkowate NYMPHALIDAE

### 2. Status prawny i zagrożenie gatunku

#### Prawo międzynarodowe

Dyrektywa Siedliskowa – Załącznik IV

Konwencja Berneńska – Załącznik II

#### Prawo krajowe

Ochrona gatunkowa – ochrona ścisła

#### Kategoria zagrożenia IUCN

Czerwona lista IUCN – VU

Czerwona lista motyli Europy – VU

Czerwona lista zwierząt ginących i zagrożonych w Polsce – EN

Polska czerwona księga zwierząt. Bezkręgowce – EN

Czerwona lista dla Karpat – EN (w Polsce niezagrożony)

### 3. Opis gatunku

Osadnik wielkooki *Lopinga achine* jest średniej wielkości motylem o rozpiętości skrzydeł 46–52 mm i długości przedniego skrzydła 23–28 mm. Dymorfizm płciowy jest słabo widoczny – jasna przepaska na wierzchu przedniego skrzydła zwykle jest lepiej zaznaczona u samic (Fot. 1) niż u samców (Fot. 2). Od spodu (Fot. 3) motyl nieco przypomina przestrojnika trawnika *Aphantopus hyperanthus*, ale plamki oczne są większe, jest ich więcej, a ponadto występują dodatkowo białe plamy i przepaski.



**Fot. 2.** Samiec osadnika wielkookiego (fot. M. Sielezniew).



**Fot. 3.** Spód skrzydeł osadnika wielkookiego (fot. M. Sielezniew).

Jaja są bladezielonkawe, lekko stożkowate w zarysie, z zaokrąglonym wierzchołkiem i wgłębieniem przy podstawie (Fot. 4). Chorion (osłonkę) pokrywają drobne jamki.

Gąsienice są jasnozielone z białawymi liniami wzdłuż ciała (Fot. 5 i 6). Na końcu odwłoka występują dwa małe ogonki, charakterystyczne dla rusałek z podrodziny oczennic Satyrinae. W przypadku osadnika wielkookiego mają one jasne obrzeżenia.



**Fot. 4.** Jajo osadnika wielkookiego (fot. M. Sielezniew).



**Fot. 5, 6.** Młoda larwa osadnika wielkookiego przed zimowaniem (z lewej) i wyrośnięta gąsienica wiosną (fot. M. Sielezniew).



**Fot. 7.** Poczwórka osadnika wielkookiego (fot. M. Sielezniew).



Poczwarki są zielone z szeroką białą linią wzdłuż tylnego brzegu pokryw skrzydeł oraz parą białych kropek na odwłoku (Fot. 7).

Materiały ikonograficzne zawierają m.in. atlasy Buszko i Masłowskiego (2008) oraz Sielezniewa i Dziekańskiej (2010) oraz Wareckiego (2010).

#### 4. Biologia gatunku

Osadnik wielkooki jest gatunkiem jednopokoleniowym, spotykanym od połowy maja do lipca. Jednak lokalnie okres lotu trwa zwykle tylko ok. 3 tygodni i zależy od rejonu występowania (na południu Polski gatunek pojawia się wyraźnie wcześniej) oraz warunków pogodowych w danym sezonie. Na niektórych stanowiskach motyl pojawia się licznie, nawet kilkadziesiąt osobników może być obserwowanych w ciągu jednego dnia. Imagines najczęściej odżywiają się spadzią mszyc, a bardzo rzadko spotykane są na kwiatach, np. malin czy jeżyn. Samce mogą również przesiadywać na wilgotnym podłożu. Badania prowadzone w Czechach wykazały, że gatunek wykazuje wyraźne dobowe zmiany aktywności (Konvička i in. 2008). Obie płcie najłatwiej spotkać nisko przy ziemi (do ok. 1 m) rano, kiedy to samce patrolują nasłonecznione płaty siedliska, a samice wygrzewają się na słońcu, odpoczywają lub składają jaja. Około południa motyle przenoszą się na krzewy i gałęzie drzew. Samce ustanawiają tam terytoria, podrywając się w kierunku osobników swojego gatunku, jak również i innych motyli. Po godzinie 14.00 motyle wlatują zwykle na wyższe wysokości i przesiadują w koronach drzew.

Gatunek cechuje się ograniczoną dyspersją. Obserwowane w Szwecji przeloty obu płci wynosiły maksymalnie 700 m (Bergman, Landin 2002). Samice stają się bardziej ruchliwe w starszym wieku i stwierdzono, że mają tendencję do emigrowania z małych powierzchni zajmowanych przez populacje składające się z dziesiątek osobników.

Samice składają jaja pojedynczo, bezpośrednio na rośliny żywicielskie lub rzucają w ich pobliżu, zazwyczaj nie dalej niż w promieniu dwóch metrów od skraju roślinności złożonej z drzew i krzewów. Preferują niewielkie polany i prześwity, unikając otwartej przestrzeni, a jednocześnie całkowitego zacienienia, co jest związane z potrzebami rozwijających się gąsienic. Badania wskazują, że największa przeżywalność jest w warunkach półcienia. Wylęg z jaj następuje po ok. 1–2 tygodniach. Wśród roślin żywicielskich gąsienic wymienia się wiele traw i turzyc, m.in. turzycę pagórkową *Carex montana*, turzycę drżączkową *C. brizoides* i trawy, tj. kłosownicę pierzastą *Brachypodium pinnatum* i kłosownicę leśną *B. sylvaticum* (Sielezniew, Dziekańska 2010). W Polsce, na południu rośliną żywicielską jest prawdopodobnie głównie turzyca drżączkowa *C. brizoides*, a na północy wybiórczość pokarmowa wymaga zbadania. W Puszczy Knyszyńskiej pojedyncze larwy były obserwowane na turzycy palczastej *Carex digitata* (P. Klimczuk, niepublikowane).

Młode larwy żerują głównie w dzień, starsze nocą, w ciągu dnia kryją się u nasady rośliny. Mają potrzebę wygrzewania się na słońcu, ale jednocześnie nie tolerują przesuszenia roślin. Liść jest zgryzany począwszy od wierzchołka w kierunku nasady. Zimują młode larwy, ukryte w kępach rośliny żywicielskich. Główne żerowanie ma miejsce wiosną. Przepoczwarczają się w pobliżu żerowiska, zawieszono głową w dół na roślinności i suchych jej fragmentach oraz kamieniach itp. Motyle wylęgają się po ok. 2–3 tygodniach.

## 5. Wymagania siedliskowe

Występowanie osadnika wielkookiego ograniczone jest do terenów leśnych. Gatunek zamieszkuje świetliste lasy liściaste i mieszane, rzadziej dojrzałe lasy iglaste. Motyle spotykane są w miejscach półcienistych i nawet w przypadku stanowisk na obrzeżach kompleksów leśnych nie wylatują dalej na okoliczne łąki. Zwykle spotykane są na małych polanach, w prześwitach (Fot. 8) i przy leśnych drogach (Fot. 9), a tylko wyjątkowo na skrajach lasów.



**Fot. 8.** Przykład siedliska lęgowego osadnika wielkookiego z okolic Horyńca-Zdroju z łąkowym występowaniem turzycy drżączkowej (fot. K. Kata).



**Fot. 9.** Przykład siedliska osadnika wielkookiego w Puszczy Knyszyńskiej (fot. M. Sielezniew).

## 6. Rozmieszczenie gatunku w Polsce

**Ogólne uwagi o rozmieszczeniu geograficznym.** Gatunek eurosyberyjski, o zasięgu rozciągającym się od Japonii i Korei przez północną i środkową Azję po południową Fennoskandię, środkową Europę i północną Hiszpanię (Van Swaay, Warren 1999). Mimo szerokiego rozprzestrzenienia występuje bardzo lokalnie i często wyspowo. Poszczególne populacje mogą być od siebie znacznie oddalone. W Europie za ostoję gatunku uważa się wschodnią część kontynentu. Wyginął natomiast w Bośni i Hercegowinie, Belgii, Bułgarii i Luksemburgu. Duży zanik dotyczący zasięgu lub wielkości populacji (>30%) odnotowano m.in. w Czechach, Niemczech, Polsce i na Ukrainie, a zanik rzędu 6–30% w Austrii, Francji, Szwajcarii oraz na Węgrzech i Słowacji (Buszko, Masłowski 2008).

**Występowanie w Polsce.** W przeszłości był szeroko rozpowszechniony na niżu, szczególnie na północy kraju. Obecnie zasięg ma charakter nieciągły i obejmuje duże kompleksy leśne Polski północno-wschodniej (Puszcza Białowieża, P. Knyszyńska, P. Augustowska i P. Romincka) oraz południowej, gdzie najważniejszym rejonem występowania jest Kotlina Sandomierska (Ryc. 1). Lokalnie spotykany jest także na Podbeskidziu, Pogórzu Przemyskim i w Lasach Pszczyńskich (Buszko, Masłowski 2008, Sielezniew, Dziekańska 2010).



Ryc. 1. Rozmieszczenie stanowisk monitoringu osadnika wielkookiego w Polsce na tle jego zasięgu występowania.



## II. METODYKA

### 1. Koncepcja monitoringu gatunku

Osadnik wielkooki pod względem specyfiki wymagań siedliskowych różni się od innych gatunków motyli, dla których wcześniej opracowano metodyki monitoringu. Najbardziej zbliżone potrzeby siedliskowe wydają się mieć gatunki ekotonowe, takie jak: niepylak mnemozyna *Parnassius mnemosyne*, przeplatka maturna *Euphydryas maturna*, strzępotek hero *Coenonympha hero*. Wszystkie one jednak wymagają większych otwartych przestrzeni w porównaniu z osadnikiem wielkookim, który jest typowym gatunkiem leśnym. W związku z tym prosta adaptacja stosowanej w ich przypadku metodyki dla osadnika wielkookiego nie była możliwa. Zaproponowana koncepcja monitoringu tego gatunku oparta jest na doświadczeniach czeskich, a także wynikach badań prowadzonych w Szwecji, Niemczech oraz w Szwajcarii (Bergman 2001, Bergman, Landin 2002, Konvička, Beneš 2006, Konvička i in. 2008, Streitberger i in. 2012).

Badanie stanu populacji polega na obserwacji osobników dorosłych na wyznaczonych transektach, zgodnie z metodyką stosowaną w przypadku większości innych gatunków motyli (Sielezniew 2012). Wynikiem obserwacji są dane, które można porównywać z danymi uzyskanymi w następnych latach na tych samych stanowiskach. Z dużą ostrożnością należy natomiast podchodzić do porównań między różnymi stanowiskami.

W przypadku siedliska analizie poddawana jest struktura drzewostanu (stopień zacienienia) oraz dostępność potencjalnych roślin żywicielskich gąsienic. Trzeba przy tym pamiętać, że z terenu Polski nie ma wystarczających danych dotyczących zarówno preferencji siedliskowych imagines, jak i wybiórczości pokarmowej larw. Wyjątkiem jest Kotlina Sandomierska, gdzie prowadzone były pewne prace nad tym gatunkiem (K. Kata, dane niepublikowane). Doświadczenia z tych badań zostały wykorzystane w przypadku metodyki dotyczącej charakterystyki siedlisk. Niestety na dzień dzisiejszy nie jest możliwe zaproponowanie nawet prowizorycznej waloryzacji przyjętych wskaźników.

Biorąc pod uwagę trudności w wyznaczaniu granic poszczególnych stanowisk gatunku na terenach leśnych, korzystne byłoby prowadzenie dodatkowo monitoringu ich rozmieszczenia w skali całych kompleksów leśnych, w poszczególnych oddziałach leśnych lub w siatce kwadratów (np. 5x5 km) w odwzorowaniu stosowanym w raportach o stanie ochrony gatunków dla KE), w których notowano by tylko obecność lub brak gatunku, tak jak to się czyni w przypadku monitoringu czerwonończyka nieparka *Lycaena dispar*.

### 2. Wskaźniki i ocena stanu ochrony gatunku

#### Wskaźniki stanu populacji

Tab. 1. Wskaźniki stanu populacji

Wskaźnik	Miara	Sposób pomiaru/określenia
Liczba obserwowanych osobników	os./100 m	Maksymalna liczba osobników obserwowanych na transekcie w czasie jednego sezonu obserwacyjnego w przeliczeniu na 100 m transektu
Indeks liczebności	os./100 m	Suma zliczeń osobników z poszczególnych obserwacji na transekcie w czasie jednego sezonu obserwacyjnego, podawana na 100 m długości transektu

**Wskaźniki kardynalne**

Nie wyróżniono.

**Wskaźniki stanu siedliska****Tab. 2.** Wskaźniki stanu siedliska

Wskaźnik	Miara	Sposób pomiaru/określenia
Zacienienie	%	Oszacowanie pokrycia koronami drzew na podstawie cyfrowych zdjęć fotograficznych
Obecność roślin żywicielskich	%	Oszacowanie pokrycia przestrzeni prześwietlonych przez potencjalne rośliny pokarmowe

**Wskaźniki kardynalne**

Nie wyróżniono.

**Ocena stanu populacji**

Przy aktualnym stanie wiedzy waloryzacja wskaźników i ocena stanu populacji nie jest możliwa. W przypadku gatunku, dla którego określenie granic stanowisk jest trudne, jest praktycznie niemożliwe wyznaczenie na poszczególnych stanowiskach porównywalnych transektów. Liczba dotychczasowych stanowisk obserwacyjnych jest zbyt mała i dodatkowo wydają się być one dość zróżnicowane względem siebie (szczególnie jeśli porównujemy północno-wschodnią i południową część krajowego zasięgu). Obserwacje wskazują, że szczególnie na północy Polski, zagęszczenie imagines na poszczególnych odcinkach transektów jest bardzo zróżnicowane (mogą się skupiać np. na jednej polanie czy skraju lasu) i w związku z tym wyniki będą w dużej mierze zależą od proporcji długości fragmentów transektu, przechodzących przez miejsca, gdzie występuje najwięcej osobników do pozostałych mniej preferowanych odcinków. Być może po zwiększeniu liczby stanowisk i wykonaniu kolejnych serii obserwacji będzie można podjąć próbę waloryzacji, niewykluczone, że osobnej dla dwóch głównych rejonów występowania lub tylko jednej z nich tj. południowej, gdzie preferencje siedliskowe i rośliny żywicielskie gąsienic są lepiej rozpoznane.

Podczas badań monitoringowych pierwszego cyklu w 2013 r. stan populacji można było ocenić jedynie na stanowiskach, gdzie stwierdzono zanik gatunku. Wydaje się że, w przypadku osadnika wielkookiego należy się skupiać przede wszystkim na porównywaniu danych z tych samych stanowisk w czasie a między stanowiskami porównywać raczej obserwowane trendy, a nie liczbę obserwowanych osobników czy tym bardziej oceny, nawet jeśli uda się dokonać jakiejś prowizorycznej waloryzacji w przyszłości.

**Ocena stanu siedliska**

Podobnie jak w przypadku stanu populacji, waloryzacja wskaźników i ocena stanu siedliska jest aktualnie niemożliwa. Wyjątkiem są badane wcześniej stanowiska, gdzie doszło do drastycznych przekształceń siedliska (wycinka, przebudowa drzewostanu, zmiany w roślinności podszytu i runa). W takich przypadkach uprawnione jest przyznanie oceny U2.

## Perspektywy ochrony

Przetrwanie populacji osadnika wielkookiego uzależnione jest od zachowania odpowiedniej struktury drzewostanu, tj. głównie występowania w nim prześwitów z płatami potencjalnych roślin żywicielskich gąsienic. Ocena perspektyw ochrony powinna więc opierać się na prognozowaniu, jak sukcesja roślinna będzie kształtować siedliska gatunku w przyszłości oraz czy może dojść do jego radykalnych przekształceń, szczególnie wskutek zrębu wielkoobszarowego czy przebudowy drzewostanu.

Dla oceny perspektyw istotny jest również fakt, że wiele krajowych populacji gatunku ma obecnie charakter izolowany i peryferyczny; przez Polskę przechodzi zachodnia granica bardziej zwartej zasięgu występowania w Europie. Populacje te są prawdopodobnie zubożone pod względem genetycznym w porównaniu z populacjami ze wschodniej części kontynentu. Dryf genetyczny, typowy dla izolowanych populacji, wpływać może negatywnie nie tylko na poziom zmienności, ale również na zdolności adaptacyjne. Proponuje się następujące podejście do oceny perspektyw ochrony:

- FV – perspektywy bardzo dobre lub dobre. Przewiduje się, że aktualny stan właściwy się utrzyma albo aktualny stan niezadowolający ulegnie poprawie np. wskutek wprowadzenia w życie planu ochrony gatunku na danym stanowisku przewidującego utrzymywanie/odtworzenie właściwej struktury drzewostanu.
- U1 – perspektywy niezadowolające. Przyszłość rysuje się niezadowolająco lub niepewnie, istnieje zagrożenie, że obecny dobry stan się pogorszy albo stan niezadowolający nie ulegnie poprawie. Może się tak wydarzyć w przypadku, gdy przewiduje się powolne zmiany degeneracyjne z uwagi na wyręb lasu, zanikanie prześwitów albo zarastanie płatów roślin żywicielskich przez krzewy np. maliny.
- U2 – perspektywy złe. Mamy przekonanie, że zły stan obecny nie ulegnie poprawie lub też nastąpi znaczne pogorszenie stanu dobrego lub przeciętnego (skala oddziaływania wyżej wymienionych czynników negatywnych jest tak duża, że prawdopodobieństwo zaniku gatunku na stanowisku uznać trzeba za bardzo wysokie), jednocześnie nie ma żadnych planów ochrony czynnej lub szans na ich powstanie. Perspektywy należy uznać za złe również wtedy, gdy stwierdzono wymarcie populacji i nie ma szans na rekolonizację, nawet w przypadku poprawy jakości siedliska, ze względu na izolowany charakter stanowiska.

## Ocena ogólna

Z uwagi na brak waloryzacji wskaźników stanu populacji i siedliska, ocena ogólna musi się opierać głównie na ocenie perspektyw ochrony. Wyjątkiem jest zanik gatunku lub też ekspercka ocena stanu siedliska w oparciu o zaobserwowane wyraźne przekształcenia siedliska w stosunku do obserwacji z wcześniejszych badań, które uprawniają do przyznania oceny złej U2.

## 3. Opis badań monitoringowych

### Wybór powierzchni monitoringowych i ich sugerowana wielkość

Monitoringiem powinny być objęte stanowiska reprezentujące wszystkie rejony występowania osadnika. Istotnym problemem metodycznym jest brak wiedzy, które stanowiska są

rzeczywiście czynne w chwili obecnej oraz istniejące luki inwentaryzacyjne. W 2013 r. badaniami zostało objętych 11 stanowisk reprezentujących obie części zasięgu, 5 było zlokalizowanych na północnym-wschodzie (3 w Puszczy Knyszyńskiej i 2 w P. Białowieskiej) oraz 6 na południu (4 w Kotlinie Sandomierskiej oraz 2 w Puszczy Niepołomickiej) (Ryc. 1). Do badań wybrano prawie wyłącznie stanowiska, na których gatunek był obserwowany w ostatnich latach i jednocześnie obserwacje na nich były możliwe ze względów logistycznych (możliwości prowadzenia obserwacji przez wystarczająco kompetentnych i dyspozycyjnych obserwatorów). W przyszłości wskazane jest zwiększenie liczby monitorowanych rejonów, szczególnie o inne lokalizacje w północno-wschodniej Polsce (m.in. Puszcza Augustowska, P. Rominka i Pojezierze Mazurskie) jak i liczby stanowisk. W sumie gatunek powinien być docelowo monitorowany na 25–30 stanowiskach. Taka liczba stanowisk monitoringowych może być jednak trudna do osiągnięcia ze względu na deficyt potencjalnych obserwatorów i/lub duże odległości do stanowisk, co zwiększa znacznie koszty prowadzenia obserwacji. Ponadto część stanowisk przed włączeniem do sieci monitoringu wymaga lepszego rozpoznania.

Dla celów praktycznych prowizorycznie można przyjąć, że stanowiskiem monitoringowym jest fragment drzewostanu w obrębie kompleksu leśnego, w którym spotyka się regularnie osobniki dorosłe osadnika wielkookiego. Na południu miejsca takie są związane z licznym występowaniem potencjalnych roślin żywicielskich – tj. turzycy drżączkowej *Carex brizoides*. W Polsce północno-wschodniej sytuacja jest pod tym względem gorzej rozpoznana. W wielu przypadkach trudno wyznaczyć granice „stanowiska” danej populacji lokalnej ze względu na ogólny charakter siedliska, jak również ogólnie niewielkie i nierównomierne zagęszczenia obserwowanych imagines. Niekiedy występują wyraźne bariery w postaci niesprzyjającego zwartego drzewostanu czy też terenów otwartych.

## Sposób wykonywania badań

### Określanie wskaźników stanu populacji

**Liczba obserwowanych osobników oraz indeks liczebności.** Określeniu względnej liczebności służy metoda transektu omówiona szczegółowo w rozdziale „Uwagi ogólne do monitoringu motyli” w cz. II Przewodnika metodycznego (Sielezniew, 2012). Wartością wskaźnika jest maksymalna liczba zaobserwowanych osobników w czasie trzech przejść transektu, przeliczona na 100 m.

Na każdym ze stanowisk monitoringowych powinien zostać wytyczony transekt o łącznej długości przynajmniej >1 km. Przebieg transektu powinien uwzględniać fragmenty stanowiska, gdzie szanse obserwacji imagines są największe np. prześwity, polanki, śródlądne drogi i ścieżki, rzadziej skraje lasu. Transekt może mieć charakter nieciągły w sytuacji, gdy miałby przecinać kompletnie nieodpowiednie siedlisko. Każdy transekt należy podzielić na krótsze odcinki (50–200 m), na których dokonywane będą niezależne zliczenia, aby w przyszłości była możliwa ocena wpływu ewentualnych naturalnych lub antropogenicznych zaburzeń struktury drzewostanu. Podział na odcinki może wynikać z heterogenności siedliska, rozmieszczenia punktów orientacyjnych/załamań transektu lub też może być dokonany arbitralnie.

W czasie prowadzenia monitoringu obserwator powinien notować czas przemierzania pojedynczego transektu (najlepiej przez zapisywanie godziny rozpoczęcia i zakończenia obserwacji) oraz korzystać z odbiornika GPS w przypadku trudności w wytyczeniu powtarzalnego transektu na terenie drzewostanu.



Monitoring osadnika wielkookiego wymaga od obserwatora umiejętności rozpoznawania gatunku z pewnej odległości. W locie gatunek można pomylić z innymi motylami z podrodziny oczennic, takimi jak przestrojnik trawnik *Aphantopus hyperanthus* i osadnik kostrzewiec *Lasiommata maera*.

Doświadczenia z prac monitoringowych, przeprowadzonych w 2013 roku wskazują, że liczenie motyli na transekcie raz w dekadzie miesiąca w czasie pojawu jest wystarczające dla oceny względnej liczebności, choć korzystne byłoby zwiększenie tej częstotliwości (raz w tygodniu), biorąc pod uwagę stosunkowo krótki i nagły pojaw motyla.

Sposób kalkulacji obu wskaźników stanu populacji omówił Sielezniew (2012).

### Określanie wskaźników stanu siedliska

**Zacienienie.** Wskaźnik ten określa szacunkowy procent pokrycia koronami drzew. Na transekcie wykonuje się „od dołu” cyfrowe zdjęcia fotograficzne koron drzew szerokokątnym obiektywem (jedno zdjęcie na ok. 50 m transektu), a następnie oszacowuje (na ekranie monitora) proporcje zwarcia i prześwieleń. Wartością wskaźnika jest średnia ze wszystkich pomiarów. Wskaźnik ten jest łatwiejszy do określenia w prześwieتلonym drzewostanie, a trudniejszy i w związku z tym nieco subiektywny w przypadku polan, leśnych dróg czy brzegów lasu, które to są najczęstszymi miejscami obserwacji osadnika wielkookiego na północy.

**Obecność roślin żywicielskich.** Wskaźnik ten określa szacunkowy procent pokrycia przestrzeni prześwieتلonych na monitorowanych stanowiskach przez potencjalne rośliny pokarmowe larw tj. turzycy drżączkowej *Carex brizoides* na południu oraz różne trawy i turzycy na północy (w tej części zasięgu dane dotyczące roślin pokarmowych są skąpe). Ocena ma charakter ekspercki i polega na określeniu, jaki procent powierzchni zajmowanej przez runo leśne pokrywają potencjalne rośliny żywicielskie gąsienic. Zgodnie z zaleceniami ma być dokonywana w tych samych miejscach, w których ocenia się pokrycie koron, a wskaźnikiem jest również średnia ze wszystkich oszacowań. Trzeba nadmienić, że sposób szacowania bazy potencjalnych roślin żywicielskich gąsienic wymaga w przyszłości dopracowania, szczególnie, że nie jest ona praktycznie poznana w północnej części zasięgu gatunku w kraju.

### Termin i częstotliwość badań

Pojaw motyla w skali całego kraju trwa od połowy maja do końca lipca, ale na poszczególnych stanowiskach w jednym sezonie zamyka się zazwyczaj w okresie około miesiąca. Z reguły gatunek pojawia się wcześniej na południu Polski niż na północy. Zadaniem obserwatora jest więc dokonanie w sumie 3–4 liczeń. Trzeba również pamiętać, że zarówno pojaw jak również i jego szczyt może ulec przesunięciu w zależności od warunków pogodowych i w związku z tym należy planować obserwacje w nieco większym przedziale czasowym. Oceny stanu siedliska można dokonywać jednocześnie z monitoringiem imagines.

Stanowiska powinny być monitorowane corocznie ze względu na spodziewaną znaczną dynamikę populacji. Wyrównane obserwacje dokonywane raz na kilka lat mogą doprowadzić do mylnych wniosków odnośnie stanu populacji. Regularny monitoring jest konieczny przynajmniej w pierwszych latach, aby określić wielkość fluktuacji. Jeśli okaże się, że liczebności są względnie stabilne, możliwe będzie zmniejszenie tej częstotliwości.

Ponadto, w trakcie prac terenowych zaleca się gromadzić dane dotyczące aktualnych form użytkowania. Warto również przeprowadzić w miarę możliwości wywiad dotyczący historii stanowiska.

### Sprzęt i materiały do badań

- odbiornik GPS do wyznaczenia/wznowienia transektu oraz zaznaczenia miejsc występowania gatunku, ew. również zmierzenia powierzchni płatów siedlisk,
- siatka entomologiczna do odłowu i przyżyciowej identyfikacji okazów budzących wątpliwości,
- aktualne ortofotomapy (np. wydruki z [geoportal.gov.pl](http://geoportal.gov.pl)), w celu naniesienia stanowiska oraz transektu,
- robocze karty obserwacji gatunku lub notatnik.

## 4. Przykład wypełnionej karty obserwacji gatunku na stanowisku

Karta obserwacji gatunku dla stanowiska	
Kod gatunku i nazwa gatunku	<i>Kod gatunku wg Dyrektywy Siedliskowej, nazwa polska i łacińska, autor wg aktualnie obowiązującej nomenklatury</i> <b>1067 osadnik wielkooki <i>Lopinga achine</i> (Scopoli 1763)</b>
Nazwa stanowiska	<i>Nazwa stanowiska monitorowanego</i> .....
Typ stanowiska	<i>Referencyjne/badawcze</i> Badawcze
Obszary chronione, na których znajduje się stanowisko	<i>Natura 2000, rezerваты przyrody, parki narodowe i krajobrazowe, użytki ekologiczne, stanowiska dokumentacyjne itd.</i> Obszar Natura 2000: PLC200004 Puszcza Białowieska
Współrzędne geograficzne	<i>Podać współrzędne geograficzne (GPS) stanowiska</i> N XX°XX'XX.X" E XX°XX'XX.X"
Wysokość n.p.m.	<i>Podać wysokość n.p.m. stanowiska lub zakres od... do...</i> 165–170 m
Powierzchnia stanowiska	<i>Podać wielkość powierzchni stanowiska w ha, a lub m<sup>2</sup></i> Trudna do oszacowania
Opis stanowiska	<i>Opis ma ułatwić identyfikację stanowiska. Należy w opisać lokalizację i charakter terenu oraz jak dotrzeć na stanowisko. Zaznaczyć, dla jakiej części stanowiska podano współrzędne geograficzne.</i> Stanowisko znajduje się w Puszczy Ładzkiej (północna część Puszczy Białowieskiej) w oddziale .... Na stanowisko można dotrzeć jadąc drogą nr 687 z Narewki w kierunku Hajnówki. Między miejscowościami ... i ... należy skręcić w leśną drogę prowadzącą do nieczynnego przystanku kolejowego o nazwie .... Na stanowisku wyznaczono transekt o długości ok. 1,2 km podzielony na cztery w przybliżeniu równej długości odcinki (patrz mapa w załączniku). Współrzędne dla stanowiska podano dla okolic budynku dawnego przystanku kolejowego. Współrzędne geograficzne punktów wyznaczających poszczególne odcinki: A: N XX°XX'XX.X" E XX°XX'XX.X" B: N XX°XX'XX.X" E XX°XX'XX.X" C: N XX°XX'XX.X" E XX°XX'XX.X" D: N XX°XX'XX.X" E XX°XX'XX.X" E: N XX°XX'XX.X" E XX°XX'XX.X"

Charakterystyka siedliska gatunku na stanowisku	<i>Krótką charakterystyką siedliska; typ siedliska, rodzaje siedlisk w otoczeniu stanowiska</i> Ogólny charakter: poletko łowieckie, droga leśna. Typ siedliska przyrodniczego na stanowisku: grądy <i>Tilio-Carpinetum stachyetosum</i> , <i>Tilio-Carpinetum calamagrostietosum</i> Siedliska w otoczeniu: grąd <i>Tilio-Carpinetum caricetosum</i> Siedliskiem gatunku jest ekoton między lasem, a otwartą przestrzenią związaną z linią kolejową. Motyle nie był spotykany na leśnych drogach w tym rejonie. W pobliżu stacji rośnie kilkanaście starych drzew, głównie dębów i to w pobliżu nich latał osadnik wielkooki. W młodszy zwartym kilkudziesięcioletnim drzewostanie sosnowym gatunek nie występował, nie był też obserwowany na leśnych drogach w tym rejonie.
Informacje o gatunku na stanowisku	<i>Syntetyczne informacje o występowaniu gatunku na stanowisku, dotychczasowe badania i inne istotne fakty; wyniki badań z lat poprzednich</i> Badania odnośnie gatunku przeprowadzono w latach 2005–2007. Gatunek był odnotowywany na badanym stanowisku w liczebności od kilku (maks. 10) osobników podczas sezonu obserwacyjnego (od ostatniego tygodnia czerwca do końca drugiego tygodnia lipca). W sezonie obserwacyjnym 2013 gatunek stwierdzono podczas 4 obserwacji (od 1 do 10 osobników).
Czy monitoring w kolejnych latach jest wymagany?	<i>Wpisać tak/nie; w przypadku „nie” uzasadnić dlaczego proponuje się rezygnację z tego stanowiska</i> Tak
Obserwator	<i>Imię i nazwisko wykonawcy monitoringu</i> Marcin Sielezniew
Daty obserwacji	<i>Daty wszystkich obserwacji</i> 16.06.2013, 23.06.2013, 30.06.2013, 6.07.2013, 14.07.2013

Stan ochrony gatunku na stanowisku			
Parametr/Wskaźniki	Wartość wskaźnika i komentarz	Ocena	
<b>Populacja</b>			
Liczba obserwowanych osobników	<i>Podać maksymalną liczbę osobników obserwowanych na transekcie w czasie jednego sezonu obserwacyjnego w przeliczeniu na 100 m</i> 10 os./100 m	XX	XX
Indeks liczebności	<i>Podać sumę zliczeń osobników z poszczególnych obserwacji na transekcie w czasie jednego sezonu obserwacyjnego, podawana na 100 m długości transektu</i> 3 os./100 m	XX	
<b>Siedlisko</b>			
Zacienienie	<i>Podać wartość zacienienia w % oraz na podstawie ilu pomiarów ją obliczono</i> 41% Średnia z 20 pomiarów	XX	XX
Obecność roślin żywicielskich	<i>Określić średnie pokrycie przestrzeni prześwietlonych przez potencjalne rośliny pokarmowe</i> Roślina żywicielska gąsienic niezidentyfikowana. Na odc. 2, na którym obserwowano prawie wszystkie osobniki dorosłe występowało bardzo duże pokrycie traw i w mniejszym stopniu turzyc (ok. 70%).	XX	

<b>Perspektywy ochrony</b>	<i>Krótką prognoza stanu populacji i siedliska gatunku na stanowisku w perspektywie 10–15 lat w nawiązaniu do ich aktualnego stanu i obserwowanych trendów zmian, z uwzględnieniem wszelkich działań i planów, których skutki mogą wpłynąć na gatunek i siedlisko</i> Ze względu na brak wcześniejszych danych, jak również niewystarczający stan wiedzy odnośnie podstawowej ekologii gatunku w Puszczy Białowieskiej prognozy takie są bardzo trudne. Obecność linii kolejowej z ruchem towarowych wydaje się względnie zabezpieczać obecność przestrzeni otwartych.	XX
<b>Ocena ogólna</b>		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
K02.01	Zmiana składu gatunkowego (sukcesja)	C	0	Nie wiadomo, jaki etap sukcesji łąk przylegających do ściany lasu jest dla gatunku optymalny.

Zagrożenia (przyszłe, przewidywane oddziaływania)				
Kod	Nazwa	Intensywność	Wpływ	Syntetyczny opis
K02.01	Zmiana składu gatunkowego (sukcesja)	C	-	Na odcinku 2, jak się wydaje kluczowym dla gatunku miejscami występuje znaczny udział paproci – niewątpliwie niekorzystny byłby dalszy wzrost pokrycia.
A03.01	Intensywne koszenie lub intensyfikacja	A	-	Potencjalnym zagrożeniem jest intensyfikacja użytkowania łąki przylegającej do lasu.

Inne informacje	
Inne wartości przyrodnicze	<i>Inne obserwowane w trakcie prac monitoringowych gatunki zwierząt i roślin z załączników Dyrektywy Siedliskowej i Ptasiej: gatunki zagrożone i rzadkie (Czerwona księga) gatunki chronione (podać liczebność w skali: liczny, średnio liczny, rzadki)</i> Na stanowisku zaobserwowano ślady obecności żubrów <i>Bison bonasus</i> (odchody).
Gatunki obce i inwazyjne	<i>Obserwowane gatunki obce i inwazyjne</i> Nie zaobserwowano.
Inne uwagi	<i>Wszelkie informacje pomocne przy interpretacji wyników, np. anomalie pogodowe</i> Wskazana jest modyfikacja przebiegu transektu, tj. przede wszystkim dodanie odcinka po drugiej stronie torów, gdzie również zaobserwowano gatunek.
Dokumentacja fotograficzna i kartograficzna	<i>Załączniki do bazy danych (w wersji elektronicznej):</i> <i>Minimum 2 zdjęcia na stanowisko (gatunek, siedlisko), granice powierzchni badawczej naniesione na odpowiedni podkład kartograficzny</i>

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

Nieznane.

## 6. Ochrona gatunku

Według Czerwonej listy motyli Europy (Van Swaay i in. 2010) gatunek jest zagrożony (VU – *Vulnerable*), zarówno w skali Unii Europejskiej (27 krajów) jak i całego kontynentu. W 18 krajach został ujęty na krajowych czerwonych listach. Zanik gatunku w Europie między 1970 a 1995 r. szacowany jest na 20–50%. W Polsce gatunek jest zagrożony wyginięciem (status EN). W przeszłości był szeroko rozpowszechniony na niżu, szczególnie na północy kraju, ale liczba stanowisk w ostatnich kilkudziesięciu latach gwałtownie się zmniejszyła (Buszko Nowacki 2002, Buszko 2004).

Podobnie jak w przypadku innych leśnych gatunków motyli, przyczyną zaniku osadnika wielkookiego jest zaniechanie pewnych historycznie rozpowszechnionych praktyk, takich jak wypas w lasach oraz cięcie odroślowe, a także zastępowanie lasów liściastych iglastymi, co prowadzi do zamykania się koron oraz zmian w roślinności runa leśnego. Motyl ten wymaga obecności w drzewostanie kompleksu niewielkich płatów pozbawionych drzew i krzewów. Gatunkowi nie służą zręby wielkoobszarowe oraz zmiany struktury drzewostanów, szczególnie tworzenie jednowiekowych monokultur iglastych. Istniejące siedliska ulegają fragmentacji, co z kolei prowadzi do postępującej izolacji lokalnych populacji.

W chwili obecnej nie są prowadzone żadne celowe działania na rzecz ochrony osadnika wielkookiego. Ochrona tego gatunku powinna mieć na celu utrzymywanie i kształtowanie odpowiednich siedlisk. Jednak dla skutecznych działań niezbędna jest przede wszystkim identyfikacja aktualnych miejsc występowania oraz zbadanie lokalnych wymagań ekologicznych gatunku. Za priorytet należy uznać zdobycie wiedzy dotyczącej preferencji mikrosiedliskowych samic składających jaja (w północnej części krajowego zasięgu), roślin żywicielskich gąsienic i ich wybiórczości pokarmowej oraz odpowiedź na pytanie, jakie są optymalne warunki dla rozwoju larwalnego.

Ochrona obszarowa nie wydaje się być absolutnie koniecznym warunkiem utrzymania się gatunku. Wiele stanowisk osadnika wielkookiego znajduje się na obszarach objętych ochroną jako obszary Natura 2000 (np. PLH200005 Ostoja Augustowska, PLH200006 Ostoja Knyszyńska, PLC200004 Puszcza Białowieska, PLH 280005 Puszcza Romincka, PLH180054 Lasy Sieniawskie, PLH 180017 Horyniec). Osadnik wielkooki nie jest jednak przedmiotem ochrony w poszczególnych obszarach Natura 2000, ponieważ nie figuruje w załączniku II Dyrektywy Siedliskowej, a jedynie w IV. Plany zadań ochronnych dla obszarów Natura 2000 obejmujących stanowiska występowania osadnika wielkookiego powinny uwzględniać potrzeby tego gatunku, tj. np. jego nietolerancję na nadmierne zwarcie drzewostanu.

## 7. Literatura

- Bergman K.O. 2001. Population dynamics and the importance of habitat management for conservation of the butterfly *Lopinga achine*. *Journal of Applied Ecology* 38: 1303–1313.
- Bergman K.O., Landin J. 2002. Population structure and movements of a threatened butterfly (*Lopinga achine*) in a fragmented landscape in Sweden. *Biological Conservation* 108: 361–369.
- Buszko J. 2004. *Lopinga achine* (Scopoli, 1763) – Osadnik wielkooki. W: Głowaciński Z., Nowacki J. (red.). *Polska czerwona księga zwierząt. Bezkręgowce*. Instytut Ochrony Przyrody PAN, Kraków – Akademia Rolnicza im. A. Cieszkowskiego, Poznań, s. 259–260.
- 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, s. 80–87.
- Konvička M., Beneš J. 2006. Metodika monitoringu okáce jílkového *Lopinga achine* (Scopoli, 1763) Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha.
- Konvička M., Novák J., Beneš J., Fric Z., Bradley J., Keil P., Hrcék J., Chobot K., Marhoul P. 2008. The last population of the Woodland Brown butterfly (*Lopinga achine*) in the Czech Republic: habitat use, demography and site management. *Journal of Insect Conservation* 12: 549–560.
- Sielezniew M. 2012. Uwagi ogólne do monitoringu motyli. W: Makomaska-Juchiewicz M., Baran P. (red.) *Monitoring gatunków zwierząt. Przewodnik metodyczny. Część III. GIOŚ, Warszawa, s. 95–105.*
- Sielezniew M., Dziekańska I. 2010. Fauna Polski. Motyle dzienne. Multico, Warszawa.**
- Streitberger M., Hermann G., Kraus W., Fartmann T. 2012. Modern forest management and the decline of the Woodland Brown (*Lopinga achine*) in Central Europe Forest Ecology and Management 269: 239–248.**
- 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.
- Van Swaay C.A.M., Cuttelod A., Collins S., Maes D., Munguira M.L., Šašić M., Settele J., Verovnik R., Verstrael T., Warren M., Wiemers M., Wynhoff I. 2010. European Red List of European Butterflies. Publication Office of the European Union, Luxembourg.
- Warecki A. 2010. Motyle dzienne Polski. Atlas bionomii. Wydawnictwo Koliber, Nowy Sącz.**

Opracował: **Marcin Sielezniew**

## 1076 **Postojak wiesiołkowiec**

*Proserpinus proserpina* (Pallas, 1772)



Fot. 1. Samiec postojaka wiesiołkowca *Proserpinus proserpina* (fot. M. Matraj).

### I. INFORMACJA O GATUNKU

#### 1. Przynależność systematyczna

Rząd: motyle LEPIDOPTERA

Rodzina: zawisakowate SPHINGIDAE

#### 2. Status prawny i zagrożenie gatunku

##### **Prawo międzynarodowe**

Dyrektywa Siedliskowa – Załącznik IV

Konwencja Berneńska – Załącznik II

##### **Prawo krajowe**

Ochrona gatunkowa – ochrona ściśła

##### **Kategoria zagrożenia IUCN**

Czerwona lista IUCN – DD

Czerwona lista zwierząt ginących i zagrożonych w Polsce – LC

Polska czerwona księga zwierząt. Bezkręgowce – LR

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



### 3. Opis gatunku

Postacie dorosłe postojaka wiesiołkowca to średnich rozmiarów ćmy (motyle nocne) o krępych ciele i silnym owłosieniu tułowia i odwłoka. U gatunku brak wyraźnego dymorfizmu płciowego w wielkości, budowie czułków (brunatnooliwkowe z białym, zagiętym wierzchołkiem) i ubarwieniu (Fot. 1). Rozpiętość skrzydeł wynosi ok. 4,5–5 cm u obu płci. Elementem ubarwienia, rzucającym się w oczy u obu płci, jest ciemna przepaska środkowa wyraźnie odgraniczona od zielonkawego, jaśniejszego tła przedniego skrzydła. W jej zewnętrznej części, na żyłce poprzecznej znajduje się owalna jasno obwiedziona plama. Brzeg zewnętrzny obu par skrzydeł jest mocno i nieregularnie powcinany, na tylnych skrzydłach z białą strzępiną. Skrzydła tylne są pomarańczowe z szeroką, czarną obwódką. Nasada odwłoka jest nieco rozjaśniona w porównaniu do pozostałej części oliwkowozielonej, zwężonej na końcu. Po bokach szóstego segmentu odwłoka znajdują się małe pęczki odstających łusek.

Gąsienica postojaka wiesiołkowca (Fot. 2–3) początkowo zawsze jest zielona i dopiero po ostatnim linieniu uzyskuje właściwe ubarwienie. Wtedy ujawniają się dwie formy barwne: zielonkawa i brunatna, przy czym ta druga jest dominująca. Ubarwienie puszki głowowej zależne jest od formy barwnej – może być zielone, szare albo brązowe. Grzbietowa strona ciała brunatna, gęsto nakrapiana. Boki beżowe z ciemnobrunatnymi plamami tworzącymi otoczki pomarańczowych przetchlinek z przylegającą białą kropką. Na odcinku tułowiowym plamki te są skośne. W położeniu grzbietowym na ósmym segmencie odwłoka znajduje się żółtawy guzek z ciemniejszym środkiem (zamiast rogu typowego dla większości zawisakowatych). Strona brzuszna i posuwki są jasnoszare lub zielonkawe. Stadia L1–L4 są bardziej jednolicie ubarwione, z białymi lub żółtawymi liniami grzbietowo-bocznymi i takim samym guzkiem (Fot. 2). Jest to kombinacja cech, która – w połączeniu ze środowiskiem życia – sprawia, że dorosłe gąsienice postojaka wiesiołkowca są trudne do pomylenia z gąsienicami innych gatunków zawisaków (Fot. 3).

Opisy i fotografie postaci dorosłych postojaka zawiera atlas motyli nocnych Polski (Buszko, Masłowski 2012) oraz atlasy zagraniczne. Bogaty materiał ikonograficzny dotyczący postojaka wiesiołkowca i innych zawisakowatych znajduje się na stronach portalu internetowego lepidoptera.eu (Jonko 2010) i Sphingidae of the Western Palearctic [http://tpittaway.tripod.com/sphinx/p\\_pro.htm](http://tpittaway.tripod.com/sphinx/p_pro.htm).



**Fot. 2.** Młoda gąsienica postojaka wiesiołkowca (fot. M. Matraj).



**Fot. 3.** Wyrośnięta gąsienica (L5) postojaka wiesiołkowca (fot. M. Matraj).

## 4. Biologia gatunku

Postacie dorosłe pojawiają się wiosną, od pierwszej dekady maja do końca czerwca. Motyle prowadzą zmierzchowy tryb życia i można je zwabić do światła zaraz po zachodzie słońca. W poszukiwaniu pokarmu odwiedzają kwiaty rozmaitych roślin, np. lilaka pospolitego *Syringa vulgaris*, wiciokrzewu *Lonicera* spp., żmijowca *Echium* spp., lepnicy *Silene* spp., smółki *Viscaria vulgaris* i innych roślin, w tym uprawianych w ogrodach i parkach, np. różaneczników *Rhododendron* spp. i dąbrówki *Ajuga* spp. Samica składa 70–160 jaj pojedynczo lub po kilka na jednej roślinie, od spodu liści, często w pobliżu pąków kwiatowych. Gąsienice wylęgają się z jaj w czerwcu, po 8–11 dniach, przy czym data wylęgu w danym roku w dużym stopniu zależy od panujących temperatur. Gąsienice żerują w okresie czerwiec–sierpień na różnych gatunkach wiesiołka *Oenothera* sp. i wierzbownicy *Epilobium* sp., wierzbówce kiprzyicy *Chamaenerion angustifolium*, a także na krwawnicy pospolitej *Lythrum salicaria* (Buszko 2004). Koniec żerowania przypada na początek/połowę sierpnia, wtedy można napotkać samotne gąsienice, wędrujące po terenie w poszukiwaniu miejsca do przepoczwarczenia. Następuje to w ziemnej kolebce w powierzchniowej warstwie gleby, czasem pod suchymi fragmentami roślin. Gatunek zimuje w stadium poczwarki.

## 5. Wymagania siedliskowe

Postojak wiesiołkowiec, szczególnie w północnej części zasięgu, jest uzależniony od stanowisk o ciepłym mikroklimacie, np. muraw kserotermicznych porastających zbocza o po-



Fot. 4. Siedlisko postojaka wiesiołkowca – stanowisko Winiary (fot. J. Kazimierzczak).



Fot.5. Siedlisko postojaka wiesiołkowca – stanowisko Majdan Stuleński (fot. M. Hołowiński).

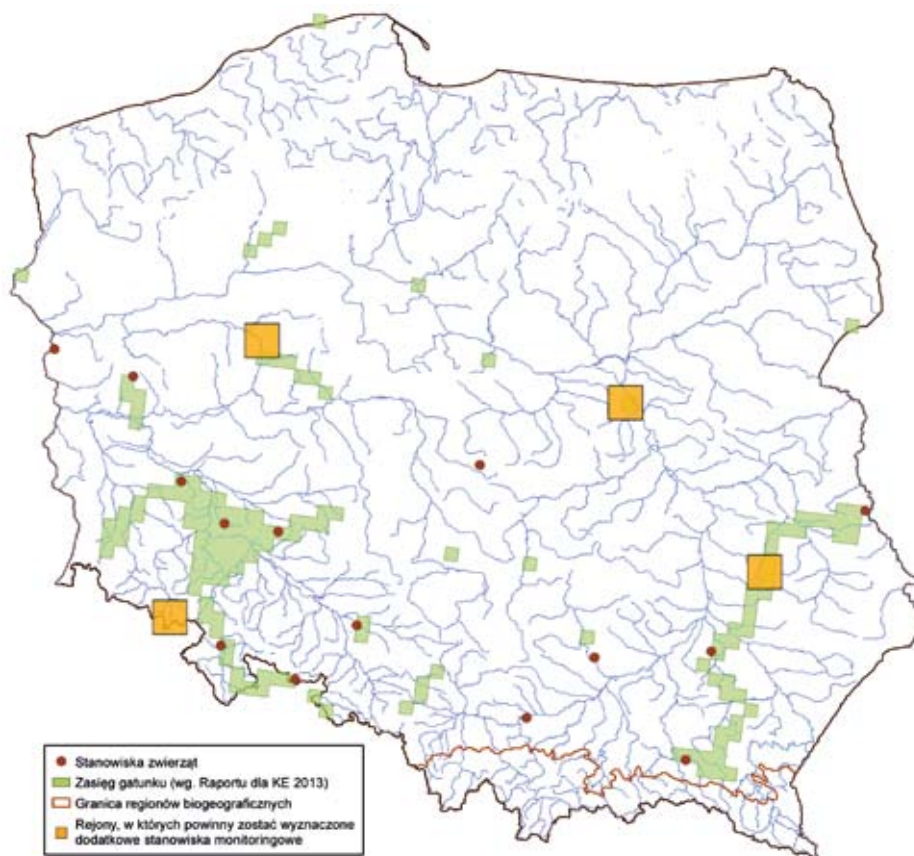
łudniowej i południowo-zachodniej wystawie (np. w obszarach Natura 2000 „Ostoja Nidziańska” i „Ujście Warty” zasiedla środowiska będące mozaiką ciepłych muraw z klasy *Festuco-Brometea* i zarośli *Rhamno-Prunetea*) (Fot. 4). W regionach cieplejszych (np. Dolny Śląsk) preferencja zboczy o określonej wystawie nie zawsze ma miejsce i gatunek zasiedla niemal całkiem płaskie tereny w obrębie dolin rzecznych i na pogórzach. Na takich obszarach bywają to wilgotne miejsca z zaroślami roślin żywicielskich gąsienic nad rzekami i potokami, śródleśne łąki, zręby (np. z wierzbowką koprzycą), przytorza i rowy przydrożne. Motyl ten często bywał spotykany w starych zarastających zwirowniach, cegielniach, w ogrodach przydomowych i botanicznych (w miastach) oraz na piaszczystych ugorach (Fot. 5), a nawet wydmach śródlądowych i nadmorskich (Buszko, Masłowski 2012, Wąsala 2007).

## 6. Rozmieszczenie gatunku w Polsce

**Ogólne uwagi o rozmieszczeniu geograficznym.** Postojak wiesiołkowiec jest w swym zasięgu ograniczony do cieplejszych rejonów zachodniej i środkowej Palearktyki, od Pirenejów przez środkową i wschodnią Europę po Azję Środkową, Syberię i północne Chiny. Bywał też notowany z północnej Afryki, Sycylii oraz Bliskiego Wschodu (Buszko, Masłowski 2012). Prawdopodobnie w skali całego zasięgu gatunek nigdzie nie należy do bardzo licznych i jego występowanie może mieć charakter efemeryczny i wyspowy (rozproszone stanowiska).

**Występowanie w Polsce.** W Polsce przebiega północna granica zasięgu gatunku, która w ostatniej dekadzie zbliżyła się do Pobrzeża Bałtyku (możliwa ekspansja gatunku). Postojak





Ryc. 1. Rozmieszczenie stanowisk monitoringu postojaka wiesiołkowca w Polsce na tle jego zasięgu występowania.

wiesiołkowiec notowany był zarówno w XIX wieku, jak i współcześnie. Dane historyczne dotyczą głównie południowej i zachodniej Polski – Dolnego i Górnego Śląska, południowej Wielkopolski, okolic Krakowa i Warszawy oraz Pienin (Kosior 1992). Nowsze dane odnoszą się do rezerwatu przyrody „Bielinek” (Kosior 1992), Puszczy Białowieskiej (Kokot, Palik 2000), Warszawy (Sielezniew, Stankiewicz 2002) i okolic Lublina (Napiórkowska-Kowalik 2002), a także Borów Dolnośląskich: Leszno Górne (Fuglewicz, Fuglewicz 1995), Jaroszówka, Tomisław oraz pogórzy Sudetów (Malkiewicz, Kokot 2007). W roku 2005 został nawet znaleziony w okolicach Łeby na wybrzeżu Bałtyku (Wąsala 2007). W ostatnich latach przybyło wiele nowych danych, częściowo niepublikowanych, które odnoszą się do następujących stanowisk: Toruń i okolice (Buszko J. – inf. ustna), okolice Świebodzina (Mleczak M. – inf. ustna), Sulechowa (Maciąg M. – inf. ustna), okolice Głogowa (Malkiewicz A. – obs. włas.), Góry Opawskie (Blaik T. – inf. ustna), Poznań, Biskupice (Nowacki J. – obs.; Walczak i Bajerlein 2010), Łódź (Kurzac T. – inf. ustna), Pajęczno (Marciniak B. – obs.), rez. „Stawska Góra”, rez. „Bagno Bubnów”, rez. „Podzamcze”, Stalowa Wola, Nowa Dęba (Pałka K. – obs.), Janów Lubelski (Buszko 2004), a także Lasów Sobiborskich (Hołowiński M. – obs.). W sumie gatunek znany jest obecnie z około 50 stanowisk w całej południowej i częściowo środkowej części kraju (Ryc. 1).

Obserwowane niedawno zwiększanie liczby znanych stanowisk (zwłaszcza na południu kraju) nie świadczy zapewne o stałym wzrostowym trendzie populacji w Polsce, a jedynie o wzroście zainteresowania tym gatunkiem oraz okresowym pojawieniu się licznych odpowiednich siedlisk zastępczych w postaci odłogów i nieużytków na słabej jakości gruntach ornych. Takie zjawisko zaistniało po upadku gospodarstw PGR w latach 90. XX w. i trwało do momentu wstąpienia Polski do Unii Europejskiej (2004). Obecnie, za przyczyną istniejącej tendencji do coraz silniejszego zagospodarowywania terenów rolniczych z uwagi na dopłaty do produkcji rolnej, można się raczej spodziewać realnego zmniejszania liczby stanowisk, co w pewnym stopniu jest już obserwowane w zachodniej części kraju. Wyciąganie w tej chwili wniosków na temat trendów populacyjnych postojaka wiesiołkowca jest przedwczesne i konieczne są dalsze badania, szczególnie na terenie środkowej oraz południowo-wschodniej Polski. Pozwolą one ocenić, czy obecna wiedza o rozmieszczeniu gatunku w Polsce pokrywa się z rzeczywistością, czy jest tylko artefaktem związanym z nierównomiernym rozmieszczeniem miejsc obserwacji.

## II. METODYKA

### 1. Koncepcja monitoringu gatunku

Badania monitoringowe powinny umożliwić odpowiedź na pytanie o zmiany zachodzące w obecnie znanym zasięgu występowania gatunku w Polsce (ekspansja na północ), w tym zmiany na poziomie populacyjnym oraz prześledzenie tendencji jakim podlegają znane wcześniej populacje postojaka. Chodzi też o odpowiedź na pytanie, na ile populacja krajowa jest stabilna, a także o określenie krótko i długoterminowych trendów populacyjnych. Wstępne prace monitoringowe przeprowadzone w latach 2013–2014 miały głównie na celu aktualizację danych o występowaniu gatunku i zebranie informacji przydatnych dla określenia preferencji siedliskowych postojaka wiesiołkowca. Prace te objęły 14 współczesnych stanowisk gatunku, rozrzuconych głównie w południowej, zachodniej i południowo-wschodniej części kraju (województwa: lubuskie, dolnośląskie, opolskie, łódzkie, świętokrzyskie, małopolskie, podkarpackie i lubelskie).

Przy obecnym, słabym stanie znajomości biologii gatunku i braku rzetelnej informacji naukowej o czynnikach mających kluczowe znaczenie dla egzystencji jego populacji, nie było możliwe opracowanie właściwej metodyki jego monitoringu, opartego o badanie i ocenę odpowiednio dobranych wskaźników stanu populacji i siedliska gatunku. Konieczne jest zgromadzenie większej liczby danych i prowadzenie niezależnych od monitoringu badań i obserwacji. Należy więc kontynuować rozpoczęte w latach 2013–2014 prace, mające na celu aktualizację informacji o rozmieszczeniu, kontrolę zasiedlonych stanowisk i zbieranie danych na temat wybranych charakterystyk siedliskowych na badanych stanowiskach. Niniejsze opracowanie zawiera opis sposobu wykonywania tych prac. Badania w zakresie stanu populacji powinny skupiać się na wykrywaniu obecności gąsienic, ponieważ same stwierdzenia pojedynczych motyli dorosłych nie przesądzają jeszcze o zasiedleniu stanowiska. Wybór charakterystyk do oceny stanu siedliska jest trudny, gdyż nie do końca poznane są czynniki decydujące o zasiedleniu stanowisk. W najbliższych etapach monitoringu proponuje się

notowanie występujących na badanych stanowiskach domniemanych roślin żywicielskich gąsienic oraz roślin nektarodajnych i określanie zajmowanej przez nie powierzchni, notowanie rodzaju zbiorowiska/zespołu roślinnego na stanowisku oraz jego ekspozycję. Wydaje się, że przynajmniej w skrajnej, północnej części zasięgu ekspozycja zбочa/skrajna leśnego może wpływać na szanse utrzymania się postojaka wiesiołkowca na stanowisku, gdyż stanowiska o wystawie południowej i południowo-zachodniej mają najcieplejszy mikroklimat. Pracami należy objąć stanowiska gatunku czynne w ubiegłej dekadzie (2003–2014).

Można mieć nadzieję, że w miarę pogłębiania wiedzy w zakresie preferencji siedliskowych gatunku uda się w przyszłości wypracować sposób oceny stanu siedliska.

## 2. Wskaźniki i ocena stanu ochrony gatunku

### Wskaźniki stanu populacji

Tab. 1. Wskaźniki stanu populacji postojaka wiesiołkowca

Wskaźnik	Miara	Sposób pomiaru/określenia
Liczebność	os./100 m	Określenie liczby gąsienic na transekcie badawczym

### Wskaźniki kardynalne

Nie wyróżniono.

### Wskaźniki stanu siedliska

Tab. 3. Charakterystyki stanu siedliska postojaka wiesiołkowca

Wskaźnik	Miara	Sposób pomiaru/określenia
Baza pokarmowa	%	Wskaźnik określany jako udział powierzchni zajętej przez rośliny żywicielskie gąsienic w powierzchni transektu
Rośliny nektarodajne	%	Wskaźnik obliczany jako udział roślin nektarodajnych w powierzchni transektu
Zbiorowisko roślinne/ zespół roślinny	Charakterystyka opisowa	Wskaźnik określany na podstawie istniejącej informacji botanicznej lub aktualnego zdjęcia fitosocjologicznego
Ekspozycja stanowiska	Charakterystyka opisowa	Określenie wystawy stanowiska gąsienic na jedną z ośmiu stron świata (kompas): N, NE, E, SE, S, SW, W, NW, teren płaski – 0

### Wskaźniki kardynalne

Nie wyróżniono.

### Ocena stanu populacji

Brak waloryzacji uniemożliwia na razie ocenę stanu populacji. W przyszłości, po opracowaniu waloryzacji wskaźnika „liczebność”, ocena stanu populacji będzie równoznaczna z oceną tego wskaźnika.

## Ocena stanu siedliska

Nie jest możliwe traktowanie badanych charakterystyk siedliskowych jako wskaźników stanu siedliska i ich zwaloryzowanie, gdyż preferencje gatunku w tym zakresie są zbyt słabo poznane. Nie przeprowadza się więc oceny stanu siedliska.

## Perspektywy ochrony

Ocena perspektyw ochrony to prognoza, jak może się zmienić aktualny stan gatunku w perspektywie 10–15 lat. Ponieważ w oparciu o prezentowaną metodykę prac nie można jeszcze oceniać stanu tego gatunku na stanowisku, ocena perspektyw będzie polegać na przewidywaniu, czy gatunek ma szansę utrzymać się na badanym stanowisku, biorąc pod uwagę możliwe zmiany w jego siedliskach. Postojak wiesiołkowiec zazwyczaj zasiedla tereny podlegające różnego rodzaju antropogenicznym przekształceniom. Dlatego ocena perspektyw ochrony tego gatunku powinna przewidywać, czy sposób zagospodarowania terenu będzie w przyszłości ulegał zmianom oraz czy zmiany te będą sprzyjać zachowaniu jego ulubionych siedlisk. Część zmian sposobu zagospodarowania może powodować zmniejszenie powierzchni odpowiednich nieużytków i spadek ich jakości (np. zaoranie odłogów, zalesienia, zabudowa, zmiana stosunków wodnych). Także długotrwałe zaniechanie użytkowania jest zagrożeniem dla stanu siedliska (sukcesja naturalna prowadząca do wzrostu zacienienia), gdyż postojak należy do gatunków preferujących nietrwałe z definicji siedliska pionierskie, a nie siedliska zbliżone do klimaksowych. Istnieją także oddziaływania obojętne dla samego siedliska, ale zwiększające śmiertelność populacji (zwiększenie ilości stosowanych środków ochrony roślin w rolnictwie, powrót do eksploatacji żwirowni lub innych wyrobisk/odkrywek).

W ocenie perspektyw trzeba też wziąć pod uwagę izolację populacji. Izolacja populacji zmniejsza szanse przetrwania populacji głównie z uwagi na niekorzystne efekty genetyczne występujące w populacjach o ograniczonej liczebności, np. w populacjach założycielskich. Migracje pomiędzy sąsiednimi populacjami są ważnym czynnikiem niwelującym te niekorzystne efekty, jednak w przypadku tak sprawnie i wytrwale latającego motyla, przerwanie ciągłości międzypopulacyjnej w obrębie zasięgu głównego wydaje się mało prawdopodobne. Dlatego stanowiska zlokalizowane w obrębie zwartego zasięgu gatunkowego mają prawdopodobnie lepsze perspektywy przetrwania niż populacje marginalne, wyspowe.

Kluczowym czynnikiem ograniczającym populację gatunku w pobliżu północnej granicy zasięgu geograficznego (tak jak w Polsce) są prawdopodobnie warunki klimatyczne. Wśród nich czynnikiem decydującym o trwaniu lokalnych stanowisk postojaka może być minimalna temperatura zimy, gdyż gatunki tego typu (południowe, aklimatyzujące się okresowo) mają problemy z pomyślnym przezimowaniem surowszych zim (z temperaturami minimalnymi poniżej  $-20\text{ }^{\circ}\text{C}$ ) naszych szerokości geograficznych. Zima taka miała ostatnio miejsce u nas w sezonie 2012/2013.

## Ocena ogólna

O ocenie ogólnej decyduje najniżej oceniony parametr. Należy wiedzieć, że ocena ta dla konkretnego stanowiska może się bardzo różnić w poszczególnych sezonach. Jej wartość staje się bardziej obiektywna dopiero po co najmniej trzech sezonach obserwacji terenowych.



### 3. Opis badań monitoringowych

#### Wybór powierzchni monitoringowych i ich sugerowana wielkość

W proponowanym schemacie monitoringu za stanowisko przyjmujemy transekt o długości 300–600 m (średnio 450 m) i szerokości 20 m, przebiegający przez teren z obecnymi roślinami żywicielskimi gąsienic. Taki transekt może zostać zlokalizowany wszędzie tam, gdzie występują odpowiednie warunki siedliska, a więc np. wzdłuż drogi, stoku, przydroża lub torowiska kolejowego albo w starym wyrobisku z odpowiednią roślinnością. Na stanowiskach o zróżnicowanej topografii (np. zbocza o dużej wysokości względnej, przekraczającej 20 do 30 m) poszczególne fragmenty transektu powinny obejmować różne fragmenty terenu, np. u podstawy zbocza, w jego połowie i u góry, tak, aby transekt dawał wyobrażenie o zróżnicowaniu stanowiska. Liczenie gąsienic odbywa się w całym pasie transektu.



Ryc. 2. Przebieg przykładowego transektu monitoringowego.

Przed przystąpieniem do badań monitoringowych w terenie, jeśli wykonuje się badania po raz pierwszy, należy ustalić lokalizację stanowiska/transektu w oparciu o wcześniejsze rozpoznanie terenowe i dostępne wiarygodne dane faunistyczne. Nie oznacza to, że do badań należy wybierać dokładnie te miejsca, gdzie uprzednio stwierdzono obecność postojaka, niemniej jednak obecność odpowiednich siedlisk musi przynajmniej uprawdopodobniać występowanie gatunku.

Aby zapewnić powtarzalność badań monitoringowych w przyszłości, należy zadbać o precyzyjne określenie przebiegu badanego transektu (Ryc. 2). Pomocne mogą być w tym istniejące w terenie obiekty takie jak drogi, rowy melioracyjne, linie kolejowe itp., względem których łatwo określić i opisać położenie transektu w terenie. Zaleca się oznakowania przebiegu transektu (a przynajmniej jego początku, końca i punktów zwrotnych) przy pomocy farby lub innych oznakowań, jednak należy pamiętać, że niekiedy wymagać to będzie

zgody właściciela lub zarządcy terenu. Przebieg transektu powinien zostać dokładnie określony przy pomocy odbiornika GPS.

Jak już wspomniano, postojak wiesiołkowiec jest obecnie znany z około 50 rozproszonych stanowisk, zlokalizowanych głównie w południowo-zachodniej, południowo-wschodniej i środkowej Polsce. W latach 2013–2014 gatunek był objęty monitoringiem po raz pierwszy i badano go na 14 stanowiskach, położonych w południowej, zachodniej i południowo-wschodniej części kraju. Sieć monitoringową należałoby rozszerzyć o stanowiska w centralnej Polsce (województwo mazowieckie), a także w Wielkopolsce i woj. lubelskim, gdzie gatunek był w notowany w ostatnich latach. Występowania postojaka wiesiołkowca można też się spodziewać na obszarze Zespołu Jurajskich Parków Krajobrazowych. W sumie proponuje się monitoring przynajmniej 16–17 stanowisk w regionie kontynentalnym. W regionie alpejskim nie należy w najbliższym czasie lokować żadnych stanowisk z uwagi na małe prawdopodobieństwo występowania tam tego gatunku.

## Sposób wykonywania badań

### Określanie wskaźników stanu populacji

**Liczebność.** Postojak wiesiołkowiec jest gatunkiem, którego obecność jest stosunkowo łatwo wykryć, gdyż motyle dorosłe dobrze przylatują do światła, a gąsienice wczesnych stadiów larwalnych żyją pojedynczo lub w grupach, tworząc widoczne zgryzy na roślinie. Z drugiej jednak strony monitoring gatunku utrudnia fakt, że okres jego skutecznego wykrywania jest dość krótki (ok. jednego miesiąca dla każdego stadium), a miejsca jego występowania bywają niestale, podlegające dynamicznym zmianom, najczęściej niekorzystnym.

W celu oszacowania względnej liczebności populacji przyjęto metodę dwukrotnego liczenia gąsienic na wytypowanych transektach badawczych o długości wynoszącej 300–600 m (średnio ok. 450 m) w strefie 20 m wzdłuż transektu. Zaleca się wcześniejsze wyznaczenie transektu w okresie poprzedzającym badania i – jeśli to możliwe – oznakowanie w terenie, co później ułatwi jego odnalezienie. Ponadto, należy określić położenie i przebieg transektu w oparciu o dokładne mapy (optymalnie, 1:10 000) oraz pozycjonowanie przy pomocy odbiornika GPS, co umożliwi powtórzenie prac na tych samych stanowiskach w kolejnych latach monitoringu.

Pierwsze liczenie gąsienic należy prowadzić tuż po zakończeniu lotów motyli dorosłych (od 3 dekady czerwca do 2 dekady lipca), kiedy młode larwy nie są jeszcze najlepiej widoczne w ciągu dnia (ukryte lub kryptycznie ułożone wzdłuż pędów przy ziemi). W tym czasie gąsienice są w pierwszym lub drugim stadium larwalnym (L-1/L-2). Pozycja znalezionych gąsienic (i skupisk ich roślin) powinna zostać oznaczona przy pomocy odbiornika GPS lub na szczegółowym schemacie transektu) w celu uniknięcia podwójnego liczenia tych samych miejsc i ułatwienia późniejszego odnalezienia w czasie drugiej kontroli.

Drugą kontrolę należy przeprowadzić na przełomie lipca i sierpnia. Służy ona odnalezieniu gąsienic pominiętych w czasie pierwszego liczenia oraz stwierdzenia ewentualnych strat w ich liczbie od pierwszej kontroli. W okresie tym gąsienice są już z reguły w czwartym bądź piątym (ostatnim) stadium (L4/L5) i częściej wiodą dzienny tryb życia. Terminy kontroli powinny być modyfikowane w zależności od przebiegu zjawisk fenologicznych w danym sezonie oraz od wysokości stanowiska nad poziom morza.

Proponowany schemat monitoringu można w przyszłości rozszerzyć o opracowanie lepszej metody szacowania liczebności gąsienic na transektach oraz ich śmiertelności pomiędzy pierwszą a drugą kontrolą. W kolejnych etapach monitoringu można spróbować poszerzyć ocenę stanu populacji o dodatkowe wskaźniki, tj. o ocenę śmiertelności/zapasożytnienia między stadiami oraz początkową liczebność (lokalizowanie złożonych jaj lub zapłodnionych samic).

Wykonywane w ramach monitoringu prace terenowe w zakresie podstawowym wymagają poświęcenia 3–4 godzin dla jednej kontroli na stanowisku. Mimo, że z liczeniem poradzi sobie w zupełności jedna osoba, jednak korzystne jest, jeśli dla oszacowania błędu wykrywalności poszukiwanie powtórzy drugi obserwator.

Za wartość wskaźnika przyjmuje się wynik pierwszego liczenia.

### Określanie wskaźników stanu siedliska

**Baza pokarmowa.** Należy oszacować powierzchnię zajmowaną przez preferowane rośliny żywicielskie gąsienic w stosunku do powierzchni monitoringowej (czyli na powierzchni transektu  $450 \times 20 \text{ m} = 9000 \text{ m}^2$ ). Pomocny tu może okazać się odbiornik GPS (można np. obejść płyty roślin dookoła zapisując ślad) lub taśma miernicza. Chodzi tu o zasoby pokarmowe dla rozwoju badanego gatunku, a więc rośliny: różne gatunki wiesiołka *Oenothera* sp. i wierzbownic *Epilobium* sp., wierzbówka kiprzyca *Chamaenerion angustifolium*, a także krwawnica pospolita *Lythrum salicaria*.

**Rośliny nektarodajne.** Należy odnotować wszystkie rośliny nektaryzujące (miododajne) znane dla rodziny zawisakowatych, jako źródła pożywienia w stadium imaginalnym. Rośliny nektarodajne dla motyli postojaka są jeszcze słabiej przebadane niż rośliny żywicielskie gąsienic. W sezonie monitoringu 2013 nie zaobserwowano żerujących osobników na kwiatkach, dlatego trudno było oceniać te charakterystykę. Wśród potencjalnych roślin żywicielskich motyli wymieniano takie rośliny, jak: goździk *Dianthus carthusianorum*, żmijowiec zwyczajny *Echium vulgare*, nostryk biały *Melilotus alba*, driakiew *Scabiosa ochroleuca*, macierzanka zwyczajna *Thymus pulegioides*, janowiec barwierski *Genista tinctoria*, koniczyna polna *Trifolium arvense*, wiesiołek dwuletni *Oenothera biennis*, bniec biały *Silene alba*, lepnica zwisła *Silene nutans*, ostróżka polna *Consolida regalis*, mydlnica lekarska *Saponaria officinalis*, szalwia łąkowa *Salvia pratensis*, pajęcznica liliowata *Anthericum liliago*, wyka *Vicia* sp., ostrołódka kosmata *Oxytropis pilosa*, przelot pospolity *Anthyllis vulneraria*.

**Zbiorowisko/zespół roślinny.** Należy określić typ roślinności występującej na stanowisku.

**Ekspozycja stanowiska.** Przy pomocy kompasu należy określić wystawę zbocza na jedną z ośmiu stron świata: N, NE, E, SE, S, SW, W, NW, teren płaski – 0.

### Termin i częstotliwość badań

Badania terenowe powinny być wykonywane latem. Terminy dwu zalecanych kontroli to okres między 3 dekadą czerwca a 2 dekadą lipca oraz między 3 dekadą lipca a pierwszą dekadą sierpnia. Wtedy też należy oceniać charakterystyki siedliskowe (najlepiej w okresach kwitnienia i owocowania roślin).

Przy obecnym stanie wiedzy trudno określić, co ile lat takie prace powinny być powtarzane, gdyż jak dotąd nie jest znana zmienność sezonowa wielkości populacji ani tempo

zmian siedliska gatunku. Można zaproponować taką częstotliwość, jak dla większości gatunków motyli, czyli co 3 lata. Wydaje się jednak, że przynajmniej na niektórych stanowiskach warto by było prowadzić coroczny monitoring gatunku.

### Sprzęt i materiały do badań

- odbiornik GPS do odnotowania pozycji odnalezionych gąsienic oraz zapasowe baterie,
- taśma miernicza do pomiaru powierzchni zajętej przez rośliny,
- aktualne ortofotomapy (np. wydruki z geoportal.gov.pl), taśma miernicza, ołówki w celu wykonania szkicu służącego ocenie udziału roślin żywicielskich i nektarodajnych w pokryciu powierzchni transektu,
- kompas do pomiaru ekspozycji stanowiska (obecnie wbudowany w odbiornik GPS),
- notatnik, względnie przygotowane robocze karty obserwacji gatunku.

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

Robocza karta obserwacji gatunku – postojak wiesiołkowiec						
<b>Stanowisko:</b>						
<b>Data:</b>						
<b>Obserwator:</b>						
L.p.	Współrzędne stanowiska gąsienic/lęgowego	Gatunek rośliny żywicielskiej i jej powierzchnia	Gatunki roślin nektarodajnych i ich powierzchnie	Ekspozycja stanowiska	Liczba gąsienic	Uwagi

## 4. Przykład wypełnionej karty obserwacji gatunku na stanowisku

Karta obserwacji gatunku dla stanowiska	
Kod i nazwa gatunku	<i>Kod gatunku wg Dyrektywy Siedliskowej, nazwa polska i łacińska, autor wg aktualnie obowiązującej nomenklatury</i> <b>1076 postojak wiesiołkowiec <i>Proserpinus proserpina</i> (Pallas, 1772)</b>
Nazwa stanowiska	<i>Nazwa stanowiska monitorowanego</i> .....
Typ stanowiska	<i>Wpisać: referencyjne lub badawcze</i> Badawcze
Obszary chronione, na których znajduje się stanowisko	<i>Natura 2000, rezerваты przyrody, parki narodowe i krajobrazowe, użytki ekologiczne, stanowiska dokumentacyjne, itd.</i> stanowiska dokumentacyjne
Współrzędne geograficzne	<i>Podać współrzędne geograficzne (GPS) stanowiska</i> N XX°XX'XX.X" E XX°XX'XX.X"
Wysokość n.p.m.	<i>Podać wysokość n.p.m. stanowiska lub zakres od... do...</i> 172–178 m
Powierzchnia stanowiska	<i>Podać wielkość powierzchni stanowiska w ha</i> 3 ha

Opis stanowiska	<i>Opis ma ułatwiać identyfikację stanowiska. Należy opisać lokalizację i charakter terenu oraz opisać, jak dotrzeć na stanowisko. Zaznaczyć, dla jakiej części stanowiska podano współrzędne geograficzne. Podać wielkość powierzchni stanowiska.</i> Dojazd od drogi krajowej Włodawa-Dorohusk, między Wołą Uhruską a Stulnem odchodzi asfaltowa droga na zachód, do Majdanu Stuleńskiego. Mijamy przejazd kolejowy, zabudowania i podworski park (Majdan Stuleński – dwór) kierując się drogą gruntową na północny zachód, po lewej stronie otwiera się obszar nieużytków porolnych o powierzchni ok. 200 ha z wyraźnym wypiętrzeniem w jej centralnej części.
Charakterystyka siedliska gatunku na stanowisku	<i>Krótką charakterystyka siedliska; typ siedliska, rodzaje siedlisk w otoczeniu stanowiska</i> Wzgórze położone pośród lasów w Majdanie Stuleńskim. Przed laty były tu grunty rolne na glebach piaszczystych. W późniejszym okresie zaniechano uprawy, a w ostatnich latach wprowadzono plantację orzecha włoskiego, która to ze względów klimatycznych i siedliskowych przepadła (przymrozki, zbyt ubogie gleby). Obecnie teren porastają murawy napiaskowe i roślinność charakterystyczna dla zapuszczonych ugorów. Wśród roślin dominują: bylica polna <i>Artemisia campestris</i> , dziewanny <i>Verbascum sp.</i> , szczaw polny <i>Rumex acetosella</i> , wiesiołek dwuletni <i>Oenothera biennis</i> , szczytliwa siwa <i>Corynephorus canescens</i> , kocanki piaszkowe <i>Helichrysum arenarium</i> , koniczyna polna <i>Trifolium arvense</i> , jasioniec piaskowy <i>Jasione montana</i> , gęsiówki <i>Arabis sp.</i> , krwawnik pospolity <i>Achillea millefolium</i> , mikołajek płaskolistny <i>Eryngium planum</i> . Stanowisko monitoringu usytuowane jest wzdłuż drogi w kierunku północno-zachodnim na odcinku 300 m, o szerokości w kierunku południowo-zachodnim 100 m i obejmuje powierzchnię 3 ha.
Informacje o gatunku na stanowisku	<i>Syntetyczne informacje o występowaniu gatunku na stanowisku, dotychczasowe badania i inne istotne fakty; wyniki badań z lat poprzednich</i> Gatunek znany na tym stanowisku od 1994 roku. Nie prowadzono celowych obserwacji, ale od tamtego czasu kilkakrotnie przy okazji nocnych odłowów motyli, pojawiało się nawet po kilkanaście osobników postojaka wiesiołkowca.
Czy monitoring w kolejnych latach jest wymagany?	<i>Wpisać tak/nie oraz uzasadnić dlaczego (tu chodzi o to, czy stanowisko proponowane jest do stałego monitoringu, czy chcemy z niego zrezygnować).</i> Tak. Jest to stanowisko prawdopodobnie dużej populacji postojaka i warto obserwować je w kontekście ewentualnych zmian w zagospodarowaniu tego terenu.
Obserwator	<i>Imię i nazwisko wykonawcy monitoringu</i> Marek Hołowiński
Daty obserwacji	<i>Daty wszystkich obserwacji</i> 23.06.2013, 25.07. 2013

Stan ochrony gatunku na stanowisku			
Parametr/Wskaźniki	Wartość wskaźnika i komentarz	Ocena	
<b>Populacja</b>			
Liczebność	<i>Podać liczbę obserwowanych osobników</i> 23.06 – 0 gąsienic, 1 motyl 25.07 – 0 gąsienic	XX	XX
<b>Siedlisko</b>			
Zbiorowisko roślinne/ zespół roślinny	<i>Określić typ roślinności dominującej na stanowisku</i> Murawy napiaskowe ( <i>Festuco-Brometea</i> )	XX	XX
Obecność rośliny żywielskiej	<i>Wymienić rośliny żywicielskie gąsienic i oszacować zajmowaną przez nie powierzchnię</i> Wiesiołek dwuletni <i>Oenothera biennis</i> w różnym stopniu zagęszczenia występuje na całym obiekcie o powierzchni około 200 ha. Na transekcji o powierzchni 3 ha zajmuje około 5%.	XX	
Ekspozycja stanowiska	<i>Określić wystawę zbocza:</i> NW Powierzchnia otwarta, północno-wschodnie zbocze pagórka	XX	
Rośliny nektarodajne	<i>Wymienić rośliny pokarmowe motyli i oszacować zajmowaną przez nie powierzchnię:</i> Zarówno na całym transekcji, jak i na całej 200 hektarowej powierzchni występują rośliny pokarmowe jak np.: żmijowiec zwyczajny <i>Echium vulgare</i> , farbownik lekarski <i>Anchusa officinalis</i> , wyka <i>Vicia sp.</i> , koniczyna <i>Trifolium sp.</i> , i inne. Zajmowana powierzchnia – ok. 3%.	XX	

<b>Perspektywy ochrony</b>	<p><i>Krótką prognoza stanu populacji i siedliska gatunku na stanowisku w perspektywie 10–15 lat w nawiązaniu do ich aktualnego stanu i obserwowanych trendów zmian, z uwzględnieniem wszelkich działań i planów, których skutki mogą wpłynąć na gatunek i siedlisko</i></p> <p>Grunty na tym obszarze stanowią własność prywatną. Przy zachowaniu obecnego stanu zagospodarowania egzystencja postojaka wiesiołkowca nie jest zagrożona. Istnieje jednak możliwość zmiany tego stanu jak np.: założenie innej plantacji, wznowienie gospodarki rolnej, zalesienie co stanowi poważne zagrożenie dla tego gatunku. Realne plany gospodarza terenu nie są jednak znane.</p>	XX
<b>Ocena ogólna</b>		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
A06.02.02	Uprawa	B	0	Założenie plantacji orzecha włoskiego, która ze względów klimatycznych i siedliskowych się nie udała. Dlatego ostatecznie oddziaływanie zerowe.

Zagrożenia (przyszłe, przewidywane oddziaływania)				
Kod	Nazwa	Intensywność	Wpływ	Syntetyczny opis
A02.03	Usuwanie trawy pod grunty orne	A	-	Wznowienie gospodarki rolnej
A03.02	Nieintensywne koszenie	B	+	Koszenie byłoby działaniem pożądanym, zapobiegającym sukcesji.
A06.02.01	Intensywne wieloletnie uprawy nierzewne/intensyfikacja	B	-	Możliwe założenie innej plantacji
B01	Zalesianie terenów otwartych	A	-	Zalesienie powierzchni

Inne informacje	
Inne wartości przyrodnicze	<p><i>Inne obserwowane w trakcie prac monitoringowych gatunki zwierząt i roślin z załączników Dyrektywy Siedliskowej i Ptasiej: gatunki zagrożone (Czerwona Księga) i inne rzadkie/gatunki chronione</i></p> <p>Jaszczurka zwinka <i>Lacerta agilis</i>, czerwończyk nieparek <i>Lycaena dispar</i></p>
Gatunki obce i inwazyjne	<p><i>Obserwowane gatunki obce i inwazyjne</i></p> <p>Orzech włoski <i>Juglans regia</i>, trzcinnik piaskowy <i>Calamagrostis epigejos</i></p>
Uwagi metodyczne	<p><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></p> <p>Utrzymanie powierzchni w aktualnym stanie, przeciwdziałanie sukcesji drzew i krzewów, oraz roślin inwazyjnych. Koszenie lub orka fragmentu powierzchni co 3–5 lat.</p>
Inne uwagi	<p><i>Wszelkie informacje pomocne przy interpretacji wyników np. warunki pogodowe, wysoki stan wód, ostatnie zmiany sposobu użytkowania (jaki i kiedy nastąpiły?) etc.</i></p> <p>Brak.</p>
Dokumentacja fotograficzna i kartograficzna	<p><i>Załączniki do bazy danych (w wersji elektronicznej):</i></p> <p>Minimum 2 zdjęcia na stanowisko (gatunek, siedlisko), granice powierzchni badawczej naniesione na odpowiedni podkład kartograficzny</p>



## 5. Gatunki o podobnych wymaganiach ekologicznych, dla których można zastosować podobną metodykę badań

Brak takich gatunków.

## 6. Ochrona gatunku

Postojak wiesiołkowiec został ujęty w krajowych czerwonych listach i księgach gatunków zagrożonych w wielu krajach zasięgu występowania. W Polsce przyznano mu kategorię zagrożenia LC (mniejszej troski). Na Czerwonej liście Światowej Unii Ochrony Przyrody (IUCN 2006) gatunek został przyporządkowany do kategorii DD (*data deficient*), obejmującej gatunki o statusie trudnym do określenia ze względu na brak danych.

Postojak wiesiołkowiec jest gatunkiem uzależnionym od okrajowych muraw ciepłolubnych, zajmujących zwykle niewielkie powierzchnie przy granicach różnorodnych form zagospodarowania terenu, jak np. grunty na styku byłych pól i lasów, dawnych pól i dróg (w tym linii kolejowych), czy pól i cieków wodnych. Ochrona postojaka w dużym stopniu tożsama jest z utrzymaniem w krajobrazie tego rodzaju marginalnych, ekotonowych obszarów o charakterze „nieużytków”. Objęcie postojaka wiesiołkowca ochroną gatunkową, a także fakt, że figuruje on w IV Załączniku Dyrektywy Siedliskowej, są niewątpliwie ważnym argumentem formalnoprawnym na rzecz utrzymania mozaikowego charakteru tradycyjnych krajobrazów. Miejsca takie są ostoją wielu gatunków, w tym między innymi owadów zapylających (np. chronione trzmiele *Bombus* spp.) czy ptaków, takich jak dzierzba gąsiorek *Lanius collurio* (gatunek wymieniony w Dyrektywie Ptasiej) i inne dzierzby.

Największym aktualnym zagrożeniem dla gatunku są zmiany użytkowania terenu: szczególnie likwidacja miedz i okrajków z zaroślami, wiążąca się z konsolidacją pól lub przeznaczeniem terenu pod zabudowę lub rozwój infrastruktury. Na Dolnym Śląsku notowano przypadki przekształcenia „nieużytków” zasiedlonych przez postojaka wiesiołkowca w tereny wydobywcze lub przeznaczenia ich pod infrastrukturę związaną z przemysłem oraz zabudowę mieszkaniową.

Z drugiej strony, długotrwałe zaniechanie użytkowania pewnych terenów bądź sadzenie lasów na terenach nieużytków rolnych także należy zaliczyć do czynników zagrażających postojakowi wiesiołkowcowi. Gatunek związany jest wyłącznie z zespołami florystycznymi o odpowiedniej ekspozycji na słońce, dlatego narastające zacienienie obniża jakość jego siedlisk. W miejscach rozpoznanego występowania postojaka niekiedy konieczne jest wdrażanie aktywnych programów ochrony, służących utrzymaniu siedlisk i ich otoczenia w odpowiednim stanie sukcesji. Warto przy okazji nadmienić, że programy ochrony roślinności kserotermicznej, realizowane w niektórych obszarach (np. „Ujście Warty”) do pewnego stopnia służą gatunkowi, gdyż przyczyniają się do odsłaniania muraw, jednak powinny być wdrażane z dużym rozmysłem i poprzedzone adekwatnym rozpoznaniem występowania postojaka. Niedopuszczalne jest likwidowanie resztek ubiegłorocznej roślinności przy pomocy ognia czy palenie krzewów wyciętych wcześniej. Z punktu widzenia ochrony postojaka najlepszym okresem do wycinki nadmiernych zakrzaczeń w rezerwach roślinności kserotermicznej wydaje się być okres wczesnej wiosny (luty i marzec), tj. okres, w którym postojaki znajdują się w stadium poczwaraki (zazwyczaj w glebie lub piasku).



Obecnie nieduża liczba znanych stanowisk postojaka wiesiołkowca znajduje się na obszarach objętych ochroną jako obszary Natura 2000, zaś tylko nieliczne (jak „Winiary”) chronione są dodatkowo jako rezerwy przyrody. Wiele nieznanymi stanowisk zlokalizowanych jest najprawdopodobniej poza obszarami chronionymi i nie wydaje się, aby dla osiągnięcia właściwego stanu ochrony gatunku w kraju konieczne było konsekwentne objęcie wszystkich stanowisk ochroną obszarową. Niezbędne są natomiast aktywne działania chroniące tradycyjny, mozaikowy krajobraz rolniczy i rolniczo-leśny.

## 7. Literatura

- Bielewicz M. 1973. Motyle większe (Macrolepidoptera) Bieszczadów Zachodnich i Pogórza Przemyskiego. Roczniki Muzeum Górnoląskiego w Bytomiu, Przyroda 7: 1–170.
- Buszko J. 2004. *Proserpinus proserpina* (Pallas, 1772) – Postojak wiesiołkowiec. W: Głowaciński Z., Nowacki J. (red.). Polska Czerwona Księga Zwierząt – Bezkręgowce. Instytut Ochrony Przyrody PAN, Kraków – Akademia Rolnicza im. A. Cieszkowskiego, Poznań, s. 232–233.**
- Buszko J., Masłowski J. 2012. Motyle nocne Polski, Część I. Koliber, Nowy Sącz.
- Ebert G. 1994. Die Schmetterlinge Baden-Württembergs. Band 4, Nachtfalter II. Ulmer Verlag, Stuttgart.
- Freina J.J. de, Witt T.J. 1987. Die Bombyces und Sphinges der Westpaläarktis (Insecta, Lepidoptera). Edition Forschung und Wissenschaft, München.**
- Fuglewicz E., Fuglewicz S. 1995. Obserwacje nad występowaniem zagrożonych wyginięciem gatunków motyli w południowej części Ziemi Lubuskiej, cz. II. Przegląd Przyrodniczy 6 (1): 73–76.
- Jonko K. 2010. Motyle Europy [www.lepidoptera.eu](http://www.lepidoptera.eu) (dostęp 15.04.2014).
- Karsholt, J. Razowski (eds.). 1996. The Lepidoptera of Europe. A distributional checklist. Apollo Books, Stenstrup.
- Kokot A., Palik E. 2000. Uzupełnienie II do motyli większych (Macrolepidoptera) Puszczy Białowieskiej. Parki narodowe i Rezerwy przyrody 19: 99–102.
- Kosior A. 1992. *Proserpinus proserpina*. W: Polska czerwona księga zwierząt. Z. Głowaciński (red.) PWRiL, Warszawa, s. 268–269.
- Malkiewicz A., Kokot A. 2007. Nowe dane o rzadkich gatunkach motyli (Lepidoptera) na terenie Borów Dolnośląskich i Sudetów – kontynuacja III. Przyroda Sudetów T. 9 [2006], s. 87–94.
- Napiórkowska-Kowalik J. 2002. Nowe stanowisko *Proserpinus proserpina* (Pallas, 1772) (Lepidoptera, Sphingidae) w Polsce. Wiadomości entomologiczne 21: 58.
- Pro Natura – Schweizerischer Bund Für Naturschutz 2000. Schmetterlinge und ihre Lebensräume. Arten – Gefährdung – Schutz. Schweiz und angrenzende Gebiete. Band 3. – Fotorotar AG, Egg.**
- Romaniszyn J., Schille F. 1929. Fauna motyli Polski. I. Prace monograficzne Komisji Fizjograficznej 6: 1–552.**
- Sielezniew M., Stankiewicz A. 2002. Motyle tzw. większe nocne (Macrolepidoptera, Heterocera) rezerwatu „Las Natoliński” w Warszawie. Parki narodowe i Rezerwy przyrody 21 (2): 195–205.
- Sphingidae of the Western Palaearctic. [http://tpittaway.tripod.com/sphinx/p\\_pro.htm](http://tpittaway.tripod.com/sphinx/p_pro.htm).
- Śliwiński Z. 1995. Wykaz motyli Wyżyny Łódzkiej. Biuletyn entomologiczny 8 (12): 2–6.
- Walczak U., Bajerlein D., 2010. *Proserpinus proserpina* (Pallas, 1772) (Lepidoptera: Sphingidae) – nowe stanowisko w zachodniej Polsce. Wiadomości entomologiczne 29: 220.
- Wąsala R., 2007. Postojak wiesiołkowiec – *Proserpinus proserpina* (Pallas, 1772) (Lepidoptera: Sphingidae) na wydmy polskiego wybrzeża Bałtyku. Wiadomości entomologiczne 26: 57.
- Wolf P. 1927–1944. Die Großschmetterlinge Schlesiens. Teil 1–4, Auf Veranlassung des Vereins für schlesische Insektenkunde zu Breslau. Karl Vater, Breslau.**

Opracował: Adam Malkiewicz

1085 **Bogatek wspaniały***Buprestis splendens* Fabricius, 1775

Fot. 1. Imago bogatka wspaniałego *Buprestis splendens* Fabr. (fot. K. Sućko).

## I. INFORMACJA O GATUNKU

### 1. Przynależność systematyczna

Rząd: chrząszcze COLEOPTERA

Rodzina: bogatkowate BUPRESTIDAE

### 2. Status prawny i zagrożenie gatunku

#### Prawo międzynarodowe

Dyrektywa Siedliskowa – Załączniki II i IV

Konwencja Berneńska – Załącznik II

#### Prawo krajowe

Ochrona gatunkowa – ochrona ścisła (od 2001 r.)

#### Kategoria zagrożenia IUCN

Czerwona lista IUCN – EN

Europejska czerwona lista chrząszczy saproksylicznych – EN

Czerwona lista zwierząt ginących i zagrożonych w Polsce – CR

Polska czerwona księga zwierząt. Bezkręgowce – CR

### 3. Opis gatunku

Długość ciała owadów dorosłych 15–29 mm (Fot. 1). Owalny, nieco spłaszczony. Górna strona zielono-złota, czasem szmaragdowo-zielona lub fioletowo-purpurowa; pokrywy często z metalicznym połyskiem. Na pokrywach znajdują się dwa purpurowo-złociste po-

dłużne paski: jeden, bardzo wyraźny, wzdłuż szwu i drugi, mniej wyraźny, przy bocznej krawędzi. Dolna strona ciała jasno złoto-zielona. Głowa prawie płaska, z długim i gęstym białym owłosieniem; czoło z podłużnym, czarnym żeberkiem. Przedplecze lekko wypukłe, 2,1–2,2 razy szersze niż dłuższe, z wyraźnym i bardzo gęstym, regularnym punktowaniem na bokach oraz rzadszym punktowaniem w środkowej części. Przedplecze z małym zagłębieniem przed tarczką i czasami z bardzo delikatną, niepunktowaną środkową linią. Pokrywy z wyraźnym punktowaniem i 4 podłużnymi żeberkami; wzdłuż tych żeberek dość regularne rzędy bardzo grubych i głębokich punktów. U samców epipleury (boczne podgięcia pokryw) z małym, ostrym ząbkem w przedniej ¼ długości; ostatni widoczny sternit odwłoka ścięty. Budowę narządów kopulacyjnych samca przedstawia Cobos (1953, 1986). U samic epipleury proste, bez ząbka; ostatni widoczny sternit odwłoka zaokrąglony. Stadia przedimaginalne (jajo, larwa, poczwarka) nie są znane.

Bogatek wspaniały jest bardzo podobny do północnoamerykańskiego bogatka *B. aurulenta* L., który jest czasami zawlekany do Europy z importowanym drewnem i obserwowany był najczęściej w pobliżu miast portowych. Gatunek ten jest jaskrawiej ubarwiony niż bogatek wspaniały, ma wyraźne podłużne zagłębienie na środku przedplecza, bardziej grube i nieregularne punktowanie przedplecza; brak grubych i głębokich punktów wzdłuż żeberek na pokrywach. Same żeberka są bardziej wyraźne, wystające, gładkie i bardziej błyszczące. Dokładne różnice w wyglądzie imagines obu gatunków, z uwzględnieniem narządów kopulacyjnych samców, podaje Cobos (1953).

#### 4. Biologia gatunku

Długość cyklu rozwojowego nie jest znana. Prawdopodobnie cykl może być bardzo długi, gdyż gatunek ten rozwija się w suchym i twardym materiale. Znany jest przypadek wylegu tego bogatka po przeszło 20 latach z domowego mebla (stół), w którym się rozwijał. W naturze rozwój przypuszczalnie trwa kilka lat, wg Karpińskiego (1967) – 7 lat. Jaja składane są często do drewna martwego i starego, np. na stojących, pozbawionych zupełnie kory pniach drzew. Biologia jest prawdopodobnie podobna do biologii pokrewnych gatunków, jak bogatek wiejski *Buprestis rustica* L. i bogatek spodoplamkowy *B. haemorrhoidalis* Herbst, żyjących w Polsce, czy północnoamerykańskiego bogatka – *B. aurulenta* L. (Gutowski 2004a, 2004b).

Larwy rozwijają się w pniach i grubych konarach martwych drzew. Jako rośliny żywicielskie tego gatunku (poza Polską) podawane były różne gatunki sosen: sosna zwyczajna *Pinus sylvestris*, *P. densiflora*, *P. laricio*, *P. leucodermis*, *P. pinea*, oraz modrzew europejski *Larix decidua* i dwa gatunki jodeł: jodła pospolita *Abies alba* i *A. cephalonica*. W Polsce rośliny żywicielskie larw właściwie nie są znane, poza wyhodowaniem go ze świerka pospolitego *Picea abies*, ale z materiału przetworzonego niewiadomego pochodzenia (deski w łózku). Świerk, jako roślina żywicielska (bez sprecyzowania gatunku), był też podany przez Obenbergera (1927). Chodniki larwalne wypełnione są drobnymi, mączystymi, zbitymi trocinkami. Kolbka poczwarkowa jest usytuowana raczej głęboko w drewnie, ale chodnik wyjściowy jest przygotowywany przez larwę przed przepoczwarczeniem. Otwory wylotowe imagines są soczewkowate, spłaszczone (Gutowski 2004a, 2004b).

Rodzaj pokarmu i sposób odżywiania się imagines nie są znane. Okazy wyhodowane przez J. Karpińskiego w Białowieży i przetrzymywane w terrariach nie przyjmowały żadnego

pokarmu i mimo to składały jaja. Wskazywałoby to, że chrząszcze wygryzają się z kolebek poczwarkowych już w pełni dojrzałe (Karpiński 1967). Ze skąpych informacji wynika, że owady dorosłe są płochliwe: reagują szybkim odlotem na zbliżanie się człowieka. W przypadku niskiej temperatury powietrza, pochmurnej lub deszczowej pogody, chrząszcze stają się ospałe i tak gwałtownie nie uciekają.

Imagines pojawiają się w czerwcu i lipcu, rzadziej w sierpniu lub w maju, a nawet już w kwietniu i marcu. Te wczesnowiosenne obserwacje mogą wynikać z faktu rozwoju w meblach lub ocieplonych budynkach i w wolnej przyrodzie występują rzadko. Okazy dorosłe aktywne są w dzień, przy słonecznej pogodzie. Przebywają zazwyczaj w koronach drzew iglastych, gdzie odżywiają się i kopulują, a tylko zapłodnione samice czasem schodzą niżej, by złożyć jaja. Zazwyczaj jednak jaja składane są w wierzchołkowej części koron uschniętych drzew. Przed tą czynnością samica chodzi po pniu (obserwowano to na wysokości od 3 do kilkunastu metrów) w poszukiwaniu odpowiedniej szczeliny, a znalazłszy, wsuwa weń pokładefko, a nawet całe ciało, i przystępuje do złożenia jaja. Okres składania jaj trwa nie dłużej niż 10 dni. Wyjątkowo imagines były spotykane na drzewach leżących lub na sągach drewna. W przypadku rozwoju w obrębie zabudowań postacie dorosłe były znajdowane w sieciach pajęczych na strychach domów lub na ścianach zabudowań. Rzadkość obserwacji tego gatunku może częściowo wynikać z ukrytego trybu życia, w mało dostępnej dla bezpośredniej obserwacji strefie wierzchołków drzew (Gutowski 2004a, 2004b).

## 5. Wymagania siedliskowe

Bogatka wspaniała występuje w lasach iglastych i mieszanych o charakterze naturalnym, zarówno w górach, jak i na niżu. Preferuje drzewostany prześwietlone. Warunkiem jego



**Fot. 2.** Środowisko życia bogatka wspaniałego w rezerwacie ścisłym Białowieskiego Parku Narodowego (fot. J.M. Gutowski).





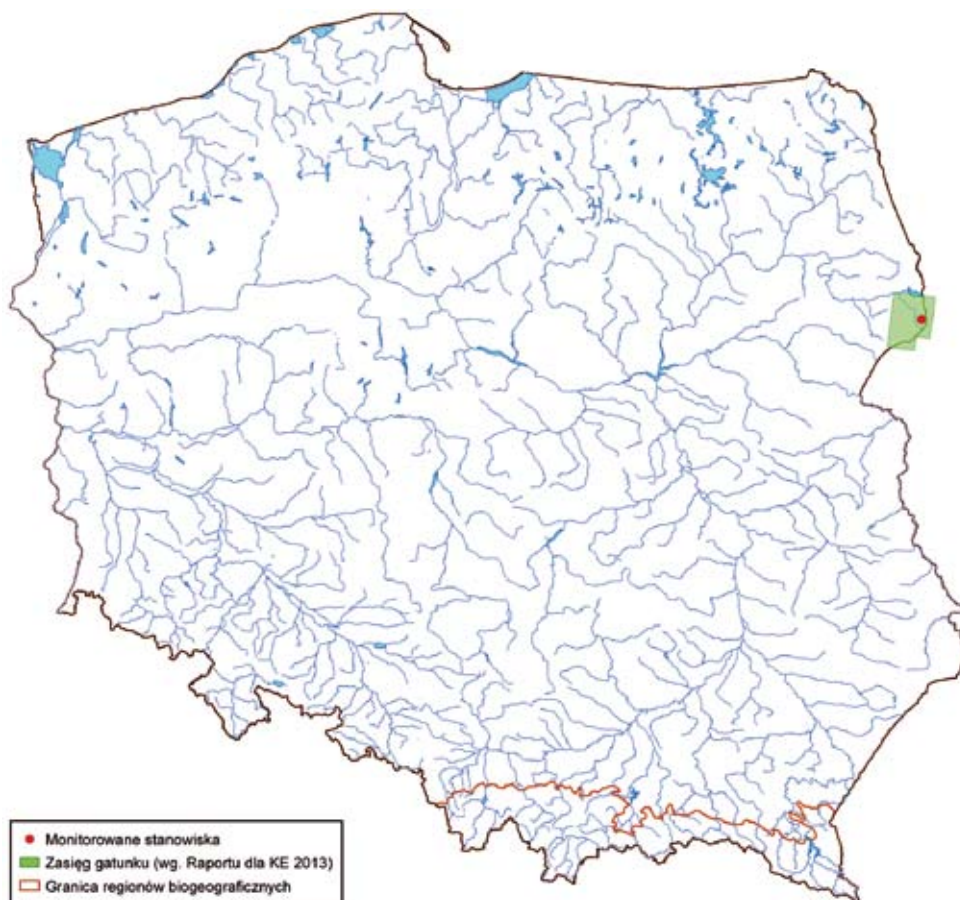
**Fot. 3.** Stojące, martwe, nasłonecznione sosny to miejsce rozwoju bogatka wspaniałego (fot. J.M. Gutowski).

występowania jest duża liczba martwych, stojących, dobrze nasłonecznionych drzew w lesie lub drzew z martwymi konarami (Fot. 2, 3). Zasiedlane jest drewno twarde i przesuszone. Związany z drzewami iglastymi, głównie z sosnami. W Grecji znajdowany na pożarzysku (J. Hilszczański, inf. ustna).

Może niszczyć drewniane elementy konstrukcyjne domów, jak miało to miejsce w dawnym pałacu myśliwskim w Białowieży. Odnotowano też kilka przypadków rozwoju tego gatunku w ścianach budynków, w meblach, w deskach podłogowych. Prawdopodobnie jednak drewno było zasiedlone jeszcze w lesie, a w zabudowaniach kończył on tylko swój rozwój (Gutowski 2004a, 2004b).

## 6. Rozmieszczenie gatunku w Polsce

W Polsce stwierdzony był przed 150 laty z Torunia (Siebold 1847, Burakowski i in. 1985), w latach 1955 i 1956 z Wielkopolskiego Parku Narodowego (Bałazy i in. 1974), a aktualnie znany jest tylko z Puszczy Białowieskiej (Ryc. 1). W tym ostatnim obszarze znaleziony był po raz pierwszy w 1916 r., po czym wielokrotnie aż do czasów współczesnych (2011 r.) (Gutowski, Ługowoj 2000, Gutowski 2010a, Gutowski inf. oryg.). Białowiecka populacja jest słabo poznana, jednak na podstawie istniejących danych można ją zaliczyć do tych najbardziej stabilnych w całym zasięgu gatunku.



Ryc. 1. Rozmieszczenie stanowisk monitoringu bogatka wspaniałego w Polsce na tle jego zasięgu występowania.

## II. METODYKA

### 1. Koncepcja monitoringu gatunku

Zaproponowana koncepcja monitoringu opiera się na badaniach własnych autora. Wykorzystano w niej też częściowo wcześniejsze doświadczenia z opracowania podobnej koncepcji dla innego saproksylicznego gatunku – konarka tajowego *Phryganophilus ruficollis* (Fabr.) (Gutowski 2010b), a także niektóre sugestie innych autorów monitoringu: Buchholza (2012) – zgniotek cynobrowy *Cucujus cinnaberinus* (Scop.) i Stachowiaka (2012) – kozioróg dębosz *Cerambyx cerdo* L. Metodykę tę przetestowano w 2013 r. Do monitoringu wyznaczono jedyne znane aktualnie w Polsce miejsce występowania gatunku – Puszcę Białowieską. W przyszłości należy sprawdzić kolejne potencjalne miejsca jego występowania, których można oczekiwać głównie w najlepiej zachowanych lasach północno-wschodniej Polski (starodrzewy sosnowe z dużym udziałem martwego drewna). Jeżeli uda się odnaleźć gatunek w nowych obszarach, to również tam zostanie zaproponowany monitoring.



Monitoring bogatka wspaniałego opiera się na systematycznej, powtarzalnej ocenie stanu populacji (1 wskaźnik) i siedliska gatunku na wybranej powierzchni badawczej w obrębie stanowiska (8 wskaźników). Wskaźniki stanu siedliska umożliwiają wszechstronną ocenę jego jakości pod kątem wymagań gatunku. Trzeba pamiętać, że to przede wszystkim odpowiednie siedlisko warunkuje trwanie populacji we właściwym stanie. W przypadku oceny stanu populacji proponowana metodyka monitoringu bogatka wspaniałego – stwierdzanie obecności gatunku przy wykorzystaniu różnego typu pułapek barierowych, a także aktywne poszukiwanie imagines – pozostawia wiele do życzenia. Nieznane są stadia przedimaginalne tego gatunku, co wyklucza ewentualne ich wykorzystanie do tego celu. W odniesieniu do imagines, które prowadzą skryty tryb życia, brakuje skutecznych metod ich obserwacji czy odłowu. Przy obecnym stanie wiedzy nie jest jednak możliwe zaproponowanie bardziej efektywnej metody.

Optymalną metodą monitoringu mogłoby być zastosowanie pułapek żywołownych z wykorzystaniem feromonów tego gatunku. Jak dotąd nie podjęto prób zbadania składu chemicznego takich feromonów, ani ich syntezy. Należałoby postulować podjęcie takich prac.

W przyszłości monitoring należałoby prowadzić w jeden z możliwych sposobów: odnotowywanie obserwacji bogatka przy okazji realizacji planów ochrony obszaru i/lub zbieranie informacji z pojawiających się publikacji w okresie sześcioletnim lub monitoringu stanowisk pod kątem występowania gatunku co rok, w opisany poniżej sposób. Takie działania mogą okazać się konieczne, gdyż realizują postulat podawania wartości wskaźnika „obecność gatunku” w ciągu kilku lat. Innymi słowy, należy mieć pewność, że w ciągu okresu sześcioletniego były podejmowane działania mające na celu wykrycie bogatka.

## 2. Wskaźniki i ocena stanu ochrony gatunku

### Wskaźniki stanu populacji

Tab. 1. Wskaźnik stanu populacji

Wskaźnik	Miara	Sposób pomiaru/określenia
Obecność gatunku	Jest/nie ma	Odłowu imagines do pułapek lub obserwacje okazów na pniach drzew, sągach drewna itp. (znalezienie charakterystycznych szczątków gatunku)

Tab. 2. Waloryzacja wskaźnika stanu populacji

Wskaźnik/Ocena*	Ocena		
	FV	U1	U2
Obecność gatunku	Zaobserwowanie lub odłowienie przynajmniej 1 okazu w ciągu 6 lat	Brak okazu (-ów) w ciągu 6 lat (ale wcześniej gatunek był notowany)	Brak okazów w ciągu 12 lat (2 powtórzenia badań monitoringowych)

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

### Wskaźniki kardynalne

Nie wyróżniono.

## Wskaźniki stanu siedliska

Tab. 3. Wskaźniki stanu siedliska

Wskaźnik	Miara	Sposób pomiaru/określenia
Ilość martwego drewna	Liczba stojących, martwych drzew lub złomów	Średnia liczba stojących martwych, iglastych drzew i złomów o pierśnicy powyżej 20 cm na 100 m transektu
Paleta gatunków martwego drewna	Wskaźnik opisowy	Liczba gatunków stojących, martwych drzew i złomów o pierśnicy większej niż 20 cm na stanowisku; obecność gatunku preferowanego – sosny zwyczajnej
Jakość martwego drewna	Wskaźnik opisowy	Określenie udziału (%) klas rozkładu drewna dokonywane podczas analizy drzew stojących i złomów na transektach: I – drewno i łyko zdrowe, II – drewno twarde, łyko rozłożone, III – początki rozkładu drewna, IV – drewno mocno rozłożone
Udział i struktura wiekowa drzew iglastych w drzewostanie wokół stanowiska	Wskaźnik opisowy	Określenie udziału żywych drzew iglastych w wieku powyżej 100 lat, w tym osobno sosny zwyczajnej, w drzewostanach otaczających stanowisko
Udział i struktura wiekowa drzew iglastych w drzewostanie na stanowisku	Wskaźnik opisowy	Określenie wieku drzew iglastych poszczególnych gatunków, potencjalnych roślin żywicielskich, z uwzględnieniem udziału klasy powyżej 100 lat
Zwarcie drzewostanu	Wskaźnik opisowy	Ocena nasłonecznienia pni drzew na podstawie określenia 4 klas zwarcia drzewostanu, używanych w polskim leśnictwie: pełne, umiarkowane, przerywane, luźne
Intensywność gospodarowania	Liczba pniaków w klasach rozkładu I–III na 1 ha	Policzenie pniaków po gatunkach będących na liście roślin żywicielskich, o średnicy większej niż 20 cm, należących do I–III klas rozkładu, na tych samych transektach, na których ocenia się ilość martwego drewna
Obecność śladów pożaru	Wskaźnik opisowy	Na podstawie wizji terenowej oraz informacji źródłowych sprawdza się czy na stanowisku miał miejsce pożar i ustala się odległość czasową tego wydarzenia

Tab. 4. Waloryzacja wskaźników stanu siedliska

Wskaźnik/Ocena*	FV	U1	U2
Ilość martwego drewna	>2 stojących, martwych iglastych drzew lub złomów	1–2 stojące, martwe iglaste drzewa lub złomy	Brak stojących, martwych iglastych drzew lub złomów
Paleta gatunków martwego drewna	≥1 Obecność gatunku preferowanego (sosna zwyczajna)	1 Obecność gatunku mniej preferowanego (gatunki iglaste inne niż sosna zwyczajna)	0 Brak gatunków iglastych
Jakość martwego drewna	Obecne wszystkie 4 klasy lub przynajmniej II, III i IV	Obecne klasy II i IV lub przynajmniej IV	Obecna klasa I, bądź brak
Udział i struktura wiekowa drzew iglastych w drzewostanie wokół stanowiska	Ponad 30% drzew iglastych w drzewostanie starszych niż 100 lat, w tym co najmniej połowa sosen	10–30% drzew iglastych starszych niż 100 lat, w tym udział sosen mniejszy niż połowa	Udział starych drzew iglastych mniejszy niż 10% lub drzewostany młodsze niż 100 lat
Udział i struktura wiekowa drzew iglastych w drzewostanie na stanowisku	Ponad 30% drzew iglastych w drzewostanie starszych niż 100 lat, w tym co najmniej połowa sosen	10–30% drzew iglastych starszych niż 100 lat, w tym udział sosen mniejszy niż połowa	Udział starych drzew iglastych mniejszy niż 10% lub drzewostany młodsze niż 100 lat

Zwarcie drzewostanu	Luźne	Przerywane	Umiarkowane lub pełne
Intensywność gospodarowania	≤20 pniaków w klasach rozkładu I–III na 1 ha	21–40 pniaków w klasach rozkładu I–III na 1 ha	>40 pniaków w klasach rozkładu I–III na 1 ha
Obecność śladów pożaru	Obecność pożaru w okresie do 25 lat wstecz	Brak pożarów w okresie do 25 lat wstecz, ale są informacje o oddziaływaniu ognia na drzewostan w okresie wcześniejszym	Brak jakichkolwiek śladów pożaru

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

Dla określenia stanu środowiska bogatka wspaniałego należy sprawdzić w terenie jak wygląda drzewostan na stanowisku monitoringowym i w jego otoczeniu w odległości do 500 m (wiek drzew, obecność potencjalnych gatunków żywicielskich itp.) oraz jak zasobna i zróżnicowana jest baza pokarmowa dla larw w postaci stojących, martwych drzew, przede wszystkim sosny.

### Wskaźniki kardynalne

Nie wyróżniono.

### Ocena stanu populacji

Do oceny stanu populacji służy tylko jeden wskaźnik, dlatego jego ocena stanowi ocenę stanu populacji.

### Ocena stanu siedliska

Ocenę stanu siedliska ustala się na podstawie ocen wskaźników w ten sposób, że przypisuje się im wartości punktowe: FV – 2 punkty, U1 – 1 punkt, U2 – 0 punktów, następnie punkty sumuje i odnosi do poniższej skali:

- FV (stan właściwy) – 12–16 punktów i brak ocen U2 z jednym wyjątkiem – dopuszcza się ocenę U2 wskaźnika „obecność śladów pożaru”,
- U1 (stan niezadowolający) – 4–11 punktów i najwyżej jedna ocena U2 (dopuszcza się jako drugą ocenę U2 wskaźnika „obecność śladów pożaru”),
- U2 (stan zły) – 0–3 punkty.

Uwaga: dopuszcza się brak określenia na stanowisku (XX) najwyżej dwóch z ośmiu wskaźników stanu siedliska.

### Perspektywy ochrony

Na podstawie posiadanej wiedzy eksperckiej oceniamy kierunek oraz wielkość zmian stanu ochrony gatunku na stanowisku w perspektywie 10–15 lat. Rozpatrujemy pod tym kątem stan populacji oraz siedlisko gatunku. Bierzemy pod uwagę wszelkie informacje o przedsięwzięciach gospodarczych planowanych na stanowisku i w jego otoczeniu, które mogą wpłynąć na ograniczenie liczebności populacji lub pogorszenie stanu siedliska. Jako przykład

mogą służyć wielkoskalowe inwestycje drogowe, lokalizacje kopalni odkrywkowych w pobliżu stanowiska, melioracje itp. Analizujemy obserwowane trendy przemian w środowisku (w tym naturalne, wynikające np. z sukcesji roślin drzewiastych), ich wpływ na badany gatunek oraz możliwości przeciwdziałania ewentualnym niekorzystnym zmianom. Oceniamy m.in. tempo zmniejszania się udziału gatunków iglastych na korzyść liściastych na jedynym znanym obecnie stanowisku gatunku – w Puszczy Białowieskiej. Na powierzchni monitoringowej, obejmującej kompleks borów świerkowo-sosnowych w obszarze ochrony ścisłej Białowieskiego Parku Narodowego również obserwujemy stopniowe ustępowanie sosny na korzyść świerka i gatunków liściastych. Dane o zmianie udziału poszczególnych gatunków drzew w drzewostanie można uzyskać z przygotowywanych co 10 lat dla lasów gospodarczych Planów Urządzenia Lasu, a w przypadku obszarów chronionych – z Planów Ochrony oraz z wywiadów z gospodarzami terenu. W przypadku Puszczy Białowieskiej można też śledzić publikacje naukowe na ten temat, w których odnotowywane jest zmniejszanie się udziału sosny w naturalnych lasach Białowieskiego Parku Narodowego.

Perspektywy można ocenić jako dobre (FV), gdy populacja gatunku jest stabilna, siedlisko odpowiednie, a w najbliższych 10–15 latach nie dostrzega się czynników, które ten stan mogłyby zmienić. Taką ocenę można też wpisać, gdy obecnie stan ochrony oceniamy na U1, ale są przesłanki by sądzić, że w najbliższej przyszłości ulegnie on poprawie. Perspektywy zachowania oceniamy jako niezadowolające (U1), gdy stwierdzamy, że istnieją negatywne oddziaływania na siedlisko i populację gatunku, które pogorszą stan obecnie oceniany jako właściwy, albo aktualnie niezadowolający stan będzie się utrzymywał. Gdy ocenimy, że aktualnie niezadowolający stan populacji i siedliska będzie się pogarszał, to perspektywy zachowania będą złe (U2).

Przy ocenie należy wziąć pod uwagę m.in. wielkość stanowiska oraz obecność lub brak potencjalnych korytarzy ekologicznych, umożliwiających migrację niektórych osobników do sąsiednich stanowisk. Ważny jest też status prawny terenu, na którym położone jest stanowisko. Znacznie lepsze perspektywy zachowania będzie miało stanowisko położone na terenie obszaru Natura 2000, rezerwatu lub parku narodowego niż usytuowane w lesie gospodarczym.

## Ocena ogólna

Przy dokonywaniu oceny ogólnej bierzemy pod uwagę stan siedlisk, perspektywy ochrony i przede wszystkim stan populacji. Jeżeli podczas badań nie wykazano obecności bogatka wspaniałego lub stan populacji oceniono jako zły (U2), to i ocena ogólna też musi mieć taką notę (U2). Jeżeli stan populacji oceniono jako właściwy (FV) lub niezadowolający (U1), to o ocenie ogólnej na poziomie stanowiska decyduje najniższa z ocen trzech parametrów.

## 3. Opis badań monitoringowych

### Wybór powierzchni monitoringowych i ich sugerowana wielkość

Gatunek aktualnie występuje tylko w jednym miejscu w Polsce – w Puszczy Białowieskiej. Należałoby przedsięwziąć poszukiwania gatunku w innych potencjalnych miejscach rozwo-

ju w północno-wschodniej Polsce. Gdyby udało się znaleźć nowe stanowiska, również one powinny zostać objęte monitoringiem.

Stanowiskiem występowania gatunku jest w miarę jednorodny teren, na którym stwierdzono obecność bogatka wspaniałego, wewnątrz którego istnieje ciągłość przestrzenna środowisk odpowiednich do bytowania gatunku (drzewostany z martwymi stojącymi drzewami iglastymi), izolowany od innych stanowisk barierami nie do przebycia (za graniczną przyjęto szerokość 1 km nieprzyjaznego dla bogatka wspaniałego środowiska: terenów otwartych, lasu pozbawionego grubych, martwych drzew iglastych) dla dość dobrze latających imaginek tego gatunku. Biorąc pod uwagę stosunkowo duże możliwości migracji, występowanie potencjalnych środowisk rozwoju oraz rozrzucone po Puszczy Białowieskiej miejsca jego stwierdzeń należy przyjąć, że cały ten obszar jest jednym stanowiskiem występowania gatunku. Teren jednorodny z punktu widzenia możliwości występowania bogatka wspaniałego to taki las, w którym gatunek znajduje odpowiednie do rozwoju stare, stojące, nasłonecznione, martwe sosny i świerki, a odległość między nimi pozwala na istnienie ciągłości populacji (przyjmuje się, że odległość do 1 km jest w zasięgu lotu bogatków z rodzaju *Buprestis* L.).

Z uwagi na wielkość terenu Puszczy, prace monitoringowe należy prowadzić na wybranej powierzchni badawczej, czyli stanowisku monitoringowym. Powierzchnia badawcza może mieć od kilkunastu do kilkuset hektarów. Wielkość powierzchni badawczej zależy od konkretnych warunków terenowych – powinna ona stanowić naturalnie wyodrębniającą się w terenie, spójną całość. Powinna obejmować środowiska optymalne dla omawianego gatunku, miejsca, gdzie gatunek był w przeszłości notowany. Aktualnie do stałego monitoringu rekomendowana jest powierzchnia obejmująca duży kompleks borów w północno-wschodniej części Obszaru Ochrony Ścisłej Białowieskiego PN (oddz. 288, 318 i okolice).

Ocena stanu populacji i określenie części wskaźników stanu siedliska dotyczy całej powierzchni badawczej, natomiast określanie niektórych wskaźników stanu siedliska odbywa się na wyznaczonych w obrębie powierzchni badawczej transektach o długości 100 m i szerokości 10 m każdy (0,1 ha).

Na stanowisku monitoringowym (powierzchni badawczej) określa się:

*Wskaźniki stanu populacji:*

- obecność gatunku

*Wskaźniki siedliska:*

- zwarcie drzewostanu
- udział w drzewostanie i struktura wiekowa drzew iglastych na stanowisku
- obecność śladów pożaru

Na transektach (od 3 do 6) określa się:

*Wskaźniki stanu siedliska:*

- ilość martwego drewna
- paleta gatunków martwego drewna (uzupełniająco, na całej powierzchni)
- jakość martwego drewna
- intensywność gospodarowania

Liczba transektów zależy od wielkości stanowiska monitoringowego (powierzchni badawczej):

- <25 ha – 3 transekty,
- 26–100 ha – 4 transekty,

- 101–1000 ha – 5 transektów,
- >1000 ha – 6 transektów.

W przypadku jedynej aktualnie wyznaczonej do dalszego monitoringu powierzchni badawczej (340 ha) jest to 5 transektów.

Transekty badawcze wyznacza się w płatach starodrzewu, w każdym etapie monitoringu od nowa, w celu uniknięcia wpływu lokalnych zaburzeń naturalnych bądź antropogenicznych na wyniki oceny stanu siedliska w skali całego stanowiska. Stała lokalizacja transektów mogłaby doprowadzić do sytuacji, że przez kilka cykli monitoringowych mogłyby one przypadać w miejscach, gdzie drzewostan został zniszczony np. przez huragan, co wypaczałoby ocenę wskaźników. Początki transektów wyznacza się arbitralnie. Transekty powinny przebiegać w kierunku S–N lub W–E (to najwygodniejsze z praktycznego punktu widzenia), ale dopuszcza się też inny ich przebieg, uwarunkowany topografią terenu. Odnotowuje się współrzędne geograficzne początku i końca transektu z pomocą odbiornika GPS.

## Sposób wykonywania badań

### Określanie wskaźników stanu populacji

**Obecność gatunku.** Prace zmierzające do stwierdzenia obecności gatunku wykonywane są na określonej powierzchni monitoringowej, jednak wszelkie informacje o obecności imagines w innych miejscach obszaru występowania gatunku (Puszczy Białowieskiej) powinny być również wykorzystane do oceny stanu gatunku w całym obszarze Natura 2000.

Do wykrycia obecności gatunku należy stosować różnego rodzaju pułapki barierowe (np. IBL-2, IBL-2bis), z pojemnikiem zaopatrzonym w sitko, umożliwiające odpływ wody opadowej. W pojemniku umieszczamy kawałki styropianu, pianki poliuretanowej lub innej nienamakającej substancji, które izolują wzajemnie odławiane owady, zapewniają miejsca ukrycia i zwiększają szanse na przeżycie bogatka wspaniałego w pułapce. Medium w pojemniku powinno jednocześnie umożliwiać szybkie odszukiwanie imagines podczas kontroli, która powinna się odbywać co 2–3 dni. Pułapki takie powinny być wystawiane w miejscach wcześniejszych obserwacji bogatka wspaniałego (bądź w potencjalnych miejscach występowania) od końca maja do połowy sierpnia. Na każdej monitorowanej powierzchni badawczej powinny funkcjonować 2–3 takie pułapki. Należy je umieścić w lukach drzewostanu, na polanach, w miejscach mocno nasłonecznionych, na wysokości 1–2 m (najwygodniejsza obsługa). Należy jednak podkreślić, że dotychczasowe doświadczenia z odłowami tego gatunku do pułapek w Puszczy Białowieskiej wskazują, że nie jest to zbyt efektywna metoda, ale przy obecnym stanie wiedzy nie można zaproponować innej. Dodatkowo, można wykorzystać wystawiane przez służby leśne pułapki na korniki (poza rurami Borregaarda), kontrolując je systematycznie, gdyż czasami odławiają one również inne chrząszcze, w tym okazy bogatka wspaniałego.

Niezależnie od stosowania pułapek, wskazane jest także aktywne poszukiwanie imagines na pniach stojących, martwych, nasłonecznionych sosen, a w przypadku ewentualnych powierzchni monitoringowych w lasach gospodarczych – także na leżących na śródleśnych składnicach dłużycach i sągach drewna sosnowego. Poszukiwania takie należy prowadzić w czerwcu i lipcu, w godzinach okołopołudniowych (od 11 do 17). Eksplorację należy uzależnić od warunków atmosferycznych, ograniczając ją tylko do słonecznych, ciepłych dni. Zalecane jest



kilkakrotne przeszukiwanie terenu powierzchni monitoringowej w sezonie. Poszukiwania imagines najwygodniej prowadzić maszerując wolno po lesie w kierunku mniej więcej zgodnym z padaniem promieni słonecznych, wybierając głównie nasłonecznione partie drzewostanu. Użycie lornetki umożliwia dokładną obserwację pni drzew nawet wysoko w koronach.

Znaleziska okazów bogatka wspaniałego powinny zostać sfotografowane.

Przeszukiwanie potencjalnych mikrosiedlisk rozwoju bogatka wspaniałego – głównie stojących, obumarłych grubych sosen – w celu odnalezienia larw, poczwerek lub imagines jest nieefektywne, co pokazała dotychczasowa praktyka autora. Próby odnalezienia czynnych żerowisk skończyły się niepowodzeniem, a żerowiska opuszczone nie są możliwe do pewnej identyfikacji z uwagi na ich podobieństwo do śladów żerowania innych, znacznie pospolitszych gatunków z tego rodzaju (bogatek spodoplankowy *B. haemorrhoidalis*, bogatek jedenastoplamy *B. novemmaculata* L., bogatek ośmioplankowy *B. octoguttata* L., bogatek wiejski *B. rustica*).

### Określanie wskaźników stanu siedliska

**Ilość martwego drewna.** Na wyznaczonych w obrębie powierzchni badawczej transektach należy policzyć drzewa iglaste stojące (także złomy) o pierśnicy większej niż 20 cm. Wartością wskaźnika jest średnia liczba takich drzew i złomów na 100 m transektu.

Dla zwaloryzowania tego wskaźnika określono liczbę stojących, martwych drzew na wielu transektach badawczych wybranych w aktualnych i potencjalnych miejscach występowania gatunku w Puszczy Białowieskiej. Na podstawie tych prób wyznaczono graniczne przedziały dla FV (>2 stojące, martwe drzewa iglaste / 100 m transektu), U1 (1–2) i U2 (<1) (por. Tab. 4).

**Paleta gatunków martwego drewna.** Identyfikacja gatunków drzew odbywa się na wyznaczonych transektach. Uzpełnieniem powinna być informacja uzyskana z lustracji całej powierzchni monitoringowej. Wystarczy do tego około 0,5–1 godzinny przemarsz w różnych kierunkach, w analizowanym terenie, połączony z obserwacją drzewostanu. Przy ocenie palety gatunków obecnych wśród martwych drzew stojących (uwzględniamy też złomy, tj. stojące kilku- kilkunastometrowe tylce złamanych drzew) istotne jest występowanie gatunków, które są preferowane przez bogatka wspaniałego, a więc sosny zwyczajnej i generalnie gatunków iglastych.

**Jakość martwego drewna.** Wskaźnik ten oceniamy podczas analizy drzew stojących i złomów na wyznaczonych transektach, kwalifikując każde martwe drzewo do jednej z klas rozkładu:

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

Równomierny udział poszczególnych klas rozkładu drewna w przeanalizowanych drzewach świadczy o ciągłości jego „dostawy”. Jest to najważniejszy czynnik warunkujący występowanie bogatka wspaniałego. Obecność danej klasy rozkładu odnotowujemy, jeżeli jej udział wynosi co najmniej 10%. Przydatne dla rozwoju bogatka wspaniałego są klasy I–III. Szczegóły oceny tego wskaźnika zawarte są w tab. 4. Waloryzację wskaźnika oparto na obserwacjach terenowych autora, powiązanych z rzeczywistymi stwierdzeniami występowania bogatka wspaniałego w Puszczy Białowieskiej, a także na wiedzy wynikającej z literatury przedmiotu.

**Udział i struktura wiekowa drzew iglastych w drzewostanie wokół stanowiska.** Wskaźnik ten pozwala na ocenę potencjalnych możliwości rozwoju gatunku na terenach otaczających stanowisko (powierzchnię monitoringową), co jest ważne w aspekcie ewentualnego rozprzestrzeniania się populacji na nowe tereny (korytarz ekologiczny). W ocenie uwzględniamy udział w drzewostanie drzew iglastych w wieku ponad 100 lat. Szczegóły oceny zawarte są w tab. 3 i 4.

Informację o udziałach poszczególnych gatunków drzew i ich średnim wieku w każdym wydzieleniu leśnym można znaleźć w Planie Ochrony (Planie Zadań Ochronnych) w odniesieniu do obszarów chronionych (parki narodowe, rezerwy przyrody, obszary Natura 2000), a w przypadku powierzchni położonych na terenie administrowanym przez Lasy Państwowe – w Planie Urządzenia Lasu dla danego nadleśnictwa. Szczegółowe opisy każdego wydzielenia leśnego na terenie PGL Lasy Państwowe, w tym udział gatunków drzew i ich wiek, można znaleźć w w internetowym Banku Danych o Lasach: <http://www.bdl.lasy.gov.pl/portal/mapy-pl-PL>.

Można też taką ocenę przeprowadzić samodzielnie, zakładając w tym celu losowe powierzchnie próbne w drzewostanie i szacując wiek poszczególnych drzew (potrzebna jest tutaj pewna wiedza ekspercka). Powierzchnie próbne powinny objąć nie mniej niż 10% powierzchni drzewostanu. Ich liczba i kształt mają znaczenie drugorzędne, natomiast należy przyjąć zasadę, że im bardziej zróżnicowany gatunkowo i wiekowo jest drzewostan, tym procent obszaru objętego pomiarami powinien być większy. Wiek można też szacować na podstawie pniaków po świeżo ściętych drzewach lub nawiercając pnie za pomocą świdra Presslera. Ta ostatnia metoda wymaga jednak specjalistycznego, drogiego sprzętu i w dodatku powoduje kaleczenie drzew. Mogłaby być stosowana tylko w ostateczności; w przypadku terenów chronionych wymaga zgody odpowiednich organów. Wybieramy optymalną, najprostszą metodę dla każdego przypadku indywidualnie, w pierwszej kolejności korzystając z istniejących źródeł informacji.

Aby określić udziały procentowe drzew iglastych w drzewostanach otaczających stanowisko bogatka wspaniałego, potrzebne do zwaloryzowania siedliska gatunku, przeprowadzono wizje terenowe w aktualnych i potencjalnych miejscach występowania gatunku w Puszczy Białowieskiej. Na podstawie posiadanej wiedzy o funkcjonowaniu drzewostanów z udziałem drzew iglastych i o biologii bogatka wspaniałego przyjęto wartości zawarte w tabeli 4. Są to wartości szacunkowe i być może w przyszłości będą musiały zostać zweryfikowane.

**Udział i struktura wiekowa drzew iglastych w drzewostanie na stanowisku.** Ocenę tego wskaźnika przeprowadza się dla całej powierzchni monitoringowej. Oceniany jest udział procentowy poszczególnych gatunków i wiek żywych drzew iglastych w drzewostanie. Drzewa takie stanowią potencjalną bazę pokarmową dla larw bogatka wspaniałego. Istotny jest tu zwłaszcza udział preferowanej sosny zwyczajnej w wieku powyżej 100 lat, która po zamarcu może stanowić miejsce życia omawianego gatunku. Szczegóły oceny zawarte są w tab. 3 i 4. Informacje o tym jak określić udział procentowy i wiek poszczególnych gatunków drzew w drzewostanie podano powyżej, przy opisie wskaźnika „Udział w drzewostanie i struktura wiekowa drzew iglastych wokół stanowiska”.

Aby określić udziały procentowe sosny zwyczajnej i świerka pospolitego, potrzebne do zwaloryzowania wskaźnika, przeprowadzono wizje terenowe w aktualnych i potencjalnych

miejscach występowania gatunku w Puszczy Białowieskiej. Na podstawie dokonanych obserwacji, powiązanych z rzeczywistymi stwierdzeniami występowania bogatka wspaniałego, określono wartości graniczne dla FV (>30% drzew iglastych w drzewostanie starszych niż 100 lat, w tym co najmniej połowa sosen), U1 (10–30% drzew iglastych, w tym udział sosen mniejszy niż połowa) i U2 (udział starych drzew iglastych mniejszy niż 10% lub drzewostany młodsze niż 100 lat). Równocześnie, dla ocen FV i U1 udział świerka w drzewostanie musi wynosić co najmniej 10% (por. Tab. 4).

**Zwarcie drzewostanu.** Ocenę zwarcia przeprowadzamy w odniesieniu do całej powierzchni monitoringowej, starając się, by odzwierciedlała ona średni stan tego wskaźnika. Jednostkowe oceny, dokonane na początku i na końcu każdego z wyznaczonych transektów pozwolą na zorientowanie się w tej kwestii. Przy ocenie siedliska należy też brać pod uwagę nasłonecznienie/zacienienie pni martwych sosen. Do tego celu wykorzystano ocenę zwarcia drzewostanu, pojęcia używanego w leśnictwie. Wyróżniane są 4 klasy zwarcia:

- pełne (korony drzew stykają się brzegami lub częściowo zachodzą na siebie),
- umiarkowane (między koronami występują wąskie przerwy, w których mieści się jedno drzewo),
- przerywane (między koronami występują szerokie przerwy, w których łatwo się mieści jedno, a nawet dwa drzewa),
- luźne (w drzewostanie brak konkurencji między drzewami).

Bogatek wspaniały, jak większość bogatkowatych, jest gatunkiem ciepłolubnym, preferującym luźne, otwarte drzewostany. Waloryzację wskaźnika oparto na informacjach dotyczących wymagań ekologicznych tego gatunku (zarówno oryginalnych, jak i z literatury), jak również na doświadczeniach autora dotyczących wymagań względem światła pokrewnych gatunków z rodzaju bogatek *Buprestis*.

**Intensywność gospodarowania.** To wskaźnik pozwalający określić, ile drzew stojących jest usuwanych z drzewostanu. Dotyczy to zarówno drzew zamierających i martwych, jak i drzew żywych, które są usuwane np. w ramach trzebieży (wczesnej lub późnej) i przez to nie mają szans naturalnie obumrzeć i pozostać w lesie. Wykorzystano tu metodykę zaproponowaną przez Buchholza (2012) z niewielkimi modyfikacjami. Zdaniem autora, wielkość powierzchni badawczych może być mniejsza – równa powierzchni transektów (min. 0,3 ha). Ocena dokonywana jest więc na wyznaczonych transektach. Należy policzyć pniaki po gatunkach będących na liście roślin żywicielskich o średnicy większej niż 20 cm, należące do I–III klas rozkładu. Powierzchnię monitoringową zaliczamy do jednej z trzech klas intensywności gospodarowania: FV – zupełnie lub prawie zupełnie wyłączone z gospodarki leśnej, U1 – o ograniczonym użytkowaniu, U2 – intensywnie użytkowane. Szczegóły oceny zawarte są w tab. 3 i 4. Do oceny można też wykorzystać dokumentację dotyczącą cięć sanitarnych, ale także trzebieży i cięć rębnych (np. w przypadku rębni przerębowej, czy stopniowej), prowadzoną przez właściciela lub zarządcę danego terenu.

Wartości graniczne ocen FV, U1 i U2 dla tego wskaźnika, zaprezentowane w tab. 4, przyjęto na podstawie wieloletnich obserwacji autora w różnych rejonach Polski, dotyczących wpływu cięć na stan zachowania saproksylicznych chrząszczy.

**Obecność śladów pożaru.** Odnotowujemy ewentualne ślady pożarów na całej powierzchni monitoringowej (pomocne mogą być wywiady z gospodarzami lasu). Obecność przyziemnych pożarów w lesie, w strefie borealnej i w górach, sprzyja utrzymywaniu się drzewo-

stanów sosnowych, które w przeciwnym wypadku ulegają przekształceniu w drzewostany sosnowo-świerkowe lub zupełnie pozbawione sosny, bardziej zacienione i niesprzyjające występowaniu bogatka wspaniałego. Ponadto, pożary mogą bezpośrednio wpływać na pojawianie się bazy pokarmowej dla larw bogatka wspaniałego, powodując osłabienie i zamieranie drzew. Wydaje się, że w północno-wschodniej Polsce pożary nie są warunkiem koniecznym dla występowania tego gatunku, tym niemniej prawdopodobnie sprzyjają jego występowaniu. Szczegóły oceny tego wskaźnika zawarte są w tab. 4.

**Uwaga:** Przy ocenie stanu siedliska wskazane jest wcześniejsze zapoznanie się z odpowiednim Planem Ochrony lub Planem Zadań Ochronnych (w przypadku parków narodowych, obszarów Natura 2000 lub rezerwatów przyrody), a w przypadku powierzchni położonych na terenach administrowanych przez Lasy Państwowe z Planem Urządzenia Lasu. W przypadku parków narodowych i rezerwatów, które nie mają planów ochrony odpowiednie informacje znajdziemy w tzw. zadaniach ochronnych, przygotowywanych na znacznie krótszy okres (najczęściej 1 rok). W dokumentach tych znajdziemy ogólne informacje o danym obiekcie leśnym, jego historii, co pozwoli na bardziej obiektywną ocenę perspektyw zachowania i ocenę ogólną omawianego gatunku. Są tam też szczegółowe informacje na temat siedliskowego typu lasu (zbiorowiska roślinnego), składu gatunkowego, udziału w drzewostanie i wieku drzew w poszczególnych, interesujących nas wydzieleniach, co jest niezbędne przy ocenie niektórych wskaźników opisujących siedlisko. Dokładne informacje o wykonywanych ostatnio zabiegach w drzewostanie można dostać od właściwego dla danej powierzchni monitoringowej nadleśnictwa. Dane wpisuje się do roboczej karty obserwacji siedliska (Tab. 5).

**Tab. 5.** Robocza karta obserwacji siedliska bogatka wspaniałego

Nazwa obszaru: <i>Puszcza Białowiecka</i>	Stanowisko monitoringowe: <i>Białowiecki Park Narodowy (oddz. 288, 318 i okolice)</i>	Nr transektu: <i>5</i>
Data obserwacji i pomiarów: <i>3.09.2013</i>	Osoba dokonująca obserwacji i pomiarów: <i>K. Sućko</i>	
Współrzędne geograficzne początku transektu (GPS) i kierunek (lub azymut) jego przebiegu: <i>Początek: N XX°XX'XX" E XX°XX'XX", kierunek transektu: N</i>		
Zwarcie drzewostanu: <input type="checkbox"/> – pełne <input type="checkbox"/> – umiarkowane <input type="checkbox"/> – przerywane <input checked="" type="checkbox"/> – luźne <b>x</b>	Udział w drzewostanie i struktura wiekowa drzew iglastych wokół stanowiska monitoringowego (opisowo): <i>9So (ok. 180 lat), 1Św (1–140 lat)</i>	
Skład gatunkowy drzewostanu na stanowisku (w przypadku gatunków iglastych podać udział): <i>10So, w podroście pojedyncze Św, w podszyciu Gb i Św</i>		Wiek drzew iglastych w drzewostanie na stanowisku: <i>So – ok. 180 lat Św – 1–15 lat</i>

Ślady pożarów do 25 lat wstecz		Uwagi: stare gniazdo pokornikowe; są starsze ślady pożaru							
Tak	Nie								
	x								
Stojące, martwe drzewa lub złomy oraz pniaki (p) ( $d_{1.3} > 20$ cm) – gatunki:									
<i>Pinus sylvestris</i>		<i>Picea abies</i>		<i>Abies alba</i>		<i>Larix decidua</i>		.....	
obecność	klasa rozkładu	obecność	klasa rozkładu	obecność	klasa rozkładu	obecność	klasa rozkładu		
1	II	–	II						
1	III	–	III						
1	IV	5	IV						

### Termin i częstotliwość badań

Poszukiwania lub odłowy imagines mogą być prowadzone od połowy maja do końca sierpnia. Postacie dorosłe bogatka wspaniałego aktywne są w ciągu dnia, w najcieplejszych jego godzinach (11.00–18.00), przy słonecznej pogodzie. Dlatego terminy aktywnych obserwacji należy dostosować do wymagań tego ciepłolubnego gatunku. Największe prawdopodobieństwo spotkania gatunku przypada na czerwiec i lipiec. Natomiast oceny stanu siedliska można dokonywać również w okresie „bezlístnym”, bez pokrywy śniegowej (przedwiośnie, ewentualnie późna jesień), gdyż wtedy najlepiej widoczna jest struktura drzewostanu oraz stojące, martwe drzewa.

Badania monitoringowe bogatka wspaniałego należy powtarzać corocznie w odniesieniu do populacji i co 6 lat w odniesieniu do siedliska gatunku.

### Sprzęt i materiały do badań

- pułapki barierowe (np. typu IBL-2 lub IBL-2bis),
- taśma miernicza 3–5 m do pomiaru obwodów drzew,
- cyfrowy aparat fotograficzny z funkcją makrofotografii,
- odbiornik GPS wyższej klasy turystycznej,
- mapa topograficzna (1:10000),
- arkusze obserwacji,
- 2 ołówki średniej twardości (B, HB, H),
- torba terenowa lub mały plecak.

### Sprzęt dodatkowy (opcjonalnie)

- lornetka

## 4. Przykład wypełnionej karty obserwacji gatunku na stanowisku

Karta obserwacji gatunku dla stanowiska	
Kod gatunku i nazwa gatunku	<i>Kod gatunku wg Dyrektywy Siedliskowej, nazwa polska i łacińska, autor wg aktualnie obowiązującej nomenklatury</i> <b>1085 bogatek wspaniały <i>Buprestis splendens</i> Fabricius, 1775</b>
Nazwa stanowiska	<i>Nazwa stanowiska monitorowanego</i> .....
Typ stanowiska	<i>Referencyjne/badawcze</i> Badawcze
Obszary chronione, na których znajduje się stanowisko	Białowiecki Park Narodowy, obszar Natura 2000 „Puszcza Białowiecka” (PLC200004), obszar chronionego krajobrazu Puszcza Białowiecka, rezerwat biosfery Puszcza Białowiecka
Współrzędne geograficzne	<i>Podać współrzędne geograficzne (GPS) stanowiska</i> N XX°XX'XX" E XX°XX'XX"
Wysokość n.p.m.	<i>Podać wysokość n.p.m. stanowiska lub zakres od... do...</i> 144–176 m n.p.m.
Powierzchnia stanowiska	<i>Podać wielkość powierzchni stanowiska w ha</i> 340 ha
Opis stanowiska	<i>Opis ma ułatwić identyfikację stanowiska. Należy w opisać lokalizację i charakter terenu oraz jak dotrzeć na stanowisko. Zaznaczyć, dla jakiej części stanowiska podano współrzędne geograficzne.</i> Stanowisko obejmuje duży kompleks borów w północno-wschodniej części Obszaru Ochronny Ścisłej Białowieckiego Parku Narodowego, położonych po obu stronach tzw. Trybu Niedźwiedziowskiego (ok. 8 km od Białowieży). Bory te zlokalizowane są w oddziałach 287D, 288CD, 289CD, 317B, 318AB, 319ABCD. Współrzędne geograficzne dotyczą miejsca wcześniejszego stwierdzenia gatunku na badanej powierzchni. Do stanowiska można dotrzeć od strony Białowieży, jadąc Drogą Browką do leśniczówki Dziedzinka, a stąd pieszo Trybem Masiewskim na północ aż do skrzyżowania z Trybem Niedźwiedziowskim. Następnie na zachód do celu.
Charakterystyka siedliska gatunku na stanowisku	<i>Krótką charakterystyka siedliska; typ siedliska, rodzaje siedlisk w otoczeniu stanowiska</i> Na stanowisku monitoringowym, które jest częścią stanowiska gatunku, zlokalizowanym w obszarze ochrony ścisłej BPN występują naturalne starodrzewy borów mieszanych ( <i>Calamagrostio-Piceetum</i> ) z dominującym udziałem sosny zwyczajnej i świerka pospolitego. W otoczeniu stanowiska monitoringowego dominują starodrzewy na siedliskach grądowych ( <i>Tilio-Carpinetum</i> ), w których również obecne są gatunki iglaste, zwłaszcza świerk.
Informacje o gatunku na stanowisku	<i>Syntetyczne informacje o występowaniu gatunku na stanowisku, dotychczasowe badania i inne istotne fakty; wyniki badań z lat poprzednich</i> Na stanowisku monitoringowym gatunek był ostatnio stwierdzony 20.07. 2011 r. (1 ex.). Na tej powierzchni został też odłowiony wcześniej – 28.07.2005 r. (1 ex.). W całej Puszczy Białowieckiej gatunek łowiony był w pojedynczych egzemplarzach od dawna, głównie w samej Białowieży, prawdopodobnie wskutek lęgnięcia się imagines z materiału zasiedlonego w Puszczy i przywiezionego do osady. Znajdowany był także w głębi lasu, w tym w Białowieckim PN. Puszcze Białowiecką można traktować jako jedno stanowisko, gdyż jest to zwarty masyw leśny, z wielką mozaiką siedlisk i drzewostanów, w których na ogół występują również gatunki iglaste. Nawet między dość odległymi miejscami złowienia poszczególnych osobników istnieje ciągłość odpowiednich dla omawianego gatunku środowisk życia. Długi i zmienny okres rozwoju larwalnego (do 7 lat), zasiedlanie głównie wierzchołkowych partii drzew oraz skryty tryb życia imagines sprawiają, że bezpośrednie obserwacje osobników i w konsekwencji ocena stanu i trendów populacji są niezwykle utrudnione. W latach 1916–2011 odłowiono/obserwowano w sumie 38 okazów. Dokładniejsze informacje o tych znaleziskach zawarte są w poniższych źródłach: Burakowski B, Mroczkowski M, Stefańska J. 1985. Chrzążcze <i>Coleoptera</i> – <i>Buprestoidea</i> , <i>Elateroidea</i> i <i>Cantharoidea</i> . Katalog fauny Polski, XXIII, 10: 1–401 ss.+1 mapa. Gutowski J. M. 2004. <i>Buprestis splendens</i> FABRICIUS, 1775 – Bogatek wspaniały. W: Głowaciński Z., Nowacki J. (red.). Polska czerwona księga zwierząt. Bezkręgowce. Instytut Ochrony Przyrody PAN, Kraków, Akademia Rolnicza, Poznań, s. 107–109.



	<p>Gutowski J. M. 2004. <i>Buprestis splendens</i> Fabricius, 1775. Bogatek wspaniały. 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. Tom 6: 71–74.</p> <p>Gutowski J. M. 2010. Nowe i interesujące gatunki bogatkowatych (Coleoptera: Buprestidae) w faunie Puszczy Białowieskiej. Wiad. entomol. 29(3): 212–214.</p> <p>Gutowski J. M., Ługowoj J. 2000. <i>Buprestidae</i> (Coleoptera) of the Białowieża Primeval Forest. Polskie Pismo Entomologiczne 69, 3: 1–40.</p> <p>Karpiński J. J. 1967. Z puszczy i lasów. Państw. Zakł. Wyd. Szkol., Warszawa.</p> <p>Rikhter A. A. 1952. Nasekomye zhestkokrylye. Zlatki (<i>Buprestidae</i>). W: Fauna SSSR. Izd. Akad. Nauk SSSR, Moskwa–Leningrad, 13, 4: 1–234.</p> <p>Gutowski J. M. – oryginalne dane.</p>
Czy monitoring w kolejnych latach jest wymagany?	<p><i>Wpisać tak/nie; w przypadku „nie” uzasadnić dlaczego proponuje się rezygnację z tego stanowiska</i></p> <p>Tak. Lokalizacja powierzchni monitoringowej umożliwia śledzenie gatunku i jego siedliska w warunkach naturalnych (bez bezpośredniej ingerencji człowieka).</p>
Obserwator	<p><i>Imię i nazwisko wykonawcy monitoringu</i></p> <p>Jerzy M. Gutowski, Krzysztof Sućko</p>
Daty obserwacji	<p><i>Daty wszystkich obserwacji</i></p> <p>10.06.2013, 24.06.2013, 8.07.2013, 22.07.2013, 5.08.2013, 19.08.2013, 3.09.2013.</p>

Stan ochrony gatunku na stanowisku			
Parametr/Wskaźniki	Wartość wskaźnika i komentarz	Ocena	
<b>Populacja</b>			
Obecność gatunku	<p><i>Podać wynik poszukiwań gatunku na stanowisku</i></p> <p>Jest Znaleziono szczątki imago: 20.07.2011 r.</p>	FV	FV
<b>Siedlisko</b>			
Ilość martwego drewna	<p><i>Średnia liczba martwych drzew iglastych (stojących i złomów) o pierśnicy powyżej 20 cm na wszystkich transektach w przeliczeniu na 100 m</i></p> <p>10,4 Transekt I – 13 drzew, II – 8, III – 9, IV – 14, V – 8.</p>	FV	
Paleta gatunków martwego drewna	<p><i>Liczba gatunków stojących, martwych drzew i złomów o pierśnicy większej niż 20 cm</i></p> <p>2 świerk – 65%, sosna – 35% (dotyczy tylko drzew iglastych, stojących i złomów)</p>	FV	
Jakość martwego drewna	<p><i>Udział procentowy poszczególnych klas rozkładu drewna z wszystkich transektów łącznie (dotyczy tylko drzew iglastych, stojących i złomów):</i></p> <p>I – 8% II – 11% III – 19% IV – 62%</p> <p>Transekt I: II klasa rozkładu – 31%, III – 8%, IV – 61%; transekt II: II – 12,5%, III – 75%, IV – 12,5%; transekt III: III – 22%, IV – 78%; transekt IV: I – 29%, III – 7%, IV – 64%; transekt V: II – 12,5%, III – 12,5%, IV – 75%.</p>	FV	FV
Udział i struktura wiekowa drzew iglastych w drzewostanie wokół stanowiska	<p><i>Określenie udziału żywych drzew iglastych w wieku powyżej 100 lat w drzewostanach otaczających stanowisko</i></p> <p>Około 80% drzew iglastych (świerk <i>Picea abies</i> – 60%, sosna <i>Pinus sylvestris</i> – 40%)</p>	FV	
Zwarcie drzewostanu	<p><i>Określenia klas zwarcia drzewostanu, używanych w polskim leśnictwie</i></p> <p>Przerwane/luźne</p>	FV	
Udział i struktura wiekowa drzew iglastych w drzewostanie na stanowisku	<p><i>Określenie udziału żywych drzew iglastych w wieku powyżej 100 lat w drzewostanach na stanowisku</i></p> <p>Około 90% drzew iglastych (sosna – 30%, świerk – 60%)</p>	FV	

Intensywność gospodarowania	Liczba pniaków o średnicy powyżej 20 cm I–III klasy rozkładu na badanych transektach w przeliczeniu na 1 ha 0	FV	FV
Obecność śladów pożaru	Podać, czy na stanowisku miał miejsce pożar, a jeśli tak, to jak dawno Są dawne ślady pożarów, starsze niż 25 lat	U1	
Perspektywy ochrony	Krótka prognoza stanu populacji i siedliska gatunku na stanowisku w perspektywie 10–15 lat w nawiązaniu do ich aktualnego stanu i obserwowanych procesów zachodzących w siedlisku, z uwzględnieniem wszelkich działań i planów, których skutki mogą wpłynąć na gatunek i jego siedlisko Perspektywy ochrony, biorąc pod uwagę aktualny stan populacji i siedliska na stanowisku, status ochronny stanowiska (park narodowy) i brak przewidywanych istotnych zagrożeń w najbliższych 10–15 latach, są dobre.		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
K02	Ewolucja biocenotyczna, sukcesja	A	+	Stopniowe, naturalne zamieranie starych sosen, liczących po 200–300 lat, co dostarcza bazy rozwojowej dla larw bogatka wspaniałego.

Zagrożenia (przyszłe, przewidywane oddziaływania)				
Kod	Nazwa	Intensywność	Wpływ	Syntetyczny opis
K04	Konkurencja	B	-	Na terenie BPN niemal zupełnie brak naturalnego odnowienia sosny zwyczajnej, która przegrywa konkurencję ze świerkiem oraz gatunkami liściastymi. Stan taki może w odległej przyszłości doprowadzić do zubożenia bazy rozwojowej bogatka wspaniałego w obszarze objętym ochroną ścisłą o najbardziej preferowany gatunek rośliny żywicielskiej. Baza żerowa na najbliższe 100 lat jest zapewniona dzięki istniejącym drzewostanom młodszych klas wieku, które zostały posadzone w części BPN objętej ochroną częściową oraz w lasach gospodarczych Puszczy Białowieskiej.

Inne informacje	
Inne wartości przyrodnicze	<p>Inne obserwowane w trakcie prac monitoringowych gatunki zwierząt i roślin w załącznikach Dyrektywy Siedliskowej i Ptasiej: gatunki zagrożone i rzadkie (Czerwona księga) gatunki chronione (podać liczebność w skali: liczny, średnio liczny, rzadki)</p> <p>Na stanowisku monitoringowym występują ponadto:</p> <p>gatunki z Zał. II Dyrektywy Siedliskowej:</p> <p>zgniotek cynobrowy <i>Cucujus cinnaberinus</i> (Scop.) (Cucujidae) – średnio liczny, zagłębek bruzdkowany <i>Rhysodes sulcatus</i> (Fabr.) (Rhysodidae) – rzadki, konarek tajgowy <i>Phryganophilus ruficollis</i> (Fabr.) (Melandryidae) – rzadki;</p> <p>gatunki z Czerwonej Listy:</p> <p>kowalina łuskoskrzydła <i>Lacon lepidopterus</i> (Panz.), <i>L. quercus</i> (Herbst) (Elateridae); <i>Prostomis mandibularis</i> (Fabr.) (Prostomidae); <i>Nacerdes carniolica</i> (Gistel) – odkryty na badanym stanowisku jako nowy dla Polski w 2009 r., znany tylko z BPN (Gutowski J. M., Kubisz D., Sućko K. 2012. <i>Nacerdes carniolica</i> (GISTEL, 1834) (Coleoptera: Oedemeridae) – nowy chrząszcz dla polskiej fauny. Wiad. entomol., 31(4): 267–273).</p>

Gatunki obce i inwazyjne	<i>Obserwowane gatunki obce i inwazyjne</i> Nie obserwowano.
Uwagi metodyczne	<i>Informacje istotne dla dalszego planowania monitoringu (sposób prowadzenia prac, wskaźniki, które powinny być badane w monitoringu i ich waloryzacja, regionalnie optymalny czas prowadzenia badań itp.)</i> Brak.
Inne uwagi	<i>Wszelkie informacje pomocne przy interpretacji wyników, np. anomalie pogodowe</i> Obfite deszcze czy silne wiatry mogą utrudnić lub uniemożliwić przeprowadzenie monitoringu w danym dniu – w odniesieniu do wskaźników siedliska. Wskaźnik populacyjny można oceniać tylko przy ciepłej, słonecznej pogodzie w okresie aktywności imagines.
Dokumentacja fotograficzna i kartograficzna	<i>Załączniki do bazy danych (w wersji elektronicznej):</i> <i>Minimum 2 zdjęcia na stanowisko (gatunek, siedlisko), granice powierzchni badawczej naniesione na odpowiedni podkład kartograficzny</i>

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

Podobną metodykę, w odniesieniu do badań stanu siedliska, zaproponowano w monitoringu ponurka Schneidera *Boros schneideri* (Panz.).

## 6. Ochrona gatunku

Bogatek wspaniały występował kiedyś znacznie szerzej w Europie, o czym świadczą stare doniesienia literaturowe (Rikhter 1952, Horion 1955, Burakowski i in. 1985). Prawdopodobnie wyginął lub znacznie ograniczył liczbę stanowisk i liczebność w wielu krajach naszego kontynentu, m.in. i w Polsce. Występowania w okolicach Torunia i w Wielkopolskim Parku Narodowym nie udało się dotąd potwierdzić i należy traktować te stanowiska jako historyczne. Głównym powodem wycofywania się gatunku są zmiany w strukturze drzewostanów (odmłodzenie, zmniejszenie grubości drzew, ujednoclenie gatunkowe), zmniejszenie wielkości kompleksów leśnych, a przede wszystkim przerwanie ciągłości występowania starodrzewów w wielu miejscach jego zasięgu. Obecna gospodarka leśna w większości krajów Europy, a zwłaszcza w Unii Europejskiej, próbuje odbudowywać zasoby martwego drewna w lesie, co powinno sprzyjać zachowaniu tego gatunku. Ważne jest zapewnienie w miejscach jego występowania stałej obecności martwych, grubych, stojących drzew iglastych, przede wszystkim sosny zwyczajnej. Na stanowiskach występowania bogatka wspaniałego należałoby zapewnić odpowiedni udział martwych drzew stojących w drzewostanie (nie usuwać drzew zamierających, a gdyby podaż z powodu naturalnego obumierania była zbyt mała – np. zaobrączkować pojedyncze drzewa).

W planie długofalowym należałoby przeprowadzić dokładniejsze poszukiwania tego gatunku w potencjalnych miejscach występowania w całej północno-wschodniej Polsce (starodrzewy sosnowe z udziałem stojących, martwych drzew). Znalezione stanowiska należałoby włączyć w systemowe działania ochronne, które powinny przewidywać:

- ograniczenie bądź całkowite zaniechanie usuwania martwych drzew stojących sosny zwyczajnej w starodrzewach, gdzie stwierdzono ten gatunek,
- zapewnienie trwałości starodrzewów z udziałem sosny zwyczajnej w miejscach występowania bogatka wspaniałego i w pobliżu takich miejsc (zapewnienie ciągłości pokoleń),

- dążenie do poszerzenia stanowisk występowania i zasięgu bogatka wspaniałego poprzez zapewnienie odpowiedniej bazy żerowej (starodrzewy sosnowe z dużym udziałem martwych drzew stojących) i budowanie odpowiednich korytarzy ekologicznych.

## 7. Literatura

- Bałaży S., Gidaszewski A., Michalski J. 1974. Badania nad fauną ksylofagów Wielkopolskiego Parku Narodowego, I. Badania Fizjograficzne nad Polską Zachodnią, C – Zool. 27: 83–102.
- Buchholz L. 2012. 1086. Zgniotek cynobrowy *Cucujus cinnaberinus* (Scopoli, 1763). W: Makomaska-Juchiewicz M., Baran P. (red.). Monitoring gatunków zwierząt. Przewodnik metodyczny. Część II. GIOŚ, Warszawa, s. 419–446.
- Burakowski B., Mroczkowski M., Stefańska J. 1985. Chrzążcze Coleoptera – Buprestoidea, Elateroidea i Cantharoidea. Katalog fauny Polski, XXIII, 10: 401 ss. + mapa.
- Cobos A. 1953. Nota acerca de la presencia del *Buprestis (Cypriacis) splendens* F., en España y de la validez específica del mismo. Boll. Ass. Rom. Ent. Roma, 8: 1–7.
- Cobos A. 1986. Fauna Iberica de Coleopteros Buprestidae. Cons. Sup. Invest. Cientificas, Madrid. 1–364 ss. + 60 plates.
- Gutowski J. M. 2004a. *Buprestis splendens* Fabricius, 1775 – Bogatek wspaniały. W: Głowaciński Z., Nowacki J. (red.). Polska czerwona księga zwierząt. Bezkręgowce. Instytut Ochrony Przyrody PAN, Kraków – Akademia Rolnicza im. A. Cieszkowskiego, Poznań, s. 107–109.**
- Gutowski J. M. 2004b. Bogatek wspaniały. 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. Tom 6, s. 71–74.**
- Gutowski J. M. 2010a. Nowe i interesujące gatunki bogatkowatych (Coleoptera: Buprestidae) w faunie Puszczy Białowieskiej. Wiadomości entomologiczne 29 (3): 212–214.**
- Gutowski J. M. 2010b. 4021 \*Konarek tajgowy *Phryganophilus ruficollis* (Fabricius, 1798). W: Makomaska-Juchiewicz M. (red.). Monitoring gatunków zwierząt. Przewodnik metodyczny. Część I. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa, s. 112–129.
- Gutowski J. M., Ługowej J. 2000. *Buprestidae (Coleoptera)* of the Białowieża Primeval Forest. Polskie Pismo Entomologiczne 69, 3: 279–318.**
- Horion A. 1955. Faunistik der mitteleuropäischen Käfer. Band IV: Sternoxia (Buprestidae), Fossipedes, Macroductylia, Brachymera. Ent. Arb. Mus. G. Frey. Tutzing bei München, III–XXIII + 1–249, 269–270, 275–280.
- IUCN 2013. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2013.2. <[www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org)> (dostęp 8.03.2014).
- Karpiński J. J. 1967. Z puszczy i lasów. Państwowe Zakłady Wydawnictw Szkolnych, Warszawa.**
- Nieto A., Alexander K. N. A. (red.) 2010. European Red List of Saproxyllic Beetles. Publications Office of the European Union, Luxembourg.
- Obenberger J. 1927. *Buprestis splendens* Fabr. und ihre nordamerikanischen Verwandten. (Fortsetzung). Ent. Anz., 7: 99–100, 105–106, 115–116, 129–130, 157–159.
- Pawłowski J., Kubisz D., Mazur M. 2002. *Coleoptera* Chrzążcze. W: Głowaciński Z. (red.). Czerwona lista zwierząt ginących i zagrożonych w Polsce. Polska Akademia Nauk, Instytut Ochrony Przyrody, Kraków, s. 88–110.
- Rikhter A. A. 1952. Nasekomye zhestkokryle. Zlatki (Buprestidae). W: Fauna SSSR. Izd. Akad. Nauk SSSR, Moskva–Leningrad, 13, 4: 1–234.**
- Siebold C. T. E. v. 1847. Beitrage zur Fauna der wirbellosen Thiere der Provinz Preussen. (Zehnter Beitrag). Die preussischen Käfer. N. Preuss. Prov.-Bl. 3: 203–219, 350–367, 419–451.
- Stachowiak M. 2012. 1088 Kozióróg dębosz *Cerambyx cerdo* Linnaeus, 1758. W: Makomaska-Juchiewicz M., Baran P. (red.). Monitoring gatunków zwierząt. Przewodnik metodyczny. Część II. GIOŚ, Warszawa, s. 349–366.

Opracował: Jerzy M. Gutowski

1087 **Nadobnica alpejska**  
*Rosalia alpina* (Linnaeus, 1758)



Fot. 1. Nadobnica alpejska *Rosalia alpina* (fot. M. Ciach).

## I. INFORMACJA O GATUNKU

### 1. Przynależność systematyczna

Rząd: chrząszcze COLEOPTERA

Rodzina: kózkowate CERAMBYCIDAE

Wyróżniono dwa podgatunki, z których w Polsce występuje nominatywny

### 2. Status prawny i zagrożenie gatunku

#### Prawo międzynarodowe

Dyrektywa Siedliskowa. Załączniki II i IV

Konwencja Berneńska. Załącznik 2

#### Prawo krajowe

Ochrona gatunkowa – ochrona ścisła (od 1952 r.)

#### Kategoria zagrożenia IUCN

Czerwona lista zagrożonych zwierząt IUCN (2010) – VU

Czerwona lista zwierząt zagrożonych w Polsce (2002) – EN



Polska czerwona księga zwierząt. Bezkręgowce (2004) – EN  
 Czerwona lista dla Karpat (2003) – EN  
 Czerwona lista chrząszczy (*Coleoptera*) Górnego Śląska (1998) – Ex

### 3. Opis gatunku

Nadobnica alpejska *Rosalia alpina* (L.) uznawana jest za symbol dzikiej przyrody. Atrakcyjne ubarwienie powoduje, że gatunek uważany jest za jeden z najpiękniejszych wśród europejskich kózek. Długość ciała imagines wynosi około 15–40 mm. Czułki imagines są długie, u samic są równe lub nieznacznie dłuższe od długości ciała, natomiast u samca są one wyraźnie dłuższe, wystają daleko poza pokrywy, dochodząc do 1,5–2 długości ciała. Pierwszy i drugi człon czułków są czarne, natomiast człony od 3. do 6. niebieskie z pęczkami czarnych włosów na końcach. Ciało imagines jest dość smukłe, lekko spłaszczone w przekroju poprzecznym. Głowa stosunkowo duża, nieznacznie węższa od przedplecza. Przedplecze z niewielkimi wzniesieniami na bokach (Gutowski 2004). Pokrywy szersze od przedplecza, najszersze w części barkowej, wydłużone, na końcach łagodnie, łukowato zwężone. Długość pokryw około 21,5 mm u samic, u samców około 19,5 mm (Michalcewicz, Ciach 2012a). Górna strona ciała (głowa, przedplecze, pokrywy) jest niebieska. Na przedpleczu oraz na pokrywach występują czarne plamy o różnym, dość zmiennym układzie (Gutowski 2004). Strona spodnia ciała jest niebieskawa. Nogi dość długie, niebieskawe.

Jaja wydłużone, około 3,6 mm długie i 0,8 mm szerokie, wrzecionowate, białawe z perlowym połyskiem. Chorion z nieregularnym i raczej delikatnym skórzastym wzorem (Ciach, Michalcewicz 2009). Larwa lekko grzbieto-brzusznie spłaszczona, biaława, dorastająca do



Fot. 2. Kopulująca para nadobnicy alpejskiej; Beskid Niski, 17.07.2011 r. (fot. M. Ciach).



35 mm długości i 8 mm szerokości. Ciało wyraźnie segmentowane. Głowa krótka, szeroka, słabo odgraniczona od przedtułowia. Żuwaczki krótkie, mocne, barwy ciemnobrunatnej. Przednia część głowy ciemna, kasztanowo-brunatna. Przedplecze z pomarańczowymi plamkami. Poczwarzka biaława, przypomina w zarysie owada doskonałego (Gutowski 2004). *Nadobnica alpejska* jest niezwykle trudna do pomylenia z jakimkolwiek gatunkiem występującym w Europie ze względu na niepowtarzalne i łatwo rozpoznawalne ubarwienie. Nieco podobne do *nadobnicy alpejskiej* w kolorystyce i/lub układzie plam mogą wydawać się rzemliki *Saperda* spp. (*S. punctata*, *S. octopunctata*, *S. perforata*, *S. scalaris*), lecz wielkość i proporcje ich ciała (wyraźnie mniejsza wielkość, cylindryczny kształt ciała, krótsze czułki) czynią je łatwymi do odróżnienia.

#### 4. Biologia gatunku

*Nadobnica alpejska* jest polifagiem. Rozwój larw odbywa w buku *Fagus* spp., jak również w innych drzewach liściastych (m.in. drzewa z rodzajów wiąz *Ulmus*, grab *Carpinus*, lipa *Tilia*, kasztan *Castanea*, jesion *Fraxinus*, orzech *Juglans*, dąb *Quercus*). W środkowej Europie *nadobnica alpejska* występuje głównie w starych, górskich lasach bukowych (Gutowski 2004, Starzyk 2004). Do niedawna za roślinę żywicielską larw *nadobnicy alpejskiej* w Polsce uważano wyłącznie buka pospolitego *Fagus sylvatica*. W ostatnich latach do roślin pokarmowych larw tego chrząszcza dołączył również wiąz górski *Ulmus glabra* i jawor *Acer pseudo-platanus* (Ciach i in. 2007, Michalcewicz i in. 2013).

Imagines spotykane są w Polsce od pierwszej dekady czerwca do trzeciej dekady września. Szczyt pojawu przypada jednak na drugą i trzecią dekadę lipca i pierwszą dekadę sierpnia (Ciach, Michalcewicz, w przygotowaniu). Chrząszcze najbardziej aktywne są w godzinach okołopołudniowych. Odżywianie się imagines nie jest pewne, choć obserwowano osobniki przebywające przy wyciekającym soku drzew. Samice przemieszczają się raczej rzadziej niż samce, choć w okresie składania jaj aktywnie poszukują miejsc dogodnych do ich złożenia. Samce zwykle przesiadują w miejscach nasłonecznionych, reagując czasem na pojawienie się innego osobnika gonitwą lub walką.



Fot. 3, 4. Żerowiska i otwory wylotowe *nadobnicy alpejskiej* w drewnie wiązu górskiego; Beskid Niski, 04.11.2012 r. (fot. M. Ciach).



**Fot. 5.** Buk pospolity z martwymi konarami, miejsce rozwoju nadobnicy alpejskiej; Beskid Niski, 29.03.2008 r. (fot. M. Ciach).





**Fot. 6,7.** Składowiska z drewnem buka pospolitego zalegającym w okresie pojawu nadobnicy alpejskiej; Bieszczady, 22.06.2014 r. (fot. M. Ciach).

Jaja składane są w spękaniach i szczelinach kory lub drewna. Cykl rozwoju trwa na ogół 3 lata, jednak w zależności od warunków pogodowych i troficznych może ulegać skróceniu do dwóch lat lub wydłużać się do czterech i więcej. Żer larw odbywa się w strefie granicznej między drewnem bielastym a twarżelowym, a w końcowej fazie nieco bliżej warstw powierzchniowych (Gutowski 2004). Szerokość chodników larwalnych dochodzi do około 10 mm. Otwory wyjściowe imagines mają kształt owalny, czasem nieco wrzecionowaty, będąc 1,5–2,3 razy szersze od swojej wysokości. Wymiary dość zróżnicowane: szerokość 4,9–15,2 mm i wysokość 3–7 mm. Kształt otworu wylotowego zmienny, przypuszczalnie zależny od jakości drewna i obecności kory. Wielkość otworu wylotowego zależna jest od wielkości wychodzącej nim postaci dorosłej (Ciach, Michalcewicz 2013).

Aktywne chrząszcze na ogół poruszają się niezbyt szybko, jednak zaniepokojone uciekają szybko po pniu lub konarze, czasem odlatują, a czasem spadają na ziemię, by ukryć się wśród roślin zielnych. Do lotu podrywają się raczej niechętnie, przelatując dość powoli na niewielkie odległości. Imagines są jednak mobilne i potrafią pokonywać dłuższe dystanse (przeloty w granicach około 1,5 km) (Drag i in. 2011).

## 5. Wymagania siedliskowe

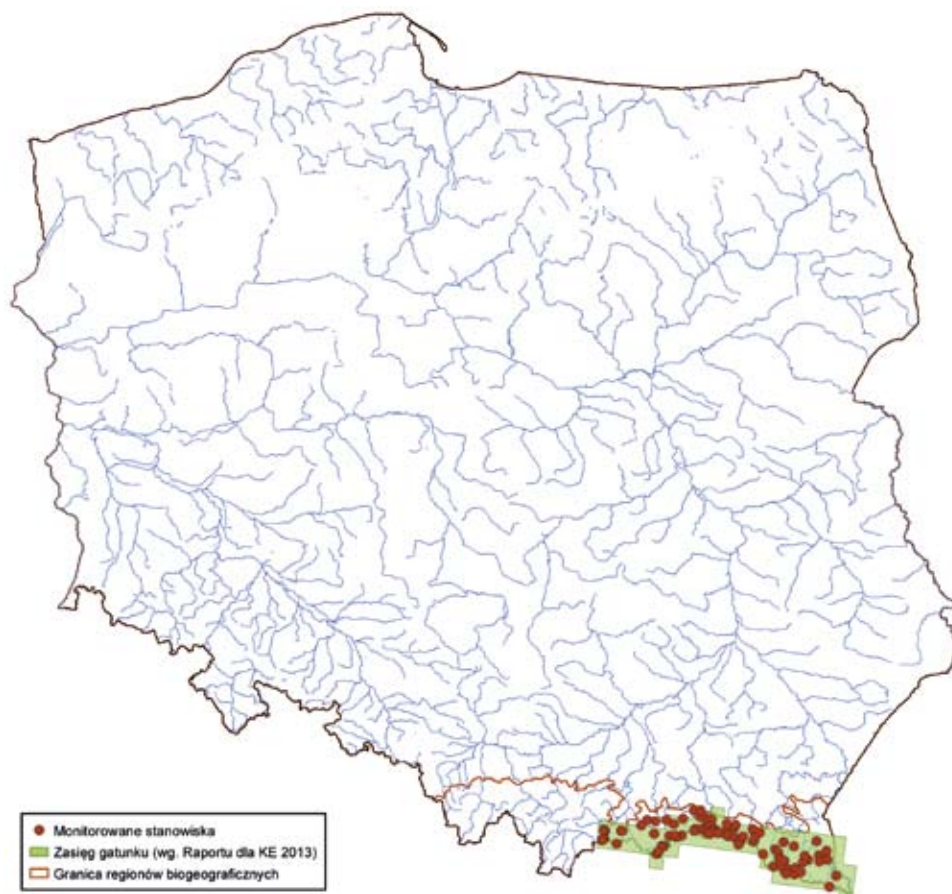
Pierwotnymi środowiskami występowania nadobnicy alpejskiej są obszary leśne o charakterze pierwotnym i dużym udziale buka. Ponadto w ostatnich latach nadobnicę alpejską odnotowano w Polsce w nieznanach wcześniej siedliskach – śródleśnym zbiorowisku łąkowym w stadium sukcesji z dominującym wiązem górskim, na przydrożnych jesionach wyniosłych *Fraxinus excelsior* oraz w zadrzewieniu pastwiskowym z dominującym wiązem górskim (Michalcewicz i in. 2011, Michalcewicz, Ciach 2012c, Ciach, Michalcewicz 2014). Nadobnica alpejska jest saproksylobiontem. W środowiskach występowania chrząszcze zasiedlają martwe i zamierające drzewa. Zwykle znajdują się one w miejscach ciepłych, eksponowanych na światło słoneczne (Russo i in. 2011). Drzewa w jakich dochodzi do rozwoju są często okazałych rozmiarów, choć rozwój stwierdzany jest także w cieńszym materiale (pniach, konarach), którego średnica wynosi kilkanaście centymetrów.

Nadobnica alpejska występuje głównie w starych drzewostanach bukowych, gdzie obecne są martwe drzewa. Zasiedlane są stojące oraz leżące drzewa obumarłe. Do składania jaj

powszechnie dochodzi również na składnicach drzewnych, gdzie w okresie pojawu imago gromadzone jest drewno (stosowe oraz wielkowymiarowe). Surowiec taki może stanowić pułapkę ekologiczną dla gatunku (Adamski i in. 2013). Rozwój następuje zarówno w drewnie rozłożonym przez grzyby, jak również w twardym niedawno zamarym lub ściętym. Kilka kolejnych pokoleń chrząszcza może wykorzystywać dogodny materiał lęgowy, aż do jego silnego rozkładu (Gutowski 2004).

## 6. Rozmieszczenie gatunku

Niegdyś nadobnica alpejska zasiedlała przypuszczalnie znaczną część Polski. Prawdopodobnie jej pierwotny zasięg w kraju mógł pokrywać się z zasięgiem buka pospolitego. Jednak dane o jej rozmieszczaniu w XX w. wskazywały już na istnienie zaledwie kilku obszarów, prawdopodobnie izolowanych, gdzie zachowały się populacje tego gatunku. Należały do nich Karpaty, Góry Świętokrzyskie, Roztocze oraz rozproszone stanowiska na nizinach północnej i zachodniej części kraju. Mimo objęcia gatunku ochroną ścisłą, w ostatnich dekadach nadobnica alpejska najprawdopodobniej wymarła w niżowej części kraju. Do końca ubiegłego wieku gatunek ustąpił z większości historycznych stanowisk, a obszar jego wystę-



Ryc. 1. Rozmieszczenie stanowisk monitoringu nadobnicy alpejskiej w Polsce na tle jej zasięgu geograficznego.

powania skurczył się do Karpat (Starzyk 1992, 2004). Aktualny zasięg gatunku w Karpatach uległ dalszemu zmniejszeniu i jest on obecnie ograniczony głównie do Bieszczadów, Beskidu Niskiego oraz mniej licznych, rozproszonych i izolowanych stanowisk w Beskidzie Sądeckim, Górach Sanocko-Turczańskich oraz Pieninach (Michalcewicz, Ciach 2015) (Ryc. 1). Przeprowadzone obecnie analizy pokazują, że 13% stanowisk gatunku jest izolowane, a kolejne 17% jest zagrożonych izolacją (Michalcewicz, Ciach 2015). Postępujący zanik gatunku odnotowano także w Czechach (Drag i in. 2012).

## II. METODYKA

### 1. Koncepcja monitoringu gatunku

Próbie opracowania metodyki monitoringu nadobnicy alpejskiej i oceny stanu ochrony w oparciu o tę metodykę podjął Witkowski (2008a). Jednak ta propozycja metodyki nie uwzględniała w pełni biologii i ekologii gatunku oraz realności zgromadzenia odpowiednich danych, a w związku z tym nie dawała możliwości oceny w sposób właściwy populacji i siedliska nadobnicy alpejskiej. Określanie zaproponowanych wskaźników opierało się w dużej mierze o wiedzę ekspercką i sprawiało trudności w obiektywnej ocenie stanu populacji i siedliska. Dodatkowo, zaproponowana metodyka nie definiowała dostatecznie terminu „stanowisko”, na jakim należy prowadzić prace monitoringowe i jak dane ze stanowisk należy przekładać na cały obszar Natura 2000. W efekcie wyniki uzyskane w trakcie prac monitoringowych nadobnicy alpejskiej były dość niejasne (Witkowski 2008b). Poniżej przedstawiono nową koncepcję metodyki monitoringu nadobnicy alpejskiej. Jej zastosowanie nie sprawia trudności technicznych, nie wymaga znacznych nakładów finansowych i pozwala na uzyskanie obiektywnych wyników, porównywalnych dla różnych stanowisk, nie powodując jednocześnie negatywnych oddziaływań na gatunek i jego siedlisko.

Przy opracowaniu nowej koncepcji metodyki monitoringu nadobnicy alpejskiej brano pod uwagę możliwości wykonawcze obserwatorów oraz trudności w wykrywaniu i obserwacji gatunku. Założono, że zakres prac terenowych przewidzianych do realizacji na pojedynczym stanowisku monitoringowym (powierzchni monitoringowej) powinien być możliwy do wykonania przez jednego obserwatora w ciągu jednego dnia. Wykluczono odłów chrząszczy oraz ich wabienie poprzez wykładanie kłód i stosów drewna, stanowiących potencjalny materiał łęgowy. Wszelka ingerencja w miejsca występowania i rozwoju gatunku (poszukiwanie żerowisk, larw, poczwerek) została zaniechana. Aktywność obserwatora w zakresie oceny stanu populacji ogranicza się jedynie do obserwacji postaci dorosłych (imagines i ich szczątki), wspomaganą poszukiwaniem otworów wylotowych.

Prace w zakresie oceny stanu siedliska obejmują określanie na stanowiskach (powierzchniach) monitoringowych wybranych charakterystyk stanu siedliska, uznanych za istotne z punktu widzenia biologii i ekologii gatunku (Gutowski 2004, Starzyk 2004, Russo i in. 2011, Michalcewicz, Ciach 2012b).

Materiał łęgowy (martwe drewno gatunków liściastych, głównie buka) ulega stałemu, naturalnemu rozkładowi, w efekcie czego pojedyncze miejsce rozwoju (drzewo, złom) może

w sposób naturalny zanikać w perspektywie kilku-kilkudziesięciu lat. Przez stanowisko gatunku rozumie się nie tylko pojedynczą i niemal punktową lokalizację, gdzie stwierdzono rozwój, ale otaczający go płat siedliska potencjalnie dogodnego dla występowania gatunku (zapewniającego trwałość występowania gatunku). W miejscach takich lokalizowane jest stanowisko monitoringowe (powierzchnia monitoringowa) o rozmiarach 1x1 km. Takie podejście pozwala na monitorowanie ciągłości występowania nadobnicy alpejskiej na danym terenie, gdyż w miejsce naturalnie zanikającego materiału lęgowego śledzone będzie pojawianie się nowych miejsc dogodnych do rozwoju gatunku. Monitoring siedliska w szerszej niż punktowa skali przestrzennej daje zatem możliwość śledzenia stanu i potencjału siedliska w długiej perspektywie czasowej na stałych powierzchniach. Waloryzacja wskaźników siedliska jest wynikiem analizy pomiarów terenowych w oparciu o regresję logistyczną. Bierze ona pod uwagę prawdopodobieństwo występowania gatunku na poziomie 0,5 i 0,8 – jako wartość graniczna między wskaźnikami U2/U1 oraz U1/FV.

## 2. Wskaźniki i ocena stanu ochrony gatunku

### Wskaźniki stanu populacji

Przyjęte wskaźniki stanu populacji nadobnicy alpejskiej i sposób ich waloryzacji przedstawiono w tabelach 1 i 2.

**Tab. 1.** Wskaźniki stanu populacji nadobnicy alpejskiej

Wskaźnik	Miara	Sposób pomiaru/określenia
Obecność gatunku	Odnotowany/ nie odnotowany	Wyszukiwanie imagines w każdym z 5 kolejnych sezonów monitoringowych; wskaźnik określa liczbę lat w jakich stwierdzono imagines
Odległość do najbliższych stanowisk	Dystans w metrach	Określenie odległości w metrach między centralnym punktem danego stanowiska monitoringowego, a centralnym punktem 5 najbliższych stanowisk, na których stwierdzono obecność imagines; określenie wartości i wyliczenie średniej przez koordynatora na podstawie pomiaru na mapie

**Tab. 2.** Waloryzacja wskaźników stanu populacji nadobnicy alpejskiej

Wskaźnik/Ocena*	FV	U1	U2
Obecność gatunku	Liczba lat, w jakich stwierdzono imagines w ciągu 5 sezonów monitoringowych, wynosi: <b>≥3 lub 2</b> , jeśli lata obserwacji sąsiadują ze sobą	Liczba lat, w jakich stwierdzono imagines w ciągu 5 sezonów monitoringowych, wynosi: <b>1 lub 2</b> , jeśli lata obserwacji nie sąsiadują ze sobą	Liczba lat, w jakich stwierdzono imagines w ciągu 5 sezonów monitoringowych, wynosi: <b>0</b>
Odległość do najbliższych stanowisk	Średnia odległość między danym stanowiskiem monitoringowym a 5 najbliższymi zasiedlonymi stanowiskami nie zmieniła się lub zmniejszyła; stanowisko uznawane jest za zasiedlone jeśli w ciągu 5 lat obserwacji przynajmniej raz stwierdzono na nim obecność gatunku	Średnia odległość między danym stanowiskiem monitoringowym a 5 najbliższymi zasiedlonymi stanowiskami zwiększyła się o <5%	Średnia odległość między danym stanowiskiem monitoringowym a 5 najbliższymi zasiedlonymi stanowiskami zwiększyła się o >5%

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



## Wskaźniki stanu siedliska

Przyjęte wskaźniki stanu siedliska nadobnicy alpejskiej i sposób ich waloryzacji przedstawiono w tabelach 3 i 4.

**Tab. 3.** Wskaźniki stanu siedliska nadobnicy alpejskiej

Wskaźnik	Miara	Sposób pomiaru/określenia
Odległość od składu drewna	m	Odległość w metrach od granicy powierzchni monitoringowej do najbliższego składu drewna, na którym w okresie VI-IX składowane jest drewno bukowe, wiązowe lub jaworowe; pomiar w terenie lub na mapie w oparciu o obserwacje własne wykonawcy i dane administracji leśnej; za skład drewna uznawane są nie tylko duże składnice, ale również stopy wałków/kłody wyrobione w lesie, składy opał, także przy retortach
Martwe drewno leżące	m <sup>2</sup>	Pomiar na transekcie (cztery transekty na stanowisko); mierzy się kłupą średnicę każdego leżącego drzewa przecinającego oś transektu (pomiar w miejscu przecięcia drzewa z osią transektu); wskaźnik wyliczany jako sumaryczne pole przekroju wszystkich drzew martwych leżących
Martwe drewno stojące	m <sup>2</sup>	Pomiar na transekcie w pasie 2 m po każdej ze stron osi transektu (łącznie pas 4 m) (cztery transekty na stanowisko); mierzy się kłupą pierśnicę martwych drzew stojących; wskaźnik wyliczany jako sumaryczne pole przekroju pierśnicowego wszystkich drzew martwych stojących
Naświetlenie dna lasu	Wartość liczbowa	Wskaźnik wyliczany jako suma iloczynów pokrycia przez wyróżnione grupy roślinności i rangowej skali światłoządności (1 – mchy i paprocie, 2 – jeżyny, 3 – borówki, 4 – roślinność zielna, 5 – trawy), dzielona przez sumaryczne pokrycie wszystkimi grupami roślinności; określenie na powierzchni kołowej o promieniu 10 m (5 powierzchni na transekcie; cztery transekty na stanowisko)
Skład gatunkowy drzewostanu na stanowisku	%	Określenie udziału mięszszościowego buka, wiązu i jawora (ocena szacunkowa, wartości od 1 = 10% do 10 = 100%, suma udziałów gatunków = 10) na powierzchni kołowej o promieniu 10 m (5 powierzchni na transekcie; cztery transekty na stanowisko); dla każdego gatunku wyliczona wartość średnia z badanych powierzchni monitoringowych
Pierśnica	m <sup>2</sup>	Pomiar kłupą średnicy 5 drzew najbliższych środkowi powierzchni kołowej (5 powierzchni na transekcie; cztery transekty na stanowisko); wyliczony wskaźnik jest wartością sumaryczną pola przekroju pierśnicowego ze wszystkich powierzchni

**Tab. 4.** Waloryzacja wskaźników stanu siedliska nadobnicy alpejskiej

Wskaźnik/Ocena*	FV	U1	U2
Odległość od składu drewna	> 1500 m	500–1500 m	< 500 m
Martwe drewno leżące	> 4,5 m <sup>2</sup>	1–4,5 m <sup>2</sup>	< 1 m <sup>2</sup>
Martwe drewno stojące	> 3 m <sup>2</sup>	0,5–3 m <sup>2</sup>	< 0,5 m <sup>2</sup>
Naświetlenie dna lasu	> 3	2–3	< 2
Skład gatunkowy drzewostanu na stanowisku	> 8	4–8	< 4
Pierśnica	> 10 m <sup>2</sup>	4–10 m <sup>2</sup>	< 4 m <sup>2</sup>

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

## Wskaźniki kardynalne

- odległość od składu drewna

## Ocena stanu populacji

Ocenę stanu populacji ustala się na podstawie ocen wskaźników cząstkowych w ten sposób, że wskaźnikom tym przypisuje się wartości punktowe: FV – 2 punkty, U1 – 1 punkt i U2 – 0 punktów, następnie punkty sumuje i odnosi do poniższej skali:

- 4 punkty – stan właściwy (FV),
- 2–3 punkty – stan niezadowolający (U1),
- 0–1 punkt – stan zły (U2).

## Ocena stanu siedliska

Stan siedliska oceniamy na podstawie sumy punktów przyznanych za oceny poszczególnych wskaźników zgodnie ze schematem: FV – 2 punkty, U1 – 1 punkt i U2 – 0 punktów. Punkty sumuje się i określa ocenę ogólną zgodnie ze skalą podaną poniżej:

- 8–12 punktów i brak ocen U2 – stan siedliska właściwy (FV),
- 5–7 punktów i najwyżej jedna ocena U2 (za wyjątkiem wskaźników kardynalnych) – stan siedliska niezadowolający (U1),
- 0–4 punkty – stan siedliska zły (U2).

**Uwaga:** Ocena U2 wskaźnika kardynalnego daje całkowitą ocenę siedliska – U2.

## Perspektywy ochrony

Ocena perspektyw ochrony jest oceną ekspercką. Polega na prognozowaniu stanu gatunku w perspektywie 10–15 lat w świetle istniejących i przewidywanych zagrożeń oraz podjętych lub podejmowanych działań ochronnych. Wykonawca monitoringu bierze więc pod uwagę wszelkie zidentyfikowane oddziaływania, stosowane formy ochrony, plany (zwłaszcza plany zagospodarowania przestrzennego, plany budowy dróg, plany urządzania lasu, plany ochrony, plany zadań ochronnych, strategie krajowe, regionalne i lokalne), których skutki mogą wpłynąć na aktualny stan populacji i siedliska na badanym stanowisku. W ocenie perspektyw ochrony należy też uwzględnić istniejące dotychczasowe informacje o zmianach w monitorowanej populacji i siedlisku.

Perspektywy ochrony oceniamy jako właściwe (FV), gdy mamy podstawy przypuszczać, że stan ochrony gatunku oceniony jako FV utrzyma się w perspektywie 10–15 lat, albo gdy stan ochrony gatunku oceniony jako U1 ulegnie poprawie w perspektywie 10–15 lat. Perspektywy ochrony oceniamy jako niezadowolające (U1), gdy mamy podstawy przypuszczać, że stwierdzone lub przewidywane oddziaływania, zagrażające populacji lub siedlisku, mogą nadal negatywnie oddziaływać w perspektywie najbliższych 10–15 lat, w efekcie czego aktualny stan właściwy (FV) pogorszy się do stanu niezadowolającego (U1), albo aktualny stan niezadowolający (U1) będzie się dalej utrzymywał. Jeżeli przewidujemy, że aktualnie nie-

zadowalający stan (U1) populacji i/lub siedliska będzie się dalej pogarszał w perspektywie najbliższych 10–15 lat, to perspektywy ochrony są złe (U2).

Wiedza o wymaganiach siedliskowych nadobnicy alpejskiej oraz zagrożeniach gatunku nakazuje w ocenie perspektyw ochrony jako rokowania pesymistyczne uznać także następujące aspekty:

- obecność składów drewna z surowcem bukowym zalegającym w okresie VI–IX (w tym także składów drewna opałowego),
- izolacja stanowiska – brak siedlisk pomostowych (lasów z dominacją buka w formie wysp i korytarzy) między daną powierzchnią a obszarem zwartego zasięgu gatunku (patrz Michalcewicz, Ciach 2015),
- usuwanie zamierających i martwych drzew gatunków liściastych,
- kolekcjonerstwo,
- zwiększenie zwarcia warstwy koron drzewostanów,
- jednoczesne odnawianie gatunków liściastych, głównie buka, wiązu i jawora na dużych powierzchniach (stosowane rębnie proste),
- brak zapisów identyfikujących zagrożenia gatunku oraz brak działań zapobiegawczych w planach ochrony.

## Ocena ogólna

Decydująca dla ogólnej oceny stanu ochrony gatunku na stanowisku jest ocena najniżej sklasyfikowanego parametru (populacji, siedliska lub perspektyw ochrony). Takie podejście do ustalania oceny końcowej uwzględnia potrzebę zachowania zasady przezorności oraz priorytetowy charakter monitorowanego gatunku.

## 3. Opis badań monitoringowych

### Wybór powierzchni monitoringowych i ich sugerowana wielkość

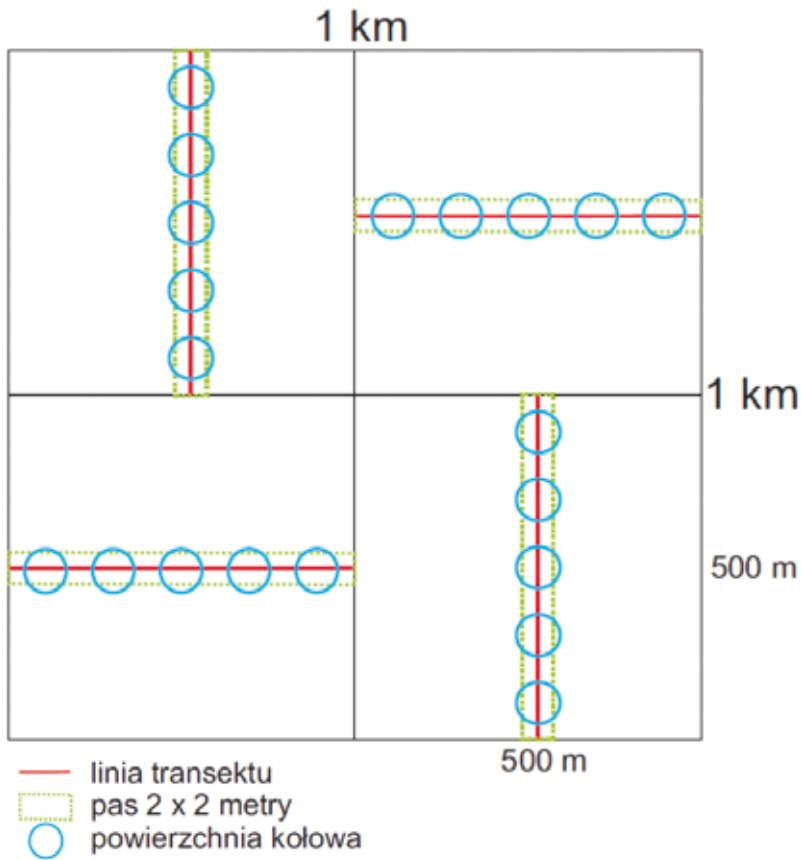
Stanowisko monitoringowe (powierzchnia monitoringowa) obejmuje fragment siedliska (drzewostanu), stanowiącego rzeczywiste lub potencjalne miejsce występowania nadobnicy alpejskiej, na którym są realizowane prace terenowe (określane wskaźniki stanu populacji i siedliska). Stanowisko monitoringowe obejmuje kwadrat o powierzchni 1 km<sup>2</sup>. Stanowiska (powierzchnie) monitoringowe wyznaczane są przez koordynatora i obejmują dwie grupy: (1) zasiedlone, na których stwierdzono obecność gatunku oraz (2) losowe, które stanowią potencjalne siedliska gatunku. Stanowiska (powierzchnie) monitoringowe zasiedlone przez gatunek (60 powierzchni) zostały wyznaczone w oparciu o dane o rzeczywistym występowaniu nadobnicy alpejskiej w latach 2000–2013 (Michalcewicz, Ciach 2015), zebrane przed przystąpieniem do prac monitoringowych w Polsce. Na zasięg występowania gatunku nałożono regularną siatkę powierzchni o wielkości 1x1 km, przeznaczając do monitoringu powierzchnie zlokalizowane na terenach leśnych, zawierające w swych granicach stwierdzenia gatunku. Powierzchnie wybierano tak, aby w ich granicach znajdowało się możliwie najwięcej stwierdzeń gatunku. Przy wyborze powierzchni kierowano się także rodzajem stwierdzenia gatunku – miejsce naturalne w drzewostanie lub obserwacja na składnicy, od-

rzucając lokalizacje powierzchni w miejscach związanych z transportem i gromadzeniem surowca drzewnego. Powierzchnie losowo wybrano w obszarze aktualnego zasięgu nadobnicy alpejskiej, zdefiniowanym jako maksymalny poligon wypukły wyznaczony skrajnymi obserwacjami gatunku pochodzącymi z lat 2000–2013. Na obszarze tym z utworzonej regularnej siatki powierzchni o wielkości 1x1 km, wylosowano do monitoringu 30 powierzchni leśnych.

Każda powierzchnia monitoringowa podzielona jest na ćwiartki o boku 500x500 m (Ryc. 2). W każdej z ćwiartek wyznaczony jest transekt o długości 500 m, przebiegający południkowo lub równoleżnikowo przez środek ćwiartki (układ dowolny – wybiera obserwator podczas pierwszej wizyty w terenie; będzie on jednak używany w latach kolejnych). Na każdym z transektów wyznaczonych jest 5 powierzchni kołowych o promieniu 10 m rozmieszczonych równomiernie co 100 m (na kolejnych metrach transektu: 50 m, 150 m, 250 m, 350 m, 450 m).

Pomiar wskaźników stanu siedliska odbywa się zarówno na transektach jak i na powierzchniach kołowych. Na całej długości transektu notowane są wszystkie martwe drzewa leżące o średnicy przekraczającej 7 cm i mierzona średnica każdego z drzew w miejscu ich przecięcia z osią transektu (wraz z podaniem gatunku). Na transekcie zapisywane są także martwe drzewa stojące w pasie po 2 m po obu stronach transektu i mierzona pierśnica każdego z drzew (jedynie drzewa przekraczające 7 cm, wraz z podaniem gatunku). Na każdej z powierzchni kołowych o promieniu 10 m notowane są: skład gatunkowy (w oparciu o udział miąższościowy), procent pokrycia dna lasu przez wyróżnione typy roślinności (mchy i paprocie, jeżyny, borówki, roślinność zielna, trawy), zwarcie koron (skala procentowa), pierśnica 5 najbliższych środkowi powierzchni drzew (wraz z podaniem gatunku).

Lokalizacja i rozmiar wyznaczonych powierzchni oraz znajdujących się na nich transektów i powierzchni kołowych nie mogą być zmieniane, gdyż monitoring jest działaniem wieloletnim i cyklicznym (stąd też ważne jest określenie przebiegu transektów oraz lokalizacji powierzchni kołowych). Dane na temat dokładnej lokalizacji powierzchni monitoringowych powinny posiadać ograniczoną dostępność i pozostawać pod kontrolą służb odpowiedzialnych za ochronę przyrody. W chwili obecnej rozmieszczenie stanowisk monitoringowych obejmuje rzeczywiste i potencjalne miejsca występowania gatunku znajdujące się na obszarze aktualnego zasięgu, który zamyka się w alpejskim regionie biogeograficznym. W przyszłości wskazana jest weryfikacja dawnych stanowisk znajdujących się poza Karpatami (Roztocze, Góry Świętokrzyskie, Jura Krakowsko-Częstochowska, Pomorze Zachodnie) i w razie potwierdzenia współczesnego występowania tam gatunku, koniecznym powinno być ich włączenie do monitoringu. W efekcie monitoring mógłby objąć także region kontynentalny. Ponadto, ważne jest uwzględnienie w monitoringu zarówno stanowisk silnych, gdzie populacja uważana jest za liczną, jak również tych, na których przypuszczalna jej liczebność jest niska lub chrząszcz ten zanika. Monitoring nadobnicy alpejskiej należy realizować na minimum 60 stanowiskach rzeczywistych i 30 potencjalnych miejscach występowania, wybranych w pierwszym etapie prac (Ryc. 1). Przestrzenne rozmieszczenie stanowisk zapewnia jednocześnie pokrycie nimi obszarów Natura 2000, gdzie gatunek występuje (zwłaszcza tych, w których został uznany za przedmiot ochrony) oraz terenów poza tymi obszarami. Na danym obszarze Natura 2000 powinno znajdować się po kilka-kilkanaście (zależnie od wielkości obszaru i liczby stanowisk gatunku) stanowisk monitoringowych, tak aby wyniki



Ryc. 2. Schemat powierzchni monitoringowej.

na nich uzyskane mogły umożliwić ocenę stanu ochrony gatunku w danym obszarze. Tym samym monitoring poszczególnych obszarów siedliskowych będzie zintegrowany z ogólnokrajowym monitoringiem gatunku. Docelowo programem monitoringu krajowego powinny zostać objęte także nowo odkrywane stanowiska, jeśli byłyby one zlokalizowane poza obszarem aktualnego występowania gatunku.

## Sposób wykonywania badań

### Określanie wskaźników stanu populacji

Nadobnica alpejska jest chrząszczem dość trudnym do wykrycia w warunkach naturalnych. Jedynie w przypadku obecności (celowo lub niecelowo, np. na składnicach drewna) wyłożonego materiału lęgowego powszechne nalatywanie imagines na takie miejsca daje możliwość dość łatwego stwierdzenia obecności gatunku. Choć obserwacje ze składów drewna wskazują obecność nadobnicy alpejskiej na danym terenie, to naturalne miejsca rozwoju tego chrząszcza w drzewostanach pozostają zwykle nieznanne. Wskazówką pozwalającą na stwierdzenie występowania gatunku na stanowiskach naturalnych jest obecność w drzewach żywicielskich otworów wylotowych imagines. Jednak ich rozpoznawanie wymaga dużego doświadczenia od obserwatora i może być obarczone znacznym błędem (Ciach,

Michalcewicz 2013). W związku z trudnościami w wyszukiwaniu imagines, określanie stanu populacji opiera się jedynie na ocenie jakościowej – obecności lub braku stwierdzeń chrząszcza.

Poszukiwania gatunku należy prowadzić poprzez uważne oglądanie każdego z potencjalnych drzew lęgowych (głównie martwych buków oraz innych gatunków liściastych). Podczas kontroli terenowej obserwator porusza się po powierzchni monitoringowej, wyszukując i odwiedzając potencjalne miejsca lęgowe. Wyszukiwanie imagines oraz otworów wylotowych, które są pomocne w wykrywaniu imagines (wskazują na istnienie siedliska), najlepiej wykonać przy pomocy lornetki, lustrując nią powierzchnię pni i konarów. Na obejrzenie drzewa potencjalnie dogodnego do występowania gatunku należy przeznaczyć nie mniej niż 10 minut. Jeśli podczas prac terenowych obserwator odnotuje obecność gatunku to takie stwierdzenie powinno być odnotowane jako fakt faunistyczny z podaniem opisu zawierającego: liczbę osobników (opcjonalnie płeć), datę, lokalizację miejsca (współrzędne geograficzne), krótki opis siedliska, okoliczności obserwacji oraz opcjonalnie fotografię dokumentacyjną. W obrębie monitorowanej powierzchni imagines mogą być stwierdzane w kilku jej miejscach. W przypadku, gdy lokalizacje obserwacji położone są blisko siebie, można podać zbiorcze miejsce obserwacji. Wówczas za pojedyncze miejsce należy uznać lokalizacje położone w obrębie jednego i jednorodnego płata siedliska, oddalone od siebie o dystans umożliwiający swobodny przelot imagines (np. składnica – podajemy jako jedno zbiorcze miejsce obserwacji gatunku, mimo stwierdzenia imagines w różnych częściach danej składnicy, skraj lasu – podajemy jako jedno zbiorcze miejsce obserwacji, mimo stwierdzenia imagines na różnych drzewach danej ściany lasu, wydzielenie – podajemy jako jedno zbiorcze miejsce obserwacji, mimo stwierdzenia imagines w różnych częściach danego jednorodnego drzewostanu, zrąb z materiałem lęgowym – podajemy jako jedno zbiorcze miejsce obserwacji, mimo stwierdzenia imagines w różnych częściach zrębu). W takich przypadkach liczbę osobników sumujemy, a jako współrzędne miejsca stwierdzenia gatunku przyjmujemy współrzędne środka ciężkości (barycentrum), wyznaczonego skrajnymi obserwacjami i zaopatrujemy stosownym opisem.

W oparciu o stwierdzenia obecności lub braku gatunku określa się dwa wskaźniki stanu populacji:

**Obecność gatunku.** Jest to liczba lat w jakich stwierdzono imagines w ciągu 5 kolejnych sezonów monitoringowych i przyjmuje wartość w zakresie 0–5. Wyszukiwanie imagines przez obserwatora, oraz otworów wylotowych, które są pomocne w wykrywaniu imagines, najlepiej wykonywać przy pomocy lornetki. Obserwator w każdym sezonie monitoringowym lustruje powierzchnię monitoringową w okresie szczytu pojawu imagines. Odwiedza miejsca w obrębie powierzchni monitoringowej, w których może dochodzić do rozwoju. W przypadku stwierdzenia gatunku, podstawowe szczegóły obserwacji (data, miejsce, liczebność imagines, siedlisko) są zapisywane i przekazywane koordynatorowi oraz wpisywane do karty stanowiska. Po 5 sezonach monitoringowych, na podstawie gromadzonych corocznie wyników poszukiwań imagines koordynator dokonuje waloryzacji danego stanowiska.

**Odległość do najbliższych stanowisk.** Jest to średnia odległość w metrach między centralnym punktem danego stanowiska monitoringowego, a centralnym punktem 5 najbliższych stanowisk, na których stwierdzono obecność imagines. Powierzchnia uznawana jest za zajętą, jeśli gatunek został na niej odnotowany przynajmniej jeden raz w ciągu 5 lat



obserwacji. Wyliczanie tej odległości odbywa się dla każdego stanowiska i jest dokonywane przez koordynatora na podstawie raportu wyników obserwacji imagines na koniec 5-letniego ciągu obserwacji. Zmiany średniej odległości między stanowiskami w kolejnych cyklach monitoringu określa się zawsze w stosunku do średniej odległości z pierwszego 5-letniego cyklu monitoringowego.

Uwaga: Określenie wskaźników stanu populacji będzie możliwe dopiero po przeprowadzeniu 5 serii prac monitoringowych.

#### Określanie wskaźników stanu siedliska

**Odległość od składu drewna.** Jest to minimalna odległość w metrach między granicą stanowiska monitoringowego a najbliższym składem drewna, na którym w okresie VI–IX składowane jest drewno bukowe, wiązowe lub jaworowe. Określenie wskaźnika następuje na podstawie pomiaru dokonanego w terenie lub na mapie po kontroli terenowej. Za skład drewna uznawane są nie tylko duże składnice, ale również stopy wałków/klody wyrobione w lesie, składy opału, także przy retortach. Obserwator w trakcie dojazdu do powierzchni monitoringowej, poruszania się po niej oraz powrotu, a także lustracji najbliższej okolicy zwraca uwagę na obecność składów. Kontrolą należy objąć wszystkie odcinki dróg leśnych w odległości do 1,5 km od granic powierzchni monitoringowej. Po wykonaniu prac terenowych i braku stwierdzeń składów na/w sąsiedztwie monitorowanej powierzchni należy skontaktować się z administracją leśną w celu uzyskania informacji o rozmieszczeniu składów drewna. W razie wykrycia składów drewna w sąsiedztwie powierzchni monitoringowej należy przeprowadzić ich kontrolę pod kątem obecności imagines. Jeśli kontrola przyniesie pozytywne efekty, tj. zostaną zaobserwowane imagines, to takie stwierdzenie należy traktować jako fakt faunistyczny z podaniem liczby osobników (opcjonalnie płeć), daty, lokalizacji miejsca (współrzędne), a także należy wykonać fotografię dokumentacyjną.

**Martwe drewno leżące.** Jest to wskaźnik wyliczony w oparciu o sumaryczne pole przekroju wszystkich drzew martwych leżących, jakie znajdują się na osi transektów przebiegających przez powierzchnię monitoringową. W oparciu o pomiar średnicy każdej sztuki martwego drewna leżącego obliczane jest jej pole przekroju (wzór na powierzchnię koła). Suma wyliczonych przekrojów kołowych wszystkich drzew z wszystkich czterech transektów na danym stanowisku daje wartość wskaźnika. Uwaga: Należy zanotować gatunek każdego mierzonego drzewa, jeśli możliwe jest jego oznaczenie.

**Martwe drewno stojące.** Jest to wskaźnik wyliczony w oparciu o sumaryczne pole przekroju pierścicowego wszystkich drzew martwych stojących, jakie znajdują się w pasie do 2 metrów po każdej ze stron osi transektów przebiegających przez powierzchnię monitoringową. W oparciu o pomiar pierścicy każdej sztuki martwego drewna stojącego obliczane jest jej pole przekroju (wzór na powierzchnię koła). W przypadku drzew żyjących, a jedynie częściowo martwych (np. dwójkach, wielopniowych) należy zmierzyć jedynie część martwą. Suma wyliczonych przekrojów kołowych wszystkich drzew z wszystkich czterech transektów na danym stanowisku daje wartość wskaźnika. Uwaga: Należy zanotować gatunek każdego mierzonego drzewa, jeśli możliwe jest jego oznaczenie.

**Naświetlenie dna lasu.** Jest to wskaźnik wyliczony w oparciu o procentowy udział wyróżnionych kategorii roślinności runa (mchy i paprocie, jeżyny, borówki, roślinność zielna, trawy). Udział roślinności określa się jako procentowe pokrycie powierzchni dna lasu

poszczególnymi kategoriami (ocena szacunkowa, wartości 0-100% dla każdej z kategorii, suma pokrycia może być wyższa niż 100%, jeśli poszczególne typy roślinności występują w wyraźnie różnych warstwach). Na podstawie wyników szacunków dokonanych na 20 powierzchniach kołowych wyliczona jest wartość średnia udziału każdej z kategorii roślinności runa na danej powierzchni monitoringowej. Wyliczony wskaźnik jest średnią ważoną udziału każdej z kategorii roślinności runa oraz rangowej skali 1–5 światłożądności roślin należących do poszczególnych grup (1 – mchy i paprocie, 2 – jeżyny, 3 – borówki, 4 – roślinność zielna, 5 – trawy).

**Skład gatunkowy drzewostanu na stanowisku.** Jest to wskaźnik wyliczony w oparciu o udział w składzie gatunkowym drzew stanowiących rośliny pokarmowe nadobnicy alpejskiej (buk pospolity, wiąz górski, jawor). Na podstawie wyników szacunków dokonanych na 20 powierzchniach kołowych wyliczona jest wartość średnia udziału każdego gatunku na danej powierzchni monitoringowej. Wyliczony wskaźnik zawiera sumaryczny udział buka pospolitego, wiązu górskiego oraz jaworu.

**Pierśnica.** Jest to wskaźnik wyliczony w oparciu o sumaryczne pole przekroju pierśnicowego wszystkich 100 drzew żywych, jakie znajdują się na 20 powierzchniach kołowych rozmieszczonych na osi transektów przebiegających przez powierzchnię monitoringową (5 drzew na każdej powierzchni). W oparciu o pomiar pierśnicy każdej sztuki drzew żywych obliczane jest jej pole przekroju (wzór na powierzchnię koła). Suma wyliczonych przekrojów kołowych wszystkich drzew z wszystkich 20 powierzchni kołowych na danym stanowisku daje wartość wskaźnika.

**Fotograficzna dokumentacja siedliska gatunku na stanowisku.** Ta dokumentacja powinna stanowić uzupełnienie opisu powierzchni lub jej charakterystycznej części. Zdjęcia powinny pokazywać miejsca, które mają znaczenie jako potencjalne/rzeczywiste siedlisko gatunku lub istniejące/potencjalne zagrożenie dla gatunku na danej powierzchni. Fotografie takich miejsc wykonywane w regularnych odstępach czasu powinny stanowić wizualną dokumentację stanu, a w efekcie także zmian, jakie następują na danej powierzchni. Przykładowo: zdjęcie obejmujące martwe drzewa na nasłonecznionej ścianie lasu – pozwoli na śledzenie zmian ilości martwego drewna (złomy, wywroty, rozkład) oraz stopnia nasłonecznienia danego miejsca (wzrost ocienienia ściany lasu); zdjęcie zrębu z pozostawionymi pojedynczymi drzewami – pozwoli na śledzenie zmian charakteru powierzchni zrębowej (zarastanie) oraz ubywanie (zamieranie) drzew na zrębie; zdjęcie składnicy drewna – pozwoli na śledzenie i dokumentację istniejących zagrożeń. Miejsce wykonania fotografii wybiera obserwator, który określa współrzędne wykonania zdjęcia. Jednak należy mieć na uwadze możliwość powtórzenia danego ujęcia w kolejnych latach monitoringu. Fotografie z powierzchni (do trzech z danego roku) należy zapisać w formacie JPG (wielkości 10x15 cm, 300 dpi) oraz schematycznie zatytułować: numer powierzchni, współrzędne miejsca wykonania, rok, nazwisko autora (np. 99\_49 30 23,4\_20 15 14,6\_2015\_MCiach).

### Termin i częstotliwość badań

Pojaw imagines nadobnicy alpejskiej obejmuje okres od początku czerwca do końca września, ze szczytem pojawu przypadającym na drugą i trzecią dekadę lipca oraz pierwszą

dekadę sierpnia. Ocenę stanu populacji na monitorowanym stanowisku należy wykonać w szczycie pojawu, odwiedzając powierzchnię jednokrotnie w każdym z sezonów monitoringowych. Najlepszą porą dnia do obserwacji imagines są godziny około południowe, kiedy aktywność owadów jest największa (walki samców, kopulacje, składanie jaj). Wyszukiwanie chrząszczy należy prowadzić wyłącznie podczas dni ciepłych i słonecznych, w godzinach 10.00–16.00, choć w innych porach dnia także możliwe jest wykrycie siedzących na pniach i konarach owadów. Wskaźniki stanu siedliska na monitorowanym stanowisku należy określać w sezonie wegetacyjnym, opcjonalnie w okresie pojawu imagines. Prace monitoringowe na stanowiskach należy wykonywać corocznie w kolejnych pięciu latach w odniesieniu do populacji oraz jednorazowo w szóstym roku cyklu monitoringowego w odniesieniu do siedliska.

Prowadzenie corocznego monitoringu populacji nadobnicy alpejskiej jest podyktowane potencjalnym zróżnicowaniem intensywności pojawu imagines. Killuletni rozwój larwalny, zwłaszcza w przypadku niskiej liczebności populacji, może prowadzić do powstawania między-sezonowych różnic w liczebności lub nawet pojawów cyklicznych. Ponadto wpływ na intensywność pojawu mogą mieć także warunki pogodowe panujące zarówno w sezonie bieżącym, jak i w poprzednich – poprzedzających pojaw imagines (Ciach, Michalcewicz, w przygotowaniu). W związku z tym istnieje niebezpieczeństwo, że jednorazowa kontrola w okresie 5-cio letnim może przypadać w roku niskiej liczebności imagines. *Nadobnica alpejska* może być jednocześnie gatunkiem trudno wykrywalnym na stanowiskach naturalnych i jej wyszukiwanie ograniczone do jednego sezonu może przynosić wyniki fałszywie negatywne. Ponadto w przypadku gatunku wykazującego regres (Michalcewicz, Ciach 2015), coroczna kontrola stanowisk daje szansę monitorowania zagrożeń i podejmowania działań zapobiegawczych, a także umożliwia właściwą ocenę perspektyw ochrony.

### Sprzęt i materiały do badań

Do monitorowania populacji i siedlisk nadobnicy alpejskiej potrzebne są:

- odbiornik GPS z możliwością zapisu współrzędnych, odczytu warstw wektorowych GIS, śledzenia trasy przejścia (opcjonalnie wgrania warstw rastrowych);
- taśma miernicza o długości 10 m;
- klupa (średnicomierz);
- wysokościomierz (opcjonalnie do określenia wysokości drzewa oraz miejsca stwierdzenia na nim przebywających imagines);
- lornetka (wskazane 7–10-krotne powiększenie);
- aparat fotograficzny (do dokumentacji stanu siedlisk i obecności zagrożeń);
- mapa topograficzna lub ortofotomapa monitorowanego obszaru (1:10 000) zabezpieczona przezroczystą folią (do orientacji w terenie, w przypadku możliwości wgrania map do odbiornika GPS mapy papierowe nie są niezbędne);
- raptularz terenowy;
- ołówek lub pisak wodoodporny;
- woda do picia i prowiant;
- plecak.

#### 4. Przykład wypełnionej karty obserwacji gatunku na stanowisku

Karta obserwacji gatunku na stanowisku	
Kod i nazwa gatunku	Kod gatunku wg Dyrektywy Siedliskowej, nazwa polska i łacińska, autor wg aktualnie obowiązującej nomenklatury <b>1087 nadobnica alpejska <i>Rosalia alpina</i> (Linnaeus, 1758)</b>
Nazwa stanowiska	Nazwa stanowiska monitorowanego .....
Typ stanowiska	Referencyjne/badawcze Badawcze
Obszary chronione, na których znajduje się stanowisko	Natura 2000, rezerwy przyrody, parki narodowe i krajobrazowe, użytki ekologiczne, stanowiska dokumentacyjne itd. .....
Współrzędne geograficzne	Podać współrzędne geograficzne stanowiska (GPS) N XX°XX'XX.X"; E XX°XX'XX.X"
Wysokość n.p.m.	Wysokości n.p.m. stanowiska lub zakres 444 m n.p.m.
Powierzchnia stanowiska	Wartość w ha 1000 ha
Opis stanowiska	Opis ma ułatwiać identyfikację stanowiska. Należy w nim opisać lokalizację i charakter terenu oraz opisać, jak dotrzeć na stanowisko. Zaznaczyć, dla jakiej części stanowiska podano współrzędne geograficzne Powierzchnia zlokalizowana na terenie górzystym, pokryta w całości zbiorowiskami leśnymi. Współrzędne geograficzne określają środek powierzchni monitoringowej w kształcie kwadratu o wymiarach 1x1 km. Współrzędne narożników powierzchni w układzie współrzędnych 1992: .....
Charakterystyka siedliska gatunku na stanowisku	Krótką charakterystyką siedliska; typ siedliska, rodzaje siedlisk w otoczeniu stanowiska Lasy górskie o charakterze naturalnym lub zbliżonym do naturalnego. Skład gatunkowy według pomiarów na powierzchni monitoringowej: buk – 88%; jodła – 11,7%; świerk – 0,3%; sosna – 0%; wiąz – 0%; jesion – 0%; jawor – 0%. Zwarcie koron: 69%. Pokrycie runa: mchy i paprocie – 5,1%; jeżyny – 2,0%; borówki – 0%; roślinność zielna – 1,8%; trawy – 3,5%.
Informacje o gatunku na stanowisku	Syntetyczne informacje o występowaniu gatunku na stanowisku, dotychczasowe badania i inne istotne fakty; wyniki monitoringu z lat poprzednich Występowanie nadobnicy alpejskiej na powierzchni monitoringowej stwierdzono w latach 2000–2013.
Obserwator	Imię i nazwisko wykonawcy monitoringu Jan Kowalski
Daty obserwacji	Daty kontroli terenowych 28.08.2014

Stan ochrony gatunku na stanowisku			
Parametr/Wskaźniki	Wartość wskaźnika i komentarz	Ocena	
<b>Populacja</b>			
Obecność gatunku	2 Wartość wskaźnika 2, lecz sezony obserwacji nie sąsiadują ze sobą; stwierdzono obecność gatunku w dwóch sezonach monitoringowych – 3 exx 29.07.2012 oraz 1 ex 08.08.2014.	U1	U1
Odległość do najbliższych stanowisk	5400 m Średnia odległość od 5 najbliższych stanowisk nie uległa zmianie.	FV	

Siedlisko			
Odległość od składu drewna	850 m	U1	FV
Martwe drewno leżące	5 m <sup>2</sup>	FV	
Martwe drewno stojące	0,7 m <sup>2</sup>	U1	
Naświetlenie dna lasu	3,3	FV	
Skład gatunkowy drzewostanu	7	U1	
Pierśnica	7	U1	
<b>Perspektywy ochrony</b>	<i>Krótką prognoza stanu populacji i siedliska gatunku na stanowisku w perspektywie 5–15 lat w nawiązaniu do ich aktualnego stanu i obserwowanych trendów zmian, z uwzględnieniem wszelkich działań i planów, których skutki mogą wpłynąć na gatunek i jego siedlisko</i> Dominacja odnowienia jodłowego oraz niska liczba martwych drzew stojących wskazują na możliwość niekorzystnych zmian w siedlisku.		U1
<b>Ocena ogólna</b>			<b>U1</b>

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	Intensywność	Wpływ	Syntetyczny opis
B02.02	Wycinka lasu	B	-	Zanik drzewostanów w starszych klasach wieku, stanowiących podstawowe siedlisko gatunku
B02.04	Usuwanie martwych i zamierających drzew	A	-	Usuwanie materiału lęgowego, potencjalnego lub już zasiedlonego
B07	Inne rodzaje praktyk leśnych, nie wymienione powyżej	A	-	Składowanie drewna w okresie pojawu imagines
E01.04	Inne typy zabudowy	C	-	Obecność składów drewna, na których w okresie pojawu imagines zalega potencjalny materiał lęgowy – dotyczy retort i tartaków
K03.04	Drapieżnictwo	C	-	Naturalne drapieżnictwo, głównie ze strony ptaków

Zagrożenia (przyszłe, przewidywane oddziaływania)				
Kod	Nazwa	Intensywność	Wpływ	Syntetyczny opis
F03.02.01	Kolekcjonowanie (owadów, płazów, gadów ...)	C	-	Pozyskiwanie imagines
J02.05.04	Zbiorniki wodne	B	-	Planowana budowa zbiornika zaporowego doprowadzi do fragmentacji siedlisk gatunku
K02	Ewolucja biocenotyczna	B	+	Ekspansja buka pospolitego prowadzi do wzrostu ilości siedlisk dostępnych dla gatunku

Inne informacje	
Inne wartości przyrodnicze	<i>Inne obserwowane w trakcie prac monitoringowych gatunki zwierząt i roślin z załączników Dyrektyw Siedliskowej i Ptasiej: gatunki zagrożone i rzadkie (Czerwona księga), gatunki chronione (podać liczebność w skali: liczny, średnio liczny, rzadki)</i> Nie obserwowano.
Gatunki obce i inwazyjne	<i>Obserwowane gatunki obce i inwazyjne</i> Nie obserwowano.
Uwagi metodyczne	<i>Informacje istotne dla dalszego planowania monitoringu (sposób prowadzenia prac, wskaźniki, które powinny być badane w monitoringu i ich waloryzacja, regionalnie optymalny czas prowadzenia badań itp.)</i> Brak.
Inne uwagi	<i>Wszelkie informacje pomocne przy interpretacji wyników</i> Brak.
Dokumentacja fotograficzna i kartograficzna	<i>Załączniki do bazy danych (w wersji elektronicznej): minimum 3 zdjęcia na stanowisko (gatunek, mikrosiedlisko i makrosiedlisko), granice stanowiska zaznaczone na stosownym podkładzie kartograficznym</i>

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

Brak takich gatunków.

## 6. Ochrona gatunku

W Polsce nadobnica alpejska objęta jest ochroną ścisłą. Poza formalnym wpisaniem jej na listę gatunków chronionych, jak dotąd nie opracowano i nie wdrożono żadnych planów i programów działań ochronnych mających na celu zachowanie jego populacji. W ostatnim półwieczu obserwuje się szybkie ustępowanie tego chrząszcza z wielu wcześniej zajmowanych stanowisk. Gatunek prawdopodobnie wymarł w niżowej części kraju, a w Karpatach zasięg jego populacji znacznie się zmniejszył. Przyczyny ustępowania nadobnicy alpejskiej związane są w szczególności z gospodarką leśną. Działania ochronne zmierzające do powstrzymania zaniku nadobnicy alpejskiej, które powinny zostać bezzwłocznie wdrożone to zakaz składowania drewna w okresie pojawu imagines oraz pozostawianie pojedynczych drzew lub ich grup (głównie buków) do naturalnego rozpadu.

## 7. Literatura

- Adamski P., Holly M., Michalcewicz J., Witkowski Z. 2013. Zanikanie nadobnicy alpejskiej *Rosalia alpina* (L.) (Coleoptera: Cerambycidae) w Polsce – wybrane mechanizmy procesu. W: Ząbecki W. (red.), Rola i udział owadów w funkcjonowaniu ekosystemów leśnych. Wydawnictwo UR, Kraków, s. 185–200.
- Ciach M., Michalcewicz J. 2013. Correlation between selected biometric traits of adult *Rosalia alpina* (L.) (Coleoptera: Cerambycidae) and size of their exit holes: new perspectives on insect studies? Polish Journal of Ecology 61, 2: 349–355.
- Ciach M., Michalcewicz J. 2014. Pastureland copses as habitats for a primeval forest relict: a unique location of the Rosalia Longicorn *Rosalia alpina* (L.) (Coleoptera: Cerambycidae) in the Polish Carpathians. Polish Journal of Entomology 83, 1: 71–77.



- Ciach M., Michalcewicz J., Fluda M. 2007. The first report on development of *Rosalia alpina* (Linnaeus, 1758) (Coleoptera: Cerambycidae) in wood of *Ulmus* L. in Poland. Polish Journal of Entomology 76, 2: 101–105.
- Ciach M., Michalcewicz J. 2009. Egg morphology of *Rosalia alpina* (Linnaeus, 1758) (Coleoptera, Cerambycidae) from southern Poland. Entomological News 120, 1: 61–64.
- Ciach M., Michalcewicz J. w przygotowaniu. Phenology and temporal dynamic of *Rosalia* Longicorn *Rosalia alpina* (L.) in Poland.
- Drag L., Hauck D., Pokluda P., Zimmermann K., Cizek L. 2011. Demography and dispersal ability of a threatened saproxylic beetle: a mark-recapture study of the *Rosalia* Longicorn (*Rosalia alpina*). PLoS ONE 6(6): e21345.
- Drag L., Čížek L., Pokluda P., Hauck D., Honců M., Roztočil M. 2012. Tesařík alpský a jeho výskyt v ČR. Živa 5: 247–250.
- Gutowski J. M. 2004. *Rosalia alpina* (Linnaeus, 1758), *Nadobnica alpejska*. W: Adamski P., Bartel R., Berezzyński A., Kepel A., Witkowski, Z. (red.). Gatunki zwierząt (z wyjątkiem ptaków). Poradniki ochrony siedlisk i gatunków Natura 2000 – podręcznik metodyczny. T. 6. Ministerstwo Środowiska, Warszawa, s. 130–134.
- Michalcewicz J., Bodziarczyk J., Ciach M. 2013. Development of the rosalia longicorn *Rosalia alpina* (L.) (Coleoptera: Cerambycidae) in the sycamore maple *Acer pseudoplatanus* L. – the first report from Poland. Polish Journal of Entomology 82, 1: 19–24.
- Michalcewicz J., Ciach M. 2012a. Biometry of adult rosalia longicorn *Rosalia alpina* (L.) (Coleoptera: Cerambycidae) from the Polish Carpathians: a preliminary study. Polish Journal of Entomology 81, 4: 311–320.
- Michalcewicz J., Ciach M. 2012b. Ochrona nadobnicy alpejskiej *Rosalia alpina* (Coleoptera: Cerambycidae) w Polsce – aktualne problemy i sposoby ich rozwiązania. Chrońmy Przyrodę Ojczyzną 68, 5: 347–357.
- Michalcewicz J., Ciach M. 2012c. *Rosalia* longicorn *Rosalia alpina* (L.) (Coleoptera: Cerambycidae) uses roadside European ash trees *Fraxinus excelsior* L. – an unexpected habitat of an endangered species. Polish Journal of Entomology 81, 1: 49–56.
- Michalcewicz J., Ciach M. 2015. Current distribution of the *Rosalia* longicorn *Rosalia alpina* (Linnaeus, 1758) (Coleoptera: Cerambycidae) in Poland. Polish Journal of Entomology 84, 1: 9–20.
- Michalcewicz J., Ciach M., Bodziarczyk J. 2011. The unknown natural habitat of *Rosalia alpina* (L.) (Coleoptera: Cerambycidae) and its trophic association with the mountain elm *Ulmus glabra* in Poland – a change of habitat and host plant. Polish Journal of Entomology 80, 1: 23–31.
- Russo D., Cistrone L., Garonna A. 2011. Habitat selection by the highly endangered long-horned beetle *Rosalia alpina* in Southern Europe: a multiple spatial scale assessment. Journal of Insect Conservation 15: 685–693.
- Starzyk J. R. 1992. *Rosalia alpina* (Linnaeus, 1758), *Nadobnica alpejska*. W: Głowaciński Z. (red.). Polska czerwona księga zwierząt. PWRiL, Warszawa, s. 295–296.
- Starzyk J. R. 2004. *Rosalia alpina* (Linnaeus, 1758), *Nadobnica alpejska*. W: Głowaciński Z., Nowacki J. (red.). Polska czerwona księga zwierząt. Bezkręgowce. IOP PAN Kraków, AR Poznań, s. 148–149.
- Witkowski Z. 2008a. 1087 \**Nadobnica alpejska Rosalia alpina* (Linnaeus, 1758). Metodyka monitoringu. Monitoring gatunków i siedlisk przyrodniczych ze szczególnym uwzględnieniem specjalnych obszarów ochrony siedlisk Natura 2000. Główny Inspektorat Ochrony Środowiska, Warszawa.
- Witkowski Z. 2008b. 1087 *Nadobnica alpejska Rosalia alpina*. Wyniki monitoringu. Monitoring gatunków i siedlisk przyrodniczych ze szczególnym uwzględnieniem specjalnych obszarów ochrony siedlisk Natura 2000. Główny Inspektorat Ochrony Środowiska, Warszawa.

Opracował: Michał Ciach

## 1924 **Pogrzybnica Mannerheima**

*Oxyporus mannerheimii* Gyllenhal, 1827



Fot. 1. Pogrzybnica Mannerheima *Oxyporus mannerheimii* (fot. Robert Rossa).

## I. INFORMACJA O GATUNKU

### 1. Przynależność systematyczna

Rząd: chrząszcze COLEOPTERA

Rodzina: kusakowate STAPHYLINIDAE

### 2. Status prawny i zagrożenie gatunku

#### Prawo międzynarodowe

Dyrektywa Siedliskowa – Załącznik II

Konwencja Berneńska – nieuwzględniony

#### Prawo krajowe

Ochrona gatunkowa – ochrona ścisła

#### Kategoria zagrożenia IUCN

Polska czerwona księga zwierząt. Bezkręgowce – nieuwzględniony

Polska czerwona lista zwierząt ginących i zagrożonych – VU

Czerwona lista dla Karpat – nieuwzględniony, występuje wyłącznie w regionie kontynentalnym

### 3. Opis gatunku

Chrząszcz o niewielkich rozmiarach ciała; przeciętna długość waha się w zakresie 7–9 mm (Fot. 1). Całe ciało jest czarne, wyraźnie błyszczące, nieowłosione. Nieco jaśniejsze, czasem o brunatnym zabarwieniu są: stopy, warga górna, głaszczki, czułki, golenie. Ponadto na goleniach znajdują się jasne, długie kolce. Nogi smukłe o stopach pięciocłonowych. Głowa nie przykryta przedpleczem w zarysie kwadratowa z bardzo dużymi, żuwaczkami, jak na tą grupę chrząszczy. Długość żuwaczek większa od długości głowy. Czułki są krótkie, 11-cłonowe. Przedplecze węższe i krótsze od głowy, w zarysie trapezowate, najszersze w przedniej części (wyraźnie zwęża się ku tyłowi). Głowa i przedplecze gładkie, niepunktowane, przez co wyraźnie błyszczące. Pokrywy silnie skrócone (cecha typowa dla większości gatunków owadów należących do rodziny kusakowatych *Staphylinidae*), z dobrze zaznaczonymi barkami, na wierzchołku prosto ścięte. Na urzeźbienie pokryw składają się dwa pionowe nieregularne rzędy grubych punktów, gładka podłużna listewka oraz grupa głębokich, nieregularnie rozmieszczonych punktów w pobliżu szwu pokryw. Odsłonięta część odwłoka z mniejszym połyskiem, pokryta delikatną mikrorzeźbą w postaci poprzecznie ułożonych linii.

### 4. Biologia gatunku

Informacje na temat biologii pogrzybnicy *Mannerheima* są bardzo skromne. Skryty tryb życia oraz znaczne trudności w obserwowaniu (łowieniu) okazów w naturalnych środowiskach sprawiają, że dane na temat biologii poszczególnych stadiów rozwojowych są fragmentaryczne. Przymuszczalnie biologia pogrzybnicy jest podobna do biologii innych gatunków kusakowatych, których rozwój przebiega w owocnikach grzybów kapeluszowych. Owady doskonale pogrzybnicy *Mannerheima* spotykane są w trakcie roku w dwóch okresach, pod koniec wiosny (czerwiec) i na początku jesieni (wrzesień/październik), przy czym większa liczba doniesień odnosi się do pierwszego terminu. Długość trwania poszczególnych stadiów rozwojowych jest nieznaną, aczkolwiek w ostatnich latach pojawiają się sugestie, że cały rozwój gatunku może być bardzo krótki, zaledwie kilkutygodniowy. Mając na uwadze okres pojawu gatunku, niewykluczone, że stadium zimującym jest imago, które przebywa w tym okresie w ściółce. Z całą pewnością larwy rozwijają się w owocnikach różnych gatunków grzybów kapeluszowych (zarówno tzw. jadalnych, jak i trujących). Jednak czy sam owocnik stanowi pokarm, czy też jest tylko substratem, w którym stadium to drąży korytarki odżywiając się innymi organizmami (np. larwami mycetofagicznych muchówek), tego już nie wiadomo. Na drapieżny tryb życia wskazuje budowa morfologiczna larwy i owada doskonałego oraz nieliczne wykonane w terenie obserwacje. Należy też przyjąć, że drapieżnictwo imagines może mieć charakter fakultatywny.

### 5. Wymagania siedliskowe

Pogrzybnica *Mannerheima* uważana jest za borealny gatunek owada, związany z terenami leśnymi. Na podstawie dotychczas zgromadzonych danych przyjmuje się, że preferuje lasy liściaste i mieszane. Pod względem troficznym należy do grupy owadów mycetofagicznych. Prawdopodobnie jej cały rozwój przebiega w różnych gatunkach grzybów kapeluszowych

oraz w hubach nadrzewnych (Gutowski, Przewoźny 2013). Najczęściej obserwowana była w owocnikach takich gatunków grzybów, jak: borowik szlachetny, koźlarz babka, bocznik łyżkowaty, łuszczak zmienny, czy maślanka wiążkowa. Wymagania termiczne klasyfikują pogrzybnicę Mannerheima w grupie owadów wybierających do swojego rozwoju miejsca chłodne i zacienione, ale wybór miejsca rozwoju jest uzależniony przede wszystkim obecnością gatunków grzybów. Wymagania siedliskowe dla tego gatunku owada należy więc łączyć z wymaganiami grzybów, stanowiących „pokarm” larw pogrzybnicy, a nie typem siedliskowym lasu, czy też konkretnymi zbiorowiskami roślinnymi. W bardzo szerokim ujęciu, gatunek ten związany jest na terenie Europy centralnej i północno-wschodniej z lasami strefy umiarkowanej (Fot. 2 i 3). Powszechnie znany jest fakt związku między gatunkami grzybów a konkretnymi gatunkami roślin drzewiastych (zjawisko mikoryzy). Duży wpływ na skład gatunkowy grzybów kapeluszowych ma sposób zagospodarowania lasu. Panujące na stanowisku warunki mikrośrodowiskowe są w znacznej mierze kształtowane przez ten czynnik. Kolejnym czynnikiem mającym znaczny wpływ na rozwój grzybów kapeluszowych, a dokładnie na pojawienie się owocników tej grupy grzybów, to wilgotność. Na wilgotność podłoża wpływ ma obecność w pobliżu stanowiska różnych zbiorników oraz cieków wodnych, ale także wystąpienie opadów deszczu (ewentualnie mgieł) w okresie pojawiania się owocników. W przypadku stanowisk o podłożu suchym wilgotność w znacznym stopniu kształtuje poziom wód gruntowych, woda opadowa i typ gruntu (gleba gliniasta – pozwala zwiększyć uwilgotnienie podłoża, a gleby piaszczyste sprzyjają wysuszeniu terenu). Preferowane przez pogrzybnicę Mannerheima gatunki grzybów wymagają specyficznych warunków wilgotnościowo-termicznych. Oprócz uwilgotnienia podłoża istotnym czynnikiem jest także stopień ocienienia dna lasu, czyli wskaźnik określający ilość światła docierającego do dna lasu.



Fot. 2. Potencjalne siedlisko pogrzybnicy Mannerheima w Puszczy Białowieskiej (fot. K. Komosiński).





Fot. 3. Potencjalne siedlisko pogrzybnicy Mannerheima w Nadleśnictwie Starachowice (fot. A. Melke).

## 6. Rozmieszczenie gatunku w Polsce

Jest to owad o bardzo szerokim areale występowania; gatunek palearktyczny, spotykany w północnej części strefy umiarkowanej. Prawdopodobnie przez wschodnią Polskę przebiega zachodnia granica jego zasięgu. Na terenie naszego kraju, podobnie jak i w całym obszarze występowania, spotykany jest sporadycznie, a cały jego zasięg tworzą silnie rozproszone stanowiska (Ryc. 1). Skryty tryb życia oraz fragmentaryczna wiedza dotycząca biologii i ekologii gatunku sprawiają, że bardzo trudno jest określić obszar występowania pogrzybnicy Mannerheima na terenie Polski. Dotychczas, tzn. na przestrzeni niespełna 80 lat, stwierdzony został na zaledwie kilku stanowiskach. Rejonem, gdzie od lat gatunek jest wykazywany i prawdopodobnie występuje największa jego populacja jest Puszcza Białowieska. W latach 2006–2007, podczas prowadzonej inwentaryzacji dzikiej fauny i flory na terenie Nadleśnictwa Białowieża stwierdzono występowanie pogrzybnicy Mannerheima w 50 wydzieleniach (Mazur i in. 2012). W innych regionach kraju łowiony lub obserwowany był w pojedynczych okazach i na pojedynczych stanowiskach. Gatunek dotychczas stwierdzono na takich stanowiskach jak: Puszcza Białowieska (Karpiński 1949, Okołów, Szymczak 1963, Szujewski 1963, Okołów 1968, Derunkov, Melke 2001, Mazur i in. 2012), Wyżyna Lubelska (Szujewski 1963), Puszcza Knyszyńska (Kubisz, Szałko 1991), Wyżyna Małopolska: Nadleśnictwo Starachowice (Mazur i in. 2012).



Ryc. 1. Rozmieszczenie stanowisk monitoringu pogrzybicy Mannerheima w Polsce na tle jej zasięgu występowania.

## II. METODYKA

### 1. Koncepcja monitoringu gatunku

Niewielka liczba danych na temat występowania pogrzybicy Mannerheima w Polsce, a także skąpa wiedza na temat jej biologii i ekologii sprawiają, że aktualnie niemożliwe jest zaproponowanie metodyki monitoringu populacji i siedliska tego chrząszcza. Na tym etapie poznania gatunku wszystkie prowadzone prace powinny mieć charakter prac inwentaryzacyjnych. W poszukiwaniach nowych, bądź weryfikacji znanych stanowisk, pomocna jest wiedza z zakresu mykologii, a zwłaszcza umiejętność identyfikacji grzybów kapeluszo-  
wych.

Skromny zasób danych najprawdopodobniej wynika ze skrytego trybu życia oraz specyficznego charakteru biotopów, w których ten gatunek kusaka się rozwija. Z tego też powodu, podczas prowadzenia poszukiwań i obserwacji owada należy nie tylko rejestrować stwierdzenia gatunku na poszczególnych stanowiskach, ale także gromadzić inne informacje, które w przyszłości pozwolą na pełniejsze opracowanie charakterystyki środowisk, w których występuje pogrzybica, czy poznanie grupy gatunków owadów jej towarzyszących.



Ponieważ jest to gatunek mycetofagiczny i zarazem polifagiczny, pozyskiwanie (odławianie) niewielkiej liczby okazów (różne stadia rozwojowe) nie wpłynie negatywnie na stan badanej populacji pogrzybnicy.

## 2. Wskaźniki i ocena stanu ochrony gatunku

Brak lub fragmentaryczne dane na temat różnych aspektów biologii i ekologii gatunku sprawiają, że określenie wskaźników dla oceny stanu populacji i siedliska pogrzybnicy *Mannerheima* jest bardzo trudne. Do oceny populacji aktualnie wykorzystywany jest tylko jeden wskaźnik – liczebność. Mówi on o występowaniu gatunku na stanowisku oraz w bardzo ogólnym zakresie pozwala wnioskować na temat wielkości populacji. Do opisu siedliska służą charakterystyki odnoszące się do typu siedliskowego lasu (zbiorowiska roślinnego), uwilgotnienia podłoża, sposobu zagospodarowania lasu, ocienienia dna lasu oraz liczby i składu gatunkowego grzybów kapeluszowych (ta ostatnia cecha decyduje o występowaniu gatunku). Zarówno dobór, jak i waloryzacja wskaźników jest wstępną propozycją, opartą o standardowe charakterystyki często wykorzystywane w leśnictwie do opisu jakości siedliska. Nie wykluczone, że w przyszłości, gdy gatunek owada zostanie lepiej poznany, kryteria oceny siedliska zostaną „udoskonalone” a aktualnie proponowane wskaźniki zostaną zastąpione przez inne.

### Wskaźniki stanu populacji

Tab. 1. Wskaźniki stanu populacji

Wskaźnik	Miara	Sposób pomiaru/określenia
Liczebność	Osobnik	Wskaźnik określany jako suma osobników zaobserwowanych na stanowisku w efekcie poszukiwań imagines i larw owada, żerujących w owocnikach grzybów kapeluszowych

Tab. 2. Waloryzacja wskaźników stanu populacji

Wskaźnik	Ocena*		
	FV	U1	U2
Liczebność	5 i więcej osobników	2–4 osobniki	1 osobnik

\*FV – stan właściwy, U1 – stan niezadowalający, U2 – stan zły, XX – nieznan

Wyznaczenie przedziałów dla poszczególnych ocen w świetle aktualnych danych jest trudnym zadaniem. Ponieważ gatunek ten spotykany jest sporadycznie, dotychczas jedynie na terenie Nadleśnictwa Białowieża w latach 2006–2007 był stwierdzony w 50 wydzieleniach, waloryzację wskaźnika przyjęto na zbliżonym poziomie, jak dla innych gatunków owadów tworzących na terenie Polski nieliczne populacje (np. sichrawa karpacka).

### Wskaźniki kardynalne

Nie wyróżniono.

## Wskaźniki stanu siedliska

Tab. 3. Wskaźniki stanu siedliska

Wskaźnik	Miara	Sposób pomiaru/określenia
Grzyby	Wskaźnik opisowy	Zidentyfikowanie występujących na stanowisku gatunków grzybów oraz podanie liczby zaobserwowanych owocników
Sposób zagospodarowania lasu	Wskaźnik opisowy	Określenie rodzaju prac leśnych wykonywanych na stanowisku oraz w jego najbliższym otoczeniu; podać typ stosowanej rębni oraz prace w ramach szeroko rozumianej pielęgnacji (hodowli) lasu
Uwilgotnienie podłoża	Wskaźnik opisowy	Określenie stopnia uwilgotnienia podłoża w 3 klasach: wilgotne, umiarkowanie wilgotne oraz suche; w opisie uwzględnić ewentualne okresowe zalewy (np. wiosną), obecność cieków i zbiorników na stanowisku lub w pobliżu stanowiska
Stopień ocienienia dna lasu	Wskaźnik opisowy	Określenie stopnia zwarcia koron drzewostanu głównego w trzy-stopniowej skali: silne, umiarkowane i słabe/brak

Tab. 4. Waloryzacja wskaźników stanu siedliska

Wskaźnik/Ocena*	FV	U1	U2
Grzyby	Na stanowisku/transekcie odnaleziono przynajmniej 50 okazów różnych gatunków grzybów kapeluszowych, wśród których dominują rodzaje: borowik, koźlak, bocznik, maślanka	Na stanowisku znajduje się mniej niż 50 okazów grzybów kapeluszowych; udział grzybów z rodzajów: borowik, koźlak, bocznik, maślanka jest niewielki	Pojedyncze okazy grzybów kapeluszowych z rodzajów: borowik, koźlak, bocznik, maślanka, ewentualnie brak tej grupy grzybów
Sposób zagospodarowania lasu	Brak intensywnych prac/zabiegów leśnych (tereny parków narodowych i rezerwatów oraz tereny lasów gospodarczych, gdzie stosuje się rębnię przerębową lub gniazdową)	Rębnie częściowe	Las, gdzie wykonano silną trzebież lub tereny zagospodarowane rębnią zupełną
Uwilgotnienie podłoża	Na stanowisku lub w okolicy znajdują się otwarte ciek wodne (stawy, jeziora, strumienie, rzeki, itp.), teren w okresie wczesnej wiosny może być okresowo zalewany	Brak otwartych cieków wodnych, siedlisko umiarkowanie wilgotne	Brak otwartych cieków wodnych, woda gruntowa poniżej 1,5 m, wilgotność kształtuje tzw. woda opadowa
Stopień ocienienia dna lasu	Silne (zwarcie koron drzew z górnego piętra lasu pełne – korony drzew stykają się ze sobą lub nawet zachodzą na siebie, dopuszczalne pojedyncze ubytki drzew/koron)	Umiarkowane (zwarcie koron drzew z górnego piętra lasu przerywane do luźnego, korony drzew nie stykają się ze sobą, oddalone od siebie na odległość kilku metrów)	Słabe lub brak (powierzchnia otwarta, pozbawiona osłony górnego piętra lasu, na powierzchni znajdują się pojedyncze drzewa lub grupy drzew – gniazda oraz wariant, gdzie powierzchnia jest ocieniona tzw. ocienieniem bocznym np. od otaczającego powierzchnię lasu)

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

Na podstawie zgromadzonych danych dotyczących biologii gatunku, aktualnie możliwe jest określenie tylko 4 wskaźników. Bezpośrednio z rozwojem pogrzybnicy *Mannerheima* związany jest wskaźnik skład gatunkowy grzybów kapeluszowych. Pozostałe opisują panujące na stanowisku warunki wilgotnościowo-termiczne.

**Wskaźnik kardynalny**

- Grzyby

**Ocena stanu populacji**

Określenie stanu populacji jest równoważne z oceną jedyne go wskaźnika. Stwierdzenie na stanowisku 5 i więcej okazów należy uznać za stan właściwy (FV). Odnotowanie gatunku owada (larwa, imago) w zakresie od 2 do 4 osobników to stan niezadowolający (U1), a odnalezienie tylko jednego okazu to stan zły (U2). Brak obserwacji należy uznać jako stan nieznan y – XX.

**Ocena stanu siedliska**

Największy wpływ na ocenę stanu siedliska ma wskaźnik opisujący skład gatunkowy grzybów kapeluszowych. Schemat oceny siedliska przedstawia się następująco: ocena FV, gdy wskaźnik kardynalny został oceniony na poziomie właściwy (pozostałe elementy mogą mieć wartość U1, a nawet U2, za wyjątkiem wskaźnika uwilgotnienie podłoża, który musi być oceniony przynajmniej na poziomie U1). Siedlisko w stanie niezadowolającym (U1) to takie, gdy wskaźnik kardynalny oceniono na U1, a pozostałe elementy uzyskały oceny FV, U1 oraz U2. Określenie wskaźnika gatunek grzyba na poziomie U2, jest równoznaczne z oceną stanu siedliska na poziomie zły, niezależnie od wartości pozostałych wskaźników.

**Perspektywy ochrony**

Fragmentaryczna wiedza na temat biologii i ekologii gatunku nie pozwala na określenie perspektyw jego ochrony zarówno w wymiarze lokalnym (poszczególne stanowiska), jak i krajowym. Pierwsze próby oceny tego parametru można będzie przeprowadzić po zakończeniu szczegółowych prac inwentaryzacyjnych. Trudno jest przewidzieć, jaki wpływ na populację gatunku owada mają lub będą mieć w przyszłości różne obserwowane zmiany, wywołane czynnikami biotycznymi i abiotycznymi.

**Ocena ogólna**

W przypadku tego gatunku, na ocenę ogólną składają się tylko oceny stanu populacji i siedliska, ponieważ obecny stan wiedzy nie pozwala na określanie perspektyw ochrony. O ocenie ogólnej decyduje ocena niżej ocenionego parametru.

**3. Opis badań monitoringowych****Wybór powierzchni monitoringowych i ich sugerowana wielkość**

Prace monitoringowe należy prowadzić w trzech obszarach, gdzie dotychczas stwierdzono obecność pogrzybnicy, a więc w Puszczy Białowieskiej, Puszczy Knyszyńskiej oraz na terenie Nadleśnictwa Starachowice. Stanowiska monitoringowe powinny być wybrane zarówno w miejscach dotychczasowych stwierdzeń pogrzybnicy, jak i w miejscach, gdzie gatunek

może potencjalnie występować w tych trzech obszarach. W przypadku Puszczy Białowiejskiej proponuje się kontynuację poszukiwań gatunku na 9 stanowiskach wyznaczonych do monitoringu w 2013 r. (3 stanowiska w Białowieskim PN i 6 stanowisk w Nadleśnictwie Białowieża), a w Nadleśnictwie Starachowice – na jednym stanowisku zlokalizowanym we wschodniej części Nadleśnictwa (w szczególności oddz. 10 i jego okolice). W Puszczy Knyszyńskiej, skąd brak dokładnych danych, można wytypować w sposób arbitralny 3–6 stanowisk do monitoringu. Należy jednak mieć na uwadze, że proponowane aktualnie stanowiska, inaczej niż w przypadku innych gatunków chrząszczy objętych monitoringiem, nie mogą być jeszcze uznane za stałe powierzchnie monitoringowe. O zaliczeniu konkretnego stanowiska do grupy powierzchni monitoringowych zadecydują wyniki dalszych prac monitoringowych, ponieważ w trakcie badań prowadzonych w latach 2013–2014 nie udało się potwierdzić występowania gatunku.

Za stanowisko monitoringowe należy przyjąć powierzchnię leśną nie mniejszą jak 1 ha. Jeżeli jest to tylko możliwe stanowiskiem może być cały odział lub przynajmniej wydzielenie (jednak z zachowaniem przyjętego minimum powierzchni). Powierzchnia o rozmiarze mieszczącym się w zakresie 5–10 ha (do 20 ha w terenie płaskim i nie zróżnicowanym orograficznie) wydaje się być najlepszą. Wybierając fragment lasu na nowe stanowisko, należy unikać miejsc o niskim wskaźniku zwarcia koron (miejsc otwartych, tzw. luk lub polan leśnych).

Niezależnie od monitoringu, równoległe powinny być prowadzone dalsze prace inwentaryzacyjne na terenie wschodniej, a zwłaszcza północno-wschodniej Polski. Intensywne poszukiwania gatunku być może zaowocują odkryciem nowych stanowisk, jak to miało miejsce w ostatnich latach w przypadku np. sichrawy karpackiej *Pseudogaurotina excellens*, czy zgniotka cynobrowego *Cucujus cinnaberinus*. Wtedy liczbę stanowisk dla monitoringu pogrzybnyca trzeba będzie zwiększyć.

## Sposób wykonywania badań

Pierwszym etapem prac terenowych powinno być opisanie (w przypadku nowego stanowiska) lub skorygowanie do stanu faktycznego (dla stanowisk monitorowanych już wcześniej) wskaźników charakteryzujących siedlisko, a także wyznaczenie na stanowisku jednej powierzchni kontrolnej – transektu, gdzie będą prowadzone poszukiwania pogrzybnyca Mannerheima. Długość transektu, w zależności od warunków terenowych oraz wielkości stanowiska powinna wynosić 200–300 m, a szerokość ok. 10 m. Transekt wyznaczany jest na początku każdego cyklu badań od nowa. Powinien być lokowany w innym miejscu niż transekt w poprzednich badaniach monitoringowych. Wyznaczenie transektu powinna determinować obecność owocników grzybów kapeluszowych. Na jego powierzchni powinna znaleźć się jak największa ich liczba. Aby ułatwić pracę na tego typu powierzchni kontrolnej zaleca się, aby analizę prowadzić wzdłuż wyznaczonej osi (za pomocą taśmy mierniczej lub dalmierza laserowego).

## Określanie wskaźników stanu populacji

**Liczebność.** Na transekcie badawczym przeszukiwane są przede wszystkim owocniki gatunków grzybów kapeluszowych (kontrolą zaleca się objąć w pierwszej kolejności gatunki grzybów, w których obserwowano pogrzybnyca) oraz sąsiadującą z nimi ściółkę pod kątem

występowania gatunku. Kontroli podlegają całe owocniki (kapelusz i nóżka). Rozdrabniając tkankę (miąższ) grzyba należy zachować ostrożność, aby nie uszkodzić znajdujących się w nim owadów. Dodatkowo w kilku miejscach (nie więcej jak w 5–10 punktach) należy przeszukać ściółkę i wierzchnią warstwę gleby. Pomocne w tym przypadku jest sito entomologiczne i białe płótno. W tych kilku przypadkach w trakcie prowadzonej kontroli należy notować liczbę zaobserwowanych owadów oraz ich przynależność gatunkową (dotyczy to wszystkich gatunków owadów mycetofagicznych). Wartością wskaźnika jest liczba stwierdzonych okazów pogrzybnicy Mannerheima z zaznaczeniem, czy obserwacja dotyczy larwy czy imago.

### Określanie wskaźników stanu siedliska

**Grzyby.** Podczas prowadzonej kontroli na transekcie należy określić przynależność gatunkową wszystkich zaobserwowanych grzybów kapeluszowych, bazując na wiedzy eksperckiej lub informacjach znajdujących się w różnych atlasach. W przypadku jakichkolwiek wątpliwości należy sporządzić dokumentację fotograficzną, a identyfikację kontynuować w laboratorium. Należy również zanotować liczbę poszczególnych gatunków grzybów odnalezionych na transekcie. Warto odnotowania są także takie dane, jak stopień rozwoju grzyba (owocnik młody, w pełni rozwinięty lub stary), a także jego stan zdrowotny (świeży, zdrowy lub z licznymi śladami żerowania owadów i/lub ślimaków). Informacje te odnoszą się jedynie do tych okazów grzybów, na których zostanie stwierdzona pogrzybnica Mannerheima. Ponieważ dotychczas ten gatunek owada spotykano przede wszystkim na grzybach z rodzajów: borowik, koźlak, boczniak, maślanka, obecność gatunków grzybów z podanych rodzajów traktowana jest jako warunek konieczny do występowania tego gatunku owada. Zmniejszający się udział wymienionych rodzajów grzybów wśród wszystkich zaobserwowanych grzybów kapeluszowych na danym stanowisku będzie wskazówką pogarszania się warunków siedliskowych.

**Sposób zagospodarowania lasu.** Należy odnotowywać takie informacje, jak rodzaj stosowanej rębni oraz wszystkie wykonane w ostatnich latach zabiegi leśne (cięcia odslaniające, trzebieże, podkrzesywanie drzew, usuwanie podszytu, itp.) oraz ich intensywność. W przypadku wątpliwości, jakie prace leśne są wykonywane na monitorowanym obszarze (rodzaj rębni oraz inne hodowlane zabiegi) należy skorzystać z danych dostępnych w nadleśnictwie lub dyrekcji parku narodowego.

**Uwilgotnienie.** Korzystając z wiedzy eksperckiej, należy określić stopień uwilgotnienia podłoża w trzystopniowej skali (wilgotne, umiarkowanie wilgotne, suche). Warto odnotowania jest także to, czy na stanowisku lub w jego pobliżu znajdują się ciekłe wodne. W ocenie tego wskaźnika można również uwzględnić ogólną wilgotność panująca na stanowisku. Jest to jednak element wymagający dużego doświadczenia i skupiający w sobie wiele różnych czynników (np. zbiorowisko roślinne, rodzaj podłoża, struktura piętrowa lasu, ukształtowanie terenu, lokalizację stanowiska w kompleksie leśnym, itd.).

**Stopień ocienienia dna lasu.** Wartość tego wskaźnika należy oceniać w oparciu o klasyfikację stosowaną w leśnictwie, a określaną jako stopień zwarcia koron drzewostanu głównego. W przyjętej metodyce wyodrębniono trzy grupy: drzewostan o zwarciu koron silnym, umiarkowanym oraz słabym. Silne zwarcie koron to duże ocienienie i tym samym zwiększenie wilgotności i obniżenie temperatury powietrza na stanowisku. Z kolei warto-

ści *słabe* lub *brak* oznaczają znaczne przerzedzenie lasu, a nawet częściowe wylesienie stanowiska. Skutkuje to wyższą temperaturą powietrza i zmniejszeniem wilgotności na stanowisku. Określenie *silne* stosujemy, gdy zwarcie koron drzew z górnego piętra lasu jest pełne – korony drzew stykają się ze sobą lub nawet zachodzą na siebie, dopuszczalne są pojedyncze ubytki drzew/koron, *umiarkowane* – zwarcie koron drzew z górnego piętra lasu jest przerywane do luźnego, korony drzew nie stykają się ze sobą, są oddalone od siebie na odległość kilku metrów oraz *słabe* – powierzchnia otwarta, pozbawiona osłony górnego piętra lasu, na powierzchni znajdują się pojedyncze drzewa lub grupy drzew (gniazda) oraz wariant, gdzie powierzchnia jest ocieniona tzw. ocienieniem bocznym, np. od otaczającego powierzchnię lasu.

Dane zbierane w terenie wpisujemy do roboczej karty obserwacji siedliska (Tab. 5).

**Tab. 5.** Robocza karta obserwacji siedliska pogrzybnicy Mannerheima

Nazwa obszaru lub regionu: Puszcza Białowieża	Nazwa stanowiska: oddz. 453C Powierzchnia stanowiska [ha] 25 ha	Nadleśnictwo: Białowieża Leśnictwo: – Nr oddziału: 453C	
Data obserwacji i pomiarów: 18–21 VI 2014 r.	Osoba dokonująca obserwacji i pomiarów: Robert Rossa		
Współrzędne geograficzne stanowiska (środek oddziału lub wydzielienia) – GPS N XX° XX'XX" E XX° XX'XX"	Wysokość n.p.m. lub zakres (od ... do ...) 180–190 m n.p.m. Miejsce usytuowania transektu na stanowisku (jego długość, azymut) Długość transektu 300 m, azymut E–W, początek transektu w odległości 30 m od lewego, dolnego narożnika oddziału (w terenie miejsce to oznakowano poprzez wbicie palika sosnowego o długości 1,5 m).		
Charakterystyka siedliska			
Uwilgotnienie podłoża		Stopień ocienienia dna lasu	
wilgotne		silne	X
umiarkowanie wilgotne	X	umiarkowane	
suche		słabe (brak)	
Sposób zagospodarowania lasu (rębnia, trzebież, itp., w przypadku terenów gdzie nie prowadzi się żadnych prac leśnych należy wpisać „brak”) Rębnia stopniowa gniazdowo-smugowa (IVb), aktualnie znajdująca się w połowie procesu odnowienia.			
Uwagi: Nawrót cięć wynosi 5 lat, prace mają na celu zwiększenie udziału gatunków liściastych, w szczególności dębu, przy jednoczesnym dość znacznym utrzymaniu udziału świerka. Zapewniają stosunkowo wysoką wilgotność podłoża, co z kolei sprzyja rozwojowi różnych gatunków grzybów kapeluszowych.			



Lp.	Analiza mykologiczna		Analiza entomologiczna (liczba stwierdzonych okazów pogrzybnicy <i>Mannerheima</i> )	
	Nazwa gatunkowa grzyba	Liczba zaobserwowanych owocników	Imago [szt.]	Larwa [szt.]
1.	Borowik szlachetny <i>Boletus edulis</i>	18	1	0
2.	Łuszczak zmienny <i>Kuehneromyces mutabilis</i>	32	0	0
3.	Łysiczka trująca <i>Hypoholoma fasciculare</i>	29	0	0
4.				
5.				
6.				
7.				
8.				
9.				
10.				

### Termin i częstotliwość badań

Dotychczas poczynione obserwacje wskazują, że cykl rozwojowy pogrzybnicy *Mannerheima* jest przynajmniej jednoroczny. Uwzględniając okres obserwacji imagines niewyklucznie, iż gatunek ten ma w warunkach zachodniej Północy dwie generacje w ciągu roku i tym samym dwa okresy pojawu: późnowiosenny i jesienny. Ponadto mając na uwadze fakt, że najlepiej poznane jest stadium owada doskonałego, prace monitoringowe (również inwentaryzacyjne) powinny być realizowane w okresie maj–październik. Główną część badań należy zaplanować na miesiące maj–czerwiec. Okres jesienny może być wykorzystany do weryfikacji danych zgromadzonych na początku badań. W przypadku, gdy na przełomie września i października panują odpowiednie warunki do owocowania grzybów kapeluszowych, stosowne badania można wydłużyć do końca października. Monitoring należy prowadzić z częstotliwością co 6 lat.

### Sprzęt i materiały do badań

- mapa topograficzna w skali 1:5 000,
- taśma miernicza (30 lub 50 m) lub ręczny dalmierz laserowy.
- sito entomologiczne (do przesiewania ściółki zebranej w pobliżu analizowanych owocników grzybów kapeluszowych) oraz białe płótno (o powierzchni maks. 1m<sup>2</sup>),
- odbiornik GPS,
- aparat fotograficzny,
- notatnik,
- podręczny atlas grzybów kapeluszowych (ewentualnie).

## 4. Przykład wypełnionej karty obserwacji gatunku na stanowisku

Karta obserwacji gatunku dla stanowiska	
Kod gatunku i nazwa gatunku	<i>Kod gatunku wg Dyrektywy Siedliskowej, nazwa polska i łacińska, autor wg aktualnie obowiązującej nomenklatury</i> <b>1924 pogrzybnica Mannerheima <i>Oxyporus mannerheimii</i> Gyllenhal, 1827</b>
Nazwa stanowiska	<i>Nazwa stanowiska monitorowanego</i> .....
Typ stanowiska	<i>Wpisać referencyjne lub badawcze</i> Badawcze
Obszary chronione, na których znajduje się stanowisko	<i>Natura 2000, rezerваты przyrody, parki narodowe i krajobrazowe, użytki ekologiczne, stanowiska dokumentacyjne itd.</i> Białowiecki Park Narodowy Obszar Natura 2000: PLC200004 Puszcza Białowiecka
Współrzędne geograficzne	<i>Podać współrzędne geograficzne (GPS) stanowiska</i> N XX° XX' XX" E XX°XX' XX"
Wysokość n.p.m.	<i>Podać wysokość n.p.m. stanowiska lub zakres od... do...</i> 159–163 m n.p.m.
Powierzchnia stanowiska	<i>Podać wielkość powierzchni stanowiska w ha</i> 1 ha
Opis stanowiska	<i>Opis ma ułatwiać identyfikację stanowiska. Należy w opisie lokalizację i charakter terenu oraz jak dotrzeć na stanowisko. Zaznaczyć, dla jakiej części stanowiska podano współrzędne geograficzne.</i> Stanowisko zlokalizowane jest w północnej części Białowieckiego Parku Narodowego, 0,5 km na zachód od linii łączącej Zamosze i Głuszec. Teren płaski, średnio wilgotny, z licznymi mokradłami i okresowymi bajorkami. Las stanowi wilgotny grąd, w którym widać skutki niedawnej działalności gospodarki leśnej. Liczny zapas drewna leżącego, znajdującego się na różnych etapach rozkładu. Znaczny odsetek stanowią pnie o małych (cienkie) i średnich wymiarach.
Charakterystyka siedliska gatunku na stanowisku	<i>Krótką charakterystykę siedliska; typ siedliska, rodzaje siedlisk w otoczeniu stanowiska</i> Na stanowisku drzewostan główny tworzą głównie drzewa liściaste: grab, dąb, lipa, brzoza, olsza, topola osika. Ponadto gatunkiem domieszkowym, czasami bardzo licznym, jest świerk pospolity. Dolne piętra lasu zdominowane są przez gatunki tworzące górne piętro, przy czym miejscami zaznacza się wyraźna dominacja świerka. Z krzewów częstym gatunkiem jest czeremcha zwyczajna. Strefa podszytu bardzo dobrze rozwinięta, zwłaszcza w miejscach o mniejszym zacienieniu oraz na obrzeżach luk i niewielkich odkrytych powierzchniach (polanach). Runo leśne tworzą mchy i trawy, a we fragmentach wilgotniejszych oraz odsłoniętych rośliny zielne. Grzyby kapeluszone reprezentowane są przez liczną grupę gatunków, jednak na całej powierzchni występowały średnio-licznie. Wśród stwierdzonych gatunków były: opieńka, miodunka, gołąbki. Zwarcie koron górnego piętra lasu wahało się od pełnego do umiarkowanego (zacienienie terenu duże).
Informacje o gatunku na stanowisku	<i>Syntetyczne informacje o występowaniu gatunku na stanowisku, dotychczasowe badania i inne istotne fakty; wyniki badań z lat poprzednich</i> Z tego regionu Puszczy Białowieckiej dotychczas nie podawano pogrzybnicy Mannerheima. Podczas prac monitoringowych w 2013 r. gatunku nie stwierdzono.
Czy monitoring w kolejnych latach jest wymagany?	<i>Wpisać tak/nie; w przypadku „nie” uzasadnić dlaczego proponuje się rezygnację z tego stanowiska</i> Tak
Obserwator	<i>Imię i nazwisko wykonawcy monitoringu</i> Andrzej Melke, Karol Komosiński
Daty obserwacji	<i>Daty wszystkich obserwacji</i> 12.10.2013

Stan ochrony gatunku na stanowisku			
Parametr/Wskaźniki	Wartość wskaźnika i komentarz		Ocena
<b>Populacja</b>			
Liczebność	Podać liczbę zaobserwowanych osobników Gatunku nie stwierdzono.		XX XX
<b>Siedlisko</b>			
Gatunek grzyba	Podać nazwy występujących na stanowisku gatunków grzybów oraz liczby zaobserwowanych owocników Liczne – ponad 50 okazów grzybów kapeluszowych. Wśród stwierdzonych gatunków były: opieńka, miodunka, gołąbki oraz wiele innych nierozpoznanych gatunków.		FV
Sposób zagospodarowania lasu	Określić rodzaj prac leśnych wykonywanych na stanowisku oraz w jego najbliższym otoczeniu: Teren parku narodowego, nie prowadzi się żadnych prac gospodarczych.		FV
Uwilgotnienie podłoża	Określić stopnia uwilgotnienia podłoża w 3 klasach: wilgotne, umiarkowanie wilgotne oraz suche; Teren wilgotny, a miejscami nawet podmokły. Znaczny stopień uwilgotnienia podłoża umożliwia rozwój różnym gatunkom grzybów kapeluszowych.		FV
Stopień ocienienie dna lasu	Określić stopień zwarcia koron drzewostanu głównego w trzystopniowej skali: silne, umiarkowane i słabe (brak). Silne zwanie koron drzew z górnego piętra oraz dobrze rozwinięte niższe warstwy lasu. Za wyjątkiem kilku miejsc stanowisko jest zacienione, a warunki do rozwoju grzybów wręcz optymalne.		FV
Perspektywy ochrony	Krótka prognoza stanu populacji i siedliska gatunku na stanowisku w perspektywie 10–15 lat w nawiązaniu do ich aktualnego stanu i obserwowanych trendów zmian, z uwzględnieniem wszelkich działań i planów, których skutki mogą wpłynąć na gatunek i siedlisko Nieznane. Gatunku nie stwierdzono.		XX
<b>Ocena ogólna</b>			<b>XX</b>

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
F04.02	Zbieractwo grzybów, porostów, jagód, itp.	C	-	Penetracja lasu przez ludność lokalną jest na tym terenie silnie ograniczona. Większy wpływ człowieka zaznacza się jedynie w okresie jesiennym. Czynnikiem ten obecnie ma niewielki negatywny wpływ na liczebność i skład gatunkowy grzybów kapeluszowych.

Zagrożenia (przyszłe, przewidywane oddziaływania)				
Kod	Nazwa	Intensywność	Wpływ	Syntetyczny opis
B02	Gospodarka leśna i plantacyjna i użytkowanie lasów i plantacji	C	0	Usuwanie pojedynczych drzew, także w ramach tzw. użytków przygodnych wykonywanych przez lokalną ludność, nie ma większego znaczenia dla populacji pogrzybnicy.
F04.02	Zbieractwo grzybów, porostów, jagód, itp.	B	-	Stanowisko znajduje się blisko siedzib ludzkich. W okresie pojawu grzybów kapeluszowych (jadalnych) istnieje zagrożenie zbieractwem grzybów.

Inne informacje	
Inne wartości przyrodnicze	<i>Inne obserwowane w trakcie prac monitoringowych gatunki zwierząt i roślin z załączników Dyrektywy Siedliskowej i Ptasiej: gatunki zagrożone i rzadkie (Czerwona księga) gatunki chronione (podać liczebność w skali: liczny, średnio liczny, rzadki)</i> Nie obserwowano.
Gatunki obce i inwazyjne	<i>Obserwowane gatunki obce i inwazyjne</i> Nie obserwowano.
Uwagi metodyczne	<i>Informacje istotne dla dalszego planowania monitoringu (sposób prowadzenia prac, wskaźniki, które powinny być badane w monitoringu oraz ich waloryzacja, regionalnie optymalny czas prowadzenia badań)</i> Obszar Puszczy Białowieskiej to obecnie jeden z zaledwie kilku rejonów na terenie Polski, gdzie co pewien czas obserwowane są imagines pogrzybnicy Mannerheima. Ten gatunek kusaka należy ponadto do grupy bardzo słabo opisanych owadów. Dopóki nie zostaną poznane jego wymagania troficzne, a przynajmniej podstawowe zagadnienia z zakresu ekologii i biologii gatunku, monitoringiem zaleca się objąć wszystkie wytypowane na terenie Puszczy stanowiska.
Inne uwagi	<i>Wszelkie informacje pomocne przy interpretacji wyników, np. anomalie pogodowe</i> Brak.
Dokumentacja fotograficzna i kartograficzna	<i>Załączniki do bazy danych (w wersji elektronicznej):</i> <i>Minimum 2 zdjęcia na stanowisko (gatunek, siedlisko), granice powierzchni badawczej naniesione na odpowiedni podkład kartograficzny</i>

## 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

Niewielka liczba danych na temat tego gatunku kusaka sprawia, że nie można określić dla niego właściwych metod ochrony. Trudno jest przewidzieć, jaki wpływ na populację gatunku owada już mają lub będą w przyszłości różne obserwowane zmiany (wywołane czynnikami biotycznymi i abiotycznymi). Określenie tego parametru będzie możliwe dopiero po lepszym poznaniu biologii i ekologii gatunku owada.

## 7. Literatura

- Derunkov A., Melke A. 2001. *Staphylinidae* bez *Micropeplinae* i *Pselaphinae*. W: J.M. Gutowski, B. Jaroszewicz (red.). Katalog fauny Puszczy Białowieskiej. Instytut Badawczy Leśnictwa, Warszawa, s. 133–147.
- Gutowski J. M., Przewoźny M. 2013. Program NATURA 2000 jako narzędzie ochrony chrząszczy (Coleoptera) w Polsce. Wiadomości entomologiczne 32 Supl.: 5–40.
- Karpiński J. J. 1949. Materiały do bioekologii Puszczy Białowieskiej. Rozpr. Spraw. I. B. Leśn., Warszawa, 56: 1–212.
- Kubisz D., Szałko P. 1991. Nowe dla Podlasia i Puszczy Białowieskiej gatunki chrząszczy (Coleoptera). Wiadomości entomologiczne 10 (1): 5–14.
- Mazur A., Chrzanowski A., Kuźmiński R., Łabędzki A., Rutkowski P. 2012. Suggested methods for protective and commercial management in the forests with stands of *Oxyporus mannerheimii* GYL., 1827 (Coleoptera, Staphylinidae). Nauka Przyroda Technologie 6, 3: 1–8.

- Okołów Cz. i J. Szymczak. 1963. Białawieski Park Narodowy – żywe laboratorium. Las Polski, Warszawa, 37, 8: 3–5.
- Okołów Cz. 1968. Stawonogi i inne bezkręgowce. W: J. B. Faliński (red.). Park Narodowy w Puszczy Białawieskiej. Warszawa, s. 153–161.
- Szujecki A. 1963. Materiały do poznania *Staphylinidae (Coleoptera)* Polski. II. Fragmenta Faunistica, Warszawa, 11: 31–39.

Opracował: **Robert Rossa**

1920 **Ponurek Schneidera**  
*Boros schneideri* (Panzer, 1796)



Fot. 1. Imago ponurka Schneidera *Boros schneideri* (fot. J.M. Gutowski).



Fot. 2. Larwa ponurka Schneidera *Boros schneideri* z charakterystyczną dla gatunku „koroną” na końcu odwłoka (fot. J.M. Gutowski).

## I. INFORMACJA O GATUNKU

### 1. Przynależność systematyczna

Rząd: chrząszcze COLEOPTERA

Rodzina: ponurkowate BORIDAE

### 2. Status prawny i zagrożenie gatunku

#### Prawo międzynarodowe

Dyrektywa Siedliskowa – Załącznik II

Konwencja Berneńska – niewzględzony

#### Prawo krajowe

Ochrona gatunkowa – ochrona ścisła (od 2004 r.)



### Kategoria zagrożenia IUCN

Europejska czerwona lista chrząszczy saproksylicznych – VU

Czerwona lista zwierząt ginących i zagrożonych w Polsce – EN

Polska czerwona księga zwierząt. Bezkręgowce – EN

### 3. Opis gatunku

Długość ciała chrząszcza 10–14 mm; ciemnobrunatny, błyszczący, bez owłosienia, wydłużony, wypukły (Fot. 1). Głowa duża, o kształcie owalnym, z wyraźnym, dość gęstym punktowaniem. Nadustek zaokrąglony i oddzielony od czoła półkolistym wgłębieniem. Oczy wypukłe, duże, w zarysie okrągławe, z przodu z lekkim wycięciem. Policzki przed oczami tworzą wystające listewki, osłaniające od góry nasadę czułków. Czułki 11-członowe, dość krótkie, sięgające najwyżej do połowy długości przedplecza; poszczególne człony krótkie, mniej więcej tak długie, jak szerokie, nieznacznie rozszerzające się ku końcowi. Końcowe trzy człony wyraźnie szersze od poprzednich, tworzą buławkę. Głowa za oczami z wyraźnym przewężeniem. Przedplecze o bokach zaokrąglonych, najszersze w połowie długości, z wierzchu lekko przyplaszczone; czasem na środku z podłużną, wgłębioną linią. Pośrodku jego nasady i po bokach w części środkowej znajdują się 3 okrągłe wgniecenia. Brzegi boczne i podstawa przedplecza z delikatną listewką krawędziową. Punktowanie przedplecza gęste, poszczególne punkty większe niż te na głowie. Tarczka mała, półokrągła. Pokrywy przed wierzchołkiem nieznacznie rozszerzone, z punktowaniem układającym się w lekko zagłębione rzędy, których regularność jest zaburzona przez dodatkowe punkty leżące pomiędzy nimi. Nasada pokryw znacznie szersza niż przedplecze, z wystającymi guzami barkowymi; wierzchołek pokryw zaokrąglony. Owad latający, posiada ukryte pod pokrywami dobrze wykształcone błoniaste skrzydła. Nogi dość smukłe; golenie pokryte krótkimi, przylegającymi szczecinkami. Przednie i środkowe stopy 5-członowe, tylne 4-członowe. Długość ostatniego członu tylnych stóp nieco mniejsza niż łączna długość trzech pozostałych członów. Dymorfizm płciowy jest słabo zaznaczony; samce są zwykle nieco mniejsze od samic. Dokładny opis imago można znaleźć m.in. w następujących pracach: Pollock (2010), Stebnicka (1991).

Dorośla larwa długości 17–28 mm, kremowobiała, mocno spłaszczona, ku tyłowi nieznacznie poszerzająca się; odwłok zakończony trójzębnymi, mocno schitynizowanymi, brunatnymi wyrostkami w kształcie korony (Fot. 2). Głowa jasnobrunatna, szeroka. Na członach tułowiowych znajdują się trzy pary dobrze rozwiniętych odnóży. Dokładny opis larwy można znaleźć w pracy Saalas'a (1937) i St. George (1940).

Zdjęcie poczwarki zamieszcza Buchholz i in. (2013). Jajo tego gatunku nie zostało dotąd opisane.

### 4. Biologia gatunku

Larwy tego gatunku żyją pod korą stojących, martwych drzew, głównie sosen *Pinus sylvestris* L. (Fot. 3 i 4), a w górach i na pogórzu jodeł *Abies alba* Mill., rzadziej innych gatunków iglastych i liściastych (Blażyte-Čereškienė, Karalius 2010, 2012, Buchholz i in. 2012; Burakowski i in. 1987, Karalius, Blażyte-Čereškienė 2009, Kinelski, Szujewski 1959, Kubisz 2004a, b,

Leiler 1954, Telnov i in. 2006, Trella 1939). Zasiedlanie drzew leżących jest bardzo rzadkie. Znajdowane na leżącym materiale żerowiska to najczęściej skutek przewrócenia drzewa zasiedlonego wcześniej jako stojące.

Na podstawie badań przeprowadzonych w Puszczy Białowieskiej (Gutowski i in. 2014) stwierdzono zasiedlanie przez ponurka Schneidera 6 gatunków drzew (od najbardziej preferowanych): sosna zwyczajna *Pinus sylvestris* L., dąb szpulkowy *Quercus robur* L., osłza czarna *Alnus glutinosa* (L.) Gaertn., brzoza brodawkowata *Betula pendula* Roth, świerk *Picea abies* (L.) Karst., jesion wyniosły *Fraxinus excelsior* L. Ponurek Schneidera znany jest ponadto z sosny limby *Pinus cembra* L. w zachodniej Syberii (Krivoluckaja 1965), *Picea jezoensis* (Sieb. et Zucc.) Carr. we wschodniej Azji (Sachalin) (Tamanuki 1934), lipy *Tilia*, wierzby iwy *Salix caprea* L. i topoli osiki *Populus tremula* L. w Rosji (Mamaev i in. 1977; Nikitskij i in. 1996), modrzewia europejskiego *Larix decidua* Mill. i jodły pospolitej *Abies alba* Mill. z południowej Polski (Kinelski, Szujewski 1959; Trella 1939; Buchholz i in. 2012; Buchholz, Bidas 2012) oraz z buka zwyczajnego *Fagus sylvatica* L. ze Słowacji (Anonim 2012). Na terenach nizinnych ponurek Schneidera preferuje sosnę zwyczajną, jako roślinę żywicielską larw. Ta preferencja wzrasta wraz z przesuwaniem się ku strefie borealnej, gdzie sosna staje się niemal wyłącznym miejscem rozwoju tego gatunku (Blażyte-Čereškienė, Karalius 2010). W terenach podgórskich preferowanym gatunkiem jest jodła pospolita (Buchholz i in. 2012).

W Puszczy Białowieskiej gatunek ten znajdowany był na drzewach, których średnica w miejscach znalezienia okazów wynosiła od 10 do 170 cm (średnio 55 cm, SD = 25,6 cm), przy czym te pojedyncze minimalne średnice zostały odnotowane w przypadku brzozy brodawkowatej (10 cm) i sosny zwyczajnej (18 cm). Pozostałe gatunki drzew, jak



**Fot. 3.** Stara, martwa, stojąca sosna zwyczajna *Pinus sylvestris* L. zasiedlona przez larwy ponurka Schneidera (fot. J.M. Gutowski).



**Fot. 4.** Środowisko podkorowe na stojącej, martwej sosnie, z larwą ponurka Schneidera (fot. J.M. Gutowski).

również większość z wymienionych, miały średnicę co najmniej 30–35 cm. Zasiedlane były najczęściej martwe drzewa stojące – 76% stwierdzeń. Według Blażyte-Čereškieńe i Karalius (2012) prawdopodobieństwo zasiedlenia pnia na Litwie wzrasta wraz z jego grubością i wiekiem, jednak z powodzeniem ponurek może się rozwijać w drzewach o średnicy 10–20 cm (najcieńsze zasiedlone drzewo miało grubość 8 cm), a takich było najwięcej w lasach gospodarczych. W naturalnych lasach Puszczy Białowieskiej zasiedlane drzewa były znacznie grubsze. Średnia średnica zasiedlanych drzew wynosiła w przypadku sosny 53 cm, a dla dębu 74 cm (Gutowski i in. 2014). Również w Finlandii, gdzie znaleziono ponurka Schneidera w puszczy o charakterze pierwotnym (okolice Pallosenvaara), larwy zasiedlały sosny o przeciętnej średnicy około 40 cm (Baranowski 1977). Według Blażyte-Čereškieńe i Karalius (2012), minimalna grubość kory sosny odpowiednia do życia larw wynosi 5 mm.

Cykl rozwojowy jest co najmniej dwuletni. Przepoczwarczenie ma miejsce późnym latem i jesienią. Stadium poczwarki trwa 7–10 dni. Zimują imagines w zmurszałym drewnie, w szczelinach drzewa i pod odstającą korą (Burakowski i in. 1987). W Puszczy Białowieskiej postaci dorosłe spotykane były przez cały rok, za wyjątkiem czerwca i pierwszej dekady lipca. Żerowiska ponurka Schneidera znajdowały się zazwyczaj u podstawy pnia, do wysokości kilku metrów. W przypadku drzew cieńszych ograniczały się do wysokości 2–3 m, a w przypadku grubszych czasem mogły sięgać aż pod koronę (Gutowski i in. 2014). Wiele przesłanek wskazuje, że ponurek Schneidera jest gatunkiem o aktywności nocnej (Kubisz 2004a,b). Jeden z okazów został złowiony w Puszczy Białowieskiej do światła sztucznego. Żaden osobnik spośród pozostałych zaobserwowanych w ciągu dnia imagines nie był stwierdzony na powierzchni pnia czy w innym odkrytym miejscu; wszystkie znaleziono pod korą. Również inny znany gatunek z rodziny ponurkowatych (Boridae) – australijski *Synercticus heteromerus* Newman – ma aktywność nocną (Lawrence, Pollock 1994).

Rozwój larw przebiega pod lekko odstającą korą, przy mocno lub umiarkowanie rozłożonym łyku. To stadium rozkładu kory i środowiska podkorowego nazywane jest pyrochroidalnym (Mamaev i in. 1977). Według Kolomicz i Bogdanovej (1980) imagines ponurka Schneidera są drapieżcami, a larwy saproksylofagami. Natomiast Nikitskij i in. (1996) określa go jako sapro-ksylo-mycetofaga z elementami nekrofagii i drapieżnictwa. Leiler (1954) podaje, że larwy ponurka Schneidera odżywiają się grzybnią *Ophiostoma minus* (Hedgc.) Syd. & P. Syd., natomiast Anonim (2011) donosi, iż zjadają grzybnię *Aureobasidium* (oba należące do gromady grzybów workowych Ascomycota). Według informacji ze Słowacji, larwy mogą się rozwijać również w nadrzewnych hubach z rodzaju żagiew *Polyporus* (Basidiomycota) (Anonim 2012).

W Puszczy Białowieskiej na drzewach zasiedlonych przez ponurka Schneidera znajdowano też inne gatunki chrząszczy żyjące pod korą (ale przeważnie nie w tych samych miejscach) lub w drewnie: na sośnie zwyczajnej – sprężyki *Ampedus* spp. (Elateridae), ukrytek *Tenebroides mauritanicus* (L.) (Trogossitidae), zgniotek cynobrowy *Cucujus cinnaberinus* (Scop.), zgniotek szkarłatny *C. haematodes* Erich. (Cucujidae), *Colydium elongatum* (Fabr.) (Colydiidae), rozmiazg płaski *Pytho depressus* (L.) (Pythidae), wykarczak sosnowy *Arhopalus rusticus* (L.) i rębacz pstry *Rhagium inquisitor* (L.) (Cerambycidae); na dębie szypułkowym – ogniczek większy *Pyrochroa coccinea* (L.), ogniczek mniejszy *Schizotus pectinicornis* (L.) (Pyrochroidae) i rębacz pniowiec *Rhagium mordax* (DeG.) (Cerambycidae); na brzozie brodawkowatej – ogłodek brzozowy *Scolytus ratzeburgi* Jans. (Curculionidae), a na olszy czarnej – kostrzeń *Sinodendron*

*cylindricum* (L.) (Lucanidae). W przypadku sosny można było zaobserwować pewną prawidłowość zasiedlania stojących drzew: u podstawy pnia (0–1 m) żerowały zwykle larwy sprężyków, rębaczka pstrego i/lub rozmiarza płaskiego, a nieco wyżej – ponurka Schneidera.

## 5. Wymagania siedliskowe

W Puszczy Białowieskiej obecność ponurka Schneidera stwierdzono w 12 siedliskowych typach lasu, przy czym najbardziej preferowanymi okazały się siedliska borowe (w kolejności od najbardziej preferowanych – bór mieszany świeży (Fot. 5), bór świeży, bór wilgotny i bór mieszany wilgotny) w stosunku do siedlisk lasowych i olsowych (w kolejności od najbardziej preferowanych – las mieszany świeży, ols, las świeży, las mieszany wilgotny, ols jesionowy, las wilgotny). Ze względu na małą liczebność próby z analiz zostały wyłączone bór bagienny i las mieszany bagienny (Gutowski i in. 2014). Na Litwie faworyzowane są następujące zbiorowiska roślinne: śródładowy bór chrobotkowy *Cladonio-Pinetum*, bór brusznicowy *Vaccinio vitis-idaea-Pinetum*, bór czernicowy *Vaccinio myrtilli-Pinetum*, *Ledo-Pinetum*, bór sosnowy bagienny *Vaccinio uliginosi-Pinetum*, które według typologii leśnej stosowanej w Polsce należą do borów suchych, świeżych, wilgotnych i bagiennych (Blażyte-Čereškienė, Karalius 2010, 2012, Karalius, Blażyte-Čereškienė 2009). Badania w Puszczy Białowieskiej potwierdzają preferencje gatunku do siedlisk borowych.

Wydaje się, że gatunek ten w pewnym zakresie preferuje drzewa zabite przez pożar (Anonim 2011, Hyvärinen 2006). W Puszczy Białowieskiej, pożary lasu są obecnie sporadyczne i mają niewielki zasięg. Jednak w przeszłości (do 1874 r.) teren ten (głównie preferowane przez ponurka Schneidera siedliska borowe) podlegał, z uwagi m.in. na obecność



Fot. 5. Bór mieszany świeży – preferowane środowisko ponurka Schneidera w nizinnej części Polski (fot. J.M. Gutowski).

bartnictwa i pasterstwa w lasach, znacznie większej presji lokalnych, przyziemnych pożarów (Niklasson i in. 2010), co mogło mieć wpływ na kształtowanie środowisk przydatnych dla omawianego chrząszcza.

W Puszczy Białowieskiej badany chrząszcz występuje w lasach, w których średni wiek drzewostanu wynosi od 31–40 lat do 281–290 lat. W stosunku do dostępnych klas wieku (Sokołowski 2004) gatunek ten preferował istotnie drzewostany w wieku ponad 140 lat ( $p < 0.001$ ), natomiast młodsze klasy wieku zasiedlane były w sposób nieodbiegający istotnie od losowego (Gutowski i in. 2014).

W Puszczy Białowieskiej drzewa pozostające w umiarkowanym ocienieniu lub całkowicie zacienione przez inne otaczające drzewa i krzewy były wybierane przez ponurka Schneidera w sposób nieodbiegający istotnie od losowego, natomiast gatunek ten wyraźnie unikał drzew całkowicie nasłonecznionych ( $p = 0.013$ ; Gutowski i in. 2014). Na drzewach nasłonecznionych larwy znajdowane były głównie po stronie północnej pnia (Gutowski i in. 2014). Wydaje się, że wymagania gatunku względem nasłonecznienia materiału lęgowego są w rejonie kontynentalnym (Puszcza Białowieska) znacznie mniejsze niż w rejonie borealnym (Litwa). Na Litwie zacienienie powyżej 80% było nieodpowiednie do życia ponurka Schneidera; gatunek unikał drzewostanów sosnowych z większą domieszką świerka, preferował drzewa w pełni nasłonecznione (Blažyte-Čereškienė, Karalius 2012). Badania w lasach naturalnych (Gutowski i in. 2014) nie potwierdziły tych obserwacji. W P. Białowieskiej większość obserwacji pochodzi z drzew rosnących w całkowitym i umiarkowanym zacienieniu. Drzewostany sosnowo-świerkowe są chętnie zasiedlane przez ten gatunek. Co więcej, świerk *Picea abies* jest również rośliną żywicielską ponurka Schneidera w Puszczy Białowieskiej, jak również w Finlandii (Baranowski 1977). Świerki (*Picea jozuensis*) były też miejscem rozwoju tego gatunku na wyspie Sachalin (Tamanuki 1934).

Gatunek zaliczany jest do reliktywów puszczańskich (Baranowski 1977; Buchholz i in. 2012; Burakowski i in. 1987; Kubisz 2004a,b; Stebnicka 1991). W badaniach przeprowadzonych na Litwie wykazano, że zasiedla istotnie częściej sosny w centralnych częściach dużych maszywów leśnych niż skraje takich lasów i oderwane małe kompleksy leśne. Faworyzuje lasy o powierzchni większej niż 200 km<sup>2</sup>, które zapewniają mu stabilne warunki życia w dłuższej perspektywie czasowej (Karalius, Blažyte-Čereškienė 2009). Tendencja do preferowania wnętrza dużych kompleksów leśnych, a unikania skrajów lasu została potwierdzona w trakcie badań w Puszczy Białowieskiej (Gutowski i in. 2014). Litewscy autorzy (Blažyte-Čereškienė, Karalius 2010, 2012) próbują jednak podważyć opinię, iż jest to reliktyw puszczański, bazując na swoich badaniach, w których stwierdzono jego liczne występowanie w drzewostanach sztucznego pochodzenia i w dość cienkich drzewach (10–20 cm). W opinii autora jest to gatunek związany głównie z lasami naturalnego pochodzenia, w których zachowana jest ciągłość dostawy martwego drewna. Występowanie ponurka Schneidera w gospodarczych lasach Litwy świadczyć może o tym, że wśród nich znajdują się zachowujące ciągłość historyczną lasy naturalne, a ponadto w owych lasach, mimo gospodarki leśnej, jest sporo stojących, martwych sosen. To samo dotyczy sztucznych sośnin z powojennych zalesień gruntów porolnych, jakie miały miejsce w niektórych regionach karpaccich i podkarpaccich, na których przeprowadzono takie działania. Takie zalesienia wykonywane były w bezpośrednim sąsiedztwie lasów o zachowanym (przynajmniej w niektórych większych fragmentach) charakterze naturalnym (Buchholz i in. 2012). Bardzo ważnym czynnikiem,



warunkującym występowanie ponurka Schneidera jest także aktualnie wysoka zasobność w martwe drewno, zwłaszcza stojące.

## 6. Rozmieszczenie gatunku w Polsce

Do tej pory wykazany został z północno-wschodniej części Puszczy Augustowskiej (Osojca-Kraśiński 2012, Gutowski, Sućko w druku), Puszczy Białowieskiej (m.in. Karpiński 1949; Burakowski i in. 1987; Kubisz 2004a,b; Gutowski inf. oryg.), Gór Świętokrzyskich (Szujeczki 1958; Kinelski, Szujeczki 1959), Płaskowyżu Suchedniowskiego (Buchholz, Bidas 2012), okolic Hrubieszowa (Plewa i in. 2014) i okolic Przemyśla (Góry Sanocko-Turczańskie) (Trella 1923, 1938, 1939; Buchholz i in. 2012, 2013) (Ryc. 1). Gatunek był też podawany w końcu XVIII w. z okolic Ostródy i na początku XX w. z Tatr (Burakowski i in. 1987). Aktualnego występowania w tych miejscach jednak dotychczas nie potwierdzono (Gutowski, Sućko w druku), dlatego stanowiska te traktowane są jako historyczne. Nie udało się też potwierdzić, mimo poszukiwań, występowania gatunku w Górach Świętokrzyskich (Buchholz i in. 2012), skąd był podawany z lat 50. XX w. Wydaje się, że możliwe są jeszcze do znalezienia kolejne stanowiska tego gatunku we wschodniej Polsce, w miejscach, gdzie zachowały się lasy o charakterze zbliżonym do naturalnego, zwłaszcza starodrzewy sosnowe i jodłowe z dużym udziałem martwego drewna.



Ryc. 1. Rozmieszczenie stanowisk monitoringu ponurka Schneidera w Polsce na tle jego zasięgu występowania.



## II. METODYKA

### 1. Koncepcja monitoringu gatunku

Zasady monitoringu ponurka *Schneidera* opracowano na podstawie wcześniejszych doświadczeń autora z tym gatunkiem w Puszczy Białowieskiej. Metodykę tę przetestowano w 2013 r. Do monitoringu wyznaczono wszystkie, znane w 2013 r. w Polsce, miejsca występowania gatunku. W przyszłości należy sprawdzić kolejne potencjalne miejsca jego występowania (część już sprawdzono w trakcie prac przygotowawczych), których można oczekiwać głównie w najlepiej zachowanych lasach wschodniej i południowej Polski (starodrzewy sosnowe i jodłowe z dużym udziałem martwego drewna). W pierwszej kolejności sprawdzenia wymagają: Roztoczański Park Narodowy, Bieszczadzki Park Narodowy, Magurski Park Narodowy, Gorczański Park Narodowy, Babioński Park Narodowy. Jeżeli uda się odnaleźć gatunek w nowych obszarach, to również tam zostanie zaproponowany monitoring.

Monitoring ponurka *Schneidera* opiera się na przeszukiwaniu żerowisk. Polega na systematycznej, powtarzalnej ocenie stanu populacji (2 wskaźniki) i siedliska gatunku na wybranych stanowiskach (9 wskaźników). Określanie wskaźników stanu populacji opiera się na częściowej ingerencji w środowisko podkorowe w celu znalezienia larw tego gatunku. Ingerencja ta jest minimalizowana (szczegóły poniżej), ale na razie nie znaleziono dla niej alternatywy. Obserwacje postaci dorosłych poza żerowiskami są sporadyczne.

Do tej pory nie znaleziono odpowiednich metod, które mogłyby niezawodnie wykrywać imagines w środowisku i ewentualnie wykorzystać do monitoringu. Nieprzydatne są do tego różnego rodzaju pułapki barierowe, które odławiają inne saproksyliczne chrząszcze objęte monitoringiem (np. zgniotka cynobrowego *Cucujus cinnaberinus*, konarka tajgowego *Phryganophilus ruficollis*, zagłębka bruzdkowanego *Rhysodes sulcatus*). W trakcie wieloletnich badań na terenie Puszczy Białowieskiej, z wykorzystaniem takich pułapek, nigdy nie udało się odłowić nawet jednego osobnika, mimo że w miejscach ich wystawienia gatunek był stosunkowo liczny (ocena na podstawie badań obecności larw).

Pewne nadzieje można wiązać z wykorzystaniem odłowów do światła sztucznego. Imagines mają aktywność nocną, był też przypadek odłowienia 1 okazu, który przyleciał do oświetlonego białego ekranu w Puszczy Białowieskiej. Należałoby przeprowadzić świecenia z wykorzystaniem agregatu prądotwórczego i białego ekranu w miejscach stwierdzenia ponurka *Schneidera*. Można też do tego celu wykorzystać świetlne barierowe pułapki samolowne. Próby takie powinno się wykonać w okresie wiosennej aktywności imagines (od około połowy kwietnia do około końca maja) oraz aktywności późnoletniej i jesiennej (VIII–X). Odłowory należałoby prowadzić przy wysokiej temperaturze powietrza, podczas ciemnych, bezksiężycowych nocy do chwili odłowienia pierwszego okazu na danym stanowisku. Ta metoda będzie najpierw przetestowana w Puszczy Białowieskiej. Gdyby okazało się, że jest skuteczna, będzie zalecana do dalszych prac w innych obszarach występowania ponurka *Schneidera* i w kolejnych cyklach monitoringowych. Trzeba tu jednak wziąć pod uwagę koszty zakupu odpowiedniego sprzętu oraz pewną uciążliwość takiego monitoringu (waga agregatu prądotwórczego) w trudnych warunkach górskich oraz nocą. Wydaje się, że bardziej wygodna w użyciu może być samolowna pułapka świetlna, która może być zainstalowana przed wieczorem i zdjęta rano, a jej waga jest znacznie mniejsza niż agregatu. Niewątpliwą zaletą tej metody jest jej nieinwazyjność (złowione do pułapki okazy będą wypuszczone).

Nie zaleca się identyfikacji gatunku na podstawie stadium poczwarki. Nie przeżyłaby prawdopodobnie przeniesienia do laboratorium i oznaczenia. Ponadto, poczwarki spotyka się bardzo rzadko, znacznie rzadziej niż imagines, a zwłaszcza larwy.

Wybrane wskaźniki stanu siedliska umożliwiają wszechstronną ocenę jego jakości pod kątem wymagań siedliskowych gatunku. Trzeba pamiętać, że to przede wszystkim odpowiednie siedlisko warunkuje trwanie populacji we właściwym stanie.

## 2. Wskaźniki i ocena stanu ochrony gatunku

### Wskaźniki stanu populacji

Tab. 1. Wskaźniki stanu populacji

Wskaźnik	Miara	Sposób pomiaru/określenia
Obecność gatunku	Jest/nie ma	Przeszukiwanie potencjalnych mikrosiedłisk rozwoju – głównie stojących, obumarłych grubych sosen i jodeł; w odpowiednich miejscach podważa się fragmenty kory, by sprawdzić czy znajdują się tam stadia przedimaginalne (larwy, poczwarki) lub imagines (ew. ich szczątki)
Liczebność gatunku	Liczba przeanalizowanych drzew	Należy podać liczbę sprawdzonych drzew (stojących, martwych, potencjalnie odpowiednich do zasiedlenia) do chwili znalezienia pierwszego osobnika ponurka Schneidera

Tab. 2. Waloryzacja wskaźników stanu populacji

Wskaźnik	Ocena*		
	FV	U1	U2
Obecność gatunku	Zaobserwowanie lub odłowienie przynajmniej 1 okazu w ciągu 6 lat	Brak okazu (-ów) w ciągu 6 lat (ale wcześniej gatunek był notowany)	Brak okazów w ciągu 12 lat (2 powtórzenia badań monitoringowych)
Liczebność gatunku	Zaobserwowanie okazów po przeanalizowaniu 1–15 drzew	Zaobserwowanie okazów po przeanalizowaniu 16–30 drzew	Brak okazów na przeanalizowanych co najmniej 30 drzewach odpowiednich do zasiedlenia

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

### Wskaźniki kardynalne

Nie wyróżniono.

### Wskaźniki stanu siedliska

Tab. 3. Wskaźniki stanu siedliska

Wskaźnik	Miara	Sposób pomiaru/określenia
Ilość martwego drewna	Liczba stojących, martwych drzew lub złomów, z korą	Średnia liczba stojących, martwych drzew i złomów o pierśnicy większej niż 20 cm na transekcie o długości 100 m i szerokości 10 m. Stanowisko o pow. do 25 ha – 3 transekty, 26–100 ha – 4 transekty, 101–1000 ha – 5 transektów, powyżej 1000 ha – 6 transektów
Paleta gatunków martwego drewna	Liczba gatunków drzew	Liczba gatunków stojących, martwych drzew i złomów o pierśnicy większej niż 20 cm na stanowisku; obecność gatunków preferowanych – sosny na nizinach i jodły na pogórzach i w górach

Jakość martwego drewna	Wskaźnik opisowy	Określenie udziału % klas rozkładu drzew stojących i złomów o pierśnicy większej niż 20 cm na transektach dokonywane podczas analizy ilości martwego drewna: I – drewno i tylko zdrowe, II – drewno twarde, tylko rozłożone, III – początki rozkładu drewna, IV – drewno mocno rozłożone
Stopień naturalności ekosystemu na stanowisku	Wskaźnik opisowy	Określenie na podstawie wiedzy eksperckiej w trzystopniowej skali: – drzewostany <b>naturalne lub zbliżone do naturalnych</b> , zróżnicowane wiekowo i gatunkowo, – drzewostany <b>odkształcone</b> , z widocznymi śladami użytkowania gospodarczego, – drzewostany <b>silnie przekształcone</b> (plantacje), najczęściej jednogatunkowe i jednowiekowe
Stopień naturalności ekosystemu wokół stanowiska	Wskaźnik opisowy	Określenie na podstawie wiedzy eksperckiej w trzystopniowej skali: – drzewostany <b>naturalne lub zbliżone do naturalnych</b> , z dużą ilością wydzielającego się posuszu oraz leżącego martwego drewna w różnych fazach rozkładu, – drzewostany <b>odkształcone</b> , niewielka ilość martwego drewna w różnych fazach rozkładu, – drzewostany <b>silnie przekształcone</b> (plantacje), brak grubowmiarowego martwego drewna
Skład gatunkowy drzewostanu na stanowisku	Wskaźnik opisowy	Identyfikacja gatunków drzew żywych na stanowisku i określenie ich procentowego udziału w drzewostanie, ze szczególnym uwzględnieniem gatunków preferowanych – sosny na nizinach oraz jodły na pogórzu i w górach
Wiek drzew w drzewostanie na stanowisku	Wskaźnik opisowy	Określenie wieku drzew poszczególnych gatunków, potencjalnych roślin żywicielskich, w kilku klasach: powyżej 80 lat, 40–80 lat, poniżej 40 lat
Intensywność gospodarowania	Liczba pniaków w klasach rozkładu I–III na 1 ha	Wskaźnik określany poprzez liczenie pniaków po gatunkach będących na liście roślin żywicielskich, o średnicy większej niż 20 cm, należących do I–III klas rozkładu na tych samych transektach, na których ocenia się ilość martwego drewna
Obecność śladów pożaru*	Wskaźnik opisowy	Na podstawie wizji terenowej oraz informacji źródłowych sprawdza się czy na stanowisku miał miejsce pożar i ustala się odległość czasową tego wydarzenia

\*– dotyczy tylko drzewostanów z dominującym udziałem sosny, w przypadku drzewostanów z udziałem jodły lub innych gatunków żywicielskich wskaźnik pomijany

**Tab. 4.** Waloryzacja wskaźników stanu siedliska

Wskaźnik/Ocena*	FV	U1	U2
Ilość martwego drewna	≥2	1–2	brak
Paleta gatunków martwego drewna	≥1 Obecność gatunku preferowanego (sosna zwyczajna lub jodła pospolita)	1 Obecność gatunku mniej preferowanego	0 Brak gatunków znanych jako rośliny żywicielskie
Jakość martwego drewna	Obecne wszystkie 4 klasy lub przynajmniej II, III i IV	Obecne klasy I, II i IV lub przynajmniej I i IV	Obecna klasa I, bądź brak
Stopień naturalności ekosystemu na stanowisku	Drzewostany <b>naturalne lub zbliżone do naturalnych</b> , zróżnicowane wiekowo i gatunkowo	Drzewostany <b>odkształcone</b> , z widocznymi śladami użytkowania gospodarczego	Drzewostany <b>silnie przekształcone</b> (plantacje), najczęściej jednogatunkowe i jednowiekowe

Stopień naturalności ekosystemu wokół stanowiska	Drzewostany <b>naturalne lub zbliżone do naturalnych</b> , z dużą ilością wydzielającego się posuszu oraz leżącego martwego drewna w różnych fazach rozkładu	Drzewostany <b>odkształcone</b> , niewielka ilość martwego drewna w różnych fazach rozkładu	Drzewostany <b>silnie przekształcone</b> (plantacje), brak grubowymiarowego martwego drewna
Skład gatunkowy drzewostanu na stanowisku	Obecność preferowanych roślin żywicielskich (sosny zwyczajnej lub jodły pospolitej) z udziałem w drzewostanie powyżej 30%	Obecność pozostałych potencjalnych żywicielskich larw (dąb, olsza, brzoza, świerk, modrzew, jesion, buk, lipa, wierzba, osika) lub udział gatunków preferowanych poniżej 30%	Brak gatunków roślin żywicielskich
Wiek drzew w drzewostanie na stanowisku	Liczne drzewa w wieku powyżej 80 lat	Obecność drzew w wieku 40–80 lat	Drzewa młodsze niż 40 lat
Intensywność gospodarowania	≤20 pniaków w klasach rozkładu I–III na 1 ha	21–40 pniaków w klasach rozkładu I–III na 1 ha	>40 pniaków w klasach rozkładu I–III na 1 ha
Obecność śladów pożaru**	Obecność pożaru w okresie do 25 lat wstecz	Brak pożarów w okresie do 25 lat wstecz, ale są informacje o oddziaływaniu ognia na drzewostan w okresie wcześniejszym	Brak jakichkolwiek śladów pożaru

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

\*\* – dotyczy tylko drzewostanów z dominującym udziałem sosny, w przypadku drzewostanów z udziałem jodły lub innych gatunków żywicielskich wskaźnik pomijamy

## Wskaźniki kardynalne

Nie wyróżniono.

## Ocena stanu populacji

Ocenę stanu populacji ustala się na podstawie ocen wskaźników w ten sposób, że przypisuje się im wartości punktowe: FV – 2 punkty, U1 – 1 punkt, U2 – 0 punktów, następnie punkty sumuje i odnosi do poniższej skali:

- FV – 3–4 punkty,
- U1 – 1–2 punkty,
- U2 – 0 punktów.

## Ocena stanu siedliska

Stan siedliska ocenia się analogicznie do oceny stanu populacji. Ocena ogólna:

- FV – 14–18 punktów i brak ocen U2 (dopuszcza się ocenę U2 wskaźnika „obecność śladów pożaru”),
- U1 – 5–13 punktów i najwyżej jedna ocena U2 (dopuszcza się jako drugą ocenę U2 wskaźnika „obecność śladów pożaru”),
- U2 – 0–4 punkty.

Uwaga: dopuszcza się brak określenia na stanowisku (XX) najwyżej dwóch z dziewięciu wskaźników stanu siedliska.

## Perspektywy ochrony

Gatunek może być zagrożony na skutek ubywania starodrzewów sosnowych, w których obecne są stojące, martwe drzewa. Brak ciągłości występowania dogodnego do zasiedlenia martwego drewna był przyczyną wyginięcia gatunku na niektórych europejskich i polskich stanowiskach. Zagrozić mu mogą wyręby dojrzałych drzewostanów w ramach normalnej gospodarki leśnej (np. w Puszczy Augustowskiej), a nawet zastępowanie drzewostanów iglastych przez liściaste wskutek sukcesji ekologicznej zachodzącej spontanicznie w przyrodzie (obszar ochrony ścisłej w Białowieckim Parku Narodowym).

Na podstawie wiedzy eksperckiej oceniamy, czy w perspektywie 10–15 lat stan ochrony gatunku na stanowisku ulegnie zmianie i w jakim kierunku. Oceniamy pod tym kątem stan populacji oraz siedlisko gatunku. Bierzymy pod uwagę wszelkie informacje o przedsięwzięciach gospodarczych planowanych na stanowisku i w jego otoczeniu, które mogą wpłynąć na ograniczenie liczebności populacji lub pogorszenie stanu siedliska. Analizujemy obserwowane trendy przemian w środowisku (w tym naturalne, wynikające np. z sukcesji roślin drzewiastych), ich wpływ na badany gatunek oraz możliwości przeciwdziałania ewentualnym niekorzystnym zmianom. Perspektywy można ocenić jako dobre (FV), gdy populacja gatunku jest stabilna, siedlisko odpowiednie, a w najbliższych 10–15 latach nie dostrzega się czynników, które ten stan mogłyby zmienić. Taką ocenę można też wpisać, gdy obecnie stan ochrony oceniamy na U1, ale są przesłanki by sądzić, że w najbliższej przyszłości ulegnie on poprawie. Perspektywy ochrony oceniamy jako niezadowolające (U1), gdy stwierdzamy, że istnieją negatywne oddziaływania na siedlisko i populację gatunku, które pogorszą stan obecnie oceniany jako właściwy, albo aktualnie niezadowolający stan będzie się utrzymywał. Gdy ocenimy, że aktualnie niezadowolający stan populacji i siedliska będzie się pogarszał, to perspektywy ochrony będą złe (U2).

Przy ocenie należy wziąć pod uwagę m.in. wielkość stanowiska oraz obecność lub brak potencjalnych korytarzy ekologicznych, umożliwiających migrację niektórych osobników do sąsiednich stanowisk. Ważny jest też status prawny terenu, na którym położone jest stanowisko. Znacznie lepsze perspektywy ochrony będzie miało stanowisko położone na terenie obszaru Natura 2000, rezerwatu lub parku narodowego niż usytuowane w normalnym lesie gospodarczym.

## Ocena ogólna

O ocenie ogólnej decyduje najniższa ocena jednego z trzech parametrów (populacja, siedlisko, perspektywy ochrony).

## 3. Opis badań monitoringowych

### Wybór powierzchni monitoringowych i ich sugerowana wielkość

Jako stanowisko występowania gatunku należy traktować w miarę jednorodny (jeśli chodzi o drzewostan) teren, na którym stwierdzono obecność ponurka Schneidera, 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 ponurka Schneidera środowiska: zabudowań, terenów otwartych, lasu pozbawionego grubowymiarowego martwego drewna) dla niechętnie latających imagines

tego gatunku. W obszarach leśnych, gdzie stwierdzono więcej niż jedno miejsce występowania gatunku (np. Puszcza Białowieska), do monitoringu należy wybrać 2 stanowiska, a w ich obrębie powierzchnie badawcze (stanowiska monitoringowe), na których zlokalizowane będą poszukiwania gatunku i wyznaczone transekty do określania ilości martwego drewna.

Powierzchnie badawcze mogą mieć od kilku do kilkudziesięciu hektarów, w zależności od wielkości stanowiska występowania. Najlepiej, by obejmowały środowiska optymalne dla omawianego gatunku. Powinny być one zlokalizowane w miejscach o różnym reżimie ochronnym (park narodowy i/lub rezerwat przyrody vs lasy gospodarcze) i być położone w miarę daleko od siebie. Generalnie, dla ponurka Schneidera stanowisko gatunku powinno być duże, obejmować kilkaset hektarów lasu, bowiem dopiero taka powierzchnia obszaru warunkuje jego stabilność pod względem ciągłości przestrzennej i czasowej obumierających i obumarłych drzew stojących, odpowiednich do jego rozwoju.

W przypadku tak dużego stanowiska gatunku jak Białowieski Park Narodowy, poszukiwania i odłowy należy koncentrować głównie w miejscach, gdzie gatunek był już obserwowany, bowiem byłoby fizycznie niemożliwe dokładne spenetrowanie całego stanowiska. Cały Park 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.

Powierzchnia badawcza (stanowisko monitoringowe) to w miarę jednorodny płat starodrzewu, obejmująca całe stanowisko występowania gatunku (w przypadku małych stanowisk) lub jego część (do kilkudziesięciu hektarów – w przypadku stanowisk, dużych, które mogą mieć kilkaset hektarów lub więcej).

Ocena stanu populacji i określenie części wskaźników stanu siedliska dotyczy całej powierzchni badawczej, natomiast określanie niektórych wskaźników stanu odbywa się na wyznaczonych w obrębie powierzchni monitoringowej transektach badawczych o długości 100 m i szerokości 10 m każdy (0,1 ha).

Na stanowisku monitoringowym (powierzchni monitoringowej) określa się:

*Wskaźniki stanu populacji:*

- obecność gatunku
- liczebność gatunku

*Wskaźniki stanu siedliska:*

- stopień naturalności ekosystemu na stanowisku
- skład gatunkowy drzewostanu na stanowisku
- wiek drzew w drzewostanie na stanowisku
- obecność śladów pożaru

Na transektach (od 3 do 6) określa się:

*Wskaźniki stanu siedliska:*

- ilość martwego drewna
- paleta gatunków martwego drewna (uzupełniająco – na całej powierzchni)
- jakość martwego drewna
- intensywność gospodarowania



Liczba transektów zależy od wielkości powierzchni badawczej (stanowiska monitoringowego):

- <25 ha – 3 transekty,
- 26–100 ha – 4 transekty,
- 101–1000 ha – 5 transektów,
- >1000 ha – 6 transektów.

Transekty badawcze wyznaczamy w płatach starodrzewu, na każdym etapie prac monitoringowych od nowa. Początkiem transektu powinno być drzewo, na którym stwierdzono obecność ponurka Schneidera. Jeśli gatunek nie zostanie odnaleziony na danym stanowisku, początki transektów wyznaczamy arbitralnie. W tym drugim przypadku należy je ulokować celowo w różnych częściach powierzchni badawczej; powinny być one reprezentatywne dla siedliska. Transekty powinny przebiegać w kierunku S–N lub W–E (co jest najwygodniejsze ze względów praktycznych), ale dopuszcza się też inny ich przebieg, zwłaszcza w warunkach górskich. Odnotowujemy współrzędne geograficzne początku i końca transektu za pomocą odbiornika GPS.

## Sposób wykonywania badań

### Określanie wskaźników stanu populacji

**Obecność gatunku.** Niezawodną metodą stwierdzenia obecności ponurka Schneidera na powierzchni badawczej (stanowisku monitoringowym) jest przeszukiwanie potencjalnych mikrosiedlisk jego rozwoju – głównie stojących, obumarłych grubych sosen i jodeł. Jednak jest to metoda w pewnym zakresie niszcząca, gdyż uszkadza się częściowo mikrosiedliska rozwoju gatunku. W celu odnalezienia larw, poczwerek lub imagines na potencjalnym materiale żywieli należy przeglądać martwe stojące pnie drzew, leżące kłody, konary oraz sągi drewna. W odpowiednich miejscach podważa się fragmenty kory, by sprawdzić czy znajdują się tam poszukiwane stadia przedimaginalne lub imagines. Po stwierdzeniu obecności gatunku poszukiwań nie należy kontynuować na danej powierzchni badawczej, a żerowisko pozostawić w formie jak najmniej naruszonej. Poszukiwania nie powinny obejmować więcej niż około 30% powierzchni dostępnej kory analizowanego drzewa. Larwy i imagines ponurka Schneidera są tak charakterystyczne, że z łatwością dają się oznaczyć w terenie, nawet bez użycia szkła powiększającego.

W przypadku odnalezienia ponurka należy zebrać dodatkowe dane dla miejsca stwierdzenia: zmierzyć średnicę (lub obwód) drzewa w miejscu znalezienia żerowiska, ocenić stan rozkładu drzewa, wilgotność środowiska podkorowego (duża, umiarkowana, mała), nasłonecznienie stanowiska (pełne, umiarkowane, małe), odczytać współrzędne geograficzne miejsca z odbiornika GPS, odnotować rodzaj materiału lęgowego (drzewo stojące, leżące, podwieszane, złom) oraz gatunki owadów towarzyszących w żerowisku. Należy także opisać otoczenie zasiedlonego drzewa i sporządzić dokumentację fotograficzną zarówno okazu/ów ponurka Schneidera, jak i mikrosiedliska oraz najbliższego otoczenia. Dane zapisuje się do roboczej karty obserwacji gatunku (Tab. 5).

Na małych (do 25 ha) powierzchniach badawczych poszukiwania należy kontynuować aż do skutku – tzn. wszystkie odpowiednie drzewa powinny być przeszukane. W przypadku dużych (powyżej 25 ha) powierzchni badawczych można zakończyć poszukiwania po przeanalizowaniu 30 potencjalnie odpowiednich do rozwoju drzew. Szczegółowe zalecenia

dotyczące analiz drzew pod kątem poszukiwań chrząszczy podkorowych można znaleźć w publikacji Buchholza (2012). Poszukiwania powinny być prowadzone przez specjalistów, gdyż są oni w stanie dokonać wstępnej selekcji potencjalnych mikrośrodków, co znacznie obniża pracochłonność monitoringu.

**Liczebność gatunku.** O wielkości populacji można pośrednio wnioskować na podstawie liczby sprawdzonych drzew (stojących, martwych, potencjalnie odpowiednich do zasiedlenia) do chwili znalezienia pierwszego osobnika ponurka Schneidera. Szczegóły oceny tego wskaźnika zawarte są w tab. 2.

**Tab. 5.** Robocza karta obserwacji gatunku – ponurek Schneidera

Nazwa obszaru i stanowiska: <i>Puszcza Białowieska: Bory w oddz. 494C</i>		
Data obserwacji: <i>1.10.2013</i>		
Osoba dokonująca obserwacji: <i>K. Sućko</i>		
Współrzędne geograficzne miejsca obserwacji oraz wysokość n.p.m. (GPS): <i>N XX°XX'XX" E XX°XX'XX"; 162 m n.p.m.</i>		
Liczba przeanalizowanych drzew na stanowisku do chwili znalezienia pierwszego okazu: <i>1</i>		
Szczegółowe dane lokalizacyjne (miejscowość, nadleśnictwo, leśnictwo, oddział, wydzielenie itp.): <i>Nadleśnictwo Białowieża, Leśnictwo Suche, oddz. 494Cd</i>		
Liczba zaobserwowanych osobników ponurka Schneidera		
larwy <i>1</i>	poczwarki <i>–</i>	imagines <i>–</i>
Gatunek drzewa: <i>sosna zwyczajna</i>		Klasa rozkładu drewna: <i>II</i>
Pierśnica drzewa (cm): <i>45 cm</i>		Obwód (cm):
Opis mikrosiedliska [drzewo stojące, leżące, złom, itp.; stopień nasłonecznienia (pełne, umiarkowane, zacienione); stopień pokrycia korą; wilgotność (duża, umiarkowana, mała); miejsce znalezienia okazów (odległość od podstawy pnia, strona świata); itd.]: <i>drzewo stojące, zacienienie umiarkowane, wilgotność mikrośrodowiska podkorowego – umiarkowana, pokrycie korą pnia – 90%, larwa od strony N, 1,5 m od ziemi</i>		
Obecność innych gatunków saproksylicznych w mikrosiedlisku: <i>rębacz pstry <i>Rhagium inquisitor</i></i>		
Opis otoczenia (nachylenie, wystawa, typ siedliskowy lasu lub zespół fitosocjologiczny, skład gatunkowy i struktura drzewostanu, obecność gatunków inwazyjnych, wiek drzew, itp.): <i>teren równy, BMśw, 6Św (1–160 lat), 4 So (150–300 lat), w podszytcie Św; las zbliżony do naturalnego, ale ze śladami użytkowania pojedynczych drzew w przeszłości</i>		
Obecność innych gatunków saproksylicznych na stanowisku: <i>rębacz pstry <i>R. inquisitor</i>, borówki <i>Tetropium spp.</i>, kłopotek czarny <i>Spondylis buprestoides</i></i>		Dokumentacja fotograficzna: Tak      Nie
Uwagi: <i>brak</i>		

### Określanie wskaźników stanu siedliska

**Ilość martwego drewna.** Na wyznaczonych transektach badawczych należy policzyć drzewa o pierśnicy większej niż 20 cm, oznaczyć gatunki tych drzew oraz dla każdego odnotować stan rozkładu drewna w jednej z czterech umownych klas (patrz niżej). Szczegóły oceny zawarte są w tab. 3 i 4. Podane tam wartości (średnia liczba stojących, martwych drzew lub złomów na 100 m transektu) opierają się na wieloletnich obserwacjach autora w różnych rejonach Polski, dotyczących korelacji między ilością martwego drewna a stanem zachowania saproksylicznych chrząszczy, w tym ponurka *Schneidera*.

**Paleta gatunków martwego drewna.** Trzeba określić, do jakich gatunków należą martwe drzewa stojące, zwracając uwagę przede wszystkim na te gatunki, które są preferowane przez ponurka, a więc sosnę na nizinach i jodłę w warunkach górskich oraz podgórszych i wyżynnych (w zasięgu jodły).

Identyfikacja gatunków drzew odbywa się przede wszystkim na wyznaczonych transektach badawczych. Uzupełnieniem powinna być informacja uzyskana z lustracji całej powierzchni monitoringowej. Wystarczy do tego około 0,5–1 godzinny przemarsz w różnych kierunkach, w analizowanym terenie, połączony z obserwacją drzewostanu, także pod kątem oceny stopnia naturalności stanowiska (patrz niżej).

**Jakość martwego drewna.** Wskaźnik ten oceniamy podczas analizy drzew stojących i złomów na wyznaczonych transektach badawczych, kwalifikując każde martwe drzewo do jednej z klas rozkładu:

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

Równomierny udział poszczególnych klas rozkładu drewna w przeanalizowanych drzewach świadczy o ciągłości jego „dostawy”. Jest to najważniejszy czynnik warunkujący występowanie ponurka *Schneidera*. Obecność danej klasy rozkładu odnotowujemy, jeżeli jej udział wynosi co najmniej 10%. Drzewa, na których można się spodziewać żerowisk ponurka *Schneidera* należą do klasy II i III.

**Stopień naturalności ekosystemu na stanowisku.** W przypadku tego wskaźnika wykorzystywana jest wiedza ekspercka prowadzących monitoring. Należy przeprowadzić wizję terenową, przemierzając w różnych kierunkach powierzchnię monitoringową i dokonując odpowiednich obserwacji składu gatunkowego, zróżnicowania wiekowego, ilości i jakości martwego drewna itp. Stanowisko można zaliczyć do jednej z trzech kategorii:

- drzewostany **naturalne lub zbliżone do naturalnych**, zróżnicowane wiekowo i gatunkowo,
- drzewostany **odkształcone**, z widocznymi śladami użytkowania gospodarczego,
- drzewostany **silnie przekształcone** (plantacje), najczęściej jednogatunkowe i jednowiekowe.

**Stopień naturalności ekosystemu wokół stanowiska.** Wizję terenową należy przeprowadzić wokół powierzchni monitoringowej w promieniu 500 m. Teren wokół stanowiska można zaliczyć do jednej z trzech kategorii:

- drzewostany **naturalne lub zbliżone do naturalnych**, zróżnicowane wiekowo i gatunkowo, z dużą ilością wydzielającego się posuszu oraz leżącego martwego drewna w różnych fazach rozkładu,

- drzewostany **odkształcone**, z widocznymi śladami użytkowania gospodarczego, z niewielką ilością martwego drewna w różnych fazach rozkładu,
- drzewostany **silnie przekształcone** (plantacje), najczęściej jednogatunkowe i jednowiekowe, bez grubowymiarowego martwego drewna.

**Skład gatunkowy drzewostanu na stanowisku.** Wskaźnik oceniany na całej powierzchni monitoringowej. Określając skład gatunkowy drzewostanu i udział występujących tam gatunków (dotyczy drzew żywych) należy zwracać uwagę przede wszystkim na te, które są preferowane przez ponurka, a więc sosnę na nizinach i jodłę w warunkach górskich oraz podgórskich i wyżynnych (w zasięgu jodły). Szczegóły oceny zawarte są w tab. 4. Skład gatunkowy i procentowy udział gatunków drzew w każdym wydzieleniu leśnym można znaleźć w Planie Urządzenia Lasu dla danego nadleśnictwa, na terenie którego położona jest powierzchnia monitoringowa lub w Planie Ochrony (Planie Zadań Ochronnych) w odniesieniu do obszarów chronionych. Szczegółowe informacje o każdym wydzieleniu na terenie Lasów Państwowych zostały niedawno udostępnione w ramach Banku Danych o Lasach: <http://www.bdl.lasy.gov.pl/portal/mapy>. Można też taką ocenę przeprowadzić samodzielnie, zakładając pod tym kątem losowe powierzchnie próbne w drzewostanie. Powinny one objąć nie mniej niż 10% powierzchni drzewostanu. Ich liczba i kształt mają znaczenie drugorzędne, natomiast należy przyjąć zasadę, że im bardziej zróżnicowany gatunkowo i wiekowo jest drzewostan, tym procent obszaru objętego pomiarami powinien być większy.

**Wiek drzew w drzewostanie na stanowisku.** Wskaźnik oceniany na całej powierzchni monitoringowej. Wiek określa się w kilku klasach wielkości. Ocenie podlegają drzewa będące roślinami żywicielskimi ponurka Schneidera, zwłaszcza preferowane – sosna zwyczajna i jodła pospolita. Im drzewa starsze, tym środowisko potencjalnie bardziej korzystne dla tego gatunku. Szczegóły oceny zawarte są w tab. 3 i 4. Wiek drzew w każdym wydzieleniu leśnym można znaleźć w Planie Urządzenia Lasu dla danego nadleśnictwa, na terenie którego położona jest powierzchnia monitoringowa (w przypadku powierzchni położonych na terenach administrowanych przez Lasy Państwowe) lub w Planie Ochrony (Planie Zadań Ochronnych) w odniesieniu do obszarów chronionych. Informacje te w odniesieniu do LP można pobrać z Banku Danych o Lasach.

Można też taką ocenę przeprowadzić samodzielnie, zakładając pod tym kątem losowe powierzchnie próbne w drzewostanie i szacując wiek poszczególnych drzew (potrzebna jest tutaj pewna wiedza ekspercka). Wiek można też szacować na podstawie pniaków po świeżo ściętych drzewach lub nawiercając pnie za pomocą świdra Presslera. Ta ostatnia metoda wymaga jednak specjalistycznego, drogiego sprzętu i w dodatku powoduje kaleczenie drzew. Mogłaby być stosowana tylko w ostateczności. Wybieramy optymalną, najprostszą metodę dla każdego przypadku indywidualnie, w pierwszej kolejności korzystając z istniejących źródeł informacji.

**Intensywność gospodarowania.** To wskaźnik pozwalający określić, ile spośród drzew stojących jest usuwanych z drzewostanu. Dotyczy to zarówno drzew zamierających i martwych, jak i drzew żywych, które są usuwane np. w ramach trzebieży (wczesnej lub późnej) i przez to nie mają szans naturalnie obumrzeć i pozostać w lesie. Dla określenia tego wskaźnika wykorzystuje się metodykę zaproponowaną przez Buchholza (2012), z niewielkimi modyfikacjami. Wielkość powierzchni, na których określa się ten wskaźnik może być mniejsza niż proponował Buchholz – równa powierzchni transektów do badań ilości i jakości

martwego drewna (minimum 0,3 ha). Oceny dokonujemy na wyznaczonych transektach badawczych. Należy policzyć pniaki po gatunkach będących na liście roślin żywicielskich o średnicy większej niż 20 cm, należące do I–III klas rozkładu. Szczegóły oceny zawarte są w tab. 3 i 4. Podane tam wartości (liczba pniaków na 1 ha) opierają się na wieloletnich obserwacjach autora w różnych rejonach Polski, dotyczących wpływu cięć na stan zachowania saproksylicznych chrząszczy. Do oceny można też wykorzystać dokumentację dotyczącą cięć sanitarnych, ale także trzebieży i cięć rębnych (np. w przypadku rębni przerębowej, czy stopniowej), prowadzoną przez właściciela lub zarządcę danego terenu.

**Obecność śladów pożaru.** Ocenę siedliska uzupełnia się odnotowując ewentualne ślady pożarów na całej powierzchni monitoringowej (pomocne mogą być wywiady z gospodarzami lasu). Dotyczy to tylko drzewostanów z dominującym udziałem sosny, w przypadku drzewostanów z udziałem jodły lub innych gatunków żywicielskich wskaźnik pomijamy. Ponurek Schneidera w pewnym zakresie preferuje drzewa zabite przez pożar (Anonim 2011, Hyvärinen 2006). Przyziemne pożary, zwłaszcza w lasach borealnych, kształtują korzystne dla ponurka Schneidera warunki życia, eliminując z drzewostanów świerka, a protegując sosnę. Wydaje się, że w północno-wschodniej Polsce pożary nie są warunkiem koniecznym dla występowania tego gatunku, tym niemniej prawdopodobnie sprzyjają jego występowaniu. Szczegóły oceny tego wskaźnika zawarte są w tab. 3 i 4.

**Uwaga:** Przy ocenie siedliska wskazane jest wcześniejsze zapoznanie się z Planem Urządzenia Lasu dla danego terenu (w przypadku stanowisk położonych na terenie Lasów Państwowych) albo Planem Ochrony lub Planem Zadań Ochronnych (w przypadku parków narodowych, obszarów Natura 2000 lub rezerwatów przyrody). W przypadku parków narodowych i rezerwatów nieposiadających planów ochrony odpowiednie informacje znajdują się w tzw. zadaniach ochronnych, przygotowywanych na znacznie krótszy okres (najczęściej 1 rok). W dokumentach tych są ogólne informacje o danym obiekcie leśnym, jego historii, co pozwoli na bardziej obiektywną ocenę perspektyw zachowania i ocenę ogólną omawianego gatunku. Są tam też szczegółowe informacje na temat siedliskowego typu lasu (na jego podstawie można określić zbiorowisko roślinne), składu gatunkowego, udziału w drzewostanie i wieku drzew w poszczególnych, interesujących nas wydzieleniach, co jest niezbędne przy ocenie niektórych wskaźników opisujących siedlisko. Dane wpisuje się do roboczej karty obserwacji siedliska (Tab. 6).

**Tab. 6.** Robocza karta obserwacji siedliska ponurka Schneidera

Nazwa obszaru: <i>Puszcza Białowiecka</i>	Stanowisko: <i>Bory w oddz. 494C</i>	Nr transektu: 1
Data obserwacji i pomiarów: <i>1.10.2013</i>	Osoba dokonująca obserwacji i pomiarów: <i>K. Sućko</i>	
Współrzędne geograficzne początku transektu (GPS) i kierunek (lub azymut) jego przebiegu: <i>Początek: N XX°XX'XX" E XX°XX'XX"; kierunek: W</i>		
Stopień naturalności ekosystemu na stanowisku: – naturalny lub zbliżony do naturalnego – odkształcony – silnie przekształcony (plantacja)	Stopień naturalności ekosystemu wokół stanowiska: – naturalny lub zbliżony do naturalnego – odkształcony – silnie przekształcony (plantacja)	

Skład gatunkowy drzewostanu na stanowisku:				Wiek drzew w drzewostanie na stanowisku:					
6Św, 4So, pojedynczo Brz				So – 150–300 lat Św – 1–160 lat					
Ślady pożarów do 25 lat wstecz		Uwagi:							
Tak	Nie	są starsze (>25 lat) ślady pożaru							
	x								
Paleta gatunków martwego drewna [tylko stojące, martwe drzewa lub złomy oraz pniaki ( $d_{1,3} > 20$ cm); pniaki oznaczamy gwiazdką *]:									
<i>Pinus sylvestris</i>		<i>Abies alba</i>		<i>Quercus robur</i>		<i>Picea abies</i>		.....	
obecność	klasa rozkładu	obecność	klasa rozkładu	obecność	klasa rozkładu	obecność	klasa rozkładu		
1	IV					1	IV		
1*	IV								

### Termin i częstotliwość badań

Badania dotyczące stanu populacji należy prowadzić w okresie wegetacyjnym, od schyłku zimy do późnej jesieni, w dniach, w których temperatura przekracza  $+5^{\circ}\text{C}$ , aby odsłonięte larwy poszukiwanego gatunku mogły bezpiecznie znaleźć ukrycie po zakończeniu analizy danego żerowiska. Oceny stanu siedliska można dokonywać również w okresie „bezlistnym”, bez pokrywy śnieżnej (przedwiośnie, ewentualnie późna jesień), gdyż wtedy najlepiej widoczna jest struktura drzewostanu oraz leżące na dnie lasu martwe drewno. W przypadku oceny drzewostanu w stanie bezlistnym pojawia się jednak problem z szybką identyfikacją martwych drzew liściastych. Badania monitoringowe ponurka Schneidera należy powtarzać co 6 lat.

### Sprzęt i materiały do badań

- mocny nóż z grubym ostrzem do przecinania i podważania kory (finka),
- siekierka terenowa do podważania grubej kory,
- taśma miernicza 3–5 m do pomiaru obwodów drzew,
- lupa o powiększeniu 5–10-krotnym,
- cyfrowy aparat fotograficzny z funkcją makrofotografii,
- odbiornik GPS wyższej klasy turystycznej,
- mapa topograficzna (1:10000),
- karty obserwacji,
- 2 ołówki średniej twardości (B, HB, H),
- torba terenowa lub mały plecak.



**Wyposażenie dodatkowe**

(do przetestowania metody odłowów do światła sztucznego w Puszczy Białowieskiej):

- przenośny agregat prądowórczy,
- lampa ultrafioletowa do odłowów imagines ponurka Schneidera,
- ekran do odłowu owadów (białe płótno wielkości ok. 2x3 m),
- samolowna, barierowa pułapka świetlna,
- latarka czołowa zapewniająca silne światło i długotrwałą pracę (najlepiej diodowa).

**4. Przykład wypełnionej karty obserwacji gatunku na stanowisku**

<b>Karta obserwacji gatunku dla stanowiska</b>	
Kod gatunku i nazwa gatunku	<i>Kod gatunku wg Dyrektywy Siedliskowej, nazwa polska i łacińska, autor wg aktualnie obowiązującej nomenklatury</i> <b>1920 ponurek Schneidera <i>Borox schneideri</i> (Panzer, 1796)</b>
Nazwa stanowiska	<i>Nazwa stanowiska monitorowanego</i> .....
Typ stanowiska	<i>Referencyjne/badawcze</i> Badawcze
Obszary chronione, na których znajduje się stanowisko	<i>Natura 2000, rezerваты przyrody, parki narodowe i krajobrazowe, użytki ekologiczne, stanowiska dokumentacyjne, itd.</i> Obszar Natura 2000 „Puszcza Białowieska” (PLC200004), obszar chronionego krajobrazu „Puszcza Białowieska”, rezerwat biosfery „Puszcza Białowieska”
Współrzędne geograficzne	<i>Podać współrzędne geograficzne (GPS) stanowiska</i> N XX°XX'XX" E XX°XX'XX"
Wysokość n.p.m.	<i>Podać wysokość n.p.m. stanowiska lub zakres od... do...</i> 160–170 m n.p.m.
Powierzchnia stanowiska	<i>Podać wielkość powierzchni stanowiska w ha</i> 13,82 ha
Opis stanowiska	<i>Opis ma ułatwić identyfikację stanowiska. Należy opisać lokalizację i charakter terenu oraz jak dotrzeć na stanowisko. Zaznaczyć, dla jakiej części stanowiska podano współrzędne geograficzne</i> Stanowisko położone jest na terenie Nadleśnictwa Białowieża w oddz. 494C. Obszar ten jest stałą powierzchnią obserwacyjną Instytutu Badawczego Leśnictwa. Można tam dotrzeć od strony Białowieży (ok. 6 km w kierunku SW), jadąc tzw. Trybem Siennickim, a następnie Jagiellońskim (drogi leśne). Współrzędne geograficzne opisują środek stanowiska.
Charakterystyka siedliska gatunku na stanowisku	<i>Krótki opis siedliska gatunku na stanowisku</i> Zbliżony do naturalnego starodrzewu boru mieszanego ( <i>Calamagrostio-Piceetum</i> ) z dominującym udziałem sosny zwyczajnej, świerka pospolitego i pojedynczo występującej brzozy brodawkowatej oraz sporadycznie dębu szypułkowego. W podszycie występuje głównie świerk, brzoza brodawkowata i kruszyna. Drewna martwego jest niezbyt dużo, zwłaszcza martwych drzew stojących. Do 2008 r. większość zamierających drzew była z lasu usuwana. Dokładniejsze informacje dotyczące tego stanowiska, zwłaszcza historii drzewostanu, można znaleźć w następującej publikacji: Niklasson M., Zin E., Zielonka T., Feijen M., Korczyk A. F., Churski M., Samojlik T., Jędrzejewska B., Gutowski J. M., Brzeziecki B. 2010. 350-year tree-ring fire record from Białowieża Primeval Forest, Poland: implications for Central European lowland fire history. <i>Journal of Ecology Ecol.</i> , 98: 1319–1329.

Informacje o gatunku na stanowisku	<p><i>Syntetyczne informacje o występowaniu gatunku na stanowisku, dotychczasowe badania i inne istotne fakty; wyniki badań z lat poprzednich.</i></p> <p>Na tym stanowisku gatunek był już stwierdzony w latach wcześniejszych: 30.05.2006, 12.09.2009. W całej P. Białowieskiej obecność <i>B. schneideri</i> stwierdzono w 12 siedliskowych typach lasu, przy czym najbardziej preferowanymi okazały się siedliska borowe: bór mieszany świeży, bór świeży, bór wilgotny i bór mieszany wilgotny. W całej polskiej części P. Białowieskiej znaleziono dotychczas około 200 drzew zasiedlonych przez <i>B. schneideri</i>, należących do 6 gatunków (od najbardziej preferowanych): <i>Pinus sylvestris</i> L., <i>Quercus robur</i> L., <i>Alnus glutinosa</i> (L.) Gaertn., <i>Betula pendula</i> Roth, <i>Picea abies</i> (L.) Karst., <i>Fraxinus excelsior</i> L. Najchętniej zasiedlał on zacienione, martwe, stojące, grube sosny, o łyku umiarkowanie wilgotnym i wilgotnym, a unikał drzew całkowicie nasłonecznionych.</p>
Czy monitoring w kolejnych latach jest wymagany?	<p><i>Wpisać tak/nie; w przypadku „nie” uzasadnić dlaczego proponuje się rezygnację z tego stanowiska</i></p> <p>Tak. Stanowisko rekomendowane do monitoringu. Umożliwia porównanie populacji ponurka Schneidera z istniejącą w Białowieskim Parku Narodowym. Łatwe w obsłudze ze względów logistycznych (odległość, drogi).</p>
Obserwator	<p><i>Imię i nazwisko wykonawcy monitoringu</i></p> <p>Jerzy M. Gutowski, Krzysztof Sućko</p>
Daty obserwacji	<p><i>Daty wszystkich obserwacji</i></p> <p>9.06.2013, 23.06.2013, 7.07.2013, 21.07.2013, 4.08.2013, 18.08.2013, 2.09.2013, 1.10.2013.</p>

Stan ochrony gatunku na stanowisku			
Parametr/Wskaźniki	Wartość wskaźnika i komentarz	Ocena	
<b>Populacja</b>			
Obecność gatunku	<p><i>Podać wynik przeszukania potencjalnych mikrosiedlisk</i></p> <p>Jest Znaleziono 1 larwę w czasie ostatniej kontroli 1.10.2013 r.</p>	FV	FV
Liczebność	<p><i>Podać liczbę sprawdzonych drzew do znalezienia pierwszego osobnika:</i></p> <p>1 Znalezienie ponurka Schneidera już na pierwszym analizowanym drzewie może świadczyć o dużej liczebności populacji.</p>	FV	
<b>Siedlisko</b>			
Ilość martwego drewna	<p><i>Podać średnią liczbę martwych drzew (stojących i złomów) o pierśnicy powyżej 20 cm na wszystkich transektach w przeliczeniu na 100 m:</i></p> <p>2,6 Transekt I – 2, II – 1, III – 2, IV – 8, V – 0.</p>	FV	FV
Paleta gatunków martwego drewna	<p><i>Liczba gatunków roślin żywicielskich (dotyczy tylko drzew stojących i złomów)</i></p> <p>2 świerk <i>Picea abies</i> – 54%, sosna zwyczajna <i>Pinus sylvestris</i> – 46%.</p>	FV	
Jakość martwego drewna	<p><i>Udział procentowy poszczególnych klas rozkładu drewna z wszystkich transektów łącznie:</i></p> <p>Klasa rozkładu I – 15%, II – 47%, III – 15%, IV – 23% Najbardziej odpowiednie do rozwoju ponurka klasy rozkładu drewna II i III są dobrze reprezentowane, a udział poszczególnych klas jest w miarę równomierny.</p>	FV	
Stopień naturalności ekosystemu na stanowisku	<p><i>Stopień naturalności ekosystemu na stanowisku</i></p> <p>Zbliżony do naturalnego</p>	FV	
Stopień naturalności ekosystemu wokół stanowiska	<p><i>Stopień naturalności ekosystemu wokół stanowiska</i></p> <p>Drzewostany odkształcone, młodsze</p>	U1	

Skład gatunkowy drzewostanu na stanowisku	<i>Skład gatunkowy drzew na stanowisku (drzewa żywe):</i> świerk <i>Picea abies</i> – 70%, sosna zwyczajna <i>Pinus sylvestris</i> – 30%, brzoza brodawkowata <i>Betula pendula</i> – pojedynczo. <i>Skład gatunkowy drzewostanu będzie się w przyszłości zmieniał, gdyż brakuje naturalnego odnowienia sosny.</i>	FV	FV
Wiek drzew w drzewostanie na stanowisku	<i>Wiek głównych gatunków tworzących drzewostan na stanowisku, ze szczególnym uwzględnieniem potencjalnych gatunków drzew żywicielskich:</i> sosna zwyczajna <i>Pinus sylvestris</i> – 150–300 lat, świerk <i>Picea abies</i> – 1–160 lat.	FV	
Intensywność gospodarowania	<i>Liczba pniaków o średnicy powyżej 20 cm w klasach rozkładu I–III w przeliczeniu na 1 ha</i> 6. Intensywność gospodarowania jest niewielka; od wielu lat jest to powierzchnia badawcza Instytutu Badawczego Leśnictwa; wykonywano tu tylko cięcia sanitarne, a od kilku lat zamierające i martwe drzewa mające powyżej 100 lat nie są w ogóle usuwane.	FV	
Obecność śladów pożaru	<i>Obecność śladów pożaru</i> Dawne ślady pożarów, starsze niż sprzed 25 lat. Powierzchnia ta została dokładnie przebadana pod względem historii pożarów (Niklasson i in. 2010).	U1	
<b>Perspektywy ochrony</b>	<i>Krótką prognoza stanu populacji i siedliska gatunku na stanowisku w perspektywie 10–15 lat w nawiązaniu do ich aktualnego stanu i obserwowanych procesów zachodzących w siedlisku, z uwzględnieniem wszelkich działań i planów, których skutki mogą wpłynąć na gatunek i jego siedlisko</i> Perspektywy ochrony gatunku, biorąc pod uwagę aktualny właściwy stan populacji i siedliska (FV) na stanowisku oraz brak negatywnych oddziaływań i zagrożeń w najbliższych 10–15 latach są dobre.	FV	
<b>Ocena ogólna</b>			<b>FV</b>

*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
K02	Ewolucja biocenotyczna, sukcesja	B	+	Stopniowe, naturalne zamieranie starych sosen, liczących po 150–300 lat, co dostarcza bazy rozwojowej dla larw ponurka Schneidera.

Zagrożenia (przyszłe, przewidywane oddziaływania)				
Kod	Nazwa	Intensywność	Wpływ	Syntetyczny opis
K02	Ewolucja biocenotyczna, sukcesja	A	+	Stopniowe, naturalne zamieranie starych sosen, liczących po 150–300 lat, co dostarcza bazy rozwojowej dla larw ponurka Schneidera.

K04.01	Konkurencja	B	–	Na terenie stanowiska niemal zupełnie brak naturalnego odnowienia sosny zwyczajnej, która przegrywa konkurencję ze świerkiem i brzozą. Stan taki może w odległej przyszłości doprowadzić do zubożenia bazy rozwojowej ponurka na omawianym stanowisku o najbardziej preferowany gatunek rośliny żywicielskiej. Baza żerowa na najbliższe 100–200 lat jest zapewniona dzięki istniejącym drzewostanom młodszych klas wieku, które zostały posadzone w otoczeniu oddz. 494C.
B02.04	Usuwanie martwych i zamierających drzew	C	–	Planowane usuwanie posuszu w otaczających drzewostanach gospodarczych zmniejszy bazę rozwojową dla larw ponurka Schneidera oraz ograniczy możliwość migracji chrząszczy.

Inne informacje	
Inne wartości przyrodnicze	<p><i>Inne obserwowane w trakcie prac monitoringowych gatunki zwierząt i roślin z załączników Dyrektywy Siedliskowej i Ptasiej: gatunki zagrożone i rzadkie (Czerwona księga) gatunki chronione (podać liczebność w skali: liczny, średnio liczny, rzadki)</i></p> <p>Na stanowisku monitoringowym występują ponadto:</p> <p>gatunek z Zał. II Dyrektywy Siedliskowej: zgniotek cynobrowy <i>Cucujus cinnaberinus</i> (Cucujidae) – rzadki;</p> <p>gatunki z Czerwonej Listy: <i>Stenichus bicolor</i> (Scydmaenidae), <i>Pseudanostirus globicollis</i>, <i>Ampedus hjorti</i> (Elateridae), zgniotek szkarłatny <i>Cucujus haematodes</i> (Cucujidae), <i>Hadreule elongatula</i> (Ciidae), <i>Neomida haemorrhoidalis</i> (Tenebrionidae), zgrubek zawilcowy <i>Evodinus borealis</i> (Cerambycidae), bielojad olbrzymi <i>Dendroctonus micans</i> (Curculionidae).</p>
Gatunki obce i inwazyjne	<p><i>Obserwowane gatunki obce i inwazyjne</i></p> <p>Nie obserwowano.</p>
Uwagi metodyczne	<p><i>Informacje istotne dla dalszego planowania monitoringu (sposób prowadzenia prac, wskaźniki, które powinny być badane w monitoringu i ich waloryzacja, regionalnie optymalny czas prowadzenia badań itp.)</i></p> <p>Najkorzystniej jest prowadzić prace monitoringowe w kwietniu i na początku maja i/lub w październiku, gdy nie ma w lesie komarów.</p>
Inne uwagi	<p><i>Wszelkie informacje pomocne przy interpretacji wyników, np. anomalie pogodowe</i></p> <p>Obfite deszcze czy silne wiatry mogą utrudnić lub uniemożliwić przeprowadzenie monitoringu w danym dniu.</p>
Dokumentacja fotograficzna i kartograficzna	<p><i>Załączniki do bazy danych (w wersji elektronicznej):</i></p> <p><i>Minimum 2 zdjęcia na stanowisko (gatunek, siedlisko), granice powierzchni badawczej naniesione na odpowiedni podkład kartograficzny</i></p>

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

Podobną metodykę zaproponowano do monitorowania rozmiażga kolweńskiego *Pytho kolwensis* i zgniotka cynobrowego *Cucujus cinnaberinus*.

## 6. Ochrona gatunku

Ponurek Schneidera *Boros schneideri* występował kiedyś znacznie szerzej w Europie, o czym świadczą stare doniesienia literaturowe (Lentz 1879, Petri 1912, Łomnicki 1913). Prawdo-

podobnie wyginął lub znacznie zmniejszyła się liczba jego stanowisk i liczebność w wielu krajach tego kontynentu, m.in. w Rumunii i w Niemczech (Horion 1956, Kubisz 2004b). Również w Polsce brak jest obecnie potwierdzenia jego występowania w okolicach Ostródy (Gutowski, Sućko w druku), w Tatrach i w Górach Świętokrzyskich. Głównym powodem wycofywania się gatunku w Europie są zmiany w strukturze drzewostanów [odmłodzenie, zmniejszenie grubości drzew (prawdopodobieństwo zasiedlenia drzew przez gatunek wzrasta wraz z ich wiekiem i grubością), ujednoczenie gatunkowe], zmniejszenie wielkości kompleksów leśnych, a przede wszystkim przerwanie ciągłości występowania starodrzewów w wielu miejscach jego zasięgu.

Obecna gospodarka leśna w większości krajów Europy, a zwłaszcza w Unii Europejskiej, próbuje odbudowywać zasoby martwego drewna w lesie, co powinno sprzyjać zachowaniu tego gatunku. Ważne jest zapewnienie w miejscach jego występowania stałej obecności martwych, grubych drzew stojących w korze, przede wszystkim sosny zwyczajnej i jodły pospolitej. Takie warunki najlepiej zapewnia ochrona rezerwatowa. W rezerwach powinna być prowadzona ochrona bierna lub ochrona czynna pod kątem trwałego zachowania gatunków saproksylicznych. Można też tworzyć tzw. „ostoje ksylobiontów”, powoływane decyzją Dyrektora Regionalnego Lasów Państwowych (Gutowski, Przewoźny 2013). Na stanowiskach występowania ponurka Schneidera należałoby zapewnić odpowiedni udział martwych drzew stojących w drzewostanie (nie usuwać drzew zamierających, a gdyby podaż z powodu naturalnego obumierania była zbyt mała – np. zaobrączkować pojedyncze drzewa).

W planie długofalowym należałoby przeprowadzić dokładniejsze poszukiwania tego gatunku w potencjalnych miejscach występowania w całej wschodniej i południowej Polsce (starodrzewy sosnowe i jodłowe z udziałem stojących, martwych drzew). Znalezione stanowiska należałoby włączyć w systemowe działania ochronne, które powinny przewidywać trwałe zapewnienie odpowiednich warunków siedliskowych na każdym stanowisku oraz przewidzieć odbudowanie korytarzy ekologicznych dla gatunków saproksylicznych, umożliwiających wymianę osobników w szerszej skali przestrzennej.

## 7. Literatura

- Anonim 2011. *Boros schneideri* – a beetle living under a dead pine's bark. [www.outdoors.fi/destinations/nationalparks/patvinsuo/nature/borosschneideriabeetle/Pages/Default.aspx](http://www.outdoors.fi/destinations/nationalparks/patvinsuo/nature/borosschneideriabeetle/Pages/Default.aspx) (24.01.2011)
- Anonim 2012. Chránené chrobáky. [http://www.napant.sk/fauna/chr\\_chrobaky/chrobaky.pdf](http://www.napant.sk/fauna/chr_chrobaky/chrobaky.pdf) (5.05.2012)
- Baranowski R. 1977. Ein Fund von *Boros schneideri* in Finnland (Coleoptera, Boridae). Not. Entomol. 57: 45–46.
- Blažyte-Čereškienė L., Karalius V. 2010. New records of *Boros schneideri* (Panzer, 1796) (Coleoptera, Boridae) in Lithuania in 2007. New and rare for Lithuania insect species 22: 74–80.
- Blažyte-Čereškienė L., Karalius V. 2012. Habitat requirements of the endangered beetle *Boros schneideri* (Panzer, 1796) (Coleoptera: Boridae). *Insect Conserv. Diver.* 5: 186–191.**
- Buchholz L. 2012. Zgniotek cynobrowy *Cucujus cinnaberinus* (Scopoli, 1763). W: Makomaska-Juchiewicz M., Baran P. (red.). Monitoring gatunków zwierząt. Przewodnik metodyczny. Część II. GIOŚ, Warszawa, s. 419–446.
- Buchholz L., Bidas M. 2012. Występowanie niektórych interesujących chrząszczy saproksylobiontycznych (Coleoptera) w Górach Świętokrzyskich i na Płaskowyżu Suchedniowskim. Wiadomości entomologiczne 31 (4): 291–295.

- Buchholz L., Kuberski Ł., Michalski R., Melke A., Olbrycht T. 2013. Chrzążcze z Załącznika II Dyrektywy Siedliskowej na obszarze projektowanego Turnickiego Parku Narodowego i w jego okolicach. *Roczniki Bieszczadzkie* 21: 297–317.
- Buchholz L., Olbrycht T., Melke A. 2012. Występowanie *Boros schneideri* (Panzer, 1796) (Coleoptera: Boridae) w południowo-wschodniej Polsce. *Wiadomości entomologiczne* 31 (3): 207–209.**
- Burakowski B., Mroczkowski M., Stefańska J. 1987. Chrzążcze Coleoptera. Cucujoidea, cz. 3. *Katalog Fauny Polski* 23, 14: 1–309.
- Gutowski J. M., Sućko K. (w druku). Ponurek Schneidera *Boros schneideri* (Panzer, 1796) (Coleoptera: Boridae) w Puszczy Augustowskiej. *Wiadomości entomologiczne*.**
- Gutowski J. M., Sućko K., Zub K., Bohdan A. 2014. Habitat preferences of *Boros schneideri* (Panzer, 1796) (Coleoptera: Boridae) in the natural tree-stands of the Białowieża Forest. *Journal of Insect Science*, 4 (276): DOI: 10.1093/jisesa/ieu138**
- Gutowski J. M., Przewoźny M. 2013. Program NATURA 2000 jako narzędzie ochrony chrząszczy (Coleoptera) w Polsce. *Wiadomości entomologiczne* 32 (Suplement): 5–40.
- Horion A. 1956. Faunistik der mitteleuropäischen Käfer. Band V: Heteromera. Ent. Arb. Mus. Frey München, Tutzing, Sonderband, XIV + 1–268, 329–336.
- Hyvärinen E. 2006. Green-tree retention and controlled burning in restoration and conservation of beetle diversity in boreal forests. *Dissertationes Forestales* 21, Faculty of Forestry, University of Joensuu, 55.
- Karalius V., Blažytė-Čereškienė L. 2009. Distribution of *Boros schneideri* (Panzer, 1796) (Coleoptera, Boridae) in Lithuania. *Journal of Insect Conservation* 13: 347–353.
- Karpiński J. J. 1949. Materiały do bioekologii Puszczy Białowieskiej. *Rozpr. Spraw. Inst. Bad. Leśn.* 56: 212.
- Kinelski S., Szujewski A. 1959. Materiały do poznania chrząszczy (Coleoptera) fauny krajowej. *Polskie Pismo Entomologiczne*, Wrocław, 29: 215–250.
- Kolomeic N. G., Bogdanova D. A. 1980. Parazyty i khishhnikhi ksilofagov Sibiri. *Izd. „Nauka”, Sibirskoe otdelenie, Novosibirsk.*
- Krivoluckaja G. O. 1965. Skrytostvolovye vrediteli v temnokhvoynykh lesakh zapadnoj Sibiri, povrezhdenykh sibirskim shelkoprijadom. *Akademija Nauk SSSR, Sibirskoe otdelenie, Izd. „Nauka”, Moskva, Leningrad.*
- Kubisz D. 2004a. *Boros schneideri* (Panzer, 1796) – Ponurek Schneidera. W: Głowaciński Z., Nowacki J. (red.). *Polska Czerwona Księga Zwierząt. Bezkręgowce*. Instytut Ochrony Przyrody PAN, Kraków – Akademia Rolnicza im. A. Cieszkowskiego, Poznań, s. 139–140.**
- Kubisz D. 2004b. Ponurek Schneidera. 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, Tom 6, s. 67–70.**
- Lawrence J. F. Pollock D. A. 1994. Relationships of the Australian Genus *Synercticus* Newman (Coleoptera: Boridae). *Journal of the Australian Entomological Society* 33: 35–42.
- Leiler T-E. 1954. Kläckning av *Boros Schneideri* Panz. (*Col., Boridae*) jämte beskrivning av dess puppa. *Entomologisk tidskrift* 75, 1: 3–5.
- Lentz [F. L.] 1879. *Catalog der Preussischen Käfer neu bearbeitet*. Beitr. Naturk. Preuss., Königsberg, 4, II+1–64.
- Łomnicki M. [A.] 1913. Wykaz chrząszczów czyli Tęgopokrywych (Coleoptera) ziem polskich (Catalogus coleopterorum Poloniae). *Kosmos* 38: 21–155.
- Mamaev B. M., Krivosheina N. P., Potockaja V. A. 1977. *Opredelitel' lichinok khishhnykh nasekomykh-ehntomofagov stvolovykh vreditel'ej*. *Izd. “Nauka”, Moskva.*
- Nikitskij N. B., Osipov I. N., Chemeris M. V., Semjonov V. B., Gusakov A. A. 1996. Zhestkokrylye-ksilobionty, micetobionty i plastnchatousye Prioksko-Terrasnogo biosfernogo zapovednika (s obzorom fauny ehtikh grupp Moskovskoj oblasti). *Sbornik Trudov Zoologicheskogo Muzeya, Moskovskogo Gosudarstvennogo Universiteta* 36: 1–197.
- Niklasson M., Zin E., Zielonka T., Feijen M., Korczyk A. F., Churski M., Samojlik T., Jędrzejewska B., Gutowski J. M., Brzeziecki B. 2010. 350-year tree-ring fire record from Białowieża Primeval Forest, Poland: implications for Central European lowland fire history. *Journal of Ecology* 98: 1319–1329.
- Osojca-Kraśniński G. 2012. Pierwsze stanowisko ponurka Schneidera *Boros schneideri* w lasach Puszczy Augustowskiej (NE Polska). *Parki Narodowe i Rezerваты Przyrody* 31, 4: 70.



- Petri K. 1912. Sibenbürgens Käferfauna auf Grund ihrer Erforschung bis zum Jahre 1911. Hermannstadt.
- Plewa R., Hilszczański J., Jaworski T., Sierpiński A. 2014. Nowe i rzadko spotykane chrząszcze (Coleoptera) saproksyliczne wschodniej Polski. *Wiadomości entomologiczne* 33 (2): 85–96.
- Pollock D. A. 2010. Boridae C.G.Thomson, 1859. W: Leschen R. A. B., Beutel R. G., Lawrence J. F., Editors. *Handbook of Zoology, Vol. 2, Coleoptera*, Berlin/New York: Walter de Gruyter GmbH & Co. KG, s. 699–704.
- Saalas U. 1937. Die Larve von *Boros schneideri* Panz. (Col., Boridae). *Acta Entomologica Fennica* 3: 198–203.
- Sokołowski A. W. 2004. *Lasy Puszczy Białowieskiej*. Centrum Informacyjne Lasów Państwowych, Warszawa.
- Stebnicka Z. 1991. Klucze do oznaczania owadów Polski. Część XIX. Chrząszcze – Coleoptera. Zeszyt 91. Czarnuchowate – Tenebrionidae, Boridae. *Polskie Towarzystwo Entomologiczne, Wrocław*, 1–93 ss.
- St. George R. A. 1940. A note concerning the larva of a beetle, *Boros schneideri* (Panzer), a European species. *Proceedings of the Entomological Society of Washington*, 42: 68–73.
- Szujecki A. 1958. Spostrzeżenia o faunie chrząszczy Świętokrzyskiego Parku Narodowego. *Zeszyty Naukowe SGGW, Leśnictwo* 1: 83–93.
- Tamanuki K. 1933. On the *Tenebrionidae* from Saghalien. *Insecta Matsumurana* 8, 3: 144–146.
- Telnov D., Fägerström C., Gailis J., Kalniņš M., Napolov A., Piterāns U., Vilks K. 2006. Contributions to the knowledge of Latvian Coleoptera. 5. *Latvijas Entomologs* 43: 78–125.
- Trella T. 1923. Wykaz chrząszczów okolic Przemysła. *Heteromera. Polskie Pismo Entomologiczne, Lwów*, 2: 12–19.
- Trella T. 1938. Turnica pod Przemysłem. *Ochrona Przyrody, Kraków*, 17: 203–209.
- Trella T. 1939. Notatki koleopterologiczne z okolic Przemysła. I. *Polskie Pismo Entomologiczne* 16–17: 59–86.

Opracował: **Jerzy M. Gutowski**

## 1925 **Rozmiazg kolweński**

*Pytho kolwensis* C. R. Sahlberg, 1833



Fot. 1. Imago rozmiazga kolweńskiego *Pytho kolwensis* (Sahlb.) (fot. J.M. Gutowski).

## I. INFORMACJA O GATUNKU

### 1. Przynależność systematyczna

Rząd: chrząszcze COLEOPTERA

Rodzina: rozmiazgowate PYTHIDAE

### 2. Status prawny i zagrożenie gatunku

#### Prawo międzynarodowe

Dyrektywa Siedliskowa – Załączniki II i IV

Konwencja Berneńska – nieuwzględniony

#### Prawo krajowe

Ochrona gatunkowa – ochrona ścisła (od 2001 r.)

#### Kategoria zagrożenia IUCN

Europejska czerwona lista chrząszczy saproksylicznych – DD

Czerwona lista zwierząt ginących i zagrożonych w Polsce – CR

Polska czerwona księga zwierząt. Bezkręgowce – CR

### 3. Opis gatunku

Długość ciała imagines 10–17 mm. Ciało czarne, błyszczące, nieowłosione, spłaszczone grzbieto-brzusznie. Czułki, głaszczki, końce goleni i stopy brunatne. Głowa w zarysie kwadratowa, oczy wypukłe, okrągłe. Zewnętrzny brzeg żuwaczek wygięty pod kątem prostym. Czułki 11-członowe, nitkowate, osadzone przed oczami, ich nasada osłonięta jest od góry krawędzią policzków. Przedplecze poprzeczne, w zarysie owalne, o bokach tworzących tępy kąt, najszersze prawie w połowie swojej długości. W części nasadowej wyraźnie przewężone; przedni brzeg i nasada z obrzeżeniem w postaci wąskiej listewki. Boki przedplecza nieobrzeżone, szeroko wałeczkowato wypukłe, wznoszą się wyżej niż środkowa część przedplecza. Między środkiem a bokami przedplecza głębokie, półkoliste wgniecenia. Pokrywy w tylnej części lekko wypukłe i słabo rozszerzone, z nieco wystającymi barkami i zaokrąglonym wierzchołkiem. Na powierzchni każdej pokrywy, poniżej nasady, wyraźnie zaznacza się 10 dość głębokich, podłużnych rowków, punktowanych na dnie. Powierzchnie między nimi listewkowato wzniesione, gładkie, prawie niepunktowane. Skrzydła drugiej pary (błoniaste) pod pokrywami dobrze wykształcone. Nogi smukłe; przednie i środkowe stopy pięcioczonowe, tylne czteroczonowe (Fot. 1).

W Polsce występują jeszcze dwa bardzo podobne gatunki z rodzaju rozmiarz: *Pytho abieticola* Sahlb. i *P. depressus* (L.). U obu przedplecze nie jest obrzeżone w przedniej części, brak przewężenia w nasadowej jego części, boki są łagodnie zaokrąglone, a górna ich powierzchnia jest na poziomie środka przedplecza; zewnętrzny brzeg żuwaczek jest wygięty półkolisto, a na pokrywach wykształconych jest tylko 7–9 rowków zanikających w tylnej części. Ponadto u *P. depressus* przedplecze jest najszersze w przedniej części, a ciało zwykle ma ciemnoniebieski lub zielonkawy, metaliczny odcień.



Fot. 2. Larwa rozmiarza kolweńskiego z charakterystycznym dla gatunku „uzbrojeniem” odwłoka (fot. J.M. Gutowski).

Dorośle larwy rozmiażga kolweńskiego mają długość 30–45 mm. Ciało spłaszczone, silnie wydłużone, zesklebione, słabo owłosione; barwa kremowa, żółtawa lub brązowa, grzbietowa strona błyszcząca. Nogi (3 pary) dobrze wykształcone, szeroko rozstawione na boki. Na końcu odwłoka, na IX segmencie, znajdują się 2 umiejscowione po bokach duże, haczykowate wyrostki, skierowane do tyłu i nieco ku górze; na powierzchni segmentu znajduje się 10–12 dużych, schitylizowanych zębów (Fot. 2).

Opis wyglądu jaj i poczwerek, a także szczegóły budowy larw i imagines można znaleźć w publikacjach Burakowskiego (1962, 1976).

#### 4. Biologia gatunku

Informacje o biologii i wymaganiach środowiskowych rozmiażga kolweńskiego zawarte są w opracowaniach Burakowskiego (1962), Burakowskiego i in. (1987), Kubisza (2004a, 2004b) oraz Siitonen i Saariisto (2000). Gatunek ten troficznie związany jest ze świerkiem *Picea abies* (L.) Karst. Zarówno larwy, jak i owady doskonałe są fitosaprofagami (Burakowski 1962).

Na podstawie badań przeprowadzonych w Puszczy Białowieskiej (Burakowski 1962) wiemy, że imagines, po przezimowaniu w kolebkach poczwarkowych, wydostają się spod kory wczesną wiosną (przełom kwietnia i maja). Dorośle chrząszcze prowadzą skryty tryb życia, przebywając pod rozkładającą się korą i w jej szczelinach oraz w opuszczonych chodnikach owadów próchnożernych. Są trudne do zauważenia w terenie dla przypadkowego obserwatora. Według Burakowskiego i in. (1987) gatunek jest aktywny nocą. Po kilkukrotnej kopulacji, mającej miejsce w maju, samice składają jaja pod korę leżących od 1 do 5 lat pni świerków, w złożach po kilka sztuk. Po wylęgnięciu larwy żyją pod korą przez kilka lat, wielokrotnie liniejąc i odżywiając się butwiejącym łykiem, miazgą, trocinami i odchodami innych owadów saproksylicznych, a także mikroorganizmami bytującymi w wymienionym substracie. W Białowieskim Parku Narodowym stwierdzono ich żerowanie w chodnikach korników: drzewożerka wielożennego *Dryocetes hectographus* Reitt., kornika drukarza *Ips typographus* (L.), czterooczeków *Polygraphus* spp. i zakorków *Hylastes* spp. Wraz ze wzrostem larwy wędrują pod korą w kierunku nasady pnia, korzystając z chodników innych chrząszczy, zwłaszcza często spotykanego w tym środowisku rębacza pstrego *Rhagium inquisitor* (L.). Dorośle larwy, o długości 30–45 mm, przebywają głównie w dolnych częściach pnia, skąd przemieszczają się na boczną i górną stronę celem przepoczwarczenia. W lipcu–sierpniu budują na końcu chodnika kolebkę poczwarkową, gdzie następuje przeobrażenie w poczwarkę o długości 13–23 mm. Stadium poczwarki trwa 2–3 tygodnie. Następnie wylęga się owad doskonały, co ma miejsce od lipca do września. Imagines pozostają w kolebkach poczwarkowych do wiosny. Cykl rozwojowy co najmniej trzyletni. Obserwuje się znaczny wpływ drapieżników, spośród sprząkaczy (Elateridae), na przeżywalność stadiów przedimaginalnych w żerowisku (Burakowski 1962, Burakowski i in. 1987).

W surowszym klimacie, np. w Finlandii, leżące pnie zachowują jeszcze korę i są przydatne do zasiedlania do 15 lat od chwili ścięcia lub przewrócenia świerka. Mimo tak długiego okresu utrzymywania się kory przypuszcza się, że na konkretnym drzewie mogą się rozwijać nakładające się generacje z jaj złożonych po roku, dwóch, trzech od przewrócenia drzewa, ale do wyjątków należy rozwój dwóch następujących po sobie cykli życiowych. Wyjątko-

we jest także zasiedlanie drzew, które zamarły stojąc, a później się przewróciły (Siitonen, Saaristo 2000). W przeprowadzonych tam badaniach, na 145 przeanalizowanych drzew stwierdzono rozmiar kolweńskiego na 45 świerkach. Rozwijał się głównie w zbiorowisku borealnej świerczyny na torfie oraz w otaczających lasach na glebach mineralnych, w odległości do 100 m (wyjątkowo do 300 m) od świerczyny. Na jednym drzewie występowało od 65 do 125 larw (średnio 97) (przebadano w całości 5 drzew). W Puszczy Białowieskiej, gdzie przebadano całościowo 1 drzewo, liczba znalezionych okazów (larw i imagines) wynosiła 77 (Burakowski 1962). Zagęszczenie larw na zasiedlonym materiale wynosiło w Finlandii średnio 5,7 osobnika/m<sup>2</sup> (Siitonen, Saaristo 2000). Stwierdzono, że larwy żerują tam początkowo w opuszczonych chodnikach korników drzewożerka jednożennego *Dryocetes autographus* Reitt., polesiaka górskiego *Hylurgops glabratus* (Zett.), kornika drukarza *Ips typographus*, żerdzianki Urussowa *Monochamus urussovii* (Fisch.) i ściąg *Tetropium* spp. Towarzyszą im larwy innego rozmiaru *Pytho depressus* i rębacza pstrego *Rhagium inquisitor*, sprężyka *Harminius undulatus* (De Geer) oraz imagines kusaka *Olisthaerus substriatus* (Payk.) i in. Zdaniem Siitonen i Saaristo (2000) ma tu prawdopodobnie miejsce konkurencja o miejsce i pokarm, zwłaszcza z larwami rębacza pstrego. Na zasiedlonych drzewach rozwijają się następujące gatunki grzybów: pniarek obrzeżony *Fomitopsis pinicola*, pniarek różowy *F. rosea*, czyreń ciemnordzawy *Phellinus ferrugineofuscus*, żyłak wielobarwny *Phlebia centrifuga*, niszczyk iglastodrzewny *Trichaptum abietinum* (Siitonen, Saaristo 2000). Większość z wymienionych owadów i grzybów można również znaleźć na leżących świerkach w miejscu występowania rozmiaru kolweńskiego w Białowieskim Parku Narodowym.

## 5. Wymagania siedliskowe

Rozmiar kolweński jest w naszej faunie jednym z reliktywów lasów pierwotnych. Zasiedla chłodne, zacienione lasy o charakterze naturalnym, tereny o dużej wilgotności (bory bagienne, olsy, łęgi, wilgotne grądy) lub w ich pobliżu (Fot. 3). Jest gatunkiem saproksylicznym, odbywającym rozwój pod korą grubych pni powalonych przez wiatr i leżących od jednego do kilku lat (wyjątkowo kilkunastu) (Burakowski 1962, Siitonen, Saaristo 2000, Gutowski inf. oryg.) (Fot. 3, 4, 5).

Z badań przeprowadzonych w Finlandii wynika, że zasiedlane są drzewa o pierśnicy co najmniej 20 cm, na których kora powinna pokrywać co najmniej 50% powierzchni pnia, średnia penetracja noża w drewnie nie powinna przekraczać 1,5 cm, a grzybnia w środowisku podkorowym nie może pokrywać więcej niż 75% powierzchni. Drzewa powinny być także częściowo uniesione nad powierzchnię (oparte na gałęziach, tarczy korzeniowej i/lub innych leżących pniach), co powoduje ich wolniejszy rozkład (Siitonen, Saaristo 2000). Środowisko takie zapewnia niezbędną dla tego gatunku wysoką wilgotność i raczej niską temperaturę. Zaobserwowano, że w Puszczy Białowieskiej cykl rozwojowy rozmiaru kolweńskiego był najkrótszy w latach zimniejszych i o większych opadach śniegu, czyli w warunkach zbliżonych do panujących na wschodzie i północy kontynentu (Burakowski 1962). Jednak zdaniem Siitonen, Saaristo (2000), w Finlandii mikroklimat nie jest czynnikiem warunkującym zasiedlanie drzew, gdyż larwy dobrze się też rozwijają w drzewach rosnących na glebie mineralnej, w suchszych warunkach. Wyraźnie preferowane są natomiast grube pnie, co zapewnia wzrost powierzchni i miąższości (grubości) łyka potrzebnego do zero-





**Fot. 3.** Leżący, podparty na tarczy korzeniowej pień świerka, zasiedlony przez larwy rozmiazga kolweńskiego (fot. J.M. Gutowski).



**Fot. 4.** Leżący, podparty na konarach pień świerka, zasiedlony przez larwy rozmiazga kolweńskiego (Fot. J.M. Gutowski).





**Fot. 5.** Środowisko podkorowe na świerku z larwą rozmiarza kolweńskiego (fot. J.M. Gutowski).

wania larw rozmiarza kolweńskiego. Wiek zasiedlanych świerków wynosił tam 135–185 lat (maks. 170–396 lat), a ilość martwego drewna na badanych powierzchniach osiągała 73–111 m<sup>3</sup>/ha. Omawiany gatunek wybiera tam świerczynę na torfie, bo siedlisko to ma inną – bardziej stabilną – dynamikę niż te ukształtowane na glebach mineralnych. W borealnych lasach pożary zdarzają się średnio co 50–120 lat na suchych siedliskach, do 300 lat na umiarkowanie suchych (jak te otaczające świerczyny na torfie), a w borach bagiennych cykl ten jest znacznie dłuższy. Są i takie miejsca, których nie dotknął pożar od tysięcy lat (refugia pożarowe). W takich właśnie miejscach odnawianie drzewostanu zachodzi w sposób ciągły (continuous small-scale gap regeneration), jako efekt zamierania pojedynczych drzew, a nie wielkopowierzchniowych zaburzeń (Siitonen, Saaristo 2000). Jeżeli ta hipoteza okazałaby się prawdziwa i uniwersalna, to należy oczekiwać w przyszłości występowania tego gatunku również w innych siedliskach Puszczy Białowieskiej (poza wilgotnymi), gdyż ilość martwego drewna świerkowego stopniowo wzrasta, a pożary są tutaj praktycznie nieobecne od około 140 lat (Niklasson i in. 2010).

## 6. Rozmieszczenie gatunku w Polsce

W Polsce rozmiarz kolweński znany jest tylko z Białowieskiego Parku Narodowego. Bardzo nieliczny, znaleziony zaledwie w kilku oddziałach leśnych, w obszarze ochrony ścisłej (oddz. 192, 193, 224, 254, 285, 314, 341, 399) w latach 1954–2000 (Burakowski 1962), Gutowski J.M., inf. własne). Ponownie odnaleziony w dolinie Orłówki w roku 2013 (Gutowski inf. oryg.) (Ryc. 1).



Ryc. 1. Rozmieszczenie stanowisk monitoringu rozmiarza kolweńskiego w Polsce na tle jego zasięgu występowania.

## II. METODYKA

### 1. Koncepcja monitoringu gatunku

Zaproponowana koncepcja monitoringu opiera się na badaniach własnych autora. Wykorzystano w niej też częściowo wcześniejsze doświadczenia z opracowania podobnej koncepcji dla innego saproksylicznego gatunku – konarka tajgowego *Phryganophilus ruficollis* (Gutowski 2010), a także niektóre sugestie innych autorów monitoringu: Buchholza (2012) – dla zgniotka cynobrowego *Cucujus cinnaberinus* (Scop.) i Sienkiewicza (2012) – dla żagłóbka bruzdkowanego *Rhysodes sulcatus* (Fabr.). Prezentowaną metodykę przetestowano w 2013 r. Do monitoringu wyznaczono jedyne znane aktualnie w Polsce miejsce występowania gatunku – Białowiecki Park Narodowy.

Monitoring rozmiarza kolweńskiego opiera się na przeszukiwaniu środowiska podkorowego na leżących, grubych świerkach. Polega na systematycznej, powtarzalnej ocenie stanu populacji (2 wskaźniki) i siedliska gatunku (6 wskaźników) na wybranych stanowiskach. Określanie wskaźników stanu populacji opiera się na częściowej ingerencji w środowisko podkorowe w celu znalezienia larw tego gatunku. Ingerencja ta może być jedynie minimalizowana (szczegóły w rozdziale o sposobie wykonywania badań), bo na razie nie

znaleziono dla niej alternatywy. Obserwacje imagines poza żerowiskami są sporadyczne. Do tej pory nie wypracowano odpowiednich metod, które mogłyby niezawodnie wykrywać je w środowisku i ewentualnie wykorzystać do monitoringu. Nie prowadzono dotychczas prób ewentualnego odławiania tego gatunku do światła i pułapek barierowych w znanych miejscach występowania gatunku.

Wybrane wskaźniki stanu siedliska umożliwiają wszechstronną ocenę jego jakości pod kątem wymagań siedliskowych gatunku. Trzeba pamiętać, że to przede wszystkim odpowiednie siedlisko warunkuje trwanie populacji we właściwym stanie.

## 2. Wskaźniki i ocena stanu ochrony gatunku

### Wskaźniki stanu populacji

**Tab. 1.** Wskaźniki stanu populacji

Wskaźnik	Miara	Sposób pomiaru/określenia
Obecność gatunku	Jest/nie ma	Przeszukiwanie potencjalnych mikrosiedlisz rozwoju – głównie leżących, grubych świerków w wilgotnych siedliskach; w odpowiednich miejscach podważa się fragmenty kory, by sprawdzić czy znajdują się tam stadia przedimaginalne (larwy, poczwarki) lub imagines (ew. ich szczątki)
Liczebność gatunku	Liczba przeanalizowanych drzew	Podaje się liczbę sprawdzonych drzew (leżących, podpartych, potencjalnie odpowiednich do zasiedlenia) do chwili znalezienia pierwszego osobnika rozmiarza kolweńskiego

**Tab. 2.** Waloryzacja wskaźników stanu populacji

Wskaźnik	Ocena*		
	FV	U1	U2
Obecność gatunku	Gatunek stwierdzony w ciągu ostatnich 12 lat, o ile nie doszło do rażącego pogorszenia stanu siedliska	Gatunek stwierdzony w ciągu ostatnich 24 lat, o ile nie doszło do rażącego pogorszenia stanu siedliska, lub w ciągu ostatnich 12 lat o ile siedlisko uległo wyraźnemu pogorszeniu	Gatunek nie stwierdzony dłużej niż 24 lata, o ile siedlisko nie wyklucza możliwości przetrwania gatunku
Liczebność gatunku	≤10 drzew	11–20 drzew	≥21 drzew

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

### Wskaźniki kardynalne

Nie wyróżniono.

### Wskaźniki stanu siedliska

**Tab. 3.** Wskaźniki stanu siedliska

Wskaźnik	Miara	Sposób pomiaru/określenia
Ilość martwego drewna świerkowego	Liczba leżących, grubych drzew z korą	Średnia liczba leżących świerków o średnicy większej niż 20 cm na transekcie o długości 100 m i szerokości 10 m. Stanowisko o pow. do 100 ha – 4 transekty, 101–1000 ha – 5 transektów, powyżej 1000 ha – 6 transektów

Jakość martwego drewna świerkowego	Wskaźnik opisowy	Określenie procentowego udziału klas rozkładu drewna, dokonywane podczas analizy ilości martwego drewna świerkowego na transektach: I – drewno i tyko zdrowe, II – drewno twarde, tyko rozłożone, III – początki rozkładu drewna, IV – drewno mocno rozłożone
Stopień naturalności ekosystemu leśnego na stanowisku	Wskaźnik opisowy	Stopień naturalności ekosystemu określa się na podstawie wiedzy eksperckiej w trzystopniowej skali: – drzewostany <b>naturalne lub zbliżone do naturalnych</b> , zróżnicowane wiekowo i gatunkowo, – drzewostany <b>odkształcone</b> , z widocznymi śladami użytkowania gospodarczego, – drzewostany <b>silnie przekształcone</b> (plantacje), najczęściej jednogatunkowe i jednowiekowe
Udział i wiek świerków wokół stanowiska	%	Określenie procentowego udziału starych świerków (powyżej 80 lat) w drzewostanach otaczających stanowisko
Gatunki drzew i ich udział w drzewostanie na stanowisku	%	Identyfikacja gatunków drzew żywych na stanowisku i określenie ich procentowego udziału w drzewostanie, ze szczególnym uwzględnieniem świerka i gatunków łęgowych (olszy i jesionu)
Udział i wiek świerków na stanowisku	Wskaźnik opisowy	Określenie wieku żywych świerków oraz procentowego udziału poszczególnych klas wieku

Tab. 4. Waloryzacja wskaźników stanu siedliska

Wskaźnik/Ocena*	FV	U1	U2
Ilość martwego drewna świerkowego	≥4 leżące kłody / 100 m transektu	2–3 leżące kłody / 100 m transektu	0–1 leżąca kłoda / 100 m transektu
Jakość martwego drewna świerkowego	Obecność drewna w II i III klasie rozkładu, łącznie powyżej 30% wszystkiego drewna świerkowego	Obecność drewna w II i III klasie rozkładu, łącznie poniżej 30% wszystkiego drewna świerkowego lub obecność tylko jednej z tych klas przewyższających 50%	Obecność drewna w II lub III klasie rozkładu poniżej 50% wszystkiego drewna świerkowego
Stopień naturalności ekosystemu leśnego na stanowisku	Naturalne i zbliżone do naturalnego	Drzewostany odkształcone	Drzewostany mocno odkształcone, młodniki
Udział i wiek świerków wokół stanowiska	>30% świerków w wieku >80 lat	10–30% świerków w wieku >80 lat	<10% świerków w wieku >80 lat lub drzewostany młodsze
Gatunki drzew i ich udział w drzewostanie na stanowisku	Łączny udział świerka, olszy i jesionu >80%; udział świerka >10%	Łączny udział świerka, olszy i jesionu 50–80%; udział świerka >10%	Łączny udział świerka, olszy i jesionu <50%; udział świerka <10%
Udział i wiek świerków na stanowisku	Świerki w różnym wieku; udział drzew w poszczególnych klasach wieku równomiernie rozłożony	Świerki w różnym wieku, lecz udział w poszczególnych klasach przekracza 60%; również drzewostany bez starszych klas wieku	Drzewostan świerkowy jednowiekowy bądź młodnik

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

### Wskaźniki kardynalne

Nie wyróżniono.

## Ocena stanu populacji

Ocenę stanu populacji ustala się na podstawie ocen wskaźników w ten sposób, że przypisuje się im wartości punktowe: FV – 2 punkty, U1 – 1 punkt, U2 – 0 punktów, następnie punkty sumuje i odnosi do poniższej skali:

- FV – 3–4 punkty,
- U1 – 1–2 punkty,
- U2 – 0 punktów.

## Ocena stanu siedliska

Ocenę stanu siedliska ustala się na podstawie ocen wskaźników w ten sposób, że przypisuje się im wartości punktowe: FV – 2 punkty, U1 – 1 punkt, U2 – 0 punktów, następnie punkty sumuje i odnosi do poniższej skali:

- FV – 8–12 punktów i brak ocen U2,
- U1 – 4–7 punktów i najwyżej jedna ocena U2,
- U2 – 0–3 punkty.

Uwaga: Dopuszcza się brak określenia na stanowisku (XX) najwyżej jednego z sześciu wskaźników stanu siedliska.

## Perspektywy ochrony

Na podstawie wiedzy eksperckiej ocenia się kierunek i wielkość zmian stanu ochrony w perspektywie 10–15 lat. Rozpatruje się pod tym kątem stan populacji oraz siedlisko gatunku. Należy wziąć pod uwagę wszelkie informacje o przedsięwzięciach gospodarczych planowanych na stanowisku i w jego otoczeniu, które mogą wpłynąć na ograniczenie liczebności populacji lub pogorszenie stanu siedliska. Przede wszystkim ocenia się, czy w najbliższych kilkunastu latach będzie zapewniony stały „dopływ” odpowiednich do rozwoju pni świerka, czy nie będą one usuwane z lasu, np. w ramach walki z gradacjami korników itp. Analizujemy obserwowane trendy przemian w środowisku (w tym naturalne, wynikające np. z sukcesji roślin drzewiastych), ich wpływ na badany gatunek oraz możliwości przeciwdziałania ewentualnym niekorzystnym zmianom. W przypadku tego gatunku, którego wszystkie miejsca występowania leżą w obszarze ochrony ścisłej, należy wykluczyć oddziaływania antropogeniczne, przynajmniej bezpośrednie. Pozostają więc czynniki naturalne – głównie sukcesja zbiorowisk roślinnych. Perspektywy można ocenić jako dobre (FV), gdy populacja gatunku jest stabilna, siedlisko odpowiednie, a w najbliższych 10–15 latach nie dostrzega się czynników, które ten stan mogłyby zmienić. Taką ocenę można też wpisać, gdy obecnie stan ochrony ocenia się na U1, ale są przesłanki by sądzić, że w najbliższej przyszłości ulegnie on poprawie. Perspektywy ochrony oceniamy jako niezadowolające (U1), gdy istnieją negatywne oddziaływania na siedlisko i populację gatunku, które pogorszą stan obecnie oceniany jako właściwy, albo przewiduje się, że aktualnie niezadowolający stan będzie się utrzymywał. Jeśli przewiduje się, że aktualnie niezadowolający stan populacji i siedliska będzie się pogarszał, to perspektywy ochrony będą złe (U2).



Przy ocenie należy wziąć pod uwagę m.in. wielkość stanowiska oraz obecność lub brak potencjalnych korytarzy ekologicznych, umożliwiających migrację niektórych osobników do sąsiednich stanowisk. Ważny jest też status prawny terenu, na którym położone jest stanowisko. Znacznie lepsze perspektywy ochrony będzie miało stanowisko położone na terenie obszaru Natura 2000, rezerwatu lub parku narodowego niż usytuowane w normalnym lesie gospodarczym.

## Ocena ogólna

O ocenie ogólnej decyduje najniższa ocena jednego z trzech parametrów (populacja, siedlisko, perspektywy ochrony).

## 3. Opis badań monitoringowych

### Wybór powierzchni monitoringowych i ich sugerowana wielkość

Rozmiazg kolweński występuje w wilgotnych siedliskach z dużym udziałem starych, przewróconych świerków. Stanowisko gatunku obejmuje zwarte obszary naturalnych olsów i łągów jesionowo-olszowych, w których występują stare świerki oraz zbiorowiska borealnej świerczyny na torfie. W skład stanowiska mogą też wchodzić, otaczające wymienione siedliska, inne zbiorowiska leśne ze stałą obecnością starych świerków. Generalnie, obszar warunkujący stabilność siedliska pod względem ciągłości przestrzennej i czasowej przewracających się świerków, odpowiednich do rozwoju gatunku, powinien obejmować co najmniej kilkaset hektarów lasu. Trzeba wziąć pod uwagę fakt, że w olsach i łągach udział świerka nie jest zbyt wielki, stąd prawdopodobieństwo ich wywracania przez wiatr i dostarczania rozmiazgowi kolweńskiemu potencjalnej bazy pokarmowej jest jeszcze mniejsze.

Stanowiskiem monitoringowym, czyli powierzchnią, na której przeprowadza się monitoring, może być część lub całość stanowiska gatunku. Jako stanowisko monitoringowe należy traktować w miarę jednorodny teren, na którym stwierdzono obecność rozmiazga kolweńskiego, tj. 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 rozmiazga kolweńskiego środowiska: zabudowań, terenów otwartych, lasów liściastych lub mieszanych bez udziału świerka w drzewostanie, lasu pozbawionego grubowymiarowego martwego drewna świerkowego itp.) dla niechętnie latających imagines tego gatunku.

Aktualnie do monitoringu rozmiazga kolweńskiego rekomenduje się tylko jedną powierzchnię, zlokalizowaną w obszarze ochrony ścisłej Białowieskiego Parku Narodowego, w dolinie rzeki Orłówki, obejmującą wąski pas lasów łągowych i olsów ciągnący się po obu stronach rzeki prawie od źródeł do ujścia. Obszar ochrony ścisłej BPN to jedyne aktualne miejsce występowania gatunku w Polsce.

Ocena stanu populacji i określenie części wskaźników stanu siedliska dotyczy całej powierzchni monitoringowej, natomiast określanie niektórych wskaźników stanu siedliska odbywa się na wyznaczonych w obrębie powierzchni monitoringowej transektach o długości 100 m i szerokości 10 m każdy (0,1 ha).



Na stanowisku monitoringowym (powierzchni monitoringowej) określa się:

*Wskaźniki stanu populacji:*

- obecność gatunku
- liczebność gatunku

*Wskaźniki stanu siedliska:*

- stopień naturalności ekosystemu na stanowisku
- skład gatunkowy i udział drzew na stanowisku
- udział i wiek świerków na stanowisku

Na transektach (od 3 do 6) określa się:

*Wskaźniki stanu siedliska:*

- ilość martwego drewna świerkowego
- jakość martwego drewna świerkowego

Liczba transektów zależy od wielkości powierzchni badawczej (stanowiska monitoringowego):

- <25 ha – 3 transekty,
- 26–100 ha – 4 transekty,
- 101–1000 ha – 5 transektów,
- >1000 ha – 6 transektów.

W przypadku jedynej aktualnie wyznaczonej do dalszego monitoringu powierzchni badawczej (96 ha) jest to 5 transektów.

Transekty wyznaczamy w płatach starodrzewu, na każdym etapie prac monitoringowych od nowa. Kierunek transektów powinien być mniej więcej zgodny z kierunkiem przebiegu cieku wodnego. Początek jednego z nich wyznacza drzewo ze znalezionymi okazami rozmiarza kolweńskiego. Pozostałe wyznacza się arbitralnie, dbając by były reprezentatywne dla badanego siedliska. Odnotowujemy współrzędne geograficzne początku i końca transektu za pomocą odbiornika GPS.

## Sposób wykonywania badań

### Określanie wskaźników stanu populacji

**Obecność gatunku.** Niezawodną metodą stwierdzenia obecności rozmiarza kolweńskiego na powierzchni monitoringowej jest przeszukiwanie potencjalnych mikrosiedlisk jego rozwoju – leżących, grubych świerków, nie stykających się z gruntem. Jednak jest to metoda w pewnym zakresie niszcząca, gdyż uszkadza się częściowo mikrosiedliska rozwoju gatunku. W celu odnalezienia larw lub imagines na potencjalnym materiale żywicielskim należy przeglądać leżące pnie drzew w II i III klasie rozkładu. Przeglądu najlepiej dokonywać poruszając się wzdłuż liniowo ułożonych łęgów i penetrując znajdujące się w zasięgu wzroku drzewa po jednej stronie rzeki w obrębie powierzchni monitoringowej. Poszukiwania można powtórzyć w ten sam sposób, przeszukując pas łęgów po drugiej stronie cieku. W odległości 2–5 m od szyi korzeniowej, w dolnej lub bocznej części pnia podważa się fragmenty kory, by sprawdzić czy znajdują się tam poszukiwane larwy lub imagines. Poszukiwania nie powinny obejmować więcej niż około 30% powierzchni dostępnej kory analizowanego drzewa. Po stwierdzeniu obecności gatunku poszukiwań nie należy kontynuować. Larwy i imagines rozmiarza kolweń-

skiego dają się oznaczyć w terenie przy użyciu szkła powiększającego 10 x. Nie zaleca się identyfikacji gatunku na podstawie bardzo wrażliwego stadium poczwarki.

W przypadku odnalezienia rozmiazga kolweńskiego należy wykonać dokumentację fotograficzną (w tym makrofotografię zakończenia odwłoka larwy), pomierzyć odległość pnia od gruntu oraz średnicę drzewa w miejscu stwierdzenia żerowisk, ocenić stan rozkładu drewna, odczytać współrzędne geograficzne z odbiornika GPS, odnotować jaki jest procent zachowanej kory na pniu, obecność owocników grzybów nadrzewnych oraz ewentualne gatunki owadów towarzyszących w żerowisku. Należy też opisać otoczenie zasiedlonego drzewa. Dane zapisywane są do roboczej karty obserwacji gatunku (Tab. 5). Szczegóły oceny tego wskaźnika zawarte są w tab. 1 i 2.

**Liczebność gatunku.** O wielkości populacji pośrednio można wnioskować na podstawie liczby sprawdzonych na powierzchni monitoringowej drzew (potencjalnie odpowiednich do zasiedlenia) do chwili znalezienia pierwszego osobnika rozmiazga kolweńskiego. Szczegóły oceny tego wskaźnika zawarte są w tab. 2. Podane tam wartości (FV –  $\leq 10$  przeanalizowanych, potencjalnie odpowiednich do zasiedlenia drzew do znalezienia pierwszego osobnika rozmiazga kolweńskiego; U1 – 11–20 drzew, U2 –  $\geq 21$  drzew) opierają się na przeprowadzonych w Puszczy Białowieskiej wielokrotnych poszukiwaniach tego gatunku przez autora i współpracujący zespół.

**Tab. 5.** Robocza karta obserwacji gatunku – rozmiazg kolweński

<b>Nazwa obszaru i stanowiska:</b> <i>Puszcza Białowieska, Dolina rzeki Orłówki</i>		
<b>Data obserwacji:</b> 30.08.2013		
<b>Osoba dokonująca obserwacji:</b> J.M. Gutowski		
<b>Współrzędne geograficzne miejsca obserwacji oraz wysokość n.p.m. (GPS):</b> <i>N XX°XX'XX" E XX°XX'XX"; 164 m n.p.m.</i>		
<b>Liczba przeanalizowanych drzew na stanowisku do chwili znalezienia pierwszego okazu:</b> 18		
<b>Szczegółowe dane lokalizacyjne (miejscowość, nadleśnictwo, leśnictwo, oddział, wydzielenie itp.):</b> <i>Białowiecki Park Narodowy, Obszar Ochronny Orłówka, oddz. 342Ad</i>		
<b>Liczba zaobserwowanych osobników rozmiazga kolweńskiego:</b>		
larwy 3	poczwarki –	imagines –
<b>Procent pokrycia pnia korą:</b> 85%		<b>Klasa rozkładu drewna:</b> III
<b>Średnica drzewa w miejscu stwierdzenia okazu(ów) (cm):</b> 30–35 cm	<b>Obwód (cm):</b>	<b>Odległość pnia od gruntu w miejscu stwierdzenia gatunku (cm):</b> 90–105 cm
<b>Stopień nasłonecznienia żerowiska:</b> – pełne – <u>umiarkowane</u> – zacienione		
<b>Wilgotność żerowiska:</b> – <u>duża</u> – umiarkowana – mała		
<b>Obecność owocników grzybów oraz innych gatunków saproksylicznych owadów w analizowanym drzewie:</b> Owocników grzybów brak, ale pod korą widać ślady grzybnii; rębacz pstry <i>Rhagium inquisitor</i> (Cerambycidae) – larwy i niewybarwione imagines w kolebkach, <i>Harminius undulatus</i> (Elateridae) – 1 larwa, <i>Tachyta nana</i> (Carabidae) – 2 imagines, wydłużak <i>Xantholinus</i> sp. (Staphylinidae) – 2 imagines, zgniotek cynobrowy <i>Cucujus cinnaberinus</i> (Cucujidae) – 2 larwy, żerdzianka Urussowa <i>Monochamus urussovii</i> (Cerambycidae) – opuszczone żerowiska.		

<b>Opis otoczenia (nachylenie, wystawa, typ siedliskowy lasu lub zespół fitosocjologiczny, skład gatunkowy i struktura drzewostanu, obecność gatunków inwazyjnych, wiek drzew, itp.):</b> <i>Plaska dolina rzeki; łąg otoczony olsami i grądami, las naturalny; w drzewostanie: Js, Ol, Św, Gb, Lp; wiek drzew różnicowany, dominują drzewa starszych klas wieku.</i>	
<b>Obecność innych gatunków saproksylicznych na stanowisku:</b> <i>m.in. zgniotek cynobrowy – na Św, zagębek bruzdkowany <i>Rhysodes sulcatus</i> (Rhysodidae) – Św, strangalia włośchatka <i>Pedostrangalia pubescens</i> (Cerambycidae) – Św, żerdzianka Urussowa <i>Monochamus urussovii</i> – Św.</i>	<b>Dokumentacja fotograficzna:</b> Tak      Nie
<b>Uwagi:</b> <i>Larwy rozmiazga kolweńskiego średniej wielkości, na bocznej stronie pnia, na odcinku od 5 do 15 m od nasady. 1 larwę wzięto do sfotografowania i zbioru dowodowego.</i>	

### Określanie wskaźników stanu siedliska

**Ilość martwego drewna świerkowego.** Należy sprawdzić jak zasobna i zróżnicowana jest baza pokarmowa dla larw w postaci leżących, martwych świerków w różnych fazach rozkładu. Na wybranych transektach liczy się drzewa o pierśnicy większej niż 20 cm oraz odnotowuje się stan rozkładu drewna w czterech umownych klasach. Szczegóły oceny zawarte są w tab. 4. Aby określić liczby leżących drzew potrzebne do zwaloryzowania siedliska gatunku, przebadano wiele transektów w aktualnych i potencjalnych miejscach występowania gatunku w Białowieskim Parku Narodowym. Na podstawie tych prób wyznaczono graniczne przedziały dla ocen: FV ( $\geq 4$  leżące kłody/100 m transektu), U1 (2–3) i U2 (0–1) (por. Tab. 4).

**Jakość martwego drewna świerkowego.** Wskaźnik ten ocenia się podczas analizy drzew leżących na wyznaczonych transektach, kwalifikując każde martwe drzewo do jednej z klas rozkładu:

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

Dodatkowo należy odnotować czy drzewo jest podparte, czy przylega do ziemi. Równomierny udział poszczególnych klas rozkładu drewna w przeanalizowanych drzewach świadczy o ciągłości jego „dostawy”. Najważniejsze dla istnienia populacji rozmiazga kolweńskiego są klasy II i III. Jeżeli łączny udział tych klas przekracza 30% w całości zinwentaryzowanych kłód świerka, to stan tego wskaźnika ocenia się jako właściwy (FV). Szczegóły oceny tego wskaźnika zawarte są w tab. 4. Jest to najważniejszy czynnik warunkujący występowanie rozmiazga kolweńskiego. W waloryzację wskaźnika oparto na obserwacjach terenowych autora, powiązanych z rzeczywistymi stwierdzeniami występowania rozmiazga kolweńskiego w Puszczy Białowieskiej, a także na wiedzy wynikającej z literatury przedmiotu i przekazów interpersonalnych dotyczących tego gatunku w Finlandii.

**Stopień naturalności ekosystemu leśnego.** W przypadku tego wskaźnika przydatna jest wiedza ekspercka prowadzących monitoring. Należy przeprowadzić wizję terenową, przemierzając w różnych kierunkach powierzchnię monitoringową i dokonując odpowiednich obserwacji składu gatunkowego drzewostanu, zróżnicowania wiekowego, ilości i jakości martwego drewna itp. Las na stanowisku monitoringowym zalicza się do jednej z trzech kategorii:

- **naturalny lub zbliżony do naturalnego**, zróżnicowany wiekowo i gatunkowo,

- **odkształcony**, z widocznymi śladami użytkowania gospodarczego,
- **silnie przekształcony** (plantacja), najczęściej jednogatunkowy i jednowiekowy.

**Udział i wiek świerków (wokół stanowiska).** Należy sprawdzić, jaki jest udział starych świerków (powyżej 80 lat) w drzewostanach otaczających stanowisko (w promieniu do 300 m), bowiem mogą one stanowić środowisko zastępcze dla tego gatunku (Siitonen, Saaristo 2000). Informację o udziałach poszczególnych gatunków drzew i ich średnim wieku w każdym wydzieleniu leśnym można znaleźć w Planie Ochrony (Planie Zadań Ochronnych) w odniesieniu do obszarów chronionych, a w przypadku powierzchni położonych na terenach administrowanych przez PGL Lasy Państwowe – w Planie Urządzenia Lasu dla danego nadleśnictwa, na terenie którego położona jest powierzchnia monitoringowa. Szczegółowe opisy każdego wydzielenia leśnego na terenie PGL Lasy Państwowe, w tym udział gatunków drzew i ich wiek, można znaleźć w internetowym Banku Danych o Lasach: <http://www.bdl.lasy.gov.pl/portal/mapy-pl-PL>. Można też taką ocenę przeprowadzić samodzielnie, zakładając w tym celu losowe powierzchnie próbne w drzewostanie i szacując wiek poszczególnych drzew (potrzebna jest tutaj pewna wiedza ekspercka). Powierzchnie próbne powinny objąć nie mniej niż 10% powierzchni drzewostanu. Ich liczba i kształt mają znaczenie drugorzędne, natomiast należy przyjąć zasadę, że im bardziej zróżnicowany gatunkowo i wiekowo jest drzewostan, tym procent obszaru objętego pomiarami powinien być większy. Wiek można też szacować na podstawie pniaków po świeżo ściętych drzewach lub nawiercając pnie za pomocą świdra Presslera. Ta ostatnia metoda wymaga jednak specjalistycznego, drogiego sprzętu i w dodatku powoduje kaleczenie drzew. Mogłaby być stosowana tylko w ostateczności; w przypadku terenów chronionych wymaga zgody odpowiednich organów. W każdym cyklu monitoringowym należy wybrać optymalną, najprostszą metodę dla każdego przypadku indywidualnie, w pierwszej kolejności korzystając z istniejących źródeł informacji.

Aby określić udziały procentowe starych świerków w drzewostanach otaczających stanowiska gatunku, potrzebne do zwaloryzowania wskaźnika, wykonano wizje terenowe w aktualnych i potencjalnych miejscach występowania gatunku w Białowieskim Parku Narodowym. Na podstawie wiedzy eksperckiej o funkcjonowaniu drzewostanów z udziałem świerka przyjęto wartości graniczne dla ocen FV, U1 i U2, podane w tabeli 4. Założono, że w drzewostanach, w których udział świerków w wieku powyżej 80 lat wynosi ponad 30% istnieje duże prawdopodobieństwo powstawania wywałów po huraganach, co gwarantuje potencjalną bazę rozwojową dla rozmiazga kolweńskiego na poziomie FV. Na tej samej podstawie określono wartości graniczne dla U1 (10–30%) i U2 (<10%). Są to wartości szacunkowe i być może w przyszłości będą musiały zostać zweryfikowane.

**Gatunki drzew i ich udział w drzewostanie na stanowisku.** Oceniając skład gatunkowy drzewostanu na stanowisku, zwraca się szczególną uwagę na udział świerka oraz gatunków lęgowych – olchy i jesionu. Szczegóły oceny tego wskaźnika zawarte są w tab. 4. Informację o udziałach poszczególnych gatunków drzew w każdym wydzieleniu leśnym można znaleźć w Planie Urządzenia Lasu dla danego nadleśnictwa, na terenie którego położona jest powierzchnia monitoringowa lub w Planie Ochrony (Planie Zadań Ochronnych) w odniesieniu do obszarów chronionych. Dane te są również dostępne w internetowym Banku Danych o Lesie. Można też taką ocenę przeprowadzić samodzielnie, zakładając pod tym kątem losowe powierzchnie próbne w drzewostanie.

Aby określić udziały procentowe świerka oraz gatunków charakterystycznych dla łągu (olszy i jesionu) – optymalnego środowiska rozwoju rozmiarza kolweńskiego w Puszczy Białowieskiej – potrzebne do zwaloryzowania wskaźnika, wykonano wizje terenowe w aktualnych i potencjalnych miejscach występowania gatunku w Białowieckim Parku Narodowym. Na podstawie dokonanych obserwacji, powiązanych z rzeczywistymi stwierdzeniami występowania rozmiarza kolweńskiego określono wartości graniczne dla ocen: FV (>80%), U1 (50–80%) i U2 (<50%). Udział świerka w drzewostanie dla FV i U1 musi wynosić co najmniej 10%.

**Udział i wiek świerków na stanowisku.** Ocenie podlega struktura wiekowa świerków na stanowisku monitoringowym (procentowy udział w drzewostanie, obecność drzew w wieku powyżej 80 lat, obecność wszystkich klas wieku). W leśnictwie przyjmuje się klasy wieku obejmujące 20 lat: do I klasy wieku należą drzewa w wieku 1–20 lat, do II – 21–40, do III – 41–60 lat, itd. Najkorzystniej byłoby, aby świerki były w różnym wieku, łącznie ze starymi drzewami, a udział drzew w poszczególnych klasach wieku był równomiernie rozłożony. Informacje o tym jak określić wiek drzew podano powyżej, przy opisie wskaźnika „Udział i wiek świerków wokół stanowiska”.

Aby określić udziały procentowe poszczególnych klas wieku świerków w drzewostanie na stanowisku gatunku, potrzebne do zwaloryzowania wskaźnika, wykonano wizje terenowe w aktualnych i potencjalnych miejscach występowania gatunku w Białowieckim Parku Narodowym. Na podstawie poczynionych obserwacji, powiązanych z rzeczywistymi miejscami stwierdzenia rozmiarza kolweńskiego przyjęto następującą waloryzację:

- FV – w miarę równomierny rozkład klas wieku, czyli jednoczesna obecność młodych drzew (I–II klasa wieku) i średniego pokolenia (III–IV klasa wieku) oraz wyraźnie zaznaczona (powyżej 30%) obecność V klasy wieku i starszych, przy czym żadna z klas nie ma udziału większego niż 60% w drzewostanie.
- U1 – świerki są w różnym wieku, ale udział jednej z klas wieku przekracza 60% lub brak jest świerków w starszych klasach wieku.
- U2 – drzewostan świerkowy jednowiekowy lub młodnik

**Uwaga:** Przy ocenie siedliska wskazane jest wcześniejsze zapoznanie się z Planem Urządzenia Lasu dla nadleśnictwa (w przypadku stanowisk położonych na terenie Lasów Państwowych) albo Planem Ochrony lub Planem Zadań Ochronnych (w przypadku parków narodowych, obszarów Natura 2000 lub rezerwatów przyrody). W przypadku parków narodowych i rezerwatów, które nie mają planów ochrony odpowiednie informacje znajdziemy w tzw. zadaniach ochronnych, przygotowywanych na znacznie krótszy okres (najczęściej 1 rok). W dokumentach tych można znaleźć ogólne informacje o danym obiekcie leśnym, jego historii, co pozwoli na bardziej obiektywną ocenę perspektyw zachowania i ocenę ogólną omawianego gatunku. Są tam też szczegółowe informacje na temat siedliskowego typu lasu (zbiorowiska roślinnego), składu gatunkowego, udziału w drzewostanie i wieku drzew w poszczególnych, interesujących nas wydzieleniach, co jest niezbędne przy ocenie niektórych wskaźników opisujących siedlisko. Dokładne informacje o wykonywanych ostatnio zabiegach w drzewostanie można dostać od właściwego dla danej powierzchni monitoringowej nadleśnictwa. Dane wpisuje się do roboczej karty obserwacji siedliska (Tab. 6).

**Tab. 6.** Robocza karta obserwacji siedliska rozmiażga kolweńskiego

Nazwa obszaru: <i>Puszcza Białowiecka</i>				Stanowisko: <i>Dolina rzeki Orłówki</i>				Nr transektu: <i>1</i>	
Data obserwacji i pomiarów: <i>30.08.2013</i>				Osoba dokonująca obserwacji i pomiarów: <i>J.M. Gutowski</i>					
Współrzędne geograficzne początku transektu (GPS) i kierunek (lub azymut) jego przebiegu: <i>Początek: N XX°XX'XX" E XX°XX'XX"; kierunek: W</i>									
Stopień naturalności ekosystemu na stanowisku: – <u>naturalny i zbliżony do naturalnego</u> – odkształcony – sztuczny (plantacja)				Udział w drzewostanie (%) i struktura wiekowa świerków wokół stanowiska: <i>Św – 5% (50–160 lat), pojedynczo młodsze osobniki</i>					
Skład gatunkowy drzewostanu na stanowisku: <i>I piętro: 6Ol, 1Js, 1Db, 1Św</i> <i>II piętro: Gb, Kl, Lp</i> <i>podszyc: Gb, Kl, leszcz</i>						Wiek świerków na stanowisku: <i>30–120 lat</i>			
Uwagi:									
Leżące, martwe świerki ( $d_{1.3} > 20$ cm):									
Lp.	średnica	klasa rozkładu	podparte	przylega do ziemi	Lp.	średnica	klasa rozkładu	podparte	przylega do ziemi
1.	<b>45</b>	<b>III</b>	<b>v</b>						
2.	<b>35</b>	<b>III</b>	<b>v</b>						
3.	<b>50</b>	<b>IV</b>		v					
4.	<b>30</b>	<b>IV</b>		v					
5.	<b>40</b>	<b>IV</b>		v					
6.									

### Termin i częstotliwość badań

Badania stanu populacji można prowadzić od przedwiośnia do późnej jesieni, w dniach, w których temperatura przekracza  $+5^{\circ}\text{C}$ , aby odsłonięte larwy poszukiwanego gatunku mogły bezpiecznie znaleźć ukrycie po zakończeniu analizy danego żerowiska. Ocenę stanu siedliska można dokonywać w każdej porze roku, przy czym ograniczeniem może być zbyt duża pokrywa śnieżna albo wysoki stan wody (siedliska łęgowe). Badania monitoringowe rozmiażga kolweńskiego należy powtarzać co 6 lat.

### Sprzęt i materiały do badań

- mocny nóż z grubym ostrzem do przecinania i podważania kory (finka),
- siekierka terenowa do podważania grubej kory,



- taśma miernicza 3–5 m do pomiaru obwodów drzew,
- lupa o powiększeniu 10-krotnym,
- cyfrowy aparat fotograficzny z funkcją makrofotografii,
- odbiornik GPS wyższej klasy turystycznej,
- mapa topograficzna (1:10000),
- karty obserwacji,
- 2 ołówki średniej twardości (B, HB, H),
- torba terenowa lub mały plecak.

#### 4. Przykład wypełnionej karty obserwacji gatunku na stanowisku

Karta obserwacji gatunku dla stanowiska	
Kod gatunku i nazwa gatunku	<i>Kod gatunku wg Dyrektywy Siedliskowej, nazwa polska i łacińska, autor wg aktualnie obowiązującej nomenklatury</i> <b>1925 rozmiar kolweński <i>Pytho kolwensis</i> C. R. Sahlberg, 1833</b>
Nazwa stanowiska	<i>Nazwa stanowiska monitorowanego</i> .....
Typ stanowiska	<i>Referencyjne/badawcze</i> Badawcze
Obszary chronione, na których znajduje się stanowisko	<i>Natura 2000, rezerваты przyrody, parki narodowe i krajobrazowe, użytki ekologiczne, stanowiska dokumentacyjne itd.</i> Białowiecki Park Narodowy, obszar Natura 2000 „Puszcza Białowiecka” (PLC200004), obszar chronionego krajobrazu Puszcza Białowiecka, rezerwat biosfery Puszcza Białowiecka.
Współrzędne geograficzne	<i>Podać współrzędne geograficzne (GPS) stanowiska</i> N XX°XX'XX"; E XX°XX'XX"
Wysokość n.p.m.	<i>Podać wysokość n.p.m. stanowiska lub zakres od... do...</i> 150–170 m n.p.m.
Powierzchnia stanowiska	<i>Podać wielkość powierzchni stanowiska w ha</i> 96 ha
Opis stanowiska	<i>Opis ma ułatwić identyfikację stanowiska. Należy w opisie lokalizację i charakter terenu oraz jak dotrzeć na stanowisko; zaznaczyć, dla jakiej części stanowiska podano współrzędne geograficzne.</i> Stanowisko leży w głębi obszaru ochrony ścisłej Białowieckiego Parku Narodowego; obejmuje dolinę rzeki Orłówki, od jej źródeł do ujścia. Można do niego dotrzeć z Białowieży, drogami gruntowymi, pieszo lub rowerem. Współrzędne opisujące początek i koniec doliny: N XX°XX'XX" – XX° XX'XX"; E XX°XX'XX" – XX °XX'XX".
Charakterystyka siedliska gatunku na stanowisku	<i>Krótką charakterystyka siedliska; typ siedliska, rodzaje siedlisk w otoczeniu stanowiska</i> Na stanowisku monitoringowym przeważają dwa zbiorowiska roślinne: łęgi jesionowo-olszowe ( <i>Circaeo-Alnetum</i> ) oraz olsy ( <i>Carici elongatae-Alnetum</i> ). Łęg jesionowo-olszowy odznacza się dorodnym drzewostanem złożonym z trzech gatunków: olszy czarnej, jesionu i świerka. W dolnej warstwie występują lipy i graby. Udział gatunków jest zróżnicowany – miejscami dominującym składnikiem drzewostanu jest olsza, a miejscami zdecydowanie dominuje jesion. Świerk prawie zawsze stanowi składnik domieszkowy. Strukturę olsów tworzy głównie olsza. Dość liczną domieszkę stanowi świerk, pojedynczo brzoza omszona, jesion i dąb. Otoczenie stanowiska stanowią zazwyczaj grądy murszowe ( <i>Tilio-Carpinetum circaetosum</i> ) z obecnością świerka.

Informacje o gatunku na stanowisku	<p><i>Syntetyczne informacje o występowaniu gatunku na stanowisku, dotychczasowe badania i inne istotne fakty; wyniki badań z lat poprzednich</i></p> <p>Informacje o rozmiązgu kolweńskim z terenu Białowieskiego Parku Narodowego jako pierwszy podał B. Burakowski. Jedno ze stanowisk znajdowało się w oddz. 314 w „zespole leśnym gruntu niedaleko łęgu jesionowo-olchowego nad rzeką Orlówką”, a więc na terenie badanego stanowiska monitoringowego. W owym miejscu autor (Burakowski B. 1962. Obserwacje biologiczno-morfologiczne nad <i>Pytho kolwensis</i> C. Sahlb. (Coleoptera, Pythidae) w Polsce. Fragmenta Faunistica, X, 12: 173–204) zaobserwował 6.04.1955 r. 8 larw. Kilkadziesiąt lat później, z zebranej w tym samym oddziale larwy wyhodowano imago (20.12.1993, leg. et. cult. J. M. Gutowski). W roku 1999 lub 2000 jeden okaz na pniu stojącego drzewa obserwowal B. Jaroszewicz. 30.08.2013 stwierdzono 3 larwy na bocznej stronie pnia leżącego świerka, na odcinku 5–15 m od nasady. Średnica drzewa w miejscu znalezienia 30–35 cm. Świerk był podparty na gałęziach na wysokości ok. 100 cm nad poziomem gruntu. Analizie poddano tylko niewielki fragment powierzchni podkorowej, co może sugerować, że całkowita liczba larw na tym drzewie jest znacznie większa. W tym samym dniu znaleziono też larwy na innym drzewie, oddalonym od pierwszego o około 100 m.</p>
Czy monitoring w kolejnych latach jest wymagany?	<p><i>Wpisać tak/nie; w przypadku „nie” uzasadnić dlaczego proponuje się rezygnację z tego stanowiska</i></p> <p>Tak. Jest to jedyne znane (i potwierdzone współczesnymi danymi) stanowisko w Polsce. Gatunek spotykany od 1955 r.</p>
Obserwator	<p><i>Imię i nazwisko wykonawcy monitoringu</i></p> <p>Jerzy M. Gutowski, Krzysztof Sućko</p>
Daty obserwacji	<p><i>Daty wszystkich obserwacji</i></p> <p>30.08.2013, 9.10.2013.</p>

Stan ochrony gatunku na stanowisku			
Parametr/Wskaźniki	Wartość wskaźnika i komentarz	Ocena	
<b>Populacja</b>			
Obecność gatunku	<p><i>Wynik przeszukania potencjalnych mikrosiedlisk</i></p> <p>Jest</p> <p>Kilka larw w trakcie kontroli 30.08.2013 r.</p>	FV	U1
Liczebność gatunku	<p><i>Liczba sprawdzonych drzew do znalezienia pierwszego osobnika</i></p> <p>18</p>	U1	
<b>Siedlisko</b>			
Ilość martwego drewna świerkowego	<p><i>Średnia liczba martwych, leżących świerków o pierśnicy powyżej 20 cm na wszystkich transektach w przeliczeniu na 100 m</i></p> <p>4,4</p> <p>Transekt I – 5, II – 7, III – 4, IV – 4, V – 2.</p>	FV	FV
Jakość martwego drewna świerkowego	<p><i>Udział procentowy poszczególnych klas rozkładu drewna świerkowego z wszystkich transektów łącznie</i></p> <p>Klasa I – 0%, II – 14%, III – 27%, IV – 59%.</p>	FV	
Stopień naturalności ekosystemu leśnego na stanowisku	<p><i>Stopień naturalności ekosystemu leśnego</i></p> <p>Naturalny</p>	FV	
Udział i wiek świerków wokół stanowiska	<p><i>Udział procentowy żywych świerków w wieku powyżej 80 lat</i></p> <p>10%</p> <p>Wiek świerków i udział procentowy są dość zmienne, w zależności od miejsca.</p>	U1	
Gatunki drzew i ich udział w drzewostanie na stanowisku	<p><i>Udział procentowy poszczególnych gatunków żywych drzew w drzewostanie i łączny udział olszy, jesionu i świerka</i></p> <p>90%</p> <p>W zależności od fragmentu stanowiska udział poszczególnych gatunków jest bardzo zmienny (olsza 10–70%, jesion 10–70%, świerk 0–10%, dąb 0–10%, lipa i grab – pojedynczo). W sumie jednak w każdym miejscu łączny udział olszy, jesionu i świerka wynosił od 80 do 100%.</p>	FV	

Wiek świerków na stanowisku	<i>Udział żywych świerków w różnych klasach wiekowych</i> I–II klasa – 30%, III–IV – 10%, V–VI – 20%, VII i wyższe – 40%. Wiek świerków 10–150 lat.	FV	FV
<b>Perspektywy ochrony</b>	<i>Krótką prognoza stanu populacji i siedliska gatunku na stanowisku w perspektywie 10–15 lat w nawiązaniu do ich aktualnego stanu i obserwowanych trendów zmian, z uwzględnieniem wszelkich działań i planów, których skutki mogą wpłynąć na gatunek i siedlisko</i> Perspektywy ochrony gatunku, biorąc pod uwagę stan populacji i siedliska na stanowisku w najbliższych 10–15 latach są dość dobre, ale pewnym zagrożeniem jest niewielki udział świerków w łągach nad Orłówką.		U1
<b>Ocena ogólna</b>			<b>U1</b>

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
K01	Abiotyczne (powolne) procesy naturalne	B	–	Zmniejszanie się udziału świerka w zbiorowiskach łągowych Puszczy Białowieskiej, co wynikać może z wpływu ocieplania się klimatu oraz eutrofizacji.

Zagrożenia (przyszłe, przewidywane oddziaływania)				
Kod	Nazwa	Intensywność	Wpływ	Syntetyczny opis
K01	Abiotyczne (powolne) procesy naturalne	B	–	Zmniejszanie się udziału świerka w zbiorowiskach łągowych Puszczy Białowieskiej, co wynikać może z wpływu ocieplania się klimatu oraz eutrofizacji.

Inne informacje	
Inne wartości przyrodnicze	<i>Inne obserwowane w trakcie prac monitoringowych gatunki zwierząt i roślin z załączników Dyrektywy Siedliskowej i Ptasiej: gatunki zagrożone i rzadkie (Czerwona księga) gatunki chronione (podać liczebność w skali: liczny, średnio liczny, rzadki)</i> Na stanowisku monitoringowym występują ponadto: gatunki chrząszczy z Dyrektywy Siedliskowej: zgniotek cynobrowy <i>Cucujus cinnaberinus</i> (Scop.) (Cucujidae) – średnio liczny, zagłębek bruzdkowany <i>Rhysodes sulcatus</i> (Fabr.) (Rhysodidae) – rzadki gatunek z Czerwonej Listy: zgniotek szkarłatny <i>Cucujus haematodes</i> Erich. (Cucujidae) – rzadki. Siedliska z Załącznika I Dyrektywy Siedliskowej: 91E0 – łągi wierzbowe, topolowe, olszowe i jesionowe, 9150 – grąd środkowoeuropejski.
Gatunki obce i inwazyjne	<i>Obserwowane gatunki obce i inwazyjne</i> Nie obserwowano.
Uwagi metodyczne	<i>Informacje istotne dla dalszego planowania monitoringu (sposób prowadzenia prac, wskaźniki, które powinny być badane w monitoringu i ich waloryzacja, regionalnie optymalny czas prowadzenia badań itp.)</i> Optymalnym okresem badań jest lato i jesień, gdy w łągach jest stosunkowo sucho.

Inne uwagi	Wszelkie informacje pomocne przy interpretacji wyników, np. anomalie pogodowe Powierzchnia monitoringowa jest położona daleko od siedzib ludzkich, w trudnym terenie, dlatego badania powinny być dobrze zaplanowane (prognoza pogody, napoje, prowiant, właściwa odzież) i nie powinny być wykonywane przez pojedyncze osoby.
Dokumentacja fotograficzna i kartograficzna	Załączniki do bazy danych (w wersji elektronicznej): Minimum 2 zdjęcia na stanowisko (gatunek, siedlisko), granice powierzchni badawczej naniesione na odpowiedni podkład kartograficzny

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

Podobną metodykę, z pewnymi modyfikacjami, zastosowano do monitoringu ponurka Schneidera *Boros schneideri* (Panz.).

## 6. Ochrona gatunku

Zajmowany przez rozmiar kolweńskiego obszar jest zbyt mały, aby siedlisko i populacja były stabilne w długiej perspektywie czasowej. Konieczne byłoby rozszerzenie rzeczywistego zasięgu poza Białowiecki Park Narodowy. Niestety, tam do niedawna w dolinach rzek usuwano wszelkie leżące świerki. W ostatnich latach sytuacja zaczęła się zmieniać, ale wciąż jest ich za mało, poza tym nie było ciągłości „dostawy” takich leżących świerków, nie ma wszystkich faz rozkładu, brak jest ciągłości przestrzennej w postaci korytarzy ekologicznych dla tego gatunku, by się mógł swobodnie rozprzestrzeniać z BPN na część gospodarczą Puszczy (Rybińska 2010, Stepaniuk 2010). Należy postulować objęcie ochroną bierną wszystkich siedlisk hydrogenicznych w Puszczy Białowieckiej, co powiększyłoby potencjalne środowiska rozwoju dla rozmiar kolweńskiego.

## 7. Literatura

- Buchholz L. 2012. 1086. Zgniotek cynobrowy *Cucujus cinnaberinus* (Scopoli, 1763). W: Makomaska-Juchiewicz M., Baran P. (red.). Monitoring gatunków zwierząt. Przewodnik metodyczny. Część II. GIOŚ, Warszawa, s. 419–446.
- Burakowski B. 1962. Obserwacje biologiczno-morfologiczne nad *Pytho kolwensis* C. Sahlb. (*Coleoptera, Pythidae*) w Polsce. *Fragmenta Faunistica* 10: 173–204.
- Burakowski B. 1976. Rozmiarogowate – Pythidae, Omiękowate – Lagriidae, Cisawkowate – Alleculidae. *Klucze do oznaczania owadów Polski, cz. XIX Chrząszcze – Coleoptera, z. 89–90: 1–76.*
- Burakowski B., Mroczkowski M., Stefańska J. 1987. Chrząszcze *Coleoptera. Cucujoidea*, cz. 3. *Katalog Fauny Polski* 23, 14: 1–309.
- Gutowski J. M. 2010. 4021 \*Konarek tajgowy *Phryganophilus ruficollis* (Fabricius, 1798). W: Makomaska-Juchiewicz M. (red.). Monitoring gatunków zwierząt. Przewodnik metodyczny. Część I. GIOŚ, Warszawa, s. 112–129.
- Kubisz D. 2004a. *Pytho kolwensis* C. R. Sahlberg, 1833 – Rozmiar kolweński. W: Głowaciński Z., Nowacki J. (red.). *Polska Czerwona Księga Zwierząt. Bezkręgowce. Instytut Ochrony Przyrody PAN w Krakowie, Akademia Rolnicza im. A. Cieszkowskiego w Poznaniu, s. 140–142.*
- Kubisz D. 2004b. Rozmiar kolweński. 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. Tom 6, s. 124–126.*

- Niklasson M., Zin E., Zielonka T., Feijen M., Korczyk A. F., Churski M., Samojlik T., Jędrzejewska B., Gutowski J. M., Brzeziecki B. 2010. A 350-year tree-ring fire record from Białowieża Primeval Forest, Poland: implications for Central European lowland fire history. *Journal of Ecology* 98: 1319–1329.
- Rybińska A. E. 2010. Inwentaryzacja powalonych świerków w zbiorowiskach łęgowych Puszczy Białowieżskiej, jako potencjalnego środowiska rozwoju rozmiaza kolweńskiego. Dolina rzeki Orłówki. Politechnika Białostocka, Hajnówka (praca inżynierska).
- Sienkiewicz P. 2011. 4026. Zagłębek bruzdkowany *Rhysodes sulcatus* (Fabricius, 1787). W: Makomaska-Juchiewicz M., Baran P. (red.). Monitoring gatunków zwierząt. Przewodnik metodyczny. Część I. GIOŚ, Warszawa, s. 400–418.
- Siitonen J., Saaristo L. 2000. Habitat requirements and conservation of *Pytho kolwensis*, a beetle species of old-growth boreal forest. *Biological Conservation* 94: 2011–220.**
- Stepaniuk A. 2010. Inwentaryzacja powalonych świerków w zbiorowiskach łęgowych Puszczy Białowieżskiej, jako potencjalnego środowiska rozwoju rozmiaza kolweńskiego. Dolina rzeki Jelonki. Politechnika Białostocka, Hajnówka (praca inżynierska).

Opracował: Jerzy M. Gutowski

## 1923 Średzinka

*Mesosa myops* (Dalman, 1817)



Fot. 1. Imago średzinki *Mesosa myops* (Dalm.) (fot. A. Vetrov).

## I. INFORMACJA O GATUNKU

### 1. Przynależność systematyczna

Rząd: chrząszcze COLEOPTERA

Rodzina: kózkowate CERAMBYCIDAE

### 2. Status prawny i zagrożenie gatunku

#### Prawo międzynarodowe

Dyrektywa Siedliskowa – Załącznik II

#### Prawo krajowe

Ochrona gatunkowa – ochrona ścisła (od 2004 r.)

#### Kategoria zagrożenia IUCN

Czerwona lista zwierząt ginących i zagrożonych w Polsce – DD

Polska czerwona księga zwierząt. Bezkręgowce – nieuwzględniony



### 3. Opis gatunku

Masywny, szeroki chrząszcz, z czterema dużymi, czarnymi podłużnymi plamami na przedpleczu, częściowo okolonymi (z boków) żółtawymi paskami drobnych włosków (Fot. 1). Długość 8–16 mm; samce są zazwyczaj nieco większe niż samice. Ciało pokryte szarym i szaro-brunatnym, bardzo krótkim i gęstym owłosieniem, z małymi, nieregularnymi, żółtawymi i czarnymi plamkami. Głowa szeroka, wyciągnięta w dół. Przedplecze szersze od swej długości, bez wyrostków po bokach. Pokrywy szersze od przedplecza, z czterema większymi, niewyraźnymi, ciemnymi plamami usytuowanymi przed i za ich środkiem; na końcu zaokrąglone. Nogi szare z żółtymi i czarnymi plamkami. Czułki długie, sięgające pięcioma ostatnimi segmentami poza koniec pokryw u samca i dwoma u samic, przeważnie czerwono-brunatne; pierwszy segment ciemniejszy z żółtymi plamkami; nasady segmentów trzeciego do jedenastego z jasnoszarym owłosieniem.

Jajo białe, wydłużone, ku końcom zwężone, nieco wygięte. Powierzchnia jaja matowa, gładka, bez regularnej mikrorzeźby. Długość 2,5–2,8 mm, szerokość 0,5–0,8 mm.

Larwa kremowobiała, beznoga, nieco spłaszczona grzbieto-brzusnie, z jasnymi, rzadkimi włoskami; długość 23–28 mm, szerokość do 5 mm. Głowa ciemnożółta, z pojedynczym oczkiem po każdej stronie. Przednia część z rzadkimi i słabymi podłużnymi bruzdkami, dolna część głowy – hipostom – nierówny, z wyraźnymi zębami w jego tylnej połowie. Przedtułów z żółtą przepaską z przodu. Przedplecze w jego tylnej połowie prawie gołe, błyszczące, pokryte podłużnymi bruzdami. Poduszki ruchowe na zatulowiu i siedmiu segmentach odwłoka granulowane. Na końcu dziewiątego segmentu znajduje się maleńki, schitynizowany, sterczący wyrostek.

Poczwarzka białożółtawa, kształtem przypominająca nieco dorosłego owada, charakteryzuje się kręłą budową i obecnością licznych schitynizowanych wyrostków na wierzchniej stronie ciała, zwłaszcza na odwłoku. Długość ciała 10–18 mm, szerokość 4–5 mm.

Dokładne opisy wszystkich stadiów rozwojowych podają Saalas (1949) i Cherepanov (1983). Budowę narządów kopulacyjnych samca (podgatunku *M. myops japonica*), mających u wielu owadów znaczenie diagnostyczne w odniesieniu do rozpoznawania gatunków, przedstawia Ehara (1954).

Może być pomyłony z pokrewnym gatunkiem średzinki *Mesosa curculionoides* (L.), który występuje w podobnych środowiskach, rozwija się głównie na dębach, ale jest szerzej rozsielony w Polsce i spotyka się go znacznie częściej. Różni się od niego jasnymi obwódkami czterech ciemnych plam na przedpleczu, które u średzinki *M. myops* są z przodu i z tyłu otwarte, a u *M. curculionoides* otaczają plamy z każdej strony (Bense 1995). U tego drugiego gatunku podobne, całkowicie obwiedzione jasnymi włoskami ciemne plamy znajdują się też na pokrywach.

Różnice między larwami i poczwarkami tego oraz pokrewnych gatunków podaje Cherepanov (1983).

### 4. Biologia gatunku

Informacje o tym gatunku zostały zebrane przez Gutowskiego (2004). Najwięcej danych zawierają następujące prace: Burakowski i in. (1990), Cherepanov (1983), Polozhencev

i Kucherov (1952), Saalas (1949) oraz Voroncov i Sinadskij (1960). Osobniki dorosłe ze swym maskującym ubarwieniem są bardzo trudne do zauważenia na tle kory drzew, zwłaszcza, gdy się nie poruszają. Ponadto większość życia spędzają, niedostępne, w koronach drzew. Jedynie samice mogą być łatwiej dostrzeżone, gdy przemieszczają się w dół pnia celem złożenia jaj.

Cykl rozwojowy trwa 2 lata. W cieplejszych regionach, w południowej części zasięgu, rozwój może być skrócony do 1 roku. Rozwój jaj, w zależności od temperatury, trwa 10–18 dni. Larwy wylęgają się w czerwcu i natychmiast przystępują do drążenia chodników w korze, a następnie pod korą, zapychając je drobnymi, mocno ubitymi, szarymi trocinkami z kory. Chodniki larwalne, zwykle nienaruszające drewna, przebiegają wzdłuż włókien drzewnych i kierują się do góry. W przypadku żerowania na cieńszym materiale, chodniki mogą wyraźnie naruszać drewno. Na końcu chodnika, pod korą, larwy wykonują w drugiej połowie lata kolebkę poczwarkową usytuowaną wzdłuż pnia. Kolebka nieznacznie odciska się w bielu, rzadziej (na cieńszym materiale) budowana jest w drewnie na głębokości do 12 mm; bardzo rzadko kolebka znajduje się wewnątrz kory.

Przekształcanie się larw w poczwarkę zaczyna się w końcu czerwca i kończy na początku sierpnia. Rozwój poczwarek trwa od 14 do 20 dni. Młode chrząszcze zaczynają przeobrażać się z poczwarek w drugiej połowie lipca i w sierpniu. W kolebce przebywają około tygodnia, podczas którego wybarwiają się i twardnieją. Następnie wygryzają w korze owalny (prawie okrągły) otwór o wymiarach 5x6 mm i opuszczają przezeń kolebkę.

Chrząszcze spotyka się od końca maja (czasem wcześniej) do września. Młode osobniki opuszczają kolebki poczwarkowe od końca lipca aż po początek września i zaczynają odżywiać się korą usychających i martwych pędów różnych gatunków drzew i krzewów (najczęściej roślin żywicielskich larw tego gatunku, z preferencją dębu i wiązu). Aktywne są



Fot. 2. Potencjalne środowisko życia średzinki w Puszczy Białowieskiej (fot. J.M. Gutowski).

w ciągu dnia – od godziny 9.00 do zmroku; nocą wpadają w odrętwienie. Zimą spędzają w ściółce i w szczelinach kory w okolicach szyi korzeniowej drzew, nie w pełni dojrzałe (są też informacje, że niektóre chrząszcze zimują w kolebkach poczwarkowych). Po przezimowaniu, w maju, ponownie zaczynają żerować, a następnie odbywają gody. Zimowanie imagines poza miejscem wylęgu i przystępowanie do rozrodu dopiero w następnym sezonie jest wśród kózkowatych czymś wyjątkowym.

Po kopulacji samice przystępują do składania jaj na pniach i grubych gałęziach. W nacięciu kory, wykonane żuwaczkami, składane jest jedno jajo, wyjątkowo dwa. Jedna samica może w ciągu swojego życia złożyć od 15 do 40 jaj. Stare chrząszcze zazwyczaj giną z końcem czerwca, dlatego w lipcu przeważnie nie obserwuje się w terenie dorosłych osobników tego gatunku. Trzeba jednak odnotować, że niektóre doniesienia wskazują na nieco inne okresy aktywności imagines i terminy składania jaj. Wynikać to może z lokalnych uwarunkowań klimatycznych w różnych miejscach zasięgu tego bardzo szeroko rozsiadłego gatunku. Długość życia dorosłych owadów dochodzi do 345 dni. Informacje pośrednie wskazują, że chrząszcze są prawdopodobnie mało płochliwe (Gutowski 2004).

## 5. Wymagania siedliskowe

Gatunek raczej wilgociolubny. Bytuje w lasach liściastych i mieszanych (Fot. 2 i 3). Preferuje prześwietlone lasy łęgowe. Zasiedla też drzewostany sztucznego pochodzenia, parki, sady i zadrzewienia śródpolne. We wschodniej części zasięgu (południowe rejony Syberii Zachodniej i Wschodniej) gatunek nierzadki, o szerokiej tolerancji w stosunku do roślin żywicielskich i stanu materiału łęgowego. W południowej Finlandii stwierdzony na dębie i lipie. Na dębach larwy żerowały na grubych gałęziach (17–23 cm) i pniach o martwym drewnie



Fot. 3. Wilgotne lasy liściaste to najbardziej preferowane miejsce bytowania średzinki (fot. J.M. Gutowski).



i nieco zagrzybionej korze wraz z larwami rzemlika plamistego *Saperda scalaris* (L.). Na Syberii średzinka *M. myops* współwystępuje na tych samych drzewach żywicielskich z innymi przedstawicielami kózkowatych: *Xylotrechus rusticus* (L.) (głównie obszar grubej kory, tam gdzie średzinka), rębacz szary *Rhagium mordax* (De Geer) (przykorzeniowa część pnia).

Larwy żyją zarówno w leżących, jak i w stojących, osłabionych fizjologicznie, zamierających i martwych drzewach, rzadziej krzewach, a nawet na obnażonych korzeniach. Zasiadlane są też leżące na ziemi kłody, grube gałęzie oraz złomy i pniaki. Wybierane są przede wszystkim drzewa z grubą korą (w przypadku wiązów – drzewa powyżej 25 lat), a w przypadku drzew stojących jaja są zwykle składane w dolnej części pnia. Czasem jednak drzewa są zasiedlane aż po wierzchołek. Te same drzewa mogą być zasiedlane przez więcej niż jedno pokolenie. Larwy mogą rozwijać się na różnych gatunkach (wg malejącej częstości): dęby *Quercus* (m.in. dąb szypułkowy *Q. robur*), wiązy *Ulmus* (m.in. wiąz górski *U. glabra*, wiąz pospolity *U. minor*, wiąz szypułkowy *U. laevis*), lipy *Tilia* (m.in. lipa drobnolistna *T. cordata*), wierzby *Salix* (m.in. wierzba biała *S. alba*), topole *Populus* (m.in. osika *P. tremula*, topola czarna *P. nigra*), jesiony *Fraxinus*, olchy *Alnus*, klony *Acer* (m.in. klon pospolity *A. platanoides*, klon jesionolistny *A. negundo*), grab *Carpinus betulus*, czeremchy *Padus*, jabłonie *Malus* (m.in. jabłono domowa *M. domestica*), grusze *Pyrus*, brzozy *Betula*, jarząb *Sorbus* i in.



Ryc. 1. Rozmieszczenie stanowisk monitoringu średzinki w Polsce na tle jej zasięgu występowania.

## 6. Rozmieszczenie gatunku w Polsce

W Polsce gatunek znany jest jedynie z Puszczy Białowieskiej (Burakowski, Śliwiński 1981) (Ryc. 1), ale występowanie na innych stanowiskach we wschodniej części kraju nie jest wykluczone. Średzinka występuje na terytorium Unii Europejskiej na skraju swojego zasięgu (Finlandia, Łotwa, Polska) i jest tutaj, co naturalne, skrajnie rzadka. W centrum występowania jest gatunkiem pospolitym, a wielu regionach Rosji uważanym nawet za szkodnika (Polozhencev, Kucherov 1952, Voroncov, Sinadskij 1960).

## II. METODYKA

### 1. Koncepcja monitoringu gatunku

Zaproponowana koncepcja monitoringu opiera się na dotychczasowych doświadczeniach i przemyśleniach autora. Koncepcja ta zakłada monitorowanie stanu populacji (1 wskaźnik) na podstawie stwierdzenia obecności gatunku (larwy, poczwarki, imagines) oraz sprawdzanie stanu siedliska (8 wskaźników). Jednakże może ona być wdrożona dopiero wtedy, gdy potwierdzi się występowanie średzinki *Mesosa myops* w Puszczy Białowieskiej, nie znalezionej od 38 lat (Gutowski, Przewoźny 2013).

### 2. Wskaźniki i ocena stanu ochrony gatunku

#### Wskaźniki stanu populacji

Tab. 1. Wskaźniki stanu populacji

Wskaźnik	Miara	Sposób pomiaru/określenia
Obecność gatunku	Jest/nie ma	Przeszukiwanie potencjalnych mikrosiedlisk rozwoju – głównie grube konary i pnie stojących, martwych drzew liściastych, zwłaszcza dębu, wiązu i lipy; w odpowiednich miejscach podważa się fragmenty kory, by sprawdzić czy znajdują się tam larwy, poczwarki, imagines (ew. ich szczątki) średzinki. Wyszukiwanie imagines na pniach. Odłow do pułapek barierowych.

Tab. 2. Waloryzacja wskaźników stanu populacji

Wskaźnik	Ocena*		
	FV	U1	U2
Obecność gatunku	Zaobserwowanie lub odłowienie przynajmniej 1 okazu w ciągu 6 lat	Brak okazu (-ów) w ciągu 6 lat (ale wcześniej gatunek był notowany)	Brak okazów w ciągu 12 lat (2 powtórzenia badań monitoringowych)

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

#### Wskaźniki kardynalne

Nie wyróżniono.

## Wskaźniki stanu siedliska

Tab. 3. Wskaźniki stanu siedliska

Wskaźnik	Miara	Sposób pomiaru/określenia
Ilość martwego drewna	Liczba drzew	Średnia liczba leżących lub stojących martwych drzew liściastych o średnicy >15 cm na wyznaczonych transektach o długości 100 m i szerokości 10 m
Paleta gatunków martwego drewna	Wskaźnik opisowy	Liczba gatunków stojących i leżących, martwych drzew i złomów na stanowisku (o grubości większej niż 15 cm); obecność gatunków preferowanych – dębów, lip i wiązów
Jakość martwego drewna	Wskaźnik opisowy	Określenie % udziału różnych klas rozkładu drewna, dokonywane podczas analizy drzew stojących i leżących na transektach: I – drewno i tyko zdrowe II – drewno twarde, tyko rozłożone III – początki rozkładu drewna IV – drewno mocno rozłożone
Stopień naturalności ekosystemu leśnego na stanowisku	Wskaźnik opisowy	Stopień naturalności określa się na podstawie wiedzy eksperckiej w trzystopniowej skali: – drzewostany <b>naturalne lub zbliżone do naturalnych</b> , zróżnicowane wiekowo i gatunkowo – drzewostany <b>odkształcone</b> , z widocznymi śladami użytkowania gospodarczego – drzewostany <b>silnie przekształcone</b> (plantacje), najczęściej jednogatunkowe i jednowiekowe
Stopień naturalności ekosystemu leśnego wokół stanowiska	Wskaźnik opisowy	Jw.
Skład gatunkowy drzewostanu na stanowisku	Wskaźnik opisowy	Identyfikacja gatunków żywych drzew liściastych na stanowisku i określenie ich procentowego udziału w drzewostanie, ze szczególnym uwzględnieniem gatunków preferowanych – dębów, lip i wiązów
Wiek drzew	Wskaźnik opisowy	Określenie udziału drzew poszczególnych gatunków, potencjalnych roślin żywicielskich, starszych niż 100 lat
Intensywność gospodarowania	Liczba pniaków w klasach rozkładu I–III na 1 ha	Wskaźnik określany poprzez liczenie pniaków po ściętych drzewach, o średnicy większej niż 15 cm, należących do I–III klas rozkładu, na tych samych transektach, na których ocenia się ilość martwego drewna

Tab. 4. Waloryzacja wskaźników stanu siedliska

Wskaźnik/Ocena*	FV	U1	U2
Ilość martwego drewna	≥2	1–2	0
Paleta gatunków martwego drewna	≥1 Obecność gatunku preferowanego (dąb, lipa, wiąz)	1 Obecność gatunku mniej preferowanego (wierzbza, topola, jesion, olcha, klon, grab i in.)	0 Brak gatunków znanych jako rośliny żywicielskie
Jakość martwego drewna	Obecne wszystkie 4 klasy lub przynajmniej II, III i IV	Obecne klasy II i IV lub przynajmniej IV	Obecna klasa I, bądź brak martwego drewna
Stopień naturalności ekosystemu leśnego na stanowisku	Drzewostany <b>naturalne lub zbliżone do naturalnych</b> , z dużą ilością wydzielającego się posuzu oraz leżącego martwego drewna w różnych fazach rozkładu	Drzewostany <b>odkształcone</b> , niewielka ilość martwego drewna w różnych fazach rozkładu	Drzewostany <b>silnie przekształcone</b> (plantacje), brak grubowymiarowego martwego drewna



Stopień naturalności ekosystemu leśnego wokół stanowiska	Jw.	Jw.	Jw.
Skład gatunkowy drzewostanu na stanowisku	Udział dębu, lipy i wiązu >30%	Udział dębu, lipy i wiązu 10–30%	Udział dębu, lipy i wiązu <10%
Wiek drzew	>30% drzew w drzewostanie starszych niż 100 lat	10–30% drzew starszych niż 100 lat	Udział starych drzew mniejszy niż 10% lub drzewostany młodsze niż 100 lat
Intensywność gospodarowania	≤20 pniaków w klasach rozkładu I–III na 1 ha	21–40 pniaków w klasach rozkładu I–III na 1 ha	>40 pniaków w klasach rozkładu I–III na 1 ha

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

### Wskaźniki kardynalne

Nie wyróżniono.

### Ocena stanu populacji

Do oceny stanu populacji służy tylko jeden wskaźnik, dlatego jego wartość stanowi ocenę stanu populacji.

### Ocena stanu siedliska

Ocenę stanu siedliska ustala się na podstawie ocen wskaźników w ten sposób, że ocenom przypisuje się wartości punktowe: FV – 2 punkty, U1 – 1 punkt, U2 – 0 punktów, następnie punkty sumuje i odnosi do poniższej skali:

- FV – 12–16 punktów i brak ocen U2,
- U1 – 5–11 punktów i najwyżej jedna ocena U2,
- U2 – 0–4 punkty.

Uwaga: dopuszcza się brak określenia na stanowisku (XX) najwyżej dwóch z ośmiu wskaźników stanu siedliska.

### Perspektywy ochrony

Z uwagi na brak potwierdzenia występowania średzinki w Polsce, mimo intensywnych poszukiwań, trudno zarysować realne uwarunkowania bytowania tego gatunku na jedynym znanym stanowisku w Puszczy Białowieskiej. Poniższe rozważania mają tylko znaczenie teoretyczne.

Na podstawie posiadanej wiedzy eksperckiej ocenia się kierunek oraz wielkość zmian stanu ochrony gatunku na stanowisku w perspektywie 10–15 lat. Rozpatruje się pod tym kątem stan populacji oraz siedlisko gatunku. Bierze się pod uwagę wszelkie informacje o przedsięwzięciach gospodarczych planowanych na stanowisku i w jego otoczeniu (wycinka starodrzewi, fragmentacja drzewostanów, usuwanie martwych drzew z lasu, wielkoskalowe melioracje, zanieczyszczenia atmosfery powodujące zamieranie lasów, itp.), które mogą

wpłynąć na ograniczenie liczebności populacji lub pogorszenie stanu siedliska. Analizuje się obserwowane trendy przemian w środowisku (w tym naturalne, wynikające np. z sukcesji roślin drzewiastych), ich wpływ na badany gatunek oraz możliwości przeciwdziałania ewentualnym niekorzystnym zmianom. Perspektywy można ocenić jako *dobre* (FV), gdy populacja gatunku jest stabilna, siedlisko odpowiednie, a w najbliższych 10–15 latach nie dostrzega się czynników, które ten stan mogłyby zmienić. Taką ocenę można też wpisać, gdy obecnie stan ochrony oceniamy na U1, ale są przesłanki by sądzić, że w najbliższej przyszłości ulegnie on poprawie. Perspektywy ochrony ocenia się jako *niezadawalające* (U1), gdy stwierdzamy, że istnieją negatywne oddziaływania na siedlisko i populację gatunku, które pogorszą stan obecnie oceniany jako właściwy, albo aktualnie niezadawalający stan będzie się utrzymywał. Jeśli są podstawy do przypuszczeń, że aktualnie niezadawalający stan populacji i siedliska będzie się pogarszał, to perspektywy ochrony będą *złe* (U2).

### Ocena ogólna

O ocenie ogólnej decyduje najniższa z ocen trzech parametrów (populacja, siedlisko, perspektywy ochrony).

## 3. Opis badań monitoringowych

### Wybór powierzchni monitoringowych i ich sugerowana wielkość

Jako stanowisko gatunku należy traktować w miarę jednorodny teren, na którym stwierdzono obecność średzinki, tj. wewnątrz którego istnieje ciągłość przestrzenna środowisk odpowiednich do jej bytowania, izolowany od innych stanowisk barierami nie do przebycia (za graniczną przyjęto szerokość 500 m nieprzyjaznego dla średzinki środowiska: zabudowań, terenów otwartych, lasu pozbawionego martwego drewna drzew liściastych). Puszcę Białowieską można traktować jako jedno stanowisko, gdyż jest to zwarty maszyn leśny, z wielką mozaiką siedlisk i drzewostanów, w których na ogół dominują gatunki liściaste. Nawet między dość odległymi miejscami istnieje ciągłość odpowiednich dla omawianego gatunku środowisk życia.

Natomiast do badań monitoringowych należy wyznaczyć powierzchnie badawcze (stanowiska monitoringowe), które byłyby reprezentatywne dla całego obszaru (i jednocześnie stanowiska gatunku) – Puszczy Białowieskiej. Powinny jednocześnie być zlokalizowane w pobliżu miejsca stwierdzenia tego gatunku i obejmować optymalne dla średzinki środowiska – starodrzewy liściaste na wilgotnych siedliskach, zasobne w martwe drewno. Powierzchnie te powinny być możliwie duże, ale nie powinny przekraczać kilkunastu/kilkudziesięciu hektarów, by były możliwe do spenetrowania i oceny. Wyboru powierzchni do badań dokonujemy na podstawie oceny wizualnej środowiska leśnego, danych dotyczących wieku i składu gatunkowego drzewostanu z operatu urządzeniowego oraz wiedzy eksperckiej badacza prowadzącego monitoring.

Ocena stanu populacji i określenie części wskaźników stanu siedliska dotyczy całej powierzchni badawczej, natomiast określanie niektórych wskaźników stanu siedliska odby-

wa się na wyznaczonych w obrębie powierzchni badawczej transektach o długości 100 m i szerokości 10 m każdy (0,1 ha).

Na stanowisku monitoringowym (powierzchni badawczej) określa się:

*Wskaźniki stanu populacji:*

– obecność gatunku

*Wskaźniki stanu siedliska:*

– stopień naturalności ekosystemu leśnego na stanowisku

– skład gatunkowy drzewostanu na stanowisku

– wiek drzew

Na transektach (od 3 do 6) określa się:

*Wskaźniki stanu siedliska:*

– ilość martwego drewna

– paleta gatunków martwego drewna (uzupełniająco, na całej powierzchni)

– jakość martwego drewna

– intensywność gospodarowania

Liczba transektów zależy od wielkości powierzchni badawczej (stanowiska monitoringowego):

- <25 ha – 3 transekty,
- 26–100 ha – 4 transekty,
- 101–1000 ha – 5 transektów,
- >1000 ha – 6 transektów.

Transekty wyznaczamy w płatach starodrzewu, za każdym razem od nowa. Początki transektów wyznaczamy arbitralnie, odnotowując dla tych punktów współrzędne geograficzne (GPS). Powinny one przebiegać w kierunku S–N lub W–E.

## Sposób wykonywania badań

### Określanie wskaźników stanu populacji

**Obecność gatunku.** Dość długi okres rozwoju larwalnego (2 lata), przebywanie głównie w wierzchołkowych partiach drzew, maskujące ubarwienie postaci dorosłych oraz bardzo skryty tryb życia imagines sprawiają, że bezpośrednie obserwacje osobników są niezwykle utrudnione. Tym niemniej, w sytuacji gdy brak jest właściwie skutecznych metod stwierdzenia obecności gatunku, również takie poszukiwania są zalecane. W obrębie powierzchni monitoringowej poszukiwania należy koncentrować w okolicach dawnego miejsca znalezienia średzinki, przeszukując optymalne dla tego gatunku siedliska (prześwietlone tęgi). Zwraca się uwagę zwłaszcza na dolne, nasłonecznione części pni drzew średniej grubości (15–20 cm), o splekanej korowinie; najbardziej na dęby, wiązy, lipy i wierzby. Obserwacje należy prowadzić w ciepłe i słoneczne dni, w godzinach 9.00–19.00.

Dla wykrycia obecności gatunku przydatne mogą być też różnego rodzaju pułapki barierowe (np. IBL-2, IBL-2bis, Netocia), z pojemnikiem zaopatrzonym w sitko, umożliwiające odpływ wody opadowej. W pojemniku umieszczamy kawałki styropianu, pianki poliuretanowej lub innej nienamakającej substancji, które izolują wzajemnie odławiane owady, zapewniają miejsca ukrycia i zwiększają szanse na przeżycie owadów w pułapce. Medium w pojemniku powinno jednocześnie umożliwiać szybkie odszukiwanie imagines podczas

kontroli, która powinna się odbywać nie rzadziej niż co 2–3 dni. Pułapki takie powinny być wystawiane w okolicach miejsca wcześniejszego stwierdzenia średzinki oraz w potencjalnych miejscach występowania. Pułapki typu Netocia powinny być zawieszane bezpośrednio na pniach obumierających lub świeżo obumarłych drzew, rosnących w miejscach nasłonecznionych, możliwie jak najwyżej. Pułapki typu IBL-2 lub IBL-2bis powinny stać w pobliżu takich drzew. Należałoby użyć dużej liczby pułapek, by zwiększyć prawdopodobieństwo wykrycia gatunku. Można też wykorzystać istniejące pułapki różnego typu (poza rurami Borregaarda), wystawiane przez służby leśne na korniki, kontrolując je systematycznie, gdyż czasami odławiają one również inne chrząszcze.

Należy też przeszukiwać potencjalne mikrosiedliska rozwoju larw średzinki – grube konary i pnie stojących, martwych drzew liściastych, zwłaszcza dębu, lipy i wiązu. W odpowiednich miejscach podważa się fragmenty kory, by sprawdzić czy znajdują się tam poszukiwane stadia przedimaginalne lub imagines. Stadia przedimaginalne nie są możliwe do oznaczenia w terenie. Z uwagi na występowanie w P. Białowieskiej innych gatunków kózkowatych Cerambycidae, których larwy są bardzo podobne do omawianego, konieczne jest zabranie znalezionej materii do laboratorium i oznaczenie z wykorzystaniem mikroskopu stereoskopowego. W przypadku odnalezienia okazów, które mogą się okazać średzinką należy odnotować gatunek drzewa i rodzaj materiału lęgowego, pomierzyć średnicę drzewa (konaru) w miejscu znalezienia żerowiska, odczytać współrzędne geograficzne z odbiornika GPS oraz odnotować ewentualne gatunki owadów towarzyszących. Wskazana jest dokumentacja fotograficzna. Dane wpisuje się do roboczej karty obserwacji gatunku (tab. 5).

**Tab. 5.** Robocza karta obserwacji gatunku – średzinka

Nazwa obszaru i stanowiska monitoringowego: Puszcza Białowieska, oddz. 576D/605A		
Data obserwacji:		
Osoba dokonująca obserwacji:		
Współrzędne geograficzne miejsca obserwacji oraz wysokość n.p.m. (GPS):		
Szczegółowe dane lokalizacyjne (miejscowość, nadleśnictwo, leśnictwo, oddział, wydzielenie itp.):		
Liczba zaobserwowanych osobników średzinki		
larwy	poczwarki	imagines
Gatunek drzewa:		Klasa rozkładu drewna:
Średnica drzewa w miejscu stwierdzenia gatunku (cm):	Obwód drzewa w miejscu stwierdzenia gatunku (cm):	
Opis mikrosiedliska [drzewo stojące, leżące, złom, itp.]; stopień nasłonecznienia (pełne, umiarkowane, zacienione); wilgotność (duża, umiarkowana, mała); itd.]:		

Obecność innych gatunków saproksylicznych owadów w mikrosiedlisku:	
Opis otoczenia (nachylenie, wystawa, typ siedliskowy lasu lub zespół fitosocjologiczny, skład gatunkowy i struktura drzewostanu, obecność gatunków inwazyjnych, wiek drzew, itp.):	
Obecność innych gatunków saproksylicznych na stanowisku:	Dokumentacja fotograficzna: Tak      Nie
Uwagi:	

### Określanie wskaźników stanu siedliska

**Ilość martwego drewna.** Na wyznaczonych w obrębie powierzchni transektach liczy się drzewa o pierśnicy większej niż 15 cm, oznacza się gatunki tych drzew oraz odnotowuje stan rozkładu drewna w czterech umownych klasach. Szczegóły oceny zawarte są w tab. 3 i 4.

**Paleta gatunków martwego drewna.** Trzeba określić, do jakich gatunków należą martwe drzewa stojące, zwracając uwagę przede wszystkim na te gatunki, które są preferowane przez średzinkę, a więc dęby, lipy i wiązy. Identyfikacja gatunków drzew odbywa się przede wszystkim na transektach wybranych do mierzenia poprzedniego wskaźnika. Uzupełnieniem powinna być informacja uzyskana z lustracji całej powierzchni monitoringowej. Wystarczy do tego około 0,5–1 godzinny przemarsz w różnych kierunkach, w analizowanym terenie, połączony z obserwacją drzewostanu, także pod kątem oceny stopnia naturalności stanowiska.

**Jakość martwego drewna.** Wskaźnik ten należy oceniać podczas analizy drzew stojących i leżących na wyznaczonych transektach, kwalifikując każde martwe drzewo do jednej z klas rozkładu:

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

Równomierny udział poszczególnych klas rozkładu drewna w przeanalizowanych drzewach będzie świadczył o ciągłości jego „dostawy”. Jest to jeden z najważniejszych czynników warunkujących występowanie średzinki. Drzewa, na których można się spodziewać żerowisk gatunku należeć będą do klasy II.

**Stopień naturalności ekosystemu leśnego na stanowisku.** W przypadku tego wskaźnika należy się posłużyć wiedzą ekspercką prowadzących monitoring. Należy przeprowadzić wizję terenową, przemierzając w różnych kierunkach powierzchnię monitoringową i dokonując odpowiednich obserwacji składu gatunkowego, zróżnicowania wiekowego, ilości i jakości martwego drewna itp. Stanowisko zalicza się do jednej z trzech kategorii:

- drzewostany **naturalne lub zbliżone do naturalnych**, zróżnicowane wiekowo i gatunkowo,

- drzewostany **odkształcone**, z widocznymi śladami użytkowania gospodarczego,
- drzewostany **silnie przekształcone** (plantacje), najczęściej jednogatunkowe i jednowiekowe.

**Stopień naturalności ekosystemu leśnego wokół stanowiska.** Ocena jak wyżej. Wizję terenową należy przeprowadzić wokół powierzchni monitoringowej w promieniu 500 m.

**Skład gatunkowy drzew (na stanowisku).** Oceniając skład gatunkowy drzewostanu, należy zwracać uwagę przede wszystkim na te, które są preferowane przez średzinkę – dęby, lipy, wiązy. Skład gatunkowy i procentowy udział gatunków drzew w każdym wydzieleniu leśnym można znaleźć w Planie Ochrony (Planie Zadań Ochronnych) w odniesieniu do obszarów chronionych, a w przypadku powierzchni położonych na terenie administrowanym przez PGL Lasy Państwowe – w Planie Urządzenia Lasu dla nadleśnictwa, na terenie którego położona jest powierzchnia monitoringowa. Można też taką ocenę przeprowadzić samodzielnie, zakładając pod tym kątem losowe powierzchnie próbne w drzewostanie. Powinny one objąć nie mniej niż 10% powierzchni drzewostanu. Ich liczba i kształt mają znaczenie drugorzędne, natomiast należy przyjąć zasadę, że im bardziej zróżnicowany gatunkowo i wiekowo jest drzewostan, tym procent obszaru objętego pomiarami powinien być większy. Szczegóły oceny zawarte są w tab. 3 i 4.

**Wiek drzew w drzewostanie.** Ocenie powinny podlegać drzewa będące roślinami żywicielskimi średzinki, zwłaszcza preferowane – dęby, lipy, wiązy. Wiek drzew w każdym wydzieleniu leśnym można znaleźć w Planie Urządzenia Lasu dla danego nadleśnictwa, na terenie którego położona jest powierzchnia monitoringowa lub w Planie Ochrony (Planie Zadań Ochronnych) w odniesieniu do obszarów chronionych. Można też taką ocenę przeprowadzić samodzielnie, zakładając pod tym kątem losowe powierzchnie próbne w drzewostanie i szacując wiek poszczególnych drzew (potrzebna jest tutaj pewna wiedza ekspercka). Szczegóły oceny zawarte są w tab. 3 i 4.

**Intensywność gospodarowania.** Do oceny ciągłości istnienia odpowiedniej bazy rozwojowej dla larw średzinki w postaci martwego drewna może także służyć wskaźnik *intensywność gospodarowania*. Pozwala on określić ile spośród zamierających i martwych drzew stojących jest usuwanych z drzewostanu (Buchholz 2012). Oceny dokonujemy na wyznaczonych transektach. Należy policzyć pniaki po ściętych drzewach (zarówno liściastych jak i ewentualnie iglastych) o średnicy większej niż 15 cm, należące do I–III klas rozkładu. Przy bardziej zaawansowanych klasach rozkładu drewna czasem trudno jest rozróżnić gatunek drzewa, a wskaźnik ten ma ocenić antropopresję całościowo, dlatego nie ma potrzeby ograniczania się tylko do drzew liściastych. Stanowisko zalicza się do jednej z trzech klas intensywności gospodarowania: FV – zupełnie lub prawie zupełnie wyłączone z gospodarki leśnej, U1 – o ograniczonym użytkowaniu, U2 – intensywnie użytkowane. Do oceny można też wykorzystać dokumentację dotyczącą cięć sanitarnych prowadzoną przez właściciela lub zarządcę danego terenu.

O ciągłości bazy żerowej (martwego drewna) mówią też, w sposób pośredni, wskaźniki określające stopień naturalności stanowiska i jego otoczenia.

**Uwaga:** Przy ocenie siedliska wskazane jest wcześniejsze zapoznanie się z planem urządzenia lasu nadleśnictwa (w przypadku stanowisk położonych na terenie Lasów Państwowych) albo planem ochrony lub planem zadań ochronnych (w przypadku parków narodowych, obszarów Natura 2000 lub rezerwatów przyrody). W przypadku parków narodowych i re-



zerwatów, które nie mają planów ochrony odpowiednie informacje znajdują się w tzw. zadaniach ochronnych, przygotowywanych na znacznie krótszy okres (najczęściej 1 rok). W dokumentach tych są ogólne informacje o danym obiekcie leśnym, jego historii, co pozwoli na bardziej obiektywną ocenę perspektyw ochrony i ocenę ogólną omawianego gatunku. Są tam też szczegółowe informacje na temat siedliskowego typu lasu (a na jego podstawie identyfikacja zbiorowiska roślinnego), składu gatunkowego, udziału w drzewostanie i wieku drzew w poszczególnych wydzieleniach, co jest niezbędne przy ocenie niektórych wskaźników opisujących siedlisko. Dokładne informacje o wykonywanych ostatnio zabiegach w drzewostanie można dostać od właściwego dla danej powierzchni monitoringowej nadleśnictwa. Dane wpisuje się do roboczej karty obserwacji siedliska (Tab. 6).

**Tab. 6.** Robocza karta obserwacji siedliska średzinki

Nazwa obszaru: Puszcza Białowieska		Stanowisko monitoringowe: <i>oddz. 576D/605A</i>		Nr transektu:					
Data obserwacji i pomiarów:		Osoba dokonująca obserwacji i pomiarów:							
Współrzędne geograficzne początku transektu (GPS) i kierunek (lub azymut) jego przebiegu:									
Stopień naturalności ekosystemu na stanowisku monitoringowym: – naturalny lub zbliżony do naturalnego – mocno odkształcony – sztuczny (plantacja)			Stopień naturalności lasów otaczających stanowisko: – naturalne lub zbliżone do naturalnych – odkształcone – sztuczne (plantacje)						
Skład gatunkowy drzewostanu na stanowisku:				Wiek drzew w drzewostanie na stanowisku:					
Uwagi:									
Stojące, martwe drzewa lub złomy oraz pniaki (p) ( $d_{1.3} > 15$ cm) – gatunki:									
<i>Quercus robur</i>		<i>Ulmus glabra</i>		<i>Tilia cordata</i>		<i>Fraxinus excelsior</i>		.....	
obecność	klasa rozkładu	obecność	klasa rozkładu	obecność	klasa rozkładu	obecność	klasa rozkładu		

## Termin i częstotliwość badań

Poszukiwania i odłowu imagines można prowadzić od końca maja do końca czerwca oraz od początku sierpnia do końca września. Pułapki najlepiej wystawić w czerwcu i w sierpniu. Poszukiwania stadiów przedimaginalnych najwygodniej prowadzić na przedwiośniu. Znalezienie larw lub poczwerek w tym okresie umożliwi łatwiejsze ewentualne prowadzenie ich hodowli aż do uzyskania imagines w porównaniu z okazami zebranymi jesienią. Natomiast ocenę stanu siedliska można dokonywać również w okresie „bezlistnym”, bez pokrywy śniegowej (przedwiośnie, ewentualnie późna jesień), gdyż wtedy najlepiej widoczna jest struktura drzewostanu oraz leżące na dnie lasu martwe drewno. W przypadku oceny drzewostanu w stanie bezlistnym pojawia się jednak problem z szybką identyfikacją martwych drzew liściastych.

Aktualnie proponuje się rezygnację z monitoringu tego gatunku.

## Sprzęt i materiały do badań

- pułapki barierowe (np. IBL-2, IBL-2bis, Netocia),
- mocny nóż z grubym ostrzem do przecinania i podważania kory (finka),
- siekierka terenowa do podważania grubej kory,
- taśma miernicza 3–5 m do pomiaru obwodów drzew,
- lupa o powiększeniu 5–10-krotnym,
- cyfrowy aparat fotograficzny z funkcją makrofotografii,
- odbiornik GPS wyższej klasy turystycznej,
- pojemniki na larwy lub poczwarki chrząszczy,
- mapa topograficzna (1:10000),
- karty obserwacji,
- 2 ołówki średniej twardości (B, HB, H),
- torba terenowa lub mały plecak.

## 4. Przykład wypełnionej karty obserwacji gatunku na stanowisku

Przystępując do prac monitoringowych nad tym gatunkiem przyjęto założenie, że ocena stanu siedliska będzie dokonana tylko wtedy, gdy uda się odnaleźć jakiegokolwiek okazy średzinki. Okazów nie znaleziono, dlatego wskaźników dotyczących siedliska nie oceniano. Stąd też karta obserwacji gatunku wypełniona jest tylko częściowo.

Karta obserwacji gatunku dla stanowiska	
Kod gatunku i nazwa gatunku	<i>Kod gatunku wg Dyrektywy Siedliskowej, Nazwa polska i łacińska, autor wg aktualnie obowiązującej nomenklatury</i> <b>1923 średzinka <i>Mesosa myops</i> (Dalman, 1817)</b>
Nazwa stanowiska	<i>Nazwa stanowiska monitorowanego</i> .....
Typ stanowiska	<i>Referencyjne/badawcze</i> Badawcze
Obszary chronione, na których znajduje się stanowisko	<i>Natura 2000, rezerваты przyrody, parki narodowe i krajobrazowe, użytki ekologiczne, stanowiska dokumentacyjne itd.</i> Obszar Natura 2000 „Puszcza Białowieska” (PLC200004), obszar chronionego krajobrazu Puszcza Białowieska, rezerwat biosfery Puszcza Białowieska, rezerwat przyrody „Lasy Naturalne Puszczy Białowieskiej”

Współrzędne geograficzne	Podać współrzędne geograficzne (GPS) stanowiska N XX°XX'XX" E XX°XX'XX"
Wysokość n.p.m.	Podać wysokość n.p.m. stanowiska lub zakres od... do... 140–170 m n.p.m.
Powierzchnia stanowiska	Podać wielkość powierzchni w ha 200 ha
Opis stanowiska	<p><i>Opis ma ułatwiać identyfikację stanowiska. Należy w opisać lokalizację i charakter terenu oraz jak dotrzeć na stanowisko; zaznaczyć, dla jakiej części stanowiska podano współrzędne geograficzne.</i></p> <p>W Polsce znany jedynie z Puszczy Białowieskiej (Burakowski, Śliwiński 1981). Gatunek ten występuje na terytorium Unii Europejskiej na skraju swojego zasięgu (Finlandia, Łotwa, Polska) i jest tutaj, co naturalne, skrajnie rzadki. W centrum występowania jest gatunkiem pospolitym, a wielu regionach Rosji uważanym nawet za szkodnika (Polozhencev i Kucherov 1952, Voroncov i Sinadskij 1960). W związku z powyższym uważam, że wybór tego gatunku do Załącznika II był błędem, gdyż zgodnie z przyjętymi zasadami takie gatunki nie powinny być podstawą tworzenia sieci obszarów Natura 2000. W przypadku tego gatunku, posiadającego tak wiele różnych roślin żywicielskich, które są rozmieszczone w całej Puszczy Białowieskiej, przy braku barier uniemożliwiających migracje, stanowiskiem gatunku powinna być cała Puszcza Białowieska. Stanowisko monitoringowe zlokalizowane jest w kompleksie lasów wilgotnych i bagiennych oraz olsów i łęgów w gospodarczej części Puszczy Białowieskiej, na granicy Nadl. Białowieża i Hajnówka. Jest to obszar zlokalizowany w pobliżu skrzyżowania Drogi Zwierzynieckiej i Olemburskiej, gdzie gatunek ten został kiedyś stwierdzony. Do stanowiska można dotrzeć drogą biegnącą na południe od szosy Hajnówka – Białowieża, skręcając z niej w pobliżu miejscowości Czerlonka. Od Czerlonki – drogą gruntową ok. 5 km. Współrzędne geograficzne opisują środek powierzchni.</p> <p>Burakowski B., Śliwiński Z. 1981. Trzy nowe gatunki chrząszczy (Coleoptera) dla fauny Polski. <i>Przegl. Zool.</i>, 25: 107–119.</p> <p>Polozhencev P. A., Kucherov E. V. 1952. Nabljudenija nad usachom <i>Mesosa myops</i> Dalm. i lozhnoslonikom <i>Tropideres albirostris</i> Hbst. v dubravakh Bashkirii. <i>Ehntomol. Obozr.</i>, 32: 176–182.</p> <p>Voroncov A. I., Sinadskij Ju. V. 1960. Vrednaja ehntomofauna vetly (<i>Salix alba</i> L.) v pojmennykh nasazhdenijakh nizovoj Volgi. <i>Zool. Zhurnal</i>, 39, 9: 1335–1344.</p>
Charakterystyka siedliska gatunku na stanowisku	<p><i>Krótką charakterystyką siedliska; typ siedliska, rodzaje siedlisk w otoczeniu stanowiska</i></p> <p>Puszcza Białowieska – typ lasu niżowego właściwego dla strefy borealno-nemoralnej – stanowi relikwyt pierwotnych krajobrazów leśnych na starogłacialnych wysoczyznach morenowych, które dominowały w przeszłości na Nizinach Środkowopolskich i Północnopodlaskich. W stosunku do innych obszarów leśnych Europy, puszczański i relikwytowy charakter lasów podkreśla znaczny udział drzewostanów ponad stuletnich, naturalnego pochodzenia, o zróżnicowanej strukturze warstwowej. Występuje tu 12 rodzajów siedlisk z Załącznika I Dyrektywy Rady 92/43/EWG, które zajmują ponad 80% obszaru. Duży udział drzew starych i martwego drewna jest powodem występowania bogatej fauny bezkręgowców, zwłaszcza owadów saproksylicznych. Znaczna liczba tych gatunków należy do rzadkich w skali całej Europy. Dla niektórych gatunków owadów (np. <i>Buprestis splendens</i>, <i>Phryganophilus ruficollis</i>, <i>Pytho kolwensis</i>) Puszcza jest jedynym aktualnie potwierdzonym miejscem występowania w Polsce. Występuje tu 38 gatunków zwierząt umieszczonych w Załączniku II Dyrektywy Rady 92/43/EWG.</p> <p>Na terenie Puszczy Białowieskiej lasy iglaste zajmują 32%, lasy liściaste 45%, a lasy mieszane 17%. Pozostałe 6% zajmują siedliska nieleśne.</p> <p>Najcenniejszym przyrodniczo obiektem w Puszczy Białowieskiej jest położony w jej centrum, przy granicy z Białorusią, Białowiecki Park Narodowy. Większość tego obszaru zajmują lasy o charakterze naturalnym i półnaturalnym. Do takich zaliczyć można cały Obszar Ochrony Ścisłej BPN (około 60,6 km<sup>2</sup>) 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</p>

	<p>charakteryzuje się obfitością leżących kłód drzew o dużych wymiarach. Kłody te, różnych gatunków, w różnych etapach rozkładu, wilgotności i nastończenia stwarzają odpowiednie środowiska dla rozwoju larw tego gatunku. W dominujących na terenie BPN grądach znajduje się średnio około 130 m<sup>3</sup> martwego drewna na jednym hektarze.</p> <p>Na stanowisku monitoringowym, które jest częścią stanowiska gatunku, zlokalizowanym w pobliżu miejsca znalezienia gatunku przed 38 laty, występują lasy liściaste i mieszane na wilgotnych siedliskach. W lasach tych duży udział mają starodrzewia obfitujące w martwe drewno.</p>
Informacje o gatunku na stanowisku	<p><i>Syntetyczne informacje o występowaniu gatunku na stanowisku, dotychczasowe badania i inne istotne fakty; wyniki badań z lat poprzednich</i></p> <p>W Puszczy Białowieskiej i w Polsce znany jest jedynie na podstawie 2 okazów znalezionych w 1976 r. (Burakowski i in. 1990; Burakowski, Śliwiński 1981; Gutowski 2004). Poszukiwania w następnych latach, szczególnie intensywne w roku 2013, w ramach monitoringu, nie przyniosły pozytywnych rezultatów. Zastosowano, oprócz poszukiwań imagines „na upatrzonego” oraz larw w potencjalnym materiale żywicielskim, również pułapki barierowe.</p> <p>Burakowski B., Mroczkowski M., Stefańska J. 1990. Chrzążcze <i>Coleoptera</i>, <i>Cerambycidae</i> i <i>Bruchidae</i>. Katalog fauny Polski, XXIII, 15, 312 pp. + 1 mapa.</p> <p>Burakowski B., Śliwiński Z. 1981. Trzy nowe gatunki chrząszczy (<i>Coleoptera</i>) dla fauny Polski. Przegł. Zool., 25: 107–119.</p> <p>Gutowski J. M. 2004. <i>Mesosa myops</i> (Dalman, 1817). Średzinka. 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. Tom 6: 106–110.</p>
Czy monitoring w kolejnych latach jest wymagany?	<p><i>Wpisać tak/nie; w przypadku „nie” uzasadnić dlaczego proponuje się rezygnację z tego stanowiska</i></p> <p>Nie.</p> <p>Gatunek ten występuje na terytorium Unii Europejskiej na skraju swojego zasięgu (Finlandia, Łotwa, Polska) i jest tutaj, co naturalne, bardzo rzadki. W związku z powyższym uważam, że wybór tego gatunku do Załącznika II był błędem, gdyż zgodnie z przyjętymi zasadami takie gatunki nie powinny być podstawą tworzenia sieci obszarów Natura 2000.</p> <p>Mimo obecności w Puszczy Białowieskiej roślin żywicielskich i właściwych siedlisk, a także odpowiedniej jakości i ilości martwego drewna, gatunek jest skrajnie rzadki (poza tzw. progiem wykrywalności), albo już nie występuje. Prawdopodobnie są jakieś inne, nieznanne czynniki ekologiczne, które limitują jego występowanie. Na granicy zasięgu gatunki zwykle są bardzo rzadkie, mają węższe wymagania niż w centrum. A w centrum występowania (Azja) gatunek ten jest pospolity, notowany nawet jako szkodnik. Zasięg gatunku może być podstawą do jego skreślenia z Załącznika II, a przynajmniej zrezygnowania z jego monitorowania w Polsce.</p>
Obserwator	<p><i>Imię i nazwisko wykonawcy monitoringu</i></p> <p>Jerzy M. Gutowski, Krzysztof Sućko</p>
Daty obserwacji	<p>Daty wszystkich obserwacji</p> <p>9.06.2013, 23.06.2013, 7.07.2013, 21.07.2013, 4.08.2013, 18.08.2013, 2.09.2013.</p>

Stan ochrony gatunku na stanowisku			
Parametr/Wskaźniki	Wartość wskaźnika i komentarz	Ocena	
<b>Populacja</b>			
Obecność gatunku	Od 38 lat nie znaleziony, mimo poszukiwań, w Puszczy Białowieskiej i w Polsce.	XX	XX
<b>Siedlisko</b>			
Ilość martwego drewna		XX	XX
Paleta gatunków martwego drewna		XX	
Jakość martwego drewna		XX	

Stopień naturalności ekosystemu leśnego na stanowisku		XX	XX
Stopień naturalności ekosystemu leśnego wokół stanowiska		XX	
Skład gatunkowy drzewostanu na stanowisku		XX	
Wiek drzew		XX	
Intensywność gospodarowania		XX	
<b>Perspektywy ochrony</b>	<i>Krótką prognoza stanu populacji i siedliska gatunku na stanowisku w perspektywie 10–15 lat w nawiązaniu do ich aktualnego stanu i obserwowanych trendów zmian, z uwzględnieniem wszelkich działań i planów, których skutki mogą wpłynąć na gatunek i siedlisko</i>		XX
<b>Ocena ogólna</b>			<b>XX</b>

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
U	Nieznane zagrożenie lub nacisk	X	X	

Zagrożenia (przyszłe, przewidywane oddziaływania)				
Kod	Nazwa	Intensywność	Wpływ	Syntetyczny opis
U	Nieznane zagrożenie lub nacisk	X	X	

Inne informacje	
Inne wartości przyrodnicze	<i>Inne obserwowane w trakcie prac monitoringowych gatunki zwierząt i roślin z załączników Dyrektywy Siedliskowej i Ptasiej: gatunki zagrożone i rzadkie (Czerwona księga) gatunki chronione (podać liczebność w skali: liczny, średnio liczny, rzadki)</i>
Gatunki obce i inwazyjne	<i>Obserwowane gatunki obce i inwazyjne</i>
Uwagi metodyczne	<i>Informacje istotne dla dalszego planowania monitoringu (sposób prowadzenia prac, wskaźniki, które powinny być badane w monitoringu i ich waloryzacja, regionalnie optymalny czas prowadzenia badań itp.) Gatunek należy wyłączyć z obowiązku monitorowania całkowicie lub do czasu, gdy potwierdzone zostanie jego współczesne występowanie w Polsce.</i>
Inne uwagi	<i>Wszelkie informacje pomocne przy interpretacji wyników, np. anomalie pogodowe Gatunek powinien być usunięty z Zał. II Dyrektywy Siedliskowej.</i>
Dokumentacja fotograficzna i kartograficzna	<i>Załączniki do bazy danych (w wersji elektronicznej): Minimum 2 zdjęcia na stanowisko (gatunek, siedlisko), granice powierzchni badawczej naniesione na odpowiedni podkład kartograficzny</i>

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

Brak takich gatunków.

## 6. Ochrona gatunku

Występowania gatunku nie potwierdzono od prawie 40 lat, nie ma więc podstaw, by prowadzić takie rozważania w odniesieniu do średzinki na terytorium Polski (Gutowski, Przewoźny 2013).

## 7. Literatura

- Bense U. 1995. Longhorn beetles. Illustrated key to the Cerambycidae and Vesperidae of Europe. Margraf Verlag, Germany.
- Buchholz L. 2012. 1086. Zgniotek cynobrowy *Cucujus cinnaberinus* (Scopoli, 1763). W: Makomaska-Juchiewicz M., Baran P. (red.). Monitoring gatunków zwierząt. Przewodnik metodyczny. Część II. GIOŚ, Warszawa, s. 419–446.
- Burakowski B., Mroczkowski M., Stefańska J. 1990. Chrząszcze Coleoptera, Cerambycidae i Bruchidae. Katalog fauny Polski, XXIII, 15, s. 1–312 + 1 mapa.
- Burakowski B., Śliwiński Z. 1981. Trzy nowe gatunki chrząszczy (Coleoptera) dla fauny Polski. Przegląd Zoologiczny 25: 107–119.
- Cherepanov A. I. 1983. Usachi severnoj Azii (Lamiinae: Dorcadionini – Apomecynini). Izd. Nauka, Novosibirsk.
- Ehara S. 1954. Comparative anatomy of male genitalia in some cerambycid beetles. Journal of the Faculty of Science, Hokkaido Univ., Ser. VI, Zool. 12, 1–2: 61–115.
- Gutowski J. M. 2004. Średzinka. 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. Tom 6, s. 106–110.
- Gutowski J. M., Przewoźny M. 2013. Program NATURA 2000 jako narzędzie ochrony chrząszczy (Coleoptera) w Polsce. Wiadomości entomologiczne 32 Supl.: 5–40.
- Pawłowski J., Kubisz D., Mazur M. 2002. *Coleoptera* Chrząszcze. W: Głowaciński Z. (red.). Czerwona lista zwierząt ginących i zagrożonych w Polsce. Polska Akademia Nauk, Instytut Ochrony Przyrody, Kraków, s. 88–110.
- Polozhencev P. A., Kucherov E. V. 1952. Nabljudenija nad usachom *Mesosa myops* Dalm. i lozhnoslonikom *Tropideres albirostris* Hbst. v dubravakh Bashkirii. Ehtomologicheskoe Obozrenie 32: 176–182.
- Saalas U. 1949. Beiträge zur Kenntnis der Entwicklungsstadien und Lebensweise von *Mesosa myops* Dalm. und *Xylotrechus pantherinus* Sav. (Col., Cerambycidae). Annales Entomologici Fennici 15, 2: 49–55.
- Voroncov A. I., Sinadskij Ju. V. 1960. Vrednaja ehntomofauna vetly (*Salix alba* L.) v pojmennykh nasazhdenijakh nizovoj Volgi. Zoologicheskij Zhurnal 39, 9: 1335–1344.

Opracował: Jerzy M. Gutowski



1026 **Ślimak winniczek**  
*Helix pomatia* Linnaeus, 1758



Fot. 1. Ślimak winniczek *Helix pomatia* (fot. T. Kalinowski).

## I. INFORMACJA O GATUNKU

### 1. Przynależność systematyczna

Rząd: trzonkoocznice STYLOMMATOPHORA

Rodzina: ślimakowate HELICIDAE

### 2. Status prawny i zagrożenie gatunku

#### Prawo międzynarodowe

Dyrektywa Siedliskowa – Załącznik V

Konwencja Berneńska – Załącznik III

#### Prawo krajowe

Ochrona gatunkowa – ochrona częściowa

#### Kategoria zagrożenia IUCN

Czerwona lista IUCN – LC

Polska czerwona księga zwierząt – nie uwzględniony

Czerwona lista dla Karpat – nie uwzględniony

### 3. Opis gatunku

Ślimak winniczek (*Helix pomatia*) – gatunek lądowego ślimaka płucodysznego. Największy lądowy ślimak oskorupiony w Polsce. Muszla o kształcie stożkowato-kulistym, zazwyczaj prawoskrętna (zwykle o pięciu skrętach), osobniki lewoskrętne zdarzają się sporadycznie (Włosik, Musiał 1982). Ma średnicę do 50 mm i wysokości 40–55 mm. U młodych osobni-

ków muszla jest brązowa, później wraz ze ścieraniem się warstwy konchiolinowej staje się jaśniejsza. Widoczne są na niej spiralnie skręcone smugi o nieco ciemniejszej barwie, które powstają wraz z jej przyrostem (Fot. 1). Wargę muszli u młodych osobników słabo wykształcona, cienka i miękka, natomiast u dojrzałych twardnieje, pogrubia się i uzyskuje wyraźny kształt wywijając się na zewnątrz. Masa dorosłych osobników może dochodzić do 45 g. Ciało winniczka jest żółtoszare (Stępczak, 1976).

#### 4. Biologia gatunku

Długość życia ślimaka winniczka wynosi 5–8 lat. Jest on obojnakiem. Dojrzałość płciową osiąga w trzecim lub czwartym roku życia. Kopulacja odbywa się wiosną i w zależności od warunków atmosferycznych zwykle przypada na maj i czerwiec. Kopulację poprzedza długi „taniec godowy”, podczas którego ślimaki dotykają się delikatnie czułkami, stykają stopami, po czym następuje wbicie strzałki miłosnej w stopę lub w bok partnera. Potem następuje akt wymiany spermatoforów. Składanie jaj odbywa się w czerwcu lub lipcu. Jaja białe, o średnicy 5–6,5 mm, w liczbie około 40–65 składane są do jamki wykopanej w ziemi za pomocą stopy. Po złożeniu jaj ślimak zasypuje jamkę. Młode winniczki wylęgają się po 3–4 tygodniach. Po wyjściu z osłonek jaja ślimaki pozostają w jamce lęgowej. W tym okresie odżywiają się resztkami porzuconych osłonek. Jaja z embrionami, jaja martwe oraz osobniki mniejszych rozmiarów również stanowią pożywienie dla wcześniej wylęglých młodych winniczków (kanibalizm).

Jako zwierzę zmiennocieplne, okres od października do marca ślimak winniczek spędza w stanie hibernacji, zakopując się 20–30 cm pod ziemią. W czasie niekorzystnych warunków atmosferycznych (susza, wysoka temperatura otoczenia) osobniki mogą estywować latem. Zarówno podczas hibernacji, jak i estywacji, winniczek wytwarza tzw. epifragmę, którą zamyka otwór muszli. Wytwarzana jest ona z zestalonego śluzu silnie wysyconego węglanem wapnia. Epifragma umożliwia wymianę gazową, a jednocześnie chroni ślimaka ukrytego wewnątrz muszli.

#### 5. Wymagania siedliskowe

Ślimak winniczek zamieszkuje najchętniej obszary o dużej wilgotności i zacienieniu. Nie jest to gatunek typowo leśny. Zasadla obrzeża lasów mieszanych, przede wszystkim liściastych,



Fot. 2. Siedlisko ślimaka winniczka – skraj lasu (fot. J. Błoszyk).

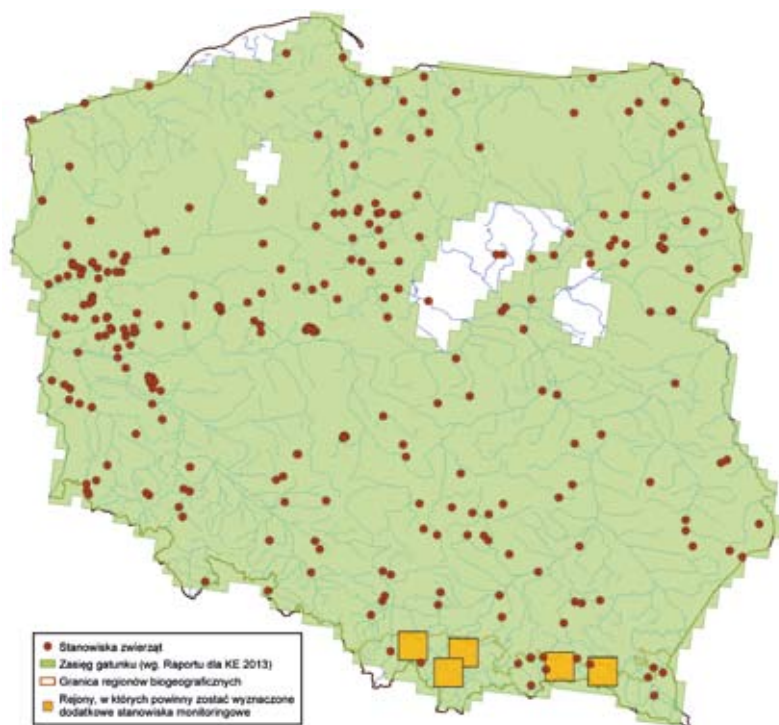


Fot. 3. Siedlisko ślimaka winniczka – ruderalne tereny w pobliżu osiedli (fot. T. Kalinowski).

zarośla przy zbiornikach wodnych, olszyny oraz śródleśne tereny podmokłe, a także łąki i murawy w pobliżu zbiorników wodnych. Często spotykany jest w środowiskach synantropijnych, na co zwracał już uwagę w swojej pracy Stępczak (1976) (Fot. 2 i 3). Wiąże się to z faktem, że w przeszłości ślimak ten do wielu rejonów kraju był celowo przeniesiony przez człowieka, a dopiero wtórnie rozprzestrzenił się, zajmując dalsze środowiska (Urbański 1963). Pojedyncze, rozproszone populacje spotyka się niemal na obszarze całego kraju. Obecnie ślimak najchętniej zajmuje siedliska takie, jak parki, ogrody, cmentarze, brzegi zbiorników wodnych, zarośla, przydroża, stoki nasypów kolejowych, rumowiska, przymurza i wysypiska śmieci oraz otoczenie fortyfikacji lub kościołów. Winniczka spotkać można ponadto dość często na brzegach lasów liściastych, szczególnie tych o charakterze łągu. W środowiskach synantropijnych często tworzy on populacje zajmujące stosunkowo mały obszar lecz o dużym zagęszczeniu. W parkach i lasach oraz zaroślach i zadrzewieniach nad zbiornikami wodnymi ślimaki rozproszone są zwykle na dużym areale, ale zagęszczenie populacji jest mniejsze.

## 6. Rozmieszczenie gatunku w Polsce

Gatunek ten występuje w południowo-wschodniej i centralnej Europie. Najbardziej wysunięte na północ stanowiska, znane autorom, znajdują się w Kopenhadze (Dania) (Błozzyk, obserwacje własne). Pierwotny zasięg występowania tego ślimaka w Polsce obejmował prawdopodobnie jedynie południową i środkową część kraju (Urbański 1963). W wyniku działalności człowieka obecny obszar występowania ślimaka winniczka obejmuje cały kraj



**Ryc. 1.** Rozmieszczenie zweryfikowanych stanowisk monitoringowych ślimaka winniczka w Polsce na tle jego zasięgu występowania.

(Ryc. 1). Gatunek wydaje się być pospolity niemal na całym niżu oraz pogórzcu, w górach zdecydowanie rzadszy, dochodzi tylko do regla dolnego (Stępczak 1976, Dyduch-Falniowska i in. 2001, Tworek i in. 2005, Tworek, Zajac 2012). Intensywne badania przeprowadzone w latach 2009–2013 w trzech województwach w środkowej i północnej Polsce wykazały, że ślimak ten występuje tam powszechnie w postaci licznych, lecz ograniczonych do małych powierzchni populacji lokalnych (Kołodziejczyk, Skawina 2007, 2009, Barga-Więcławska 2010, Błoszyk i in. 2010, 2012, 2013). Na pozostałym obszarze wymaga to potwierdzenia.

Przeprowadzona przez zespół pracowników Zakładu Zoologii Ogólnej UAM w latach 2009–2014 inwentaryzacja w zasadzie potwierdziła wyniki uzyskane przez Stępczaka (1976). Nieobecność ślimaka w niektórych regionach Polski wykazywana przez tego autora wynikała raczej ze stopnia rozpoznania niż faktycznego braku jego populacji. Z naszych obserwacji wynika, że ślimak ten wykazuje tendencję do tworzenia licznych, rozproszonych populacji lokalnych, charakteryzujących się zazwyczaj niskim zagęszczeniem osobników.

## II. METODYKA

### 1. Koncepcja monitoringu gatunku

Niniejsza koncepcja monitoringu ślimaka winniczka, opracowana w ramach zadania *Monitoring gatunków i siedlisk przyrodniczych ze szczególnym uwzględnieniem specjalnych obszarów ochrony siedlisk Natura 2000* na zlecenie Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska, ma charakter autorski i została opracowana na podstawie dotychczasowych badań własnych (Błoszyk i in. 2010, 2012, 2013). Jej zastosowanie nie powinno sprawiać większych trudności wykonawcom i nie wymaga dużych nakładów finansowych.

Proponowana metodyka prac terenowych odnoszących się do oceny stanu populacji ślimaka winniczka ma różny zakres w zależności od tego, czy prace wykonywane są na potrzeby monitoringu krajowego czy monitoringu lokalnego do oceny dopuszczalności skupu na potrzeby RDOŚ. W zakresie podstawowym (monitoring krajowy), na wyznaczonych we wstępnym okresie prac stanowiskach kontroluje się jedynie obecność populacji lokalnej i określa zajmowany przez nią areał (w 3 klasach wielkości). Natomiast w monitoringu lokalnym, dodatkowo określa się wskaźnik zagęszczenia populacji, udział osobników o wielkości komercyjnej, udział osobników niekomercyjnych dorosłych, oraz udział osobników młodych o wielkości komercyjnej wśród obserwowanych osobników. W miarę potrzeby można też analizować strukturę wagową i wielkościową osobników w badanej populacji.

W zakresie oceny stanu siedliska określane są dwie charakterystyki: „rodzaj środowiska” na badanym stanowisku ślimaka winniczka oraz „otoczenie środowiska”, opisujący elementy krajobrazu w bezpośrednim otoczeniu stanowiska. Możliwe, że w przyszłości w oparciu o dane z monitoringu uda się uzupełnić listę rodzaju środowisk zasiedlanych przez winniczka (dotyczy to szczególnie regionu alpejskiego).

Wyniki obserwacji powinny umożliwić:

- ocenę zajmowanej powierzchni i zasobów ślimaka winniczka na poszczególnych stanowiskach (powierzchniach monitoringowych),
- określenie frekwencji występowania winniczków w różnych rodzajach siedlisk,

- identyfikację realnych i potencjalnych zagrożeń dla populacji lokalnych i metapopulacji, ślimaka winniczka na poszczególnych stanowiskach.

## 2. Wskaźniki i ocena stanu ochrony gatunku

### Wskaźniki stanu populacji

Tab. 1. Wskaźniki stanu populacji

Wskaźnik	Miara	Sposób pomiaru/określenia
Areał populacji	ar	Określenie powierzchni zajmowanej przez populację lokalną w oparciu o lokalizację skrajnych osobników w badanej populacji
Obecność populacji lokalnej	Wskaźnik opisowy	Określenie wskaźnika wymaga przeszukania wyznaczonego stanowiska, w celu stwierdzenia obecności winniczków i ustalenia, czy liczba obserwowanych winniczków jest większa (lub równa), czy też mniejsza niż 30 osobników
Wskaźnik zagęszczenia populacji*	os./ar	Wskaźnik obliczony jako iloraz liczby zaobserwowanych osobników i zajmowanego przez nie areału; w przypadku stwierdzenia na danej powierzchni poniżej pięciu osobników należy zrezygnować z obliczania wskaźnika j.w.
Udział osobników o znaczeniu komercyjnym w populacji*	%	Określenie udziału (%) osobników o średnicy muszli >30 mm wśród obserwowanych osobników w oparciu o pomiary przy użyciu wyskalowanego szablonu (określenie tego wskaźnika wymaga zmierzenia minimum 30 osobników)
Udział osobników komercyjnych młodych w populacji*	%	Określenie udziału (%) młodych osobników o średnicy muszli >30 mm wśród obserwowanych osobników w oparciu o pomiary przy użyciu wyskalowanego szablonu (określenie tego wskaźnika wymaga zmierzenia minimum 30 osobników)
Udział osobników niekomercyjnych dorosłych w populacji*	%	Określenie udziału (%) osobników dorosłych o średnicy muszli <30 mm wśród obserwowanych osobników w oparciu o pomiary przy użyciu wyskalowanego szablonu (określenie tego wskaźnika wymaga zmierzenia minimum 30 osobników)

\*Dane o zagęszczeniu obserwowanych osobników i udziale osobników o wymiarach komercyjnych na badanych stanowiskach, pochodzące z kilku sezonów obserwacji, można wykorzystać do oceny dopuszczalności skupu na potrzeby RDOŚ. Wyniki jednorazowej obserwacji należy traktować jedynie jako informacje uzupełniające w stosunku do podstawowych dwóch wskaźników charakteryzujących występowanie populacji lokalnej (obecność, areał populacji).

Tab. 2. Waloryzacja wskaźników stanu populacji

Wskaźnik	Ocena*		
	FV	U1	U2
Areał populacji:	> 60 arów	10–60 arów	<10 arów
Obecność populacji lokalnej	≥30 os. obserwowanych na powierzchni	>0 – <30 os. obserwowanych na powierzchni	0 os. obserwowanych na powierzchni
Wskaźnik zagęszczenia populacji	>0,1 os./ar	<0,1 os./ar	pojedyncze osobniki
Udział osobników o znaczeniu komercyjnym w populacji	>50%	30–50%	<30%
Udział osobników komercyjnych młodych w populacji	<10%	10–20%	>20%
Udział osobników niekomercyjnych dorosłych w populacji	<20%	20–30%	>30%

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



### Wskaźniki kardynalne

- obecność populacji lokalnej
- areal populacji

### Wskaźniki stanu siedliska

Tab. 3. Wskaźniki stanu siedliska

Wskaźnik	Miara	Sposób pomiaru/określenia
Rodzaj środowiska na stanowisku	Wskaźnik opisowy	Określenie typu środowiska na stanowisku (ustalone kategorie, por. <i>Opis badań monitoringowych</i> ) w oparciu o bezpośrednią obserwację w terenie, mapy satelitarne i topograficzne
Otoczenie stanowiska	Wskaźnik opisowy	Charakterystyka otoczenia stanowiska (ustalone kategorie, por. <i>Opis badań monitoringowych</i> ) w oparciu o bezpośrednią obserwację w terenie i ortofotomapy

Tab. 4. Waloryzacja wskaźników stanu siedliska

Wskaźnik	Ocena*		
	FV	U1	U2
Rodzaj środowiska na stanowisku	Kategoria A1 do B4	Kategoria B5 do B6	Kategoria C
Otoczenie stanowiska	Kategoria A	Kategoria B	Kategoria C

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

### Wskaźniki kardynalne

Nie wyróżniono.

### Ocena stanu populacji

Ocena stanu populacji odpowiada niższej ocenie jednego z dwóch kardynalnych wskaźników.

### Ocena stanu siedliska

Jest to ocena ekspercka, polegająca na stwierdzeniu, czy rodzaj siedliska i jego najbliższe otoczenie sprzyjają utrzymaniu się danej populacji lokalnej na badanej powierzchni. Jeśli ślimak zajmuje środowisko zaliczane do kategorii od A1 do B4, można uznać, że stan siedliska kwalifikuje się do oceny FV. W przypadku gdy zajmowane przez mięczaka środowisko zalicza się do kategorii B5-6, istnieje duże prawdopodobieństwo zmiany sposobu zagospodarowania terenu w stosunkowo krótkim czasie i tym samym występująca na danej powierzchni populacja lokalna może być zagrożona; kwalifikujemy ją do oceny U1. Nietypowe środowiska (kategoria C) nie gwarantują utrzymywania się danej populacji przez dłuższy czas – ocena U2.

Bardzo ważnym elementem jest ocena otoczenia bezpośrednio przylegającego do powierzchni zajmowanej przez daną populację ślimaka winniczka. Wszystkie elementy mające charakter naturalny lub względnie ustabilizowany (cieki i zbiorniki wodne, kompleksy leśne, zabudowa luźna, pola i łąki, nieużytki itd.) nie mają negatywnego wpływu na daną populację lokalną (ocena FV). Zabudowa zwarta, szybki rozwój infrastruktury technicznej i komunikacyjnej i pielęgnacja zieleni (szczególnie koszenie mechaniczne trawy) stwarza zagrożenie dla



egzystencji ślimaka winniczka (ocena U1). Intensywne użytkowanie rekreacyjne, połączone ze wzmożonym nasileniem ruchu kołowego i pieszego oraz zwiększona urbanizacja otaczającego populację ślimaka terenu prowadzą zwykle do eliminacji populacji lokalnej (ocena U1).

## Perspektywy ochrony

Ocena perspektyw ochrony to prognoza stanu populacji gatunku i stanu jego siedliska w perspektywie 10–15 lat z uwzględnieniem wszelkich, aktualnych oddziaływań i przewidywanych zagrożeń, które mogą wpłynąć na przyszły stan populacji i siedliska na badanym stanowisku. Jest to ocena ekspercka. Perspektywy można ocenić jako dobre (FV), gdy populacja gatunku jest liczna, a w najbliższych 10–15 latach nie dostrzega się czynników, które mogłyby zmienić stan siedliska. Taką ocenę można też wpisać, gdy obecnie stan ochrony oceniamy na U1, ale są przesłanki by sądzić, że w najbliższej przyszłości ulegnie on poprawie. Podobnie jak w przypadku innych, objętych monitoringiem gatunków, perspektywy ochrony ocenia się jako niezadowolające (U1), gdy przewiduje się, że istniejące negatywne oddziaływania na siedlisko i populację gatunku pogorszą stan obecnie oceniany jako właściwy, albo aktualnie niezadowolający stan będzie się utrzymywał. Gdy przewiduje się, że aktualnie niezadowolający stan populacji i siedliska będzie się pogarszał, to perspektywy ochrony będą złe (U2).

Najistotniejsze oddziaływania/zagrożenia dla lokalnych populacji ślimaka winniczka, które powinny być brane pod uwagę przy ocenie perspektyw ochrony, wiążą się z presją urbanizacyjną (zabudową terenu), a także z wypalaniem roślinności, usuwaniem żywopłotów i zagajników, wykaszaniem łąk, poboczy dróg, nasypów etc. Dotychczasowe doświadczenia Autorów wskazują, że lokalne populacje w ustabilizowanych warunkach utrzymują się 15 lat i dłużej (Błoszyk, Kalinowski, dane niepublikowane).

## Ocena ogólna

O ocenie ogólnej decyduje najniższa z ocen parametrów: populacja, siedlisko, perspektywy ochrony.

## 3. Opis badań monitoringowych

### Wybór powierzchni monitoringowych i ich sugerowana wielkość

Pod pojęciem stanowiska monitoringowego (powierzchni badawczej) należy rozumieć wydzielony fragment siedliska, na którym są realizowane prace terenowe w celu określania wskaźników stanu populacji i stanu siedliska. Wielkość stanowisk jest różna; zależy od powierzchni zajmowanej przez lokalną populację. Przyjęto, że minimalna wielkość powierzchni monitoringowych powinna wynosić 625 m<sup>2</sup>. Wszystkie proponowane do monitoringu w ramach PMS powierzchnie (za wyjątkiem kilku planowanych dodatkowo w regionie alpejskim) zostały wyznaczone w ramach dotychczasowych prac w następujący sposób: wytypowane wstępnie w oparciu o mapy satelitarne miejsca potencjalnego występowania ślimaka winniczka były następnie weryfikowane bezpośrednio w terenie. Lokalizację i granice powierzchni występowania lokalnych populacji winniczka określono, korzystając z odbiornika GPS w oparciu o współrzędne geograficzne miejsc stwierdzenia osobników wyznaczających

zasięg przestrzenny – granice badanej populacji lokalnej. Granice powierzchni opisuje się, łącząc skrajne miejsca stwierdzeń osobników badanej populacji lub zapisując ślad z odbiornika GPS (w formacie \*.GPX). Szczegółowe założenia metodyczne wykorzystania urządzeń GPS i programów komputerowych do badań terenowych nad ślimakiem winniczką przedstawiono w pracy Błoszyk i in. (2015).

Powierzchnie monitoringowe wyznaczano, kierując się zasadą, aby w maksymalnym stopniu odzwierciedlały one rozmieszczenie gatunku w kraju oraz zróżnicowanie siedlisk zajmowanych przez ślimaka winniczkę. Założono, że szczególnie istotny jest monitoring powierzchni zasiedlanych przez ten gatunek na terenach poddawanych silnej urbanizacji oraz intensywnie eksploatowanych przez zbieraczy (gminy/powiaty w których zlokalizowane są punkty skupu, województwa o przyznawanym wysokim limicie odłowów).

## Sposób wykonywania badań

### Określanie wskaźników stanu populacji

Jak już wspomniano w rozdz. II. 1 (Koncepcja monitoringu gatunku) prace monitoringowe w zakresie podstawowym, na potrzeby monitoringu krajowego, prowadzone są w celu ustalenia, czy winniczek występuje nadal na wyznaczonych we wstępnym okresie prac stanowiskach, czy osobniki obserwowane są jako mało liczne (<30 obserwowanych os.), lub liczna (>30 obserwowanych os.) i jak duży jest zajmowany przez nie areał (por. Tab. 4). Natomiast w monitoringu lokalnym, dodatkowo określa się zagęszczenie populacji, udział osobników o wielkości komercyjnej w populacji oraz udział osobników młodych o wielkości komercyjnej w populacji; można również analizować strukturę wagową i wielkościową osobników w populacji. W przypadku pomiarów należy postępować zgodnie z metodą opisaną przez Stępczaka (1976).

Uwaga: W pierwszym etapie monitoringu, na każdym z badanych stanowisk określono „wyjściowy” areał populacji zajmowany przez ślimaka winniczkę w następujący sposób: Wybraną powierzchnię monitoringową przeszukiwano dokładnie w celu zlokalizowania występujących na niej osobników ślimaka winniczkę. Sposób przeszukiwania powierzchni zależał od wielkości i kształtu powierzchni monitoringowej oraz rodzaju środowiska. W przypadku powierzchni obejmującej wąski pas siedliska wyznaczano jeden transekt do obserwacji, a w przypadku dużych płątów – kilka transektów o szerokości umożliwiającej skuteczne wypatrywanie ślimaków. Przykładowo, małe cmentarze (o powierzchni do 1 ha) lub pasy zarośli kontrolowano wykorzystując w tym celu jeden transekt. W przypadku parków brano pod uwagę sposób ich użytkowania, penetrując dokładnie szczególnie część gospodarczą, ze swobodnie rozwijającymi się zaroślami (unikano często koszonych trawników, rabat i kwietników). Tereny kolejowe kontrolowano, idąc skrajem nasypu na odcinku 200 m sprawdzając obie strony torowiska. Zwracano uwagę także na ślimaki występujące na murach lub na drzewach. Dla każdego miejsca stwierdzenia pojedynczego osobnika lub skupień osobników określano współrzędne geograficzne za pomocą urządzenia GPS. Uzyskane w ten sposób dane przestrzenne wizualizowano w programie „Helix”, MapInfo lub ArcGIS. W rezultacie dla wszystkich powierzchni monitoringowych sporządzono mapy areałów zajmowanych przez ślimaka winniczkę, które stanowią załączniki do monitoringowej bazy danych. Mapy te ułatwią określanie wskaźników stanu populacji w kolejnym etapie monitoringu (zmniejszą pracochłonność).

### Wskaźniki określone w monitoringu krajowym

**Areał populacji.** Zadaniem wykonawcy jest określenie aktualnych granic i wielkości areału zajmowanego przez ślimaka winniczka na danej powierzchni monitoringowej. Nie wymaga to dokładnego przeszukiwania całej powierzchni monitoringowej. Wykorzystując mapę określonego w poprzednim etapie prac areału, wykonawca ma ustalić, czy ślimaki utrzymują się w granice tego areału. W tym celu przeszukuje on przede wszystkim obszar leżący na granicy wyznaczonego wcześniej areału, zapisując współrzędne każdego stwierdzonego osobnika lub skupień osobników za pomocą urządzenia GPS. Rozpoczynając przeszukiwanie w dowolnym punkcie wcześniej wyznaczonej powierzchni, przeczesuje się teren w taki sposób, aby eksploracją objąć możliwie całą powierzchnię. Należy pamiętać, że średnio wprawny obserwator w optymalnych warunkach jest w stanie dostrzec okazy w odległości maksymalnie do 3 m po swojej prawej i lewej stronie. Tym samym marszrutę na każdym stanowisku należy tak zaplanować, aby penetrowane 6 metrowe pasy nie nachodziły na siebie (uniknie się w ten sposób powtórne liczenia tych samych osobników. W przypadku zarośli i wysokiej roślinności zielonej penetrowane pasy terenu muszą być węższe niż 10 m. Uzyskane dane przestrzenne należy zwizualizować w programie „Helix”, MapInfo lub ArcGIS i określić powierzchnię aktualnie zajmowanego areału.

**Obecność populacji lokalnej.** Aby określić ten wskaźnik, obserwator przeszukuje wyznaczone w ramach wcześniejszych prac stanowisko, w celu stwierdzenia obecności winniczków i ustalenia, czy liczba obserwowanych winniczków jest większa (lub równa), czy też mniejsza niż 30 osobników. Można przyjąć, że jeśli przy określaniu poprzedniego wskaźnika, zaobserwowano 30 lub więcej ślimaków, to określenie wskaźnika „obecność populacji lokalnej” nie wymaga dodatkowych prac. Jeśli nie, to należy przeszukać powierzchnię monitoringową, podobnie jak to opisano powyżej, prowadząc obserwacje wzdłuż transektów. W przypadku wąskiego pasu siedliska można wyznaczyć jeden transekt, a w dużym płacie kilka (liczba zależna o wielkości płatu) transektów w pasach o szerokości maksymalnie do 6 m. Chodzi o to by w miarę możliwości dokładnie spenetrować całą powierzchnię monitoringową. Należy zwracać uwagę na ślimaki występujące na murach lub na drzewach. Przeszukiwanie powierzchni w danym transekcie można przerwać w momencie, gdy liczba zaobserwowanych winniczków wynosi 31.

Określenie tego wskaźnika można wykorzystać dla oceny sytuacji gatunku w skali lokalnej (województwa). Ewentualny zanik (nie stwierdzenie obecności ślimaków) w jednej lub dwóch populacjach na wyznaczonych 10 stanowiskach/powierzchniach monitoringowych w każdym województwie należy traktować jako stan stabilny. Zanik 3–5 lokalnych populacji należy traktować jako sygnał ostrzegawczy wyraźnego spadku liczebności tego gatunku. Zanik powyżej pięciu populacji należy odczytać jako stan zagrożenia dla dalszej egzystencji tego gatunku na danym terenie.

### Dodatkowe wskaźniki do określania w monitoringu lokalnym

**Wskaźnik zagęszczenia obserwowanych ślimaków.** Wskaźnik ten oblicza się, podając liczbę wszystkich zaobserwowanych osobników na spenetrowanej części powierzchni w przeliczeniu na 1 ar. Obserwacje należy prowadzić w optymalnych dla ślimaka warunkach (po dłuższych opadach, przy dużej wilgotności gleby i powietrza i temperaturze  $>12^{\circ}\text{C}$ ) w okresie największej jego aktywności (kwiecień–czerwiec). Należy dokładnie przeszukać powierzchnię monitoringową, zapisując przy pomocy urządzenia GPS pozycję (współrzed-

ne geograficzne) każdego wypatrzonego osobnika. Uzyskane w ten sposób dane pozwalają na określenie zarówno wielkości areалу zajmowanego aktualnie przez winniczka, jak i liczby osobników stwierdzonych w trakcie obserwacji.

Uwaga: Interpretacja „wskaźnika zagęszczenia” wymaga dużej ostrożności. Możliwość zauważenia ślimaków na powierzchni jest silnie uzależniona od panujących warunków pogodowych, wyniki przeszukiwania powierzchni trudno porównywać. Niemniej jednak, dane pochodzące z kilku sezonów obserwacji mogą stanowić pewną wskazówkę przy ustalaniu dopuszczalności i wysokości skupu w danym województwie.

**Udział osobników o znaczeniu komercyjnym.** Wskaźnik określa się tylko w przypadku, gdy na powierzchni zaobserwowano przynajmniej 30 osobników. Określenie wskaźnika wymaga zmierzenia średnicy osobników, przy użyciu specjalnego szablonu (Ryc. 2). W przypadku dużej liczby osobników pomiarami wystarczy objąć minimum 30 osobników. Wartością wskaźnika jest udział (%) osobników o znaczeniu komercyjnym (o średnicy muszli > 30 mm), a więc narażonych bezpośrednio na wyzbywanie, wśród wszystkich zmierzonych osobników.

**Udział osobników komercyjnych młodych/udział osobników niekomercyjnych dorosłych.** Wskaźniki określa się tylko w przypadku, gdy na powierzchni stwierdzono obecność przynajmniej 30 osobników. Dla obliczenia wskaźników ocenia się stopień wykształcenia wargi muszli u osobników mierzonych na potrzeby oceny poprzedniego wskaźnika. Ocena stopnia wykształcenia wargi muszli pozwala zaliczyć danego osobnika do jednej z dwóch klas wieku: młodociany (brak dobrze wykształconej wargi) i dojrzały (dobrze wykształcona warga). Biorąc pod uwagę średnicę muszli i klasę wieku osobników określa się (1) udział (%) osobników komercyjnych młodych (średnica muszli > 30 mm, brak dobrze wykształconej wargi) wśród wszystkich zmierzonych osobników oraz udział osobników niekomercyjnych dorosłych (średnica muszli < 30 mm, dobrze wykształcona warga) wśród wszystkich zmierzonych osobników. Niekorzystne dla populacji jest, gdy w populacji duży jest udział ślimaków, które nie osiągnęły jeszcze dojrzałości, a mają już wymiary komercyjne („wyjmowane” są z populacji zanim przystąpią do reprodukcji). Również niekorzystne jest z biologicznego punktu widzenia występowanie w populacji lokalnej w większej liczbie ślimaków dorosłych, których średnica muszli nie osiągnęła jeszcze 30 mm. Jeśli osobników takich będzie powyżej 20% to wskazuje na tendencję do karłowacenia osobników w populacji. Zjawisko to może być spowodowane niewystarczającą bazą pokarmową lub intensywnym pozyskiwaniem ślimaków.

### Określanie wskaźników stanu siedliska

**Rodzaj środowiska na stanowisku.** Ślimak winniczek zasiedla zróżnicowane pod względem fitosocjologicznym środowiska różnego pochodzenia, poddane w różnym stopniu antropopresji. Wśród nich są szczególnie przez niego preferowane, a jednocześnie dające mu gwarancję przetrwania (o ile oczywiście nie ulegną drastycznej zmianie dotychczasowe zasady ich użytkowania). Populacje lokalne zajmujące te środowiska mają większą szansę funkcjonowania przez dłuższy czas niż populacje zajmujące środowiska ruderalne, ze względu na rosnącą urbanizację takich terenów. Poniżej podano listę środowisk, w jakich stwierdzany jest ślimak winniczek:

A1 Parki.

A2 Cmentarze.

A3 Środowiska ruderalne.

- A4 Stacje kolejowe i nasypy kolejowe.
- A5 Zarośla i zadrzewienia nad ciekami i zbiornikami wodnymi.
- A6 Skraje lasów (szczególnie łęgowych).
- A7 Fortyfikacje.
- A8 Otoczenie opuszczonych zabudowań.
- B1 Różne formy zieleni miejskiej (trawniki, żywopłoty, klomby kwiatowe, itp.).
- B2 Ogródki działkowe i sady.
- B3 Pobocza dróg.
- B4 Otoczenie budowli sakralnych.
- B5 Rumowiska i przymurza.
- B6 Wysypiska śmieci.
- C1 Inne.

Z badań Stępczaka (1976) wynika, że najczęściej ślimaka winniczka obserwuje się w parkach, na obrzeżach lasów liściastych różnego typu, w zaroślach nad zbiornikami wodnymi i ciekami, a także w ogrodach i sadach. Nieco rzadziej ślimak ten spotykany jest na cmentarzach, na łąkach oraz murawach w pobliżu rowów lub zbiorników wodnych, a także na nasypach kolejowych. Nasze obserwacje pozwoliły wyróżnić 15 typów środowisk zajmowanych przez winniczka, jednak częstość ich zasiedlania w poszczególnych województwach jest różna (Błoszyk i in. 2010, 2012, 2013).

Charakteryzując ten wskaźnik, należy podać, do której z 15 wyróżnionych kategorii należy środowisko ślimaka winniczka na danym stanowisku. Rodzaj środowiska na badanym stanowisku ślimaka winniczka należy udokumentować na zdjęciach.

**Otoczenie stanowiska.** W oparciu o obserwacje prowadzone bezpośrednio w terenie (dla stanowisk weryfikowanych w latach 2013–2014) oraz na podstawie dostępnych materiałów, zdjęć satelitarnych i uzyskanych informacji odnośnie stanowisk badanych, dla każdego ze stanowisk monitoringowych dokonano oceny otoczenia środowiska. Z analizy tych danych wynika, że najkorzystniejsze dla egzystencji ślimaka winniczka jest przylegające bezpośrednio do powierzchni zajmowanej przez lokalną populację otoczenie w postaci:

- A1 zabudowy luźnej,
- A2 nieużytków,
- A3 zbiorników wodnych i cieków,
- A4 budowli sakralnych, historycznych, militarnych,
- A5 kompleksów leśnych,
- A6 łąk i pól uprawnych,
- A7 bocznicy i stacji kolejowych.

Otoczeniem niekorzystnym dla populacji tego mięczaka jest:

- B1 zbyt gęsta zabudowa miejska,
- B2 infrastruktura w postaci dróg dojazdowych i parkingów,
- B3 pielęgnowana zieleń miejska,
- C1 tereny rekreacyjne o dużym nasileniu ruchu pieszego, rowerowego, kołowego,
- C2 tereny podlegające zabudowie.

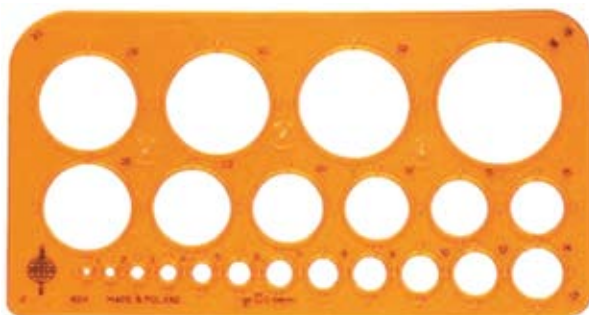
Charakteryzując ten wskaźnik na danym stanowisku, należy podać do której z wyróżnionych kategorii należy otoczenie środowiska ślimaka winniczka na danym stanowisku, a w przypadku kilku typów, która z kategorii przeważa.

## Termin i częstotliwość badań

Ślimaki winniczki są najbardziej aktywne od drugiej dekady kwietnia do końca czerwca. Możliwość ich stwierdzenia na powierzchni uzależniona jest od warunków atmosferycznych. Kontrole najlepiej prowadzić po opadach deszczu, kiedy wilgotność powietrza i gleby jest podwyższona. Nie powinno się sprawdzać stanowisk w okresie długotrwałej suszy, gdyż uzyskane wyniki będą niemiernodajne. Warto mieć na uwadze również fakt, że obserwacje może utrudniać zbyt bujna roślinność, dlatego dobrze jest prowadzić monitoring (o ile warunki pogodowe na to pozwalają) możliwie jak najwcześniej w sezonie, kiedy roślinność jest niska. Również komercyjne pozyskiwanie ślimaków z danej powierzchni może mieć wpływ na uzyskiwane przez obserwatora wyniki i powinno być w miarę możliwości brane pod uwagę. Prace monitoringowe należy prowadzić z częstotliwością przynajmniej raz na 6 lat.

## Sprzęt i materiały do badań

- odbiornik GPS wyższej klasy turystycznej,
- cyfrowy aparat fotograficzny,
- suwmiarka (+ - 0,01 mm) (w monitoringu lokalnym),
- waga elektroniczna (+ - 0,01g) (w monitoringu lokalnym),
- wyskalowany szablon kół do określania średnicy muszli,
- odpowiedni zapas arkuszy obserwacji i ołówki.



Ryc. 2. Dostępny w handlu szablon, który można wykorzystać do ustalenia czy średnica muszli osobnika ślimaka winniczka ma wymiary komercyjne (>30 mm) .

## 4. Przykład wypełnionej karty obserwacji gatunku na stanowisku

Karta obserwacji gatunku dla stanowiska	
Kod i nazwa gatunku	<i>Kod gatunku wg Dyrektywy Siedliskowej, nazwa polska i łacińska, autor wg aktualnie obowiązującej nomenklatury</i> <b>1026 ślimak winniczek <i>Helix pomatia</i> Linnaeus, 1758</b>
Nazwa stanowiska	<i>Nazwa stanowiska monitorowanego</i> .....
Typ stanowiska	<i>Badawcze/referencyjne</i> Badawcze
Obszary chronione, na których znajduje się stanowisko	<i>Natura 2000, rezerваты przyrody, parki narodowe i krajobrazowe, użytki ekologiczne, stanowiska dokumentacyjne itd.</i> Obszar niechroniony



Współrzędne geograficzne	<i>Podać współrzędne geograficzne (GPS) stanowiska</i> N XX° XX'XX" E XX°XX'XX"
Wysokość n.p.m.	<i>Podać wysokości m n.p.m. stanowiska lub zakres od... do...</i> 94 n.p.m.
Powierzchnia stanowiska	<i>Podać wielkość powierzchni w m<sup>2</sup></i> 100 arów
Opis stanowiska	<i>Opis ma ułatwiać identyfikację stanowiska. Należy opisać lokalizację i charakter terenu; zaznaczyć, dla jakiej części stanowiska podano współrzędne geograficzne.</i> Fragment wielogatunkowego lasu liściastego, częściowo o charakterze łągi, położonego na pn.-zach. od osiedla przy ul....., usytuowanego na północno-zachodnim obrzeżu miasta. Na stanowisko można dotrzeć jadąc do końca osiedla ulicą ..... Współrzędne podano dla punktu znajdującego się przy południowo-wschodniej granicy populacji lokalnej.
Charakterystyka siedliska gatunku na stanowisku	<i>Krótką charakterystyka siedliska; typ siedliska, rodzaje siedlisk w otoczeniu stanowiska</i> Las liściasty o charakterze łągi w wieku ok. 50 lat, o bogatym, zróżnicowanym runie, silnie zaśmiecony. Od południa stykający się z polem uprawnym (zasiane zboże) i ruderalnym nieużytkiem. Na południowy wschód od stanowiska znajduje się rozbudowujące się osiedle domków jednorodzinnych z przyległymi ogródkami.
Informacje o gatunku na stanowisku	<i>Syntetyczne informacje o występowaniu gatunku na stanowisku (czy po raz pierwszy badane?), dotychczasowe badania i inne istotne fakty; wyniki badań z lat poprzednich</i> Jest to jedna z trzech odrębnych populacji lokalnych, stwierdzonych w tej części miejscowości. Stanowisko objęte jest badaniami od 2014 roku.
Czy monitoring w kolejnych latach jest wymagany?	<i>Wpisać tak/nie oraz uzasadnić dlaczego proponuje się rezygnację z tego stanowiska.</i> Tak
Obserwator	<i>Imię i nazwisko wykonawcy monitoringu</i> Jerzy Błoszyk, Anna Walczak, Filip Skwierczyński, Bartosz Labijak
Daty obserwacji	<i>Daty wszystkich obserwacji</i> 18.04.2014, 24.05.2014, 12.06.2014

Stan ochrony gatunku na stanowisku			
Parametr/Wskaźniki	Wartość wskaźnika i komentarz	Ocena	
<b>Populacja</b>			
Obecność populacji lokalnej	<i>Podać liczbę zaobserwowanych osobników na stanowisku</i> 300 os.	FV	FV
Areał populacji:	100 arów	FV	
Wskaźnik zagęszczenia populacji*	<i>Podać liczbę obserwowanych osobników na spenetrowanej powierzchni w przeliczeniu na 1 ar</i> 3 os./ar	FV	
Udział osobników o znaczeniu komercyjnym w populacji*	<i>Podać udział (%) osobników o średnicy muszli &gt;30 mm wśród wszystkich stwierdzonych</i> 95%	FV	
Udział osobników komercyjnych młodych w populacji*	<i>Podać udział (%) osobników młodych o średnicy muszli &gt;30 mm wśród wszystkich stwierdzonych</i> 0	FV	
Udział osobników niekomercyjnych dorosłych w populacji*	<i>Podać udział (%) osobników dorosłych o średnicy muszli &lt;30 mm wśród wszystkich stwierdzonych</i> 5%	FV	

Siedlisko			
Rodzaj środowiska	Określenie typu środowiska (ustalone kategorie) A6. Skraje lasów (szczególnie łęgowych) Siedlisko preferowane przez winniczka	FV	FV
Otoczenie środowiska	Określenie typu środowiska w otoczeniu (ustalone kategorie) (I) zabudowa luźna (A1) od południowej strony, oddzielona od stanowiska polem i nieużytkiem (A2) ; od wschodu ten sam typ sztucznie nasadzonego lasu (A5).	FV	
Perspektywy ochrony	<p><i>Krótką prognoza stanu populacji siedliska gatunku na stanowisku w perspektywie 10–15 lat w nawiązaniu do ich aktualnego stanu i obserwowanych trendów zmian, z uwzględnieniem wszelkich działań i planów (zagrożeń), których skutki mogą wpłynąć na gatunek i jego siedlisko</i></p> <p>Populacja rozwijająca się, ma szansę funkcjonowania przez wiele lat. Może być wykorzystywane w celach komercyjnych. Stanowisko usytuowane w nasadzonej przez człowieka sztucznym drzewostanie na zwałowisku pokopalnianym. Drzewostan umacniający hałdę, nie nadający się pod zabudowę. Prawdopodobnie przez najbliższe 20–30 lat sposób użytkowania terenu nie ulegnie zmianie. Możliwa jest zwiększona penetracja tego terenu przez mieszkańców pobliskiego osiedla, nie na tyle jednak aby mogła zagrozić występującej tam populacji ślimaków.</p>		FV
Ocena ogólna			FV

\* wskaźniki nieobowiązkowe (do zastosowania w monitoringu lokalnym)

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
D01.01	Ścieżki, szlaki piesze, szlaki rowerowe	C	0	Niewielkie nasilenie, wpływ niezauważalny.
D01.01	Drogi, autostrady	C	0	Małe nasilenie ruchu, wpływ niewielki, ulica Spokojna jest nieutwardzoną drogą lokalną, służącą mieszkańcom osiedla.
E01.04	Inne typy zabudowy	C	0	Brak oddziaływania.
A03.02	Intensywne koszenie	C	0	Nie zaobserwowano.
A10.01	Usuwanie żywoptótów i zagajników lub roślinności karłowatej	C	0	Wpływ niewielki z uwagi na sporadyczność zabiegów.
A10.02	Usuwanie kamiennych murów i nasypów	C	0	Nie zaobserwowano.
D01.03	Parkingi samochodowe i miejsca postojowe	B	0	Samochody sporadycznie parkują na skraju stanowiska.

Zagrożenia (przyszłe, przewidywane oddziaływania)				
Kod	Nazwa	Intensywność	Wpływ	Syntetyczny opis
D01.01	Ścieżki, szlaki piesze, szlaki rowerowe	B	–	Będzie się nasilało rekreacyjne wykorzystanie terenu przed osiedlem domków jednorodzinnych, jednak charakter lasu i rzeźba terenu stanowią istotne ograniczenie tego zjawiska.
D01.01	Drogi, autostrady	B	–	Będzie zwiększał się ruch na drogach osiedlowych, które z czasem zostaną z pewnością utwardzone i tym samym zwiększy się zasolenie środowiska.
A03.02	Intensywne koszenie	A	–	Nieużytek stykający się z lasem z czasem może zostać zagospodarowany i uporządkowany.
A10.01	Usuwanie żywopłotów i zagajników lub roślinności karłowatej	B	–	Uporządkowanie terenu przed osiedlem spowoduje niekorzystne zmiany dla egzystencji winniczka.
D01.03	Parkingi samochodowe i miejsca postojowe	B	–	Istnieje tendencja do zwiększania liczby miejsc parkingowych; w przypadku wyrównywania terenu i zmiany typu powierzchni drogi dojazdowej do osiedla nastąpi pogorszenie warunków życia ślimaka; mięczaki będą ginąć w skutek zwiększenia natężenia ruchu kołowego

Inne informacje	
Inne wartości przyrodnicze	<i>Inne obserwowane w trakcie prac monitoringowych gatunki zwierząt i roślin z załączników Dyrektywy Siedliskowej i Ptasiej: gatunki zagrożone i rzadkie (Czerwona księga), gatunki chronione (podać liczebność w skali: liczny, średnio liczny, rzadki)</i> Nie zaobserwowano.
Gatunki obce i inwazyjne	<i>Obserwowane gatunki obce i inwazyjne grochodrzew Robinia pseudoacacia</i>
Uwagi metodyczne	<i>Informacje istotne dla dalszego planowania monitoringu (sposób prowadzenia prac, wskaźniki, które powinny być badane w monitoringu i ich waloryzacja, regionalnie optymalny czas prowadzenia)</i> Optymalny czas prowadzenia obserwacji: druga połowa kwietnia – pierwsza połowa czerwca; po obfitych opadach deszczu i temperaturze powietrza powyżej 15°C.
Inne uwagi	<i>Wszelkie informacje pomocne przy interpretacji wyników, np. anomalie pogodowe</i> Konieczne jest zweryfikowanie areatu występowania ślimaka winniczka w lesie łęgowym przylegającym do stanowiska (A).
Dokumentacja fotograficzna i kartograficzna	<i>Załączniki do bazy danych (w wersji elektronicznej):</i> <i>Minimum 2 zdjęcia na stanowisko (gatunek, siedlisko), granice powierzchni badawczej naniesione na odpowiedni podkład kartograficzny</i>

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

Podobną metodykę monitoring można zastosować dla ślimaka żółtawego *Helix lutescens* Rossm. 1837.

## 6. Ochrona gatunku

Gatunek objęty na terenie Polski ochroną częściową, po uzyskaniu zgody Regionalnej Dyrekcji Ochrony Środowiska zezwala się na zbiór osobników o średnicy muszli powyżej 30 mm, przez 30 dni łącznie w danym roku, od dnia 20 kwietnia do dnia 31 maja (Rozporządzenie

Ministra Środowiska z dnia 12 października 2011 r. w sprawie ochrony gatunkowej zwierząt (Dz. U. z 2011 r. Nr 237, poz. 1419). Wydaje się, że zarówno zaproponowany wymiar ochronny jak i obowiązujące terminy pozyskania ślimaka oraz limity zbioru wydawane przez Regionalne Dyrekcje Ochrony Środowiska spełniają należycie swoje funkcje. Ślimak jest dość pospolity na terenie większości kraju i w chwili obecnej w skali ogólnopolskiej nie należy do gatunków zagrożonych. Lokalnie natomiast, w niektórych regionach kraju, liczebność jego populacji może spadać lub mogą one całkowicie zanikać, jednak skala tego zjawiska jest w chwili obecnej trudna do określenia, wymaga bowiem przeprowadzenia wieloletnich, intensywnych badań. Z kolei oszacowanie komercyjnych zasobów (liczebności bądź biomasy) tego mięczaka w poszczególnych województwach wymaga zastosowania odmiennej metodyki.

## 7. Literatura

- Barga-Więcławska J. A. 2010. Opinia naukowa na temat występowania i możliwości pozyskania ślimaka winniczka *Helix pomatia* w układzie gmin w województwie świętokrzyskim. Maszynopis (Regionalna Dyrekcja Ochrony Środowiska w Kielcach).
- Błoszyk J., Kalinowski T., Rybska E., Jankowiak A., Napierała A. 2013. Abundance and distribution of the Roman snail (*Helix pomatia* L.) in Poland. III. Lubuskie voivodeship. *Badania Fizjograficzne, Seria C*, 54: 7–29.
- Błoszyk J., Machnikowski M., Napierała A., Gołdyn B., Rybska E., Stępczak K., Szybiak K., Konwerski S., Leszczyńska-Deja K., Kalinowski T., Jankowiak A. 2010. Assessment of abundance and distribution of the Roman snail (*Helix pomatia* Linnaeus, 1758) in kujawsko-pomorskie voivodeship. *Folia Malacologica* 18 (3): 113–121.
- Błoszyk J., Rybska E., Kalinowski T., Jankowiak A., Napierała A., 2012. Assessment of abundance and distribution of the Roman snail (*Helix pomatia* Linnaeus, 1758) in Poland. II. Podlaskie voivodeship. *Folia Malacologica* 20 (4): 305–309.
- Błoszyk J., Kalinowski T., Szybiak K., Nowak M., Napierała A. 2015. Metapopulations of the Roman snail (*Helix pomatia* L.) analysed with the GPS system. W: Nowak M. (red.). *The scientific, technological and legal background in the creating integrated databases of biotic elements*. Wydawnictwo UAM, Poznań, s. 103–113.
- Dyduch-Falniowska A., Makomaska-Juchiewicz M., Perzanowska-Sucharska J., Tworek S., Zajac K., 2001. Roman snail (*Helix pomatia* L.) – conservation and management in the Małopolska region (Southern Poland). *Ekologia* 3: 265–283.
- Kołodziejczyk A., Skawina A. 2007. Ślimak winniczek (*Helix pomatia* L.) w północnej części województwa mazowieckiego. XXXIII Krajowe Seminarium Malakologiczne Siedlce-Serpelice, 24-27.IV.2007. Abstrakty. Akademia Pedagogiczna, Siedlce, s. 35-36.
- Kołodziejczyk A., Skawina A. 2009. The Roman Snail (*Helix pomatia* Linnaeus, 1885) in northern Mazovia. *Folia Malacologica* 17 (2): 63-68.
- Stępczak K., 1976. Występowanie, zasoby, uzyskiwanie i ochrona ślimaka winniczka (*Helix pomatia* L.) w Polsce. UAM, Poznań.
- Tworek S., Cierlik G., Grzegorzczak M., Kurzyński J., Mielnicka B., Perzanowska J., Pisarczyk E., Zajac K. 2005. Raport. Monitoring liczebności ślimaka winniczka w województwie małopolskim (rok 2005). Maszynopis (Instytut Ochrony Przyrody PAN, Kraków).
- Tworek S., Zajac K. 2012. Ślimak winniczek w województwie małopolskim. RDOŚ, Kraków.
- Urbański J. 1963. Ślimak winniczek *Helix pomatia* L. – jego systematyka, biologia, znaczenie gospodarcze i ochrona. *Ochr. Przyr.* 29: 215-254.
- Włosik E., Musiał J. 1982. Lewoskrętna i wieżyczkowe muszle u ślimaka winniczka (*Helix pomatia* L.). *PTPN, Prace Komisji Biologicznej*, 66: 53-57.
- Komputerowa baza danych „Helix”, Zbiory Przyrodnicze, Wydział Biologii UAM w Poznaniu. [www.helix.amu.edu.pl](http://www.helix.amu.edu.pl)

Opracowali: **Jerzy Błoszyk** i **Tomasz Kalinowski**

1034 **Pijawka lekarska**  
*Hirudo medicinalis* Linnaeus, 1758



Fot. 1. Pijawka lekarska *Hirudo medicinalis* z widocznym charakterystycznym ubarwieniem (fot. P. Koperski).

## I. INFORMACJA O GATUNKU

### 1. Przynależność systematyczna

Rząd: ARHYNCHOBDELIDA

Rodzina: Pijawkowate HIRUDINIDAE

### 2. Status prawny i zagrożenie gatunku

#### Prawo międzynarodowe

Dyrektywa Siedliskowa – Załączniki II i IV

Konwencja Berneńska – Załącznik III

#### Prawo krajowe

Ochrona gatunkowa – ochrona częściowa

#### Kategoria zagrożenia IUCN

Czerwona lista IUCN – LC

Polska czerwona księga zwierząt. Bezkręgowce (2004) – LC

Czerwona lista dla Karpat (2003) – nieuwzględniony

### 3. Opis gatunku

Pijawka lekarska to duża słodkowodna pijawka. Jej ciało, o długości do 120–150 mm, podzielone jest wewnątrz i zewnątrz na 34 segmenty (somity), a każdy z nich na 5 pierścieni. Pijawka lekarska jest łatwa do odróżnienia od innych, rodzimych gatunków pijawek na podstawie ubarwienia. Tylko u tego gatunku ciało na grzbietowej stronie ma regularnie rozmieszczone, kontrastowe, pomarańczowe lub czerwone plamy, zlewające się w równoległe smugi na ciemnooliwkowym, czarnym lub ciemnobrązowym tle (Fot. 1), podczas gdy jaśniejsza, szara lub oliwkowa powierzchnia ciała po stronie brzusznej pokryta jest nieregularnymi czarnymi plamkami. Na tylnym końcu ciała występuje duża przyssawka, ułatwiająca poruszanie się po powierzchni zanurzonych w wodzie obiektów, a na przednim końcu 5 par niewielkich oczu oraz otwór gębowy zaopatrzony w rogowe zęby do nacinania skóry ofiary i umięśniona gardziel.

W Polsce pijawkę lekarską można pomylić z innymi obcymi gatunkami pijawek pasożytniczych: *H. verban* Carena, 1820, *H. orientalis* Utevsky & Trontelj, 2005 i *H. troctina* Johnson, 1816 (Utevsky, Trontelj 2005). Spośród rodzimych przedstawicieli Hirudinidae pijawka lekarska bywa mylona z pijawką końską *Haemopsis sanguisuga* Linnaeus. Ten gatunek nie jest jednak pasożytem, a drapieźnikiem. Brak u niego również charakterystycznego wzoru występującego u pijawki lekarskiej. U pijawki końskiej zdarzają się osobniki o bardzo wyraźnej i regularnej plamistości, jednak brak u nich w ubarwieniu strony grzbietowej koloru czerwonego (lub jego odcieni). Natomiast ubarwienie strony brzusznej jest zwykle jednolite, pozbawione plamistości (rzadko występuje plamistość). Wszystkie wymienione powyżej gatunki spotyka się w podobnych siedliskach i mogą występować w tych samych zbiornikach.



Fot. 2. Starorzecze – jeden z typów zbiorników wodnych zasiedlanych przez pijawkę lekarską (fot. P. Koperski).



## 4. Biologia gatunku

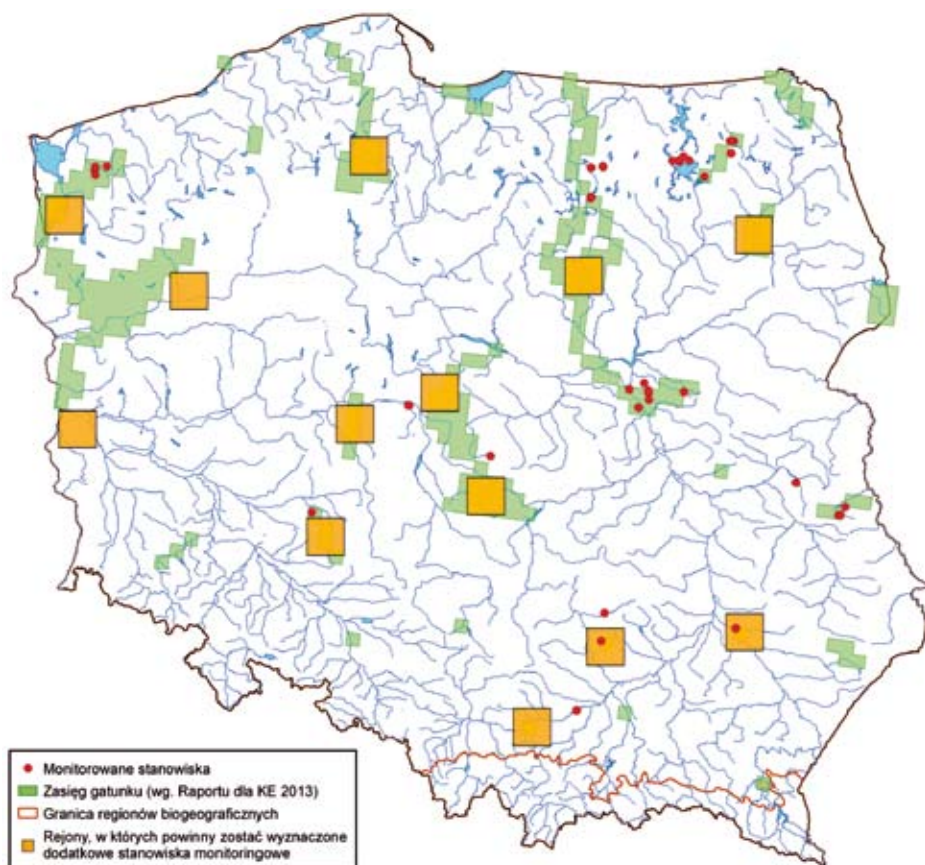
Pijawka lekarska jest jedynym ściśle pasożytniczym zwierzęciem, umieszczonym na liście gatunków objętych częściową ochroną gatunkową. Odżywia się wyłącznie krwią kręgowców, a lista jej żywicieli obejmuje płazy, ptaki i ssaki, w tym i człowieka. Pijawki z tego gatunku sprawnie pływają, aktywnie poszukując żywicieli, kierując się bodźcami chemicznymi (smakowymi) i mechanicznymi (ruch ofiary w wodzie). Po wyssaniu krwi z ofiary odczepiają się i potrafią przetrwać kilka godzin poza wodą, pokonując na lądzie nawet kilkaset metrów. Tak jak inne pijawki, również pijawka lekarska jest gatunkiem hermafrodytycznym. Występuje zapłodnienie krzyżowe; w trakcie aktu płciowego osobniki wzajemnie przekazują sobie spermatofoory. W warunkach naturalnych jaja składane są jeden–dwa razy do roku, latem. Jaja składane są w kokonach, umieszczanych wśród przybrzeżnej roślinności (Elliott, Mann 1979). Rozwój zarodków w kokonie może trwać ponad 40 dni. Długość rozwoju jest jednak zależna od temperatury. W korzystnych warunkach pogodowych, przy wysokiej temperaturze, może kończyć się już po miesiącu. U pijawki lekarskiej nie występuje przeobrażenie.

## 5. Wymagania siedliskowe

Typowymi i najczęściej zasiedlanymi przez pijawkę lekarską środowiskami są drobne i niezbyt głębokie zbiorniki wodne, zarówno pochodzenia naturalnego (starorzecza, niewielkie jeziora), jak i antropogenicznego (stawy parkowe, zbiorniki do pojenia zwierząt gospodarskich, stawy rybne, rowy melioracyjne i doły potorfowe) (Fot. 2). Pijawka lekarska preferuje zbiorniki żyzne i obficie porośnięte roślinnością wodną. Roślinność zanurzona i pływająca stanowi nie tylko kryjówkę, ale też podłoże do składania jaj. Według Buczyńskiego i in. (2008) pozostałe typy siedlisk (większe jeziora i rzeki) stanowią nie więcej niż 20% wszystkich odnotowanych stanowisk jej występowania. Wykazano, że pijawka lekarska, podobnie jak dwa inne gatunki pijawek: *Dina lineata* L. i *Batracobdelloides moogi* Nesemann et Csanyi 1995, najchętniej zasiedla środowiska pozbawione ryb. Ich presja jako drapieżników może prowadzić do ekstynkcji pijawki w zbiorniku (Koperski 2006). Ponieważ pijawka lekarska wykazuje zdolność do amfibiotycznego trybu życia, może opuszczać zbiorniki wodne i zasiedlać pobliskie, np. w wyniku zmian parametrów chemicznych wody lub wysychania zbiorników.

## 6. Rozmieszczenie gatunku w Polsce

Pijawka lekarska jest gatunkiem rzadkim i wydaje się, że obecnie występuje wyspowo (Ryc. 1). Skupiska stanowisk znajdują się w różnych częściach kraju. Ich obecność wydaje się niezwiązana z konkretnymi regionami, Gatunek nie występuje jednak powyżej 500 m n.p.m. W piśmiennictwie znaleźć można informacje o lokalizacji ponad stu współczesnych stanowisk występowania tego gatunku (np. Buczyński i in. 2008, Bonk i in. 2012, Cichocki i in. 2012). Wydaje się, że liczebność populacji w poszczególnych zbiornikach jest przeważnie mała, chociaż bardzo trudno jest o wiarygodne dane dotyczące liczebności gatunku prowadzącego dość skryty tryb życia. Niewielka z reguły liczba osobników znajdujących w trakcie inwentaryzacji wydaje się zrozumiała i typowa dla bardzo odpornego na głód



Ryc. 1. Rozmieszczenie stanowisk monitoringu pijawki lekarskiej w Polsce na tle jej zasięgu występowania.

pasożyta, żerującego na dużych, nieregularnie pojawiających się żywicielach; tym bardziej zwracają więc uwagę nieliczne doniesienia o lokalnych populacjach pijawki lekarskiej o bardzo wysokim zagęszczeniu. Ze względu na to, że pijawka bywa wykorzystywana w lecznictwie i hodowana, jej świadome wypuszczanie bądź uciezki z hodowli mogą mieć wpływ na rozmieszczenie tego gatunku w Polsce.

## II. METODYKA

### 1. Koncepcja monitoringu gatunku

Przyjęta koncepcja monitoringu jest propozycją autorską, opartą na doświadczeniu różnych ekspertów w inwentaryzacji pijawek oraz na doświadczeniach autorów w badaniach faunistycznych i ekologicznych w drobnych zbiornikach słodkowodnych różnego pochodzenia i zlokalizowanych w różnym krajobrazie. Przy opracowaniu koncepcji w znacznym stopniu wykorzystano obszerne opracowanie Buczyńskiego i in. (2008) na temat występowania pijawki lekarskiej w Polsce. Korzystano także z prac faunistycznych Cichockiego i in. (2012),

Pawłowskiego (1968) oraz Jażdżewskiej i Wiedeńskiej (2004). Intensywny monitoring tego gatunku prowadzony był w ostatnich latach w Niemczech (Jueg 2008) i Czechach (Schenkova i in. 2009). Przy opracowaniu proponowanych wstępnych założeń wzięto również pod uwagę wyniki tych badań.

Monitoringiem powinny być objęte rozmieszczone mniej więcej równomiernie na terenie kraju miejsca wcześniejszych stwierdzeń gatunku. Pijawka lekarska jest gatunkiem rzadkim i obserwacje losowo wybranych zbiorników mogłyby fałszować relacje między stanem siedliska a występowaniem gatunku. Na monitorowanych stanowiskach powinny być zbierane informacje o stanie populacji i siedliska.

Ocena stanu populacji powinna zostać oparta na danych o (1) liczebności osobników w przeliczeniu na zbiornik, (2) strukturze wielkości osobników i (3) zmienności morfologicznej – ważnej w kontekście hipotetycznej, niepożądanego obecności w zbiorniku obcych gatunków z rodzaju *Hirudo*. Należy podkreślić, że przy próbach określenia, nawet przybliżonej, liczebności populacji pijawki lekarskiej w poszczególnych zbiornikach występują znaczne trudności. Ponieważ jest to gatunek mogący rozmnażać się przy niskim zagęszczeniu, to stwierdzenie w zbiorniku nawet pojedynczych osobników świadczyć może o istnieniu trwałej, rozmnażającej się populacji.

Zaproponowane do monitoringu wskaźniki stanu siedliska pijawki lekarskiej są podobne do opracowanych dla wielu gatunków zwierząt drobnozbiornikowych.

## 2. Wskaźniki i ocena stanu ochrony gatunku

### Wskaźniki stanu populacji



Fot. 3. Połowy pijawek przy użyciu skrobaka dna (fot. P. Koperski).

**Tab. 1.** Wskaźniki stanu populacji

Wskaźnik	Miara	Sposób pomiaru/określenia
Liczebność	Liczba osobników	Liczba osobników odłowionych oraz wykrytych podczas dwukrotnego przeszukiwania potencjalnych schronień
Struktura wielkości*	Klasa wielkości	Bezpośredni pomiar długości odłowionych żywych osobników w terenie i zaliczenie ich do odpowiednich klas wielkości (różniących się długością ciała o co najmniej 30 mm)
Zmienność morfologiczna	Wskaźnik opisowy	Stwierdzenie obecności/braku innych gatunków z rodzaju <i>Hirudo</i> (analiza morfologii odłowionych osobników)

\*Dane o wielkości odłowionych osobników należy zbierać, ale nie podlegają one waloryzacji i nie wpływają na ocenę stanu populacji.

**Tab. 2.** Waloryzacja wskaźników stanu populacji

Wskaźnik	Ocena*		
	FV	U1	U2
Liczebność	Przynajmniej jeden osobnik wykryty podczas pierwszej kontroli	Brak stwierdzeń przy pierwszej kontroli, ale gatunek wykryty jest podczas drugiej kontroli	Brak stwierdzenia gatunku podczas dwóch kontroli
Zmienność morfologiczna **	Obecne tylko osobniki o morfologii pijawki lekarskiej	Obecność osobników o morfologii innych gatunków z rodzaju <i>Hirudo</i> lub mieszańcowych, przy równoczesnym wykryciu pijawki lekarskiej	Wykrycie jedynie osobników o morfologii mieszańcowej bądź innych gatunków z rodzaju <i>Hirudo</i> bez stwierdzeń pijawki lekarskiej

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

\*\* Wskaźnik jest oceniany tylko w przypadku wykrycia co najmniej trzech osobników.

## Wskaźniki kardynalne

Nie wyróżniono.

## Wskaźniki stanu siedliska

**Tab. 3.** Wskaźniki stanu siedliska

Wskaźnik	Miara	Sposób pomiaru/określenia
Charakter i modyfikacja brzegów	Wskaźnik opisowy	Określenie stopnia degradacji brzegów zbiornika w oparciu o obserwacje w terenie reprezentatywnych fragmentów linii brzegowej (ocena ekspercka)
Głębokość wody	cm	Pomiar w terenie wyskalowaną tyczką
Obecność ryb	Wskaźnik opisowy	Stwierdzenie obecności/braku ryb w zbiorniku oraz określenie ich przybliżonego składu gatunkowego w oparciu o obserwacje w terenie (ocena ekspercka), wywiad z mieszkańcami, dane rybackie i wędkarskie
Jakość wody	Wskaźnik opisowy	Identyfikacja objawów zanieczyszczenia lub eutrofizacji wody (zapach siarkowodoru, obecność substancji ropopochodnych, „zakwity” glonów nitkowatych i sinic) na podstawie obserwacji w terenie lub informacji od rybaków i wędkarzy lub danych z WIOŚ
Powierzchnia zbiornika	m <sup>2</sup>	Określenie na podstawie map satelitarnych lub lotniczych (zbiorniki powyżej 10 arów) lub pomiar w terenie przy pomocy taśmy mierniczej, dalmierza lub odbiornika GPS
Roślinność wynurzona	Wskaźnik opisowy	Określenie typu roślinności i stopnia pokrycia lustra wody roślinnością w oparciu o obserwacje terenowe



Tab. 4. Waloryzacja wskaźników stanu siedliska

Wskaźnik/Ocena*	FV	U1	U2
Charakter i modyfikacja brzegów	Brak oznak przekształcenia i modyfikacji linii brzegowej, dna i roślinności wodnej	Linia brzegowa, dno i roślinność wodna przekształcone lub zdegradowane w niewielkim stopniu	Linia brzegowa, dno i roślinność brzegowa w znacznym stopniu zdegradowane (wycinanie, wydeptywanie, zaśmiecanie)
Głębokość wody	Przynajmniej w części zbiornika trwale >1m	Przynajmniej okresowo 0,7–1m	W całym zbiorniku przynajmniej okresowo opada poniżej 0,7m
Obecność ryb	Brak	Najwyżej dwa gatunki spośród charakterystycznych dla drobnych zbiorników gatunków rodzimych (piskorz, karaś, lin, strzebla błotna, koza)	Więcej niż dwa gatunki ryb charakterystycznych dla drobnych zbiorników lub obecność choćby jednego gatunku drapieżnego lub obcego (np. okoń, szczupak, trawianka, karp, karaś srebrzysty itp.)
Jakość wody	Brak objawów zanieczyszczenia wody i eutrofizacji	Widoczne objawy eutrofizacji: widoczne nieliczne glony nitkowate; barwa wody niezmieniona; słaby zapach siarkowodoru, wyczuwalny jedynie przy naruszeniu dna i w osadzie trafiającym do narzędzi połowowych	Glony nitkowate porastają znaczną część zbiornika, barwa wody zmieniona w wyniku tzw. zakwitów glonów jednokomórkowych, w tym sinic. Silny zapach siarkowodoru wyczuwalny z brzegu
Powierzchnia zbiornika	Powierzchnia zbiornika prawdopodobnie stała w trakcie sezonu, większa niż kilkaset m <sup>2</sup>	Powierzchnia ponad 500 m <sup>2</sup> , ale wyraźnie zmieniająca się w trakcie sezonu	Zbiornik o powierzchni lustra wody przynajmniej okresowo poniżej zmniejszający się poniżej 500 m <sup>2</sup> , zarastający i silnie wypływający się
Roślinność wynurzona	Wielogatunkowe płaty roślinności szuwarowej, dominacja roślin o liściach wynurzonych np. grążele, grzybieńce, rdestnice	Dominacja traw i turzyc i pałki wodnej, ale obecne również rośliny o liściach pływających	Szuwar złożony wyłącznie z roślin o mniej więcej pionowych pędach (turzycy, trawy, pałka itp.), brak roślin o liściach pływających

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

### Wskaźniki kardynalne

Nie wyróżniono.

### Ocena stanu populacji

Ocena stanu populacji zwykle opiera się na wskaźniku „liczebność”. W przypadku złowienia odpowiedniej liczby osobników do oceny wskaźnika „zmiennosc morfologiczna” (tab. 2) o wartości wskaźnika decyduje niższa wartość któregośkolwiek ze wskaźników.

Przykłady:

1. Podczas pierwszej kontroli zostały odłowione trzy osobniki z rodzaju *Hirudo*, wśród tych osobników był jeden osobnik pijawki lekarskiej a jeden lub dwa pozostałe miały cechy innych gatunków. Podczas drugiej kontroli nie odłowiono żadnych osobników pijawek. W efekcie wskaźnik „liczebność” oceniany jest na FV, a wskaźnik „zmiennosc morfologiczna” oceniany jest na U1. Parametr „populacja” jest w tej sytuacji oceniony na U1,
2. Podczas pierwszej kontroli złowiono wyłącznie osobniki o cechach gatunków obcych i nie było osobników pijawki lekarskiej, natomiast podczas drugiej kontroli odłowiono

tylko osobniki pijawki lekarskiej bez odławiania gatunków obcych bądź mieszkańców, to oba wskaźniki „liczebność” i „zmienność morfologiczna” oceniany są na U1. Stan populacji należy więc ocenić na U1.

### Ocena stanu siedliska

Każdej z ocen wskaźników stanu siedliska przyporządkowuje się liczbę punktów: FV –2, U1 – 1, U2 – 0. Ocena stanu siedliska jest średnią tych punktów.

### Perspektywy ochrony

Oceniając ten parametr, należy zastanowić się, czy w perspektywie 10–15 lat aktualny stan populacji i siedlisk gatunku ma szansę utrzymać się, pogorszyć, czy może poprawić. W przypadku pijawki ocena perspektyw jest trudna z kilku powodów. Akweny zasiedlane przez pijawkę są bardzo często małe i płytkie, co wiąże się z dużym narażeniem na wysychanie w lecie i przemarzanie zimą. Takie astatyczne (zmiennie w czasie) zbiorniki mogą być nietrwałe. Jak już wspomniano, niestabilność siedlisk a równocześnie zdolność pijawek do amfibiocznego trybu życia powodują, że pijawka lekarska może po jakimś czasie ustąpić z danego zbiornika i ewentualnie zasiedlić pobliskie. Także liczba odłowionych osobników nie jest wystarczającą wskazówką do oceny trwałości populacji: jest to gatunek mogący rozmnażać się przy niskim zagęszczeniu, więc choć stwierdzamy podczas monitoringu tylko pojedyncze osobniki w zbiorniku, populacja może być stabilna. Nawet brak stwierdzeń pijawki w trakcie monitoringu nie musi oznaczać, że gatunek nie występuje w zbiorniku, a tylko, że jego zagęszczenie jest bardzo niskie.

W związku z powyższym perspektyw ochrony nie powinno się właściwie oceniać na podstawie obserwacji z jednego tylko sezonu. Podobnie jak w przypadku innych gatunków drobno-zbiornikowych (np. strzebla błotna, traszka grzebieniasta) należałoby przyjąć, że przetrwanie i stabilność populacji pijawki lekarskiej nie są drastycznie zagrożone, jeśli stwierdzamy obecność gatunku w trzech kolejnych fazach prac monitoringowych. Przy ocenie perspektyw należy zwrócić uwagę na istniejące oddziaływania i zagrożenia, zwłaszcza obecność ryb. Celowe zarybianie zbiorników, zwłaszcza gatunkami ryb, które nie są charakterystyczne dla drobnych zbiorników to istotne zagrożenie dla pijawki lekarskiej.

### Ocena ogólna

O ocenie ogólnej stanu gatunku na stanowisku decyduje najniższa z ocen trzech parametrów.

## 3. Opis badań monitoringowych

### Wybór powierzchni monitoringowych i ich sugerowana wielkość

Współcześnie w Polsce znanych jest ponad sto stanowisk pijawki lekarskiej. Do monitoringu w latach 2013–2014 wybrano ok. 40 stanowisk rozmieszczonych na obszarach, zaklasyfikowanych do sześciu grup:



1. Obszary opisywane dawniej jako obfitujące w stanowiska pijawki lekarskiej, gdzie w ostatnich dziesięciu latach ich występowanie nie zostało potwierdzone (Środkowe Mazowsze – m.in. Pawłowski 1968, Jażdżewska, Wiedeńska 2004).
2. Obszary na których w przeszłości oraz w ostatnich dziesięciu latach potwierdzono liczne występowanie pijawki lekarskiej (Lasy Napiwodzkie, okolice Olsztyna, Pojezierze Dobiegniewskie, Pojezierze Łęczyńsko-Włodawskie, Pobrzeże Szczecińskie – Wilkialis 1970, Agapow 1973, Agapow, Nadobnik 2006, Buczyński i in. 2008, Bielecki i in. 2011, Cichocki i in. 2012).
3. Obszary potencjalnie zasiedlone przez pijawkę lekarską, z terenu których brak danych lub dane wymagają potwierdzenia (Kraina Wielkich Jezior Mazurskich).
4. Obszary w południowej Polsce pomiędzy Krakowem, Kielcami i Biłgorajem (Bonk i in. 2012).
5. Dolny Śląsk w okolicach Milicza.
6. Okolice Łodzi.

Stanowiska wybrane do monitoringu powinny być zbiornikami stałymi, z roślinnością wodną nie pokrywającą więcej niż 50% lustra wody w lipcu. Wydaje się, że istotną cechą zbiorników zasiedlonych przez trwałe populacje pijawki lekarskiej jest przynajmniej okresowa obecność przy brzegach jej żywicieli: płazów oraz zwierząt gospodarskich – kaczek, gęsi, bydła i koni. Maksymalna głębokość zbiornika powinna wynosić co najmniej 0,5 m. Należy unikać zbiorników, co do których zachodzi podejrzenie, że wysychają całkowicie w lecie lub przemarzają zimą do dna. Niemniej jednak w niektórych regionach Polski, np. na południu, brak większych akwenów powoduje, że należy do badań włączać również te mniej trwałe, w których stwierdzano pijawkę (np. Bonk i in. 2012). Wielkość powierzchni lustra wody całego zbiornika nie wydaje się bardzo istotna. W przypadku dużych i średniej wielkości zbiorników ważny jest wybór miejsca, w którym będziemy poszukiwać tego gatunku. Powinna to być niezbyt głęboka zatoka, osłonięta od wiatru, z obfitą i zróżnicowaną roślinnością nadbrzeżną, zanurzoną i wynurzoną i z łagodnie opadającym dnem w strefie przybrzeżnej. W takiej sytuacji, za stanowisko przyjmujemy kilkusetmetrowy fragment potencjalnego siedliska (strefy przybrzeżnej zbiornika). Cenne, choć wymagające weryfikacji, dane o występowaniu pijawek w badanych zbiornikach w przeszłości uzyskać można od miejscowej ludności.

## Sposób wykonywania badań

### Określanie wskaźników stanu populacji

**Liczebność.** Na każdym stanowisku dokonuje się połowu pijawek na co najmniej dwa sposoby: (1) przy pomocy kasarka wśród przybrzeżnej roślinności (Fot. 3) i (2) poprzez przegładanie gałęzi, kamieni, liści itp. zalegających na granicy lądu i wody. Funkcją kasarka równie dobrze pełnią czerpaki hydrobiologiczne, skrobaki dna czy siatki (czerpaki) herpetologiczne. Przy pomocy standardowego czerpaka hydrobiologicznego (kasarka) lub innego wymienionego wyżej narzędzia połowowego należy wykonać przynajmniej 50 zaciągnięć wśród roślinności wodnej. Długość jednego zaciągnięcia powinna być maksymalna, jaką można wykonać, stojąc w miejscu. Zaczepnięcia wykonuje się wśród miękkiej roślinności zanurzonej, brodząc w wodzie nie głębszej niż 50 cm, przynajmniej w dwóch miejscach, odległych od siebie o co najmniej 20 metrów. Niezależnie, należy przejrzeć zalegające na granicy lądu

i wody fragmenty liści i łodyg wodnych roślin, zwłaszcza spodnią stronę oderwanych liści grzybieni, grążeli czy innych roślin o pływających liściach i rdestnic, a także kamienie, deski i gałązki w co najmniej dwóch miejscach, odległych od siebie co najmniej o 20 metrów. Wykonując badania, należy zanotować czas poszukiwania pijawek na jednym zbiorniku. Zaleca się, aby wynosił on minimum 30 minut, z czego przynajmniej połowa czasu powinna być poświęcona na intensywne odłowy kasarkiem w miejscach porośniętych roślinnością. Pozostały czas (minimum 10 minut) należy poświęcić na przeszukiwanie różnych, wspomnianych wyżej, potencjalnych schronień pijawek.

Jako metodę uzupełniającą, można wykorzystać wabienie pijawek poprzez ustawienie się w wodzie, w miejscu gdzie dno nie jest porośnięte roślinnością i wykonywanie powolnych ruchów, np. chodzenie w miejscu. Podczas poruszania się należy obserwować, czy przyplływają pijawki. Wabienie powinno trwać kilka minut, gdyż pijawki nie podplływają zwykle od razu, lecz pokonują trasę od miejsca przebywania do potencjalnego żywiciela w kilku etapach, w międzyczasie zatrzymując się. Ta metoda jest możliwa do zastosowania głównie w miejscach, gdzie umiarkowane ruchy nie powodują zmętnienia wody, uniemożliwiającego obserwację dna (np. piaszczyste lub żwirowe dno, albo inne podłoże, na którym poruszanie się nie powoduje zmętnienia wody). W zbiornikach, gdzie licznie występują rośliny wynurzone, pijawki zwykle podplływają do obserwatora tuż pod powierzchnią wody i na ogół są dobrze widoczne. Dlatego można w takich warunkach zastosować wabienie poprzez poruszanie się w miejscu, nawet w przypadku zmętnienia wody.

Na stanowiskach, gdzie pijawki są liczne, ta metoda może mieć przewagę nad łowieniem narzędziami połowu, dlatego też należy co jakiś czas podczas łowienia pijawek obserwować powierzchnię wody wokół siebie, w szczególności gdy obserwator porusza się powoli. Należy w takiej sytuacji odławiać każdą pijawkę, którą da się zauważyć. Odłów należy prowadzić przez minimum 30 minut i odnotować liczbę złowionych osobników. W przypadku wykrycia pijawek, prace można zakończyć. Zaleca się jednak ich kontynuację, przez minimum 30 minut, stosując 50 zaciągnięć, aby w miarę możliwości uzyskać dane o liczebności gatunku, strukturze wielkościowej bądź potencjalnych obcych gatunkach pijawek i ryb (patrz niżej). Należy notować czas pobytu na stanowisku. Kontrole wykonuje się dwukrotnie w ciągu sezonu badawczego, jeżeli podczas pierwszej kontroli nie wykryto pijawek lub jeśli odbyła się ona, kiedy roślinność zbiornika nie była jeszcze w pełni wykształcona.

**Struktura wielkości.** Jest to charakterystyka badana dodatkowo, która nie wpływa na ocenę stanu populacji, ponieważ na ogół nie ma możliwości jej oceny z uwagi na małą liczbę odłowionych osobników. Jest to charakterystyka, która może wskazywać na żywotność populacji. Wskaźnik nie jest obecnie waloryzowany. W celu określenia wskaźnika wszystkie odłowione osobniki należy zmierzyć w wyskalowanym plastikowym pojemniku (Fot. 4), podając maksymalną długość ciała przy średnim rozciągnięciu, z dokładnością do 5 mm. Następnie trzeba zanotować wyniki pomiarów każdego osobnika, co ułatwi ewentualny podział na klasy wiekowe. W przypadku braku pojemnika można pijawki zmierzyć na matowej powierzchni ograniczającej ich ruchliwość (np. na podłożu z dowolnej tkaniny). W przypadku odłowienia dużej liczby osobników pomiary można ograniczyć do 10 osobników, wybierając w pierwszej kolejności osobniki widocznie różniące się rozmiarem ciała. To podejście zalecane jest szczególnie podczas silnych upałów, gdy istnieje ryzyko śmierci osobników na skutek przegrzania i uduszenia w pojemniku.



Fot. 4. Pojemnik umożliwiający przetrzymywanie i mierzenie pijawek.

**Zmienność morfologiczna.** Ten wskaźnik jest ważny w kontekście hipotetycznej, niepożądanego obecności w zbiorniku obcych gatunków z rodzaju *Hirudo* (wymienionych w opisie gatunku) Odłowione/wyszukane pijawki należy sfotografować, a następnie przeanalizować morfologię sfotografowanych osobników w celu ustalenia przynależności gatunkowej i wykrycia form mieszańcowych. Zdjęcie należy wykonać tak, aby widoczna była na nim plamistość grzbietowej strony ciała. Zaleca się, aby pijawki fotografować w płaskim plastikowym pojemniku wypełnionym wodą, z użyciem (o ile to możliwe) obiektywu z filtrem polaryzacyjnym. Filtr polaryzacyjny nie jest niezbędny, jeżeli istnieje możliwość sfotografowania osobników bez refleksów świetlnych na powierzchni wody. Wskaźnik może być waloryzowany jedynie w przypadku odłowienia co najmniej trzech osobników. W przypadku nie wykrycia żadnej formy *Hirudo*, należy uznać wartość tego wskaźnika za nieznaną (XX).

#### Określanie wskaźników stanu siedliska

Większość wskaźników należy określać w terenie poprzez obserwacje z brzegu i podczas brodzenia w woderach wzdłuż brzegu.

**Charakter i modyfikacja brzegów.** Należy ocenić przejawy i intensywność degradacji linii brzegowej i przekształceń dna w strefie przybrzeżnej, do których należą: betonowanie brzegów, usuwanie roślinności przybrzeżnej, w płytszych zbiornikach niszczenie naturalnego charakteru linii brzegowej, np. podczas zaorywania przylegających do zbiornika pól, zmiana łagodnie opadającego brzegu na stromy (np. przy przekształcaniu oczek wodnych na potrzeby hodowli ryb).

**Głębokość wody.** Należy podać głębokość wody w najgłębszym znanym miejscu zbiornika. Pomiaru można dokonać np. wyskalowaną tyczką, jednak każdy inny sposób pomiaru, zapewniający dokładność do 20 cm, będzie wystarczający. W przypadku większych jezior, gdzie stanowiskiem jest fragment linii brzegowej, głębokość zwykle wynosi więcej niż

1–1,5 m. Można zatem podać jedynie, czy w jeziorze są miejsca, gdzie głębokość jest większa niż 1,5 m. W miarę dostępności map batymetrycznych można podać dokładne głębokości przekraczające 1,5 m.

**Obecność ryb.** Obecność/brak ryb w zbiorniku i ich przybliżony skład gatunkowy można określić w oparciu o obserwacje w terenie (ocena ekspercka), wywiad z mieszkańcami lub wędkarzami, dane rybackie i wędkarskie. Należy zwrócić uwagę na ślady żerowania ryb na powierzchni wody i na obecność stanowisk do połowu ryb. Niektóre gatunki ryb łatwo dają się złowić narzędziami wykorzystywanymi do połowu pijawek. W przypadku większych jezior, w szczególności takich, które są dopuszczone do wędkowania i gdzie prowadzi się gospodarkę rybacką, należy przypisać temu wskaźnikowi ocenę U2.

**Jakość wody.** Należy zwrócić uwagę na oznaki (i ich natężenie) zanieczyszczenia wody i jej eutrofizacji, o czym może świadczyć zapach siarkowodoru, obecność warstw substancji ropopochodnych oraz występowanie tzw. „zakwitów” glonów nitkowatych i sinic.

**Powierzchnia zbiornika.** Powierzchnię zbiornika można określać na wiele sposobów. Większe zbiorniki można mierzyć za pomocą narzędzi dostępnych na [www.geoportal.gov.pl](http://www.geoportal.gov.pl) lub splanimetrować z mapy. Mierzenie z pomocą tego serwisu sprawdza się dobrze przy zbiornikach nie mniejszej niż 10 arów. W przypadku zbiorników mniejszych można je zmierzyć przy użyciu taśmy, dalmierza lub korzystając z odpowiedniej funkcji w odbiorniku GPS.

**Roślinność wynurzona.** Należy określić, czy roślinność wynurzona zbiornika jest odpowiednia dla pijawki lekarskiej. Wskaźnik ten należy oceniać na podstawie udziału roślin o liściach pływających (grzybień biały *Nymphaea alba*, grązeł żółty *Nuphar lutea*, kotewka orzech wodny *Trapa natans*, rdestnice itp.) i roślin o pionowych pędach (np. trzcina *Phragmites australis*, pałka wodna *Typha latifolia* itp.; tab. 4). Jest to ocena ekspercka.

## Termin i częstotliwość badań

Prace monitoringowe należy wykonywać na każdym zbiorniku dwukrotnie w ciągu sezonu wegetacyjnego. Zalecany czas obserwacji to okres od czerwca do połowy sierpnia. Przy najmniej jedna z dwóch kontroli musi się odbyć latem. Wtedy należy określić wskaźniki stanu siedliska. Druga kontrola może przypadać w innym terminie jednak nie wcześniej niż w kwietniu i nie później niż w sierpniu. Monitoring należy powtarzać co sześć lat.

## Sprzęt i materiały do badań

- wodery,
- kasarek, skrobak dna, czerpak hydrobiologiczny lub siatka herpetologiczna,
- kuweta,
- pęseta,
- pojemnik z podziałką do pomiarów,
- lateksowe rękawiczki,
- cyfrowy aparat fotograficzny (preferowana jest lustrzanka z filtrem polaryzacyjnym),
- odbiornik GPS,
- dalmierz lub taśma miernicza,
- wyskalowana tyczka do pomiarów głębokości.

#### 4. Przykład wypełnionej karty obserwacji gatunku na stanowisku

Karta obserwacji gatunku dla stanowiska	
Kod gatunku i nazwa gatunku	Kod gatunku wg Dyrektywy Siedliskowej, nazwa polska i łacińska, autor wg aktualnie obowiązującej nomenklatury <b>1034 pijawka lekarska <i>Hirudo medicinalis</i> Linnaeus, 1758</b>
Nazwa stanowiska	Nazwa stanowiska monitorowanego .....
Typ stanowiska	Referencyjne/badawcze Badawcze
Obszary chronione, na których znajduje się stanowisko	Natura 2000, rezerваты przyrody, parki narodowe i krajobrazowe, użytki ekologiczne, stanowiska dokumentacyjne itd. Obszar Chronionego Krajobrazu Pojezierza Etckiego
Współrzędne geograficzne	Podać współrzędne geograficzne (GPS) stanowiska N XX° XX' XX.XX"; E XX° XX' X.X"
Wysokość n.p.m.	Podać wysokość n.p.m. stanowiska lub zakres od... do... 122 m n.p.m.
Powierzchnia stanowiska	Podać powierzchnię w ha, a lub m <sup>2</sup> Jezioro ma ok. 900 ha. Monitorowane stanowisko to około 500 m linii brzegowej.
Opis stanowiska	Opis ma ułatwić identyfikację stanowiska. Należy w opisie lokalizację i charakter terenu oraz jak dotrzeć na stanowisko. Zaznaczyć, dla jakiej części stanowiska podano współrzędne geograficzne. Północna zatoka dużego i głębokiego jeziora Łaśmiady. Stanowisko położone na wschodnim brzegu we wsi Sajzy. Współrzędne geograficzne podano dla centralnego punktu badanego odcinka linii brzegowej.
Charakterystyka siedliska gatunku na stanowisku	Krótką charakterystyką siedliska; typ siedliska, rodzaje siedlisk w otoczeniu stanowiska Płytki litoral z trzcinną <i>Phragmites australis</i> i tatarakiem <i>Acorus calamus</i> , w centrum wsi, tuż przy asfaltowej drodze. Pijawki lekarskie znajdowane na granicy łądu i wody wśród martwych fragmentów roślin i na kamieniach.
Informacje o gatunku na stanowisku	Syntetyczne informacje o występowaniu gatunku na stanowisku, dotychczasowe badania i inne istotne fakty; wyniki badań z lat poprzednich W trakcie aktualnych badań znaleziono jednego młodego osobnika. Pijawka lekarska odnotowywana na tym stanowisku corocznie, ale zawsze jako pojedyncze osobniki, od roku 1995 (Koperski, dane niepublikowane).
Czy monitoring w kolejnych latach jest wymagany?	Wpisać tak/nie; w przypadku „nie” uzasadnić dlaczego proponuje się rezygnację z tego stanowiska Tak
Obserwator	Imię i nazwisko wykonawcy monitoringu Paweł Koperski
Daty obserwacji	Daty wszystkich obserwacji 28.06.2013, 1.07.2013, 7.07.2013

Stan ochrony gatunku na stanowisku			
Parametr/ Wskaźniki	Wartość wskaźnika i opis	Ocena	
<b>Populacja</b>			
Liczebność	Podać liczbę odłowionych osobników 1 Odłowiono jednego osobnika podczas przeszukiwania schronień na granicy łądu i wody.	FV	FV
Struktura wielkości	Podać długości złowionych osobników 45 mm	XX	
Zmienność morfologiczna	Podać czy występują inne gatunki <i>Hirudo</i> sp. lub ich mieszańce Wykryto jedynie typową formę barwną charakterystyczną dla pijawki lekarskiej.	XX	

Siedlisko			
Charakter i modyfikacja brzegów	Określić stopień degradacji linii brzegowej Strefa przybrzeżna silnie zdegradowana i przekształcona. Liczne miejsca wodowania łódek wędkarskich, pomosty wędkarskie.	U2	U2
Głębokość wody	Podać największą stwierdzoną głębokość zbiornika wodnego >1,5 m	FV	
Jakość wody	Wymienić stwierdzone oznaki eutrofizacji i zanieczyszczeń Wyraźne oznaki eutrofizacji – występowanie dużej ilości glonów nitkowatych. Woda mętna.	U1	
Obecność ryb	Wymienić stwierdzone gatunki ryb Liczne populacje płoci <i>Rutilus rutilus</i> , wzdręgi <i>Scardinius erythrophthalmus</i> ; i okonia <i>Perca fluviatilis</i> , obecny także lin <i>Tinca tinca</i> , i szczupak <i>Esox lucius</i> oraz różanka <i>Rhodeus sericeus</i> i koza <i>Cobitis taenia</i> .	U2	
Powierzchnia zbiornika	Podać powierzchnię zbiornika i sposób jej określenia Ponad 900 ha. Powierzchnia określona za pomocą www.geoportal.gov.pl	FV	
Roślinność wynurzona	Scharakteryzować roślinność wynurzoną zbiornika; w miarę możliwości podać gatunki roślin Obfita i różnorodna. Dominującym gatunkiem jest grązeł żółty <i>Nuphar luteum</i> , występuje również szuwar złożony głównie z trzciny <i>Phragmites australis</i> i pałki wodnej <i>Typha latifolia</i> i turzyc.	FV	
Perspektywy ochrony	Krótka prognoza stanu populacji i siedliska gatunku na stanowisku w perspektywie 10–15 lat w nawiązaniu do ich aktualnego stanu i obserwowanych trendów zmian, z uwzględnieniem wszelkich działań i planów, których skutki mogą wpłynąć na gatunek i siedlisko Strefa litoralu jeziora Łaśmiady podlega bardzo intensywnej degradacji. W przyszłości może to doprowadzić do znacznego ograniczenia powierzchni siedliska dogodnego dla pijawki.		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
F02.01.02	Połowy siecią	A	–	Negatywny wpływ na roślinność wodną i nadbrzeżną. Intensywne zarybienia.
F01	Akwakultura morska i śródkowodna	A	–	Intensywne zarybienia

Zagrożenia (przyszłe, przewidywane oddziaływania)				
Kod	Nazwa	Intensywność	Wpływ	Syntetyczny opis
E03.01	Pozbywanie się odpadów z gospodarstw domowych /obiektów rekreacyjnych	B	–	Nasilać się będzie zaśmiecanie litoralu różnymi odpadami, a poprzez to niszczenie roślinności przybrzeżnej i degradacja płytkiego dna.
G05.01	Wydeptywanie, nadmierne użytkowanie	B	–	Nasilać się będzie obserwowane już teraz niszczenie roślinności nadbrzeżnej poprzez jej wycinanie oraz wydeptywanie ścieżek.



H01.03	Inne zanieczyszczenie wód powierzchniowych ze źródeł punktowych	B	–	Nasili się degradacja brzegów i płytkiego litoralu poprzez nielegalne wpuszczanie do litoralu ścieków z gospodarstw domowych i obiektów rekreacyjnych.
J02.12	Tamy, wały, sztuczne plaże	A	–	Nasili się niszczenie naturalnej roślinności przybrzeżnej i wodnej poprzez; sporadycznie notowaną już teraz budowę nielegalnych kąpielisk i przystani oraz wysypywanie żwiru.

Inne informacje	
Inne wartości przyrodnicze	<i>Inne obserwowane w trakcie prac monitoringowych gatunki zwierząt i roślin z załączników Dyrektywy Siedliskowej i Ptasiej: gatunki zagrożone i rzadkie (Czerwona księga) gatunki chronione (podać liczebność w skali: liczny, średnio liczny, rzadki)</i> różanka <i>Rhodeus sericeus</i> Pallas, koza <i>Cobitis taenia</i> L., kumak nizinny <i>Bombina bombina</i> (L.)
Gatunki obce i inwazyjne	<i>Obserwowane gatunki obce i inwazyjne</i> rącznica zmienna <i>Dreissena polymorpha</i> Pallas – liczna, rak pręgowany <i>Orconectes limosus</i> (Rafinesque) – liczny
Inne uwagi	<i>Wszelkie informacje pomocne przy interpretacji wyników, np. anomalie pogodowe; także uwagi do metodyki</i> W pobliżu stanowiska w szuwarze trzcinowym stwierdzono łęg perkoza dwuczubego <i>Podiceps cristatus</i> , łyski <i>Fulica atra</i> i innych ptaków wodno-błotnych.
Dokumentacja fotograficzna i kartograficzna	<i>Załączniki do bazy danych (w wersji elektronicznej):</i> Minimum 2 zdjęcia na stanowisko (gatunek, siedlisko), granice powierzchni badawczej naniesione na odpowiedni podkład kartograficzny

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

Monitoring pijawki lekarskiej może być połączony z monitoringiem płazów. W takiej sytuacji odpowiednio przeszkoleni eksperci wykonujący monitoring płazów mogliby zbierać dane o występowaniu pijawki lekarskiej. Pewien problem stanowią drobne różnice we wskaźnikach stanu siedliska dla pijawki i płazów, natomiast czas, który poświęca się na kontrolę jednego zbiornika jest zasadniczo podobny, zwłaszcza w przypadku małych zbiorników. Należy jednak zwrócić uwagę, że jeżeli monitoring ten byłby wykonywany wspólnie z monitoringiem płazów należało by zmienić waloryzację wskaźnika „liczebność”, ponieważ dla płazów przewidziane są minimum trzy kontrole terenowe. Ponadto należy pamiętać, że niezależnie od połączenia monitoringu pijawki i płazów, monitoring pijawki należy prowadzić na stanowiskach monitorowanych w 2013 i 2014 roku, aby mieć pewność występowania pijawki przynajmniej na części z nich.

## 6. Ochrona gatunku

Pijawka lekarska podlega szczególnej presji ze strony człowieka, polegającej na zabiegach hydrotechnicznych, zarybianiu gatunkami ryb, które nie są charakterystyczne dla drobnych zbiorników, przekształcaniu dna i linii brzegowej zbiorników, a nawet ich całkowitej likwidacji oraz celowemu chwyтaniu i uśmiercaniu osobników. Specyfika ochrony tego gatunku wymaga uwzględnienia faktu, że pijawki z rodzaju *Hirudo* wykorzystywane są w celach leczniczych. Popularność takich zabiegów, również na terenie Polski, stale rośnie. Zakres

schorzeń, przy których stosuje się pijawki jest jednak prawdopodobnie znacznie mniejszy niż się wydaje.

W związku ze znaczeniem ekonomicznym sytuacja pijawki jako gatunku chronionego i zagrożonego jest specyficzna, a efektywność jej ochrony przy obecnym stanie prawnym wątpliwa. Dla celów terapeutycznych zwierzęta te masowo hoduje się w zamkniętych fermach, choć skuteczności izolacji żyjących w nich osobników przeczyć może ich częsta obecność w naturalnych zbiornikach w pobliżu ferm i dużych ośrodków miejskich (Bielecki i in. 2011). Sytuację związaną z ochroną tego gatunku komplikuje fakt, że w fermach pijawek hoduje się także inne, obce dla naszej fauny gatunki z rodzaju *Hirudo*: *H. troctina*, *H. verbana* lub *H. orientalis* (Utevsky, Trontelj 2005); osobniki tych gatunków są nielegalnie przywożone ze wschodniej i południowej Europy lub Bliskiego Wschodu na teren Polski i rozprowadzane pod nazwą pijawki lekarskiej m.in. za pomocą internetu.

Występowanie obcych gatunków z rodzaju *Hirudo* w naturalnych wodach powierzchniowych Polski było już sygnalizowane w piśmiennictwie (Bielecki i in. 2011), a w sąsiednich krajach stwierdzono rozród tych pijawek. Odróżnienie tych gatunków od naszego rodzimego – pijawki lekarskiej – w niektórych przypadkach bywa kłopotliwe, co wynika z dużej zmienności morfologicznej poszczególnych osobników i populacji (Utevski, Trontelj 2005). Wykazano, że osobniki różnych gatunków z rodzaju *Hirudo* mogą się ze sobą krzyżować, dając płodne potomstwo o pośrednich cechach morfologicznych (Petrauskienė i in. 2009), co stanowi dodatkowe zagrożenie dla rodzimych populacji pijawki lekarskiej, które musi zostać uwzględnione w metodyce monitoringu tego gatunku. Z pewnością hodowla i handel osobnikami tego gatunku powinny zostać poddane znacznie intensywniejszej i staranniejszej kontroli. Nielegalne zbieranie i hodowanie złowionych w terenie osobników raczej nie spotyka się z konsekwencjami karnymi.

Potencjalnie dużym zagrożeniem dla pijawki lekarskiej może być zarybianie małych zbiorników wodnych, w szczególności takimi gatunkami ryb, które nie są charakterystyczne dla tych środowisk. W grę może wchodzić również przekształcanie małych zbiorników w głębsze i pozbawione roślinności objekty, w których hoduje się ryby.

Zbiorniki wodne, w których występuje pijawka lekarska należałoby obejmować ochroną (np. jako użytki ekologiczne). Dotyczy to szczególnie grup zbiorników zasiedlonych przez ten gatunek. W decyzji o podjęciu działań ochronnych powinno się brać pod uwagę stwierdzenie nawet pojedynczych osobników, ponieważ niewielka liczebność pijawek lekarskich w zbiornikach wodnych jest stanem naturalnym (Elliott 2008). Ponadto, faktyczna liczebność osobników w danym zbiorniku może być wyższa niż stwierdzana w monitoringu z uwagi na skryty tryb życia gatunku.

## 7. Literatura

- Agapow L. 1973. Występowanie *Hirudo medicinalis* w woj. szczecińskim i zielonogórskim. Przegląd zoologiczny 17: 436–439.
- Agapow L., Nadobnik J. 2006. Fauna of leeches (Hirudinea) in postglacial tarns in the Dobięgniewskie Lakeland. Teka 3: 13–18.
- Bielecki A., Świątek P., Cichocka J., Ropelewska E., Jeleń I., Adamiak-Brud Ź. 2011. Pijawki (Hirudinea) wód powierzchniowych Olsztyna. Forum Faunistyczne 1: 12–34.

- Bonk M., Maniarski R., Pabijan M. 2012. Pijawka lekarska *Hirudo medicinalis* w południowej Polsce. *Chrońmy Przyrodę Ojczyzną* 68 (3): 232–237.
- Buczyński P., Dąbkowski P., Zawal A., Jaskuła R., Tończyk G., Grabowski M., Buczyńska E., Lewandowski K., Janicki D., Cios S., Pietrzak L., Mrowiński P., Pakulicka J., Jabłońska A., Guzik M. 2008. Occurrence and threats of the medicinal leech (*Hirudo medicinalis* L.) in Poland (Annelida: Hirudinea). *Fragmenta Faunistica* 51: 79–89.**
- Cichocki J., Dąbkowski P., Łupicki D., Maciantowicz M., Makol J., Szlauer-Łukaszewska A., Zawal A. 2012. Pijawka lekarska *Hirudo medicinalis* (Annelida: Hirudinea) w zachodniej Polsce. *Chrońmy Przyrodę Ojczyzną* 68 (5): 383–387.
- Elliott J.M., Mann K.H. 1979. A key to the British freshwater leeches: with notes on their life cycles and ecology. Ambleside/Cumbria: Freshwater Biological Association, Scientific Publ. No. 40.
- Elliott J. M. 2008. Population size, weight distribution and food in a persistent population of the rare medicinal leech, *Hirudo medicinalis*. *Freshwater Biology* 67: 1502–1508.**
- Jażdżewska T., Wiedeńska J. 2004. *Hirudo medicinalis* L., 1758. W: Głowaciński Z. i Nowacki J. (red.). Polska czerwona księga zwierząt, Bezkręgowce. Instytut Ochrony Przyrody PAN w Krakowie, Akademia Rolnicza im. A Cieszkowskiego w Poznaniu, s. 33–34.
- Jueg U. 2008. Der medizinische Blutegel (*Hirudo medicinalis* Linnaeus, 1758) im Mecklenburg – Vorpommern. *Mitteilungen der NGM* 9: 3–14.
- Koperski P. 2006. Relative importance of factors determining diversity and composition of freshwater leech assemblages (Hirudinea; Clitellata): a metaanalysis. *Archiv für Hydrobiologie* 166: 325–341.**
- Pawłowski L.K. 1968. Pijawki, Hirudinea. *Katalog Fauny Polski* 13: 1–94.
- Petrauskiene L., Utevska J., Utevski S. 2009. Can different species of medicinal leeches (*Hirudo* ssp.) interbreed? *Invertebrate Biology* 128 (4): 324–331.**
- Schenkova J., Sychra J., Kosel J., Kubova N. i Horecky J. 2009. Freshwater leeches (Annelida: Clitellata: Hirudinida) of the Czech Republic (Central Europe): check-list, new records, and remarks on species distributions. *Zootaxa* 2227: 32–52.
- Utevsky S.Y., Trontelj P. 2005. A new species of the medicinal leech (Oligochaeta, Hirudinida, *Hirudo*) from Transcaucasia and an identification key for the genus *Hirudo*. *Parasitological Research* 98: 61–66.
- Wilkialis J. 1970. Some regularities in the occurrence of leeches (Hirudinea) in the waters of the Białystok Region. *Ekologia Polska* 18: 647–680.**

Opracowali: **Paweł Koperski i Maciej Bonk**

1091 **Rak szlachetny***Astacus astacus* (Linnaeus, 1758)

Fot. 1. Pokrój ogólny raka szlachetnego *Astacus astacus* (fot. W. Strużyński).

## I. INFORMACJA O GATUNKU

### 1. Przynależność systematyczna

Rodzina: rakowate ASTACIDAE

Rząd: dziesięcionogi DECAPODA

### 2. Status prawny i zagrożenie gatunku

#### Prawo międzynarodowe

Dyrektywa Siedliskowa – Załącznik V

Konwencja Berneńska – Załącznik III

#### Prawo krajowe

Ochrona gatunkowa – ochrona częściowa (z wyjątkiem obrębów hodowlanych). Gatunek wymagający ochrony czynnej.

#### Kategoria zagrożenia IUCN:

Czerwona lista IUCN – LC

Polska czerwona księga zwierząt. Bezkręgowce – VU

Czerwona lista dla Karpat – VU (w Polsce – VU)

### 3. Opis gatunku

Rak szlachetny posiada budowę typową dla raków słodkowodnych. Szkielet zewnętrzny stanowi pancerz; widziany od strony grzbietowej składa się on z dwóch części: głowotułowia

i odwłoka. Pancerz głowotułowia od przodu zwieńczony jest ostrym wyrostkiem, tzw. kolcem czołowym zwanym rostrum (Fot. 1). Głowotułów powstał na skutek zrośnięcia się dwóch tagm: głowowej i tułowiowej. Granicę pomiędzy tymi częściami wyraźnie oddziela poprzeczna bruzda karkowa. Po bokach głowotułowia położone są łukowato wygięte bruzdy skrzelowe.

Pancerz odwłoka składa się z sześciu ruchomych segmentów umożliwiających podwinięcie całego odwłoka. Zakończenie odwłoka stanowi „pletwa ogonowa” składająca się ze środkowego płatowatego wyrostka nazywanego telsonem oraz ostatniej pary odnóży odwłokowych będących również płatowatego kształtu. Wraz z telsonem odnóża te przypominają wachlarz. Od strony brzusznej występuje XIX par odnóży zgrupowanych zgodnie z ich funkcjami (Bowkiewicz 1947).

W obrębie **części głowowej** wyróżnia się:

- odnóża czuciowe:
  - segment I – czułki I pary (krótsze),
  - segment II – czułki II pary tworzące długie „wąsy”, osadzone na trójkątnej podstawie, zwanej łuską pod słupkami ocznymi,
- odnóża gębowe:
  - segment III – żuwaczki zbudowane z twardej poprzecznej płytki, wyraźnie ząbkowanej, miażdżącej pokarm,
  - segment IV i V – szczęki I i II pary, drobne listkowate wyrostki.

W obrębie **części tułowiowej** wyróżnia się:

- odnóża gębowe:
  - segment VI–VIII – szczękonoża I, II i III pary, każdy wyraźnie blaszkowaty, ściśle przylegające do siebie,
- odnóża krocne:
  - segment IX – odnóża krocne I pary, największe odnóża zakończone silnymi szczypcami
  - segment X–XIII – odnóża krocne II, III, IV i V pary – pierwsze dwie pary zakończone małymi szczypcami, ostatnie dwie – pazurkami.

W obrębie **części odwłokowej** wyróżnia się:

- odnóża kopulacyjne:
  - segment XIV i XV – odnóża odwłokowe I i II pary u samców rynienkowatego kształtu w formie litery „L”, u samic I para niemal w zupełnym zaniku.
- odnóża pływne:
  - segment XVI–XVIII – odnóża odwłokowe III, IV i V pary niewielkie, dwu gałęziste pełnią funkcje pływne a u samic dodatkowo stanowią miejsce przyczepu jaj i wylęgających się młodych.
  - segment XIX – odnóża odwłokowe VI pary, dwu gałęziste w formie blaszek, razem z blaszką środkową (telsonem) stanowią tzw. pletwę ogonową.

Zbliżony model budowy ciała wykazują wszystkie gatunki raków słodkowodnych.

Obecnie w wodach śródlądowych Polski stwierdzono występowanie czterech gatunków raków. Rodzimą astakofaunę reprezentują 2 gatunki: rak szlachetny, zwany rzeczonym *Astacus astacus* i rak błotny, zwany stawowym *Astacus leptodactylus* z rodziny Astacidae. Kolejne dwa gatunki, rak pręgowaty *Orconectes limosus* (rodzina Cambaridae) i rak sygnałowy *Pacifastacus leniusculus* (rodzina Astacidae) pojawiły się w wodach europejskich na skutek introdukcji

z Ameryki Północnej. Przypuszcza się, że w wodach Polski może występować kolejny gatunek północnoamerykański – rak marmurkowy o sugerowanej przynależności gatunkowej *Procambarus fallax f. virginalis*, rozmnażający się partenogenetycznie (Lukhaup 2001).

Umiejętność oznaczania gatunków jest szczególnie istotna w pracach inwentaryzacyjnych i monitoringowych.

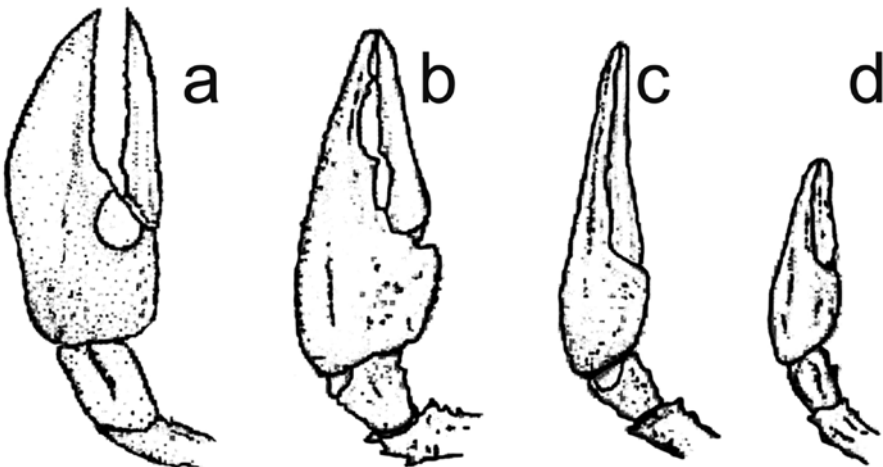
Charakterystyczne cechy, odróżniające rodzinę *Cambaridae*, do której należy m.in. rak przegowany od rodziny *Astacidae*, do której należą m.in. rodzime europejskie raki, podano za Strużyńskim (2007):

- U samców na trzecim członie III pary odnóży chodowych obecny jest wyraźny ząb (*ischium*) zwrócony do góry. Ułatwia on samcom przytrzymywanie samicy w czasie kopulacji. Wyrostek ten zakładany jest pod podstawę III pary odnóży chodowych samicy.
- U samic obecna jest soczewkowata torebka nasienna (*annulus ventralis*) pomiędzy IV i V parą odnóży chodowych. W niej, w okresie parzenia się raków, samiec składa spermatofoory (pakiet nasienia).

W obrębie rodziny *Cambaridae*, do której należą przedstawiciele rodzaju *Orconectes*, jako istotne kryterium w rozpoznawaniu gatunków przyjęto cechy morfologiczne torebki nasiennej samicy, a w przypadku samców kształt I i II formy odnóży kopulacyjnych oraz obecność zębów na *ischium* II, III lub IV pary odnóży chodowych. Ich obecność na obu parach tych odnóży charakterystyczna jest dla raków z rodzaju *Procambarus*. Natomiast w rodzinie *Astacidae* (rodzaju *Astacus* i *Pacifastacus*) u samic nie występuje torebka nasienna, zaś u samców poszczególnych gatunków systematycy nie wykazują różnic w budowie odnóży kopulacyjnych.

Kształt szczypec może stanowić kryterium rozróżniania poszczególnych gatunków raków jedynie w przypadku osobników dorosłych (Ryc. 1). Należy też podkreślić, że utracone w różnych okolicznościach szczypecy raków ulegają regeneracji. Zanim jednak powrócą do pierwotnego kształtu mogą odbiegać swoim wyglądem od wyglądu typowego dla danego gatunku.

Wśród poszczególnych populacji raków rodzimych można dostrzec różnice w ubarwieniu. Są one szczególnie wyraźne u raka błotnego, gdzie w obrębie tej samej populacji mogą



Ryc. 1. Szczypecy raków występujących w Polsce: a) rak sygnałowy, b) szlachetny, c) błotny, d) przegowany.



występować osobniki o pancerzu niebieskawym, zielonkawym, jasno lub ciemnobrązowym. Podobna sytuacja występuje u raka szlachetnego, z tym że rozpiętość skali barw w obrębie jednej populacji nie jest aż tak szeroka. Przyczyną tak skrajnie różnych ubarwień (spordycznie można spotkać również raki o czerwonym pancerzu) są komórki barwnikowe. Krustaceorubina to barwnik nadający pancerzowi kolor czerwony. Barwnik ten jest oporny na wysoką temperaturę i nie ulega rozkładowi nawet przy temperaturze 100 °C. Drugim barwnikiem jest cyjanokrystalina, dająca niebieski kolor pancerza. Przypuszcza się, że oba barwniki w zestawieniu z czynnikami środowiskowymi, dietą oraz zależnościami genetycznymi wpływają na ostateczną barwę pancerza.

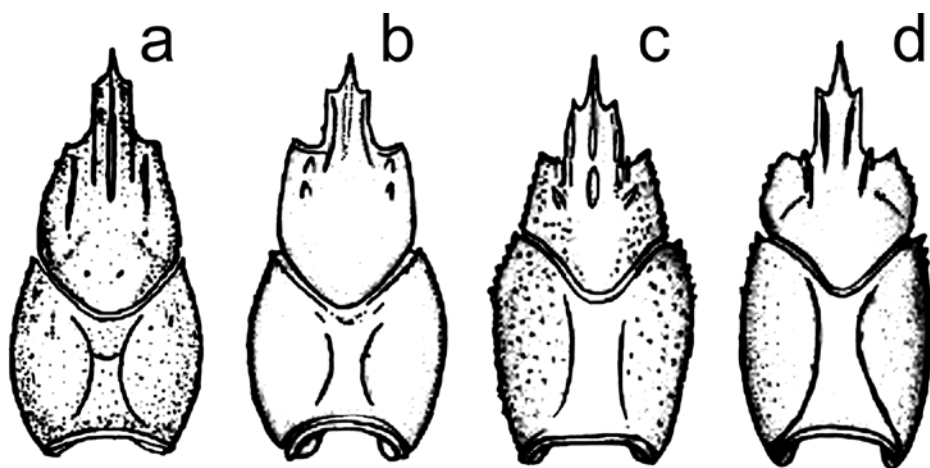
Wyraźne różnice w ubarwieniu raka szlachetnego i błotnego dotyczą spodniej strony szczypiec. Różne odcienie czerwieni są charakterystyczne dla raka szlachetnego, natomiast rak błotny posiada zawsze szczypce koloru jasnokremowego. Wierzchnia strona szczypiec u obu gatunków jest ubarwiona tak samo jak strona grzbietowa pancerza.

U raka sygnałowego pancerz jest koloru brązowego z lekkimi przejaśnieniami, natomiast szczypce od spodu są krwiste czerwone.

Ubarwienie raka pręgowatego jest niejednolite od strony grzbietowej, ciemnooliwkowe z wyraźnymi przebarwieniami. Na każdym segmencie odwłoka występują wyraźne czerwono-brązowe, podłużne plamy przypominające pręgi (od czego pochodzi polska nazwa tego gatunku). Szczypce tego gatunku są małe, wyraźnie zwierające się i posiadają żółte końce z czarną obwódką. Od strony brzusznej mają zabarwienie białokremowe.

Istotnymi elementami w rozpoznawaniu gatunków jest urzeźbienie powierzchni głowotułowia. *Rostrum* czyli kolec czołowy głowotułowia u raka pręgowatego i innych przedstawicieli rodziny *Cambaridae* jest rynnowaty (przypomina dłuto), bez wygrzbiecienia. Delikatnie ząbkowane wygrzbiecienie rostrum biegnące środkiem jego długości jest charakterystyczne dla raka szlachetnego i raka błotnego.

Pancerz głowotułowia (*cephalotorax*) u raka szlachetnego jest twardy i okazjonalnie posiada kilka drobnych kolców po bokach bruzdy karkowej. U raka błotnego cała powierzchnia głowotułowia pokryta jest licznymi, wyraźnymi kolcami. Rak pręgowaty ma zgrupowanie



Ryc. 2. Głowotułów raków występujących w Polsce: a) rak sygnałowy, b) szlachetny, c) błotny, d) pręgowaty.

kolców po bokach części głowowej głowotułowia przed bruzdą karkową. Zgrupowanie to bywa nazywane kolcami policzkowymi. Różnice gatunkowe w morfologii pancerza są również dostrzegalne u osobników młodocianych (Ryc. 2).

#### 4. Biologia gatunku

Rak szlachetny, charakteryzuje się wszystkożernością a rodzaj pobieranego pokarmu zależy od jego dostępności. Uważa się, że rodzaj diety jest cechą sezonową. Dlatego w okresie wczesnej wiosny i późnej jesieni najczęściej pobierany jest pokarm pochodzenia zwierzęcego. Mogą to być zarówno bezkręgowce wodne, np. mięczaki, larwy owadów i inne skorupiaki, jak i osłabione lub świeżo padłe kręgowce (ryby, płazy). W okresie pełnej wegetacji raki przestawiają się na pokarm roślinny, głównie glony z rodzaju ramienic *Chara* lub roślinność naczyniową, przede wszystkim moczarkę kanadyjską (Keller 1999, Hessen, Skurdal 1987, D'Agaro i in. 2004), rogatka sztywnego, grążele (Strużyński 2007). W okresie jesiennym raki mogą żerować na opadłych i zalegających na dnie liściach olchy.

Dojrzałość płciową rak szlachetny osiąga w 4–5 roku życia przy długości ciała 75–90 mm. Pora godowa przypada na okres od połowy września do połowy listopada. W tym okresie szczególnie uaktywniają się samce, które można obserwować nawet w ciągu dnia, w trakcie poszukiwania samic. Parzenie i składanie spermatoforów na spodniej stronie ciała samicy może trwać do kilkunastu godzin. Zdarzają się przypadki okaleczenia samic poprzez pozabawianie ich szczypców lub pozostałych odnóży chodowych. Po upływie kilku tygodni od złożenia spermatoforów następuje składanie jaj i ich zapłodnienie poprzez aktywację pakietu nasienia. Samica ze złożonymi pod odwłokiem jajami prowadzi od tego momentu skryty tryb życia, chroniąc się w norach wykopanych w brzegu rzeki lub w skłonie brzegu jeziora lub innego zbiornika wodnego, na bardzo zróżnicowanych głębokościach (od 20 cm w rzece do 3–4 m w wodach stojących). Późną wiosną, w zależności od temperatury wody, następuje wylęg młodych, które po upływie około 7–10 dni linieją i usamodzielniają się, opuszczając odnóża odwłokowe samicy. Jedna samica o długości całkowitej ciała od 80 do 100 mm składa od 70 do 250 jaj (Strużyński 2007).

Szacuje się, że z jednego lęgu od jednej samicy zaledwie kilkanaście osobników ma szansę osiągnięcia dojrzałości płciowej. Maksymalna długość życia dochodzi do 15–20 (25) lat.

#### 5. Wymagania siedliskowe

Optymalnym siedliskiem dla raka szlachetnego są wody o naturalnym charakterze lub mało zmienione antropogenicznie (Śmietana 2013), o różnym charakterze. Mogą to być zarówno drobne śródleśne strumienie (Fot. 2), jak i duże nizinne rzeki.

Raki stwierdzane są również w wodach stojących, izolowanych jeziorach, zbiornikach retencyjnych i powyrobiskowych (glinianki, żwirownie). W wodach płynących obserwuje się zgrupowania w określonych odcinkach, często jest to związane z charakterem brzegu (obecność nadbrzeżnych drzew, głównie olch), poprzerastanego korzeniami drzew lub zbudowanego z plastycznego materiału (gliny, pokłady torfu), umożliwiającego kopanie przez raki nor. W strumieniach, potokach górskich, żwirowniach lub kamieniołomach raki wykorzystują jako schronienia zwałowiska kamieni i pnie zwalonych drzew. Podstawowe abio-



Fot. 2. Siedlisko raka szlachetnego – niewielki śródleśny strumień (fot. W. Strużyński).

tyczne cechy siedliska, optymalne dla utrzymania się raka na stanowisku jest pH powyżej 6,5. Stwierdzono, że pH wpływa na wzrost, przeżywalność i odporność raków. Niskie pH powoduje zachwianie równowagi jonowej w organizmie, zakłócenie w transporcie tlenu i pomp jonowych odpowiadających za aktywację układu nerwowego i zaburza gospodarkę wapniową. Według badań Haddaway i in. (2013), młode raki w pH 6,5 charakteryzują się wyraźną śmiertelnością i znacznie gorszym przyrostem. Ponadto znaczne wahania pH są czynnikiem stresogennym u raków.

Wszelkie zaburzenia jakości wody, zwiększające ilość zawiesiny mogą być dla populacji raka szlachetnego wysokim zagrożeniem. Istotny dla raków jest również skład ichtiofauny ze szczególnym wskazaniem na węgorza. Rybackie gospodarowanie wodami w sposób nieuwzględniający wymagań raka szlachetnego prowadzi do jego ustępowania. Szczególnie niebezpieczne jest wprowadzanie gatunków obcych (Holdich 1988). Spośród ryb należy wymienić sumika karłowatego i trawiankę. Ich drapieżnictwo w krótkim czasie może doprowadzić do radykalnego zmniejszenia liczebności, a w konsekwencji do zaniku raka szlachetnego. Równie niebezpieczne są introdukcje obcych gatunków raków, najczęściej raka pręgowego lub sygnałowego. Raki amerykańskie są potencjalnymi nosicielami *Aphanomyces astaci* powodującego dżumę raczą, mogącą doprowadzić do całkowitego i błyskawicznego (ok. 2 tygodnie w dużym jeziorze) wyeliminowania populacji raka szlachetnego.

## 6. Rozmieszczenie gatunku w Polsce

Rejestracje stanowisk raków dla wód całej Polski prowadziło jedynie kilku autorów (Kossakowski 1956, 1972, Leńkowska 1962, Mastyński, Kaczmarek 1976, Krzywosz i in. 1994, Strużyński, Śmietana 1999, Strużyński, Krzywosz 2003, Śmietana 2013). W jednej z prac (Leńkowska 1962) podano 343 stanowiska raka szlachetnego w Polsce. Jednak trudno precyzyjnie

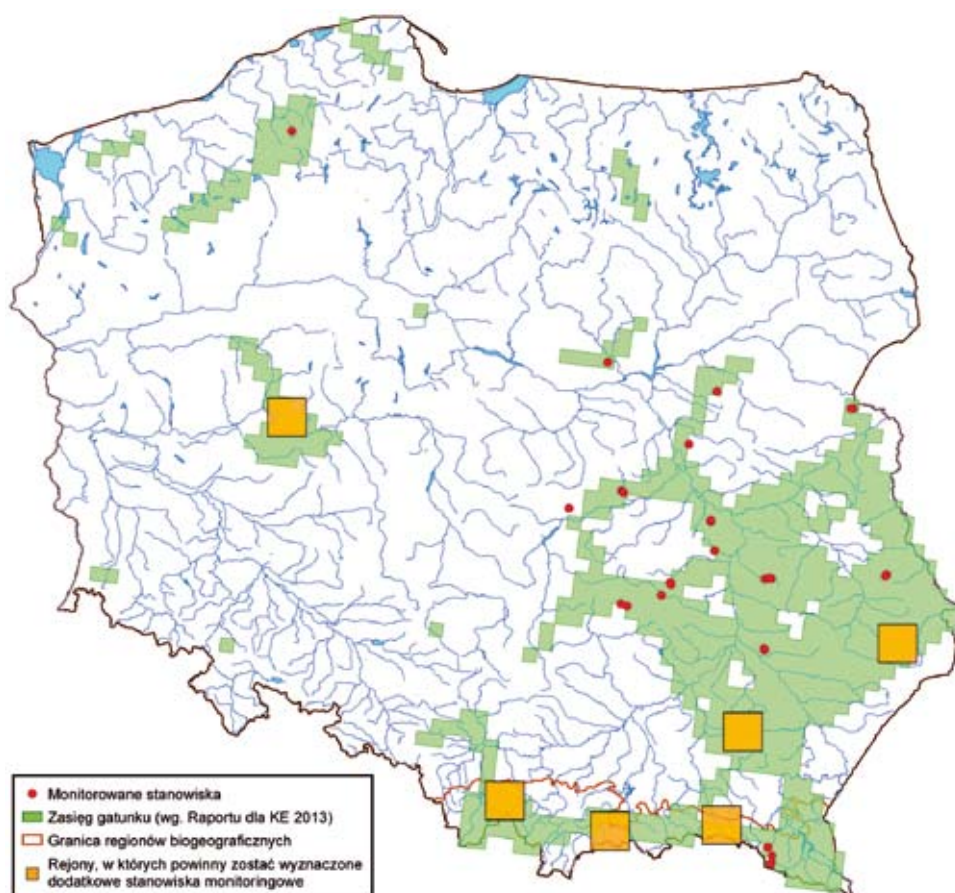
określić, na ile liczba ta odzwierciedlała faktyczną wielkość populacji raka szlachetnego w tamtym okresie. Badania Leńkowej (1962) obejmowały rejestrację stanowisk wszystkich gatunków raków w Polsce. Prowadzone one były w latach 1956–1959, częściowo systemem ankiet a częściowo poprzez własne poszukiwania. W związku z tym podawana ogólna liczba miejsc występowania raka szlachetnego mogła być potencjalnie obarczona błędem spowodowanym przez niewłaściwe określenie gatunku przez osobę wypełniającą ankietę. Tym bardziej, że według wcześniejszych prac (Kossakowski 1956) stwierdzono jedynie 51 stanowisk tego gatunku. Pomimo tego, wszyscy polscy astakolodzy (Kossakowski 1966, Mastyński 1970, Kossakowski 1972, Jażdżewski, Konopacka 1993, Strużyński, Śmietana 1999, Mastyński, Andrzejewski 2001) uważają, że wyniki inwentaryzacji raków uzyskane przez Leńkową (1962) najlepiej charakteryzują obraz sytuacji raków w Polsce pod koniec lat 50. XX w. Wartościowe zestawienie stanu raków europejskich, w tym również Polski, ujęto w monografii Souty-Grosset i in. (2006).

W niecałe 40 lat po badaniach Leńkowej (1962) Strużyński i Śmietana (1999) wykazali na podstawie bezpośrednich prac inwentaryzacyjnych występowanie raka szlachetnego w 21 stanowiskach. Jednak autorzy ci nie prowadzili wówczas wnikliwych rejestracji stanowisk raków w rejonach Polski południowo-wschodniej, w których do 2004 roku prowadzona była gospodarka połowowa raków. W tym samym okresie, w ramach wstępnych inwentaryzacji stanowisk raków rodzimych analizowano kwestie preferencji siedliskowych raka szlachetnego i raka błotnego (Strużyński i in. 2001).

Kolejne intensywne badania prowadzone przez Instytut Rybactwa Śródlądowego i SGGW wykazały poprzez odłowy kontrolne 56 stanowisk raka szlachetnego (Strużyński, Krzywosz 2002). W środkowej części Pojezierza Pomorskiego stwierdzono 11 stanowisk, na Pojezierzu Mazurskim wykazano 7 stanowisk skoncentrowanych głównie w części północno-wschodniej, na Nizinie Mazowieckiej 6 spośród 7 stanowisk zarejestrowano w południowej części niziny. Na Wyżynie Małopolskiej stwierdzono również 7 stanowisk, ale były one rozproszone w obrębie całego regionu. Na Wyżynie Lubelskiej wykazano 6 stanowisk charakteryzujących się bardzo licznym pogłowiem raków szlachetnych. Stanowiska te były skoncentrowane w południowo-wschodniej części wyżyny. Na Roztoczu zarejestrowano 2 stanowiska o podobnej liczebności jak na Wyżynie Lubelskiej. Również w Beskidzie Wschodnim stwierdzono 5 stanowisk charakteryzujących się bardzo dużą liczebnością raków, które były regularnie eksploatowane przez PZW. W Beskidzie Zachodnim wykazano występowanie raka szlachetnego w 9 stanowiskach, z których 7 to drobne potoki. Spośród 56 aktualnie zinwentaryzowanych stanowisk raka szlachetnego, 36 wykazano w Polsce południowo-wschodniej i częściowo środkowej. W pozostałych rejonach występowanie tego gatunku ma charakter wyspowy (Pomorze Środkowe, Pojezierze Mazurskie) (Ryc. 3).

Śmietana (2013) – na podstawie analizy najstarszych danych – ustalił, że na obszarze Pomorza i wschodniego krańca Warmii występowało na początku XX w. 569 stanowisk raka szlachetnego. Stanowiska te notowane były w literaturze rybackiej jako miejsca komercyjnych odłowów. Według tego autora w roku 2010 na tym obszarze rak szlachetny występował na 37 stanowiskach, z których zaledwie 10 było wzmiankowanych wcześniej. Tym samym należy zakładać dużo powszechniejsze historyczne występowanie gatunku (szacunkowo dwukrotnie większa liczba stanowisk) niż wskazywałaby na to istniejąca dokumentacja.

Ustępowanie gatunku może być spowodowane czynnikami antropogenicznymi, głównie intensyfikacją rolnictwa, zabiegami utrzymaniowymi na drobnych ciekach (zabiegi melioracyjne) oraz gospodarką wędkarską (np. nieświadoma introdukcja raka pręgowatego oraz przeniesienie obcych gatunków ryb). Stąd przypuszczalnie brak aktualnych doniesień o występowaniu raka szlachetnego z Niziny Wielkopolskiej czy Niziny Śląskiej. Podobny mechanizm wyparcia raków rodzimych mógł nastąpić na Pojezierzu Mazurskim, Pojezierzu Gorzowskim, Podlasiu oraz na Nizinie Mazowieckiej. W przypadku Pojezierza Pomorskiego Śmietana (2013) wykazał, że przyczyny ustępowania determinowane są przez kompleksowe oddziaływanie czynników warunkowanych rosnącą antropopresją. Czynniki badanymi przez tego autora były: chemizm wód, sposób zagospodarowania zlewni oraz wskaźniki bezpośredniej presji człowieka (np. poziom zarybień węgorzem, intensywność rekreacyjnego wykorzystania wód czy sąsiedztwo osad ludzkich) Schulz i in. 2006, Śmietana 2013). W części z tych regionów (głównie pojezierza) intensywne odłowy rybackie prowadzone przez zespoły operujące na dużych obszarach (a szczególnie wykorzystywanie sieci z tworzyw sztucznych, nie wymagających suszenia) przyczyniły się do efektywnego rozprzestrzeniania zarówno dżumy raczej, jak i ekspansji raka pręgowatego.



Ryc. 3. Rozmieszczenie stanowisk monitoringu raka szlachetnego w Polsce na tle jego zasięgu występowania.



## II. METODYKA

### 1. Koncepcja monitoringu gatunku

W Polsce nie prowadzono dotychczas ogólnokrajowego monitoringu raka szlachetnego. Po II wojnie światowej jedyne kompleksowe dane dotyczące występowania rodzimych gatunków raków zostały zgromadzone przez Leńkową (1962), ale informacje te miały w większości charakter ankietowy. W latach 1999–2001 w ramach programu restytucji gatunku, finansowanego ze środków Ekofunduszu Instytut Rybactwa Śródlądowego, Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego oraz Uniwersytet Szczeciński prowadziły prace inwentaryzacyjne dotyczące występowania rodzimych gatunków raków. Prace te były podstawą do odtworzenia populacji raka szlachetnego i raka błotnego. Efektem badań inwentaryzacyjnych, a następnie restytucyjnych, był wstępny monitoring stanowisk, w obrębie których przeprowadzano zaraczenia. Niestety na skutek zakończenia finansowania programu przez Ekofundusz a następnie braku koordynacji, w kolejnych latach prace te były kontynuowane w ograniczonym zakresie. Koncentrowały się tylko w wybranych rejonach Polski. W związku z tym stan rozpoznania wielkości zasobów raka szlachetnego oraz poszczególnych populacji stał się wysoce niewystarczający.

Niniejsza koncepcja monitoringu raka szlachetnego bazuje na doświadczeniach zdobytych w ramach wspomnianego programu ochronnego oraz doświadczeniach zebranych w trakcie prac monitoringowych w roku 2013. Proponowany sposób określania ważnych dla gatunku wskaźników stanu populacji i siedliska jest nieskomplikowany i stosunkowo tani. Stanowiska monitoringowe to ciekі lub zbiorniki wodne, które – zgodnie z aktualną wiedzą – są zasiedlone przez raki lub są znane z literatury bądź wywiadów środowiskowych, jako miejsca występowania raka szlachetnego. Ocena stanu populacji opiera się na danych (liczba odłowionych osobników oraz ich struktura wiekowa i płciowa), uzyskanych z odłowów standardowymi pułapkami oraz uzupełniająco, poszukiwań „na upatrzonego”. Ocena stanu siedliska opiera się na obserwacji elementów środowiska, kluczowych dla funkcjonowania populacji raka szlachetnego.

Obecnie większość stanowisk raka szlachetnego znajduje się w niewielkich rzekach i innych małych ciekach, jak np. śródleśne strumienie, jednak opisana metodyka jest uniwersalna pod względem doboru siedliska. Niewykluczone jednak, że w przyszłości trzeba będzie zweryfikować sposób waloryzacji w dwóch głównych typach siedlisk (ciekach i wodach stojących).

### 2. Wskaźniki i ocena stanu ochrony gatunku

#### Wskaźniki stanu populacji

Tab. 1. Wskaźniki stanu populacji raka szlachetnego

Wskaźnik	Miara	Sposób pomiaru/określenia
Liczebność	CPUE	Wskaźnik określany jako średnia liczba raków złapanych na pułapkę w ciągu 8 godzin w trakcie odłowów przy użyciu 10 raczników lub 10 krążków, w warunkach nocnych, w okresie od lipca do września w czasie wysokiej aktywności raków



**Tab. 2.** Waloryzacja wskaźników stanu populacji raka szlachetnego

Wskaźnik	Ocena*		
	FV	U1	U2
Liczebność	CPUE>1	1>CPUE>0,5	CPUE<0,5

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

### Wskaźniki kardynalne

Nie wyróżniono.

### Wskaźniki stanu siedliska

**Tab. 3.** Wskaźniki stanu siedliska raka szlachetnego

Wskaźnik	Miara	Sposób pomiaru/określenia
Zasiedlony odcinek linii brzegowej	%	Określenie, jaka część linii brzegowej zajęta jest przez raki na wyznaczonym stanowisku o długości 1000 m na cieku lub o długości odpowiadającej 10% linii brzegowej w przypadku zbiorników
Rodzaj podłoża	Wskaźnik opisowy	Określenie rodzaju podłoża na badanym stanowisku pod kątem dostępności kryjówek dla raka szlachetnego: występowanie podłoża umożliwiającego kopanie nor (gliny, ropy, torf) lub obecność kamieni, rumowisk kamiennych oraz brzegów poprzerastanych systemami korzeniowymi drzew
Przekształcenia antropogeniczne siedliska	Wskaźnik opisowy	Określenie udziału przekształceń hydrotechnicznych, w tym dostosowania brzegów do rekreacji, w linii brzegowej cieku lub misie zbiornika
Odczyn wody	pH	Badanie przy użyciu pH-metru wykonane bezpośrednio na stanowisku
Obce gatunki ryb i raków	Wskaźnik opisowy	Identyfikacja obcych gatunków ryb i raków (sumika karłowatego, trawianki, raka pręgowatego, raka sygnałowego, raka marmurkowego oraz wszystkich raków uznawanych za nierodzące) na samym stanowisku i w pobliskich ciekach lub zbiornikach w trakcie odłowów na stanowisku i w oparciu o wywiady środowiskowe z użytkownikami wód (dzierżawca, właściciel, użytkownik rybacki/wędkarski)

**Tab. 4.** Waloryzacja wskaźników stanu siedliska raka szlachetnego

Wskaźnik	Ocena*		
	FV	U1	U2
Zasiedlony odcinek linii brzegowej	>30–100%	>10–30 %	≤ 10 %
Rodzaj podłoża	>50% badanego odcinka stanowią miejsca zapewniające rakom kryjówki lub warunki do ich tworzenia (np. systemy korzeniowe drzew, plastikowe podłoża do kopania nor, kamienie)	10–50% badanego odcinka stanowią miejsca zapewniające rakom kryjówki lub warunki do ich tworzenia (np. systemy korzeniowe drzew, plastikowe podłoża do kopania nor, kamienie)	Poniżej 10 % badanego odcinka stanowią miejsca zapewniające rakom kryjówki lub warunki do ich tworzenia (np. systemy korzeniowe drzew, plastikowe podłoża do kopania nor, kamienie)

Przekształcenia antropogeniczne siedliska	Naturalny układ siedliska	≤60% siedliska przekształcone	>60% siedliska przekształcone
Odczyn wody	pH >7,0	pH 6,0–7,0	pH >6,0
Obce gatunki ryb i raków	Brak informacji o obecności obcych gatunków ryb i raków na stanowisku i w pobliskich ciekach i zbiornikach wodnych	Brak informacji o obecności obcych gatunków ryb i raków na stanowisku, ale istnieje duże ryzyko ekspansji gatunków obcych z pobliskich (do 10km) cieków lub zbiorników wodnych, zasiedlonych gatunkami obcymi, wymienionymi w tab. 3	Na stanowisku raków obecne są obce gatunki ryb i raków wymienionych w tab. 3

\*FV – stan właściwy, U1 – stan niezadawalający, U2 – stan zły

### Wskaźniki kardynalne

Nie wyróżniono.

### Ocena stanu populacji

O ocenie stanu populacji decyduje ocena wskaźnika „liczebność”.

### Ocena stanu siedliska

Przy ocenie stanu siedliska, wszystkie wskaźniki traktowane są jako równocenne. O ocenie stanu siedliska decyduje ocena najniższej ocenionego wskaźnika.

### Perspektywy ochrony

Ocena perspektyw ochrony jest oceną ekspercką. Jest to prognoza stanu populacji i siedliska gatunku w perspektywie najbliższych 10–15 lat, uwzględniająca aktualny stan populacji i siedliska, stosowane zabiegi ochronne oraz obserwowane negatywne oddziaływania i zagrożenia (potencjalne ryzyko związane z zabiegami hydrotechnicznymi np. melioracjami, regulacjami koryt cieku, modyfikacjami brzegów zbiornika wodnego, przegradzaniem rzek i tworzeniem zalewów). Ważne jest uwzględnianie ryzyka zawleczenia obcych gatunków raków i ryb, jeśli w danym rejonie odnotowywane są ich stanowiska.

Tak jak wspomniano we wstępie do przewodnika, perspektywy można ocenić jako dobre (FV), gdy populacja i siedlisko gatunku są w stanie właściwym, a w najbliższych 10–15 latach nie przewiduje się wystąpienia negatywnych czynników, które ten stan mogłyby pogorszyć. Taką ocenę można też wpisać, gdy obecnie stan ochrony gatunku oceniamy na U1, ale są przesłanki by sądzić, że w najbliższej przyszłości ulegnie on poprawie. Perspektywy ochrony oceniamy jako niezadawalające (U1), gdy stwierdzamy, że istnieją negatywne oddziaływania na siedlisko i populację gatunku, które pogorszą stan obecnie oceniany jako właściwy, albo aktualnie niezadawalający stan będzie się utrzymywał. Gdy ocenimy, że aktualnie niezadawalający stan populacji i siedliska będzie się pogarszał, to perspektywy ochrony będą złe (U2).

## Ocena ogólna

Zgodnie z ogólnymi zasadami monitoringu gatunków opisanymi we wstępie, ocena ogólna stanu ochrony gatunku jest równoznaczna z najniższą oceną trzech ocenianych parametrów (populacji, siedliska i perspektywy ochrony).

## 3. Opis badań monitoringowych

### Wybór powierzchni monitoringowych i ich sugerowana wielkość

Stanowiska wybierane do prowadzenia monitoringu raka szlachetnego to zarówno ciek i zbiorniki wodne, w których stwierdzono jego występowanie w efekcie badań inwentaryzacyjnych prowadzonych w ciągu ostatniej dekady (informacje zarówno publikowane jak i nieopublikowane). Na każdym monitorowanym stanowisku wybiera się trzy odcinki badawcze. W przypadku cieku (strumień–rzeka) pojedynczy odcinek badawczy będzie wynosić ok. 1000 metrów a w przypadku zbiornika wodnego 10% linii brzegowej. W przypadku małych zbiorników, np. powyroboiskowych, należy wybrać minimum 100 m linii brzegowej, a gdy to jest niemożliwe rozmieścić w linii brzegowej minimum 10 pułapek. W monitoringu uwzględnione będą jedynie te fragmenty, gdzie wykazano występowanie raka szlachetnego lub występują cechy siedliska dogodnego dla raków.

Gatunek ten nie charakteryzuje się ciągłością zajmowania stanowiska, bardzo często ma ono charakter wyspowy, co związane jest z preferencjami siedliskowymi. W doborze powierzchni badawczych nie jest konieczne unikanie przekształconych fragmentów poddanych w przeszłości zabiegom hydrotechnicznym (podpiętrzeń, faszynowań, umocnień brzegów w postaci perforowanych płyt betonowych), raki mogą je wykorzystywać jako miejsca schronień lub żerowania.

W celu aktualizacji informacji o występowaniu gatunku należy przeprowadzić odłowy kontrolne przy użyciu raczników np. skandynawskich (Fot. 3) lub krążków oraz przeszukując strefę brzegową i dno w warunkach nocnych przy użyciu latarki, stosując metodę obserwacji „na upatrzonego”. Ta ostatnia metoda jest możliwa do zastosowania tylko w przypadku, gdy przynajmniej fragmenty dna są dobrze widoczne. Nie można jej stosować np. przy wysokich stanach wód. W czasie prowadzonych obserwacji należy dokonać wstępnego skartografowania, uwzględniając położenie geograficzne (GPS) oraz zakres badanego i wytypowanego fragmentu.

W oparciu o dane publikowane i niepublikowane szacuje się, że aktualnie rak szlachetny ma w Polsce do 100 stanowisk. Monitoringiem powinno być objętych minimum 30% tych miejsc, ze szczególnym uwzględnieniem obszarów Polski środkowo-wschodniej i południowo-wschodniej (15 stanowisk), gdzie należy zwiększyć liczbę monitorowanych stanowisk w kierunku południowym. Ponadto, aby uwzględnić rozmieszczenie w kraju należy objąć monitoringiem nieliczne stanowiska w Wielkopolsce i na Górnym Śląsku (łącznie 5 stanowisk). Ze względu na występowanie izolowanych stanowisk na Pomorzu i Polsce północno-wschodniej, sugerowane jest objęcie również tych stanowisk działaniami monitoringowymi (10 stanowisk). W regionie alpejskim monitoringiem należy objąć 5 stanowisk, a w kontynentalnym 25.

## Sposób wykonywania badań

Zgodnie z założeniami metodycznymi na wybranym stanowisku wyznacza się co najmniej trzy odcinki badawcze na:

- około 1000 m fragmencie ( w przypadku wód płynących)
- na 10% linii brzegowej ( w przypadku wód stojących)

Oceny poszczególnych wskaźników z odcinków badawczych są uśredniane dla całego badanego stanowiska.

## Określenie wskaźników stanu populacji

**Liczebność.** Na wybranych powierzchniach, po wytypowaniu miejsc potencjalnego bytowania raków, przystępuje się do odłowów stosując pułapkowe narzędzia połowowe typu raczniki skandynawskie (szwedzkie; Fot. 3). Są to pułapki nieinwazyjne, skonstruowane z grubego sprężynującego drutu obciążonego siatką o wymiarze oczek 1x1 cm. Pułapka ma kształt walca, którego podstawy mają kształt kielichowaty, zwrócony stożkiem do środka. Szczyt każdego stożka jest przycięty i stanowi wejście do wnętrza pułapki, w której umieszczana jest przynęta: (mięso drobiowe, wątroba wieprzowa, świeża tusza ryby (można stosować jedynie ryby morskie, aby nie wprowadzać ryzyka rozprzestrzenienia chorób). W środkowej części pułapki umieszczona jest 10 cm agrafka, na którą nabija się przynętę. Lokalizacja przynęty wymusza na raku dostanie się do wnętrza pułapki. Dostęp do wnętrza pułapki umożliwia zawiasowo otwierana podstawa walca lub otwarcie za pomocą rzepu lub zamka błyskawicznego. Długość pułapki wynosi ok. 40 cm. Na wytypowanym fragmencie przeprowadza się odłów wykorzystując minimum 10 pułapek. Raczniki sprawdzane są po ośmiogodzinnej ekspozycji nocnej.

Zamiast raczników można stosować tzw. krążki, pułapka składa się z dwóch obręczy połączonych siatką o wysokości ok. 20 cm. Dno dolnej obręczy obciążone jest również siatką, na środku której przymocowuje się przynętę. Górna obręcz posiada trzy punktowe mocowanie linki, umożliwiającej pionowe wyciąganie pułapki z wody. Zasada jej działania jest następująca: po umieszczeniu przynęty krążek przywiązany linką do styliska opuszczany jest na dno, gdzie górna obręcz opada na dolną, tworząc z nią jedną powierzchnię. Po upływie około godziny energicznym ruchem styliska podnosi się krążek. Pierwsza unosi się górna obręcz podnosząca boczną siatkę stanowiącą ściankę łączącą obręcz dolną z obręczą górną. System ten ogranicza lub uniemożliwia wydostanie się raków z pułapki – pod warunkiem energicznego wyciągnięcia pułapki z wody. Krążki są szczególnie zalecane w miejscach, gdzie głębokość wody jest niewystarczająca do pełnego zanurzenia raczników. W przypadku zastosowania krążków należy stwierdzone w nich raki odławiać co godzinę i przechowywać w wiadrach do zakończenia połowów, ponieważ po ośmiu godzinach ekspozycji, nawet przy dużej liczbie raków w krążku możemy mieć do czynienia jedynie z osobnikami, które jako ostatnie dotarły do pułapki, co znacznie zaniża wyniki. Niezależnie od zastosowanej metodyki należy bezwzględnie zanotować, ile zastosowano na danym stanowisku pułapek i ile krążków.

Ponieważ odłowy należy prowadzić nocą, ze względów bezpieczeństwa zespół badawczy powinien się składać z kilku osób (co najmniej dwóch). Istotne jest poinformowanie stosownych służb (straż leśna, państwowa straż rybacka, ewentualnie jednostki policji)

w celu zabezpieczenia się przed posądzeniem o działania w odstępstwie od prawa (kłusownictwo) i tym samym niepotrzebną interwencją.

Po odłowieniu raki powinny być czasowo przetrzymywane w pojemnikach bez wody w możliwie niskiej temperaturze. Taki sposób przechowywania uzasadniony jest tym, że raki po wyjęciu z wody mogą przez dłuższy czas oddychać powietrzem atmosferycznym, gdzie jest dużo tlenu. W przypadku umieszczenia wielu raków w kilkunastolitrowym pojemniku z wodą szybko doszłoby do wyczerpania zapasu tlenu rozpuszczonego w wodzie. Liczba osobników odłowiona w trakcie 8 godzinowego połowu w przeliczeniu na jedną pułapkę stanowi podstawę do określenia i oceny wskaźnika „liczebność” (Hurt i in. 1999).

Ze względu na możliwość przenoszenia chorób pomiędzy populacjami zawsze przed przystąpieniem do prac monitoringowych na nowym stanowisku wszystkie narzędzia połowowe, które mają styczność z wodą (również wodery i spodniobuty) należy dokładnie wyczyścić formaliną lub innym preparatem bakterio i grzybobójczym (np. Pol-Lena JK) po czym dokładnie przepłukać pod bieżącą wodą. Jeśli to tylko możliwe należy wyplukane narzędzia wysuszyć na słońcu.

### Określanie wskaźników stanu siedliska

**Zasiedlony odcinek linii brzegowej.** Odłowy kontrolne wykonane na wytypowanych fragmentach dają podstawę do obliczenia zasiedlenia odcinka linii brzegowej poprzez obecność raka szlachetnego w zajmowanym siedlisku w stosunku do całego badanego odcinka. Rak szlachetny najczęściej zasiedla odcinki, w obrębie których ma możliwość wykopywania w podłożu nor (podłoże gliniaste, ilaste, torfiaste) lub wykorzystania istniejących kryjówek. Aby określić wskaźnik zasiedlenia, na odcinku o długości 1000 m prowadzi się 8 godzinne nocne odłowy. W przypadku wykazania raków na określonej długości (np. 450 m) wskaźnik wyniesie 45% (procentowy stosunek zasiedlonego odcinka do długości



Fot. 3. Racznik – narzędzie do odłowu raków (fot. Witold Strużyński).

badanego odcinka). Wykazanie raków odnosi się do efektów obserwacji całego 1000 m odcinka. Wystarczy stwierdzenie jednej sztuki co 50 m. Każde 50 m stanowi 5% zasiedlenia. Jeśli łącznie na 6 odcinkach 50 m stwierdzimy co najmniej po 1 raku, to wtedy wskaźnik zasiedlenia wyniesie 30%.

**Rodzaj podłoża.** Należy zwrócić uwagę, czy podłoże jest gliniaste, ilaste lub torfiaste, czy brzegi są poprzerasane korzeniami drzew lub czy są liczne kamienie, umożliwiające ukrycie się (opis w tabeli 4b).

**Przekształcenia antropogeniczne siedliska.** Przy ocenie tego wskaźnika należy zwrócić uwagę na zakres ingerencji w naturalny układ linii brzegowej. Przekształceniami antropogenicznymi będą: odcinki zmeliorowane, posiadające umocnienia brzegów w postaci betonowych płyt lub pozbawione drzewostanu nadbrzeżnego (widoczne ślady po wyрубie). W przypadku takich fragmentów dokonuje się oceny na podstawie długości przekształconego fragmentu w stosunku do całego badanego odcinka np. zabiegi melioracyjne na długości 200 m w stosunku do 1000 m badanego odcinka.

**Odczyn wody.** W przypadku parametru chemicznego (pH), należy wykonywać pomiary bezpośrednio na stanowisku przy użyciu zestawów polowych. Metoda tania i łatwa w warunkach polowych.

**Obce gatunki ryb i raków.** Występowanie obcych gatunków ryb i raków sprawdza się na kilka sposobów. W czasie prowadzenia odłowów raka szlachetnego występuje wysokie prawdopodobieństwo „wchodzenia” do pułapek innych gatunków raków i ryb. Dodatkowo, można użyć kasarka/czerpaka do ich odłowu. Równolegle należy penetrować fragmenty stanowiska prowadząc aktywne obserwacje na upatrzonogo. Istotnym uzupełnieniem obserwacji jest wywiad środowiskowy. Źródłem informacji mogą być miejscowi wędkarze, dzierżawcy wód, służby leśne, pracownicy parków krajobrazowych i narodowych.

Odłowu raków przy użyciu pułapek oraz aktywną metodę obserwacji, należy rozpocząć w godzinach wieczornych lub nocnych, kiedy aktywność raków jest najwyższa. Wskaźniki siedliska określamy w ciągu dnia.

Wszystkie powyższe wyniki i spostrzeżenia należy dokumentować w terenie, dokonując odczytu współrzędnych stanowiska oraz dokumentacji fotograficznej.

## Termin i częstotliwość badań

Optymalny okres prowadzenia badań przypada na sierpień i wrzesień. Należy unikać fazy pełni księżyca, gdyż raki wykazują wtedy ograniczoną aktywność. Zaleca się prowadzenie działań monitoringowych z częstotliwością raz na trzy lata.

## Sprzęt i materiały do badań

- raczniki typu skandynawskiego do połowu raków oraz krążki zwane kancerkami,
- siatka na stylisku – kasarek,
- spodniobuty/wodery rybackie,
- suwmiarka lub miarka linijska,
- taśma miernicza długości 50–100 m do mierzenia fragmentów linii brzegowej – odcinków wyznaczanych do odłowów raków,



- pH-metr mikrokomputerowy,
- notes i ołówki,
- karty obserwacji,
- odbiornik GPS,
- mapy topograficzne 1:25 000 lub notebook z bezprzewodowym łączem internetowym umożliwiającym korzystanie w terenie z map satelitarnych lub zdjęć lotniczych (np. www.geoport.pl), w przypadku braku łącza dysponowanie zasobami map w wersji elektronicznej (np. z zasobów odpowiedniego RDOŚ),
- środki dezynfekcyjne do odkażania sprzętu.

#### 4. Przykład wypełnionej karty obserwacji gatunku na stanowisku

Karta obserwacji gatunku dla stanowiska	
Kod i nazwa gatunku	Kod gatunku wg Dyrektywy Siedliskowej, nazwa polska i łacińska, autor wg aktualnie obowiązującej nomenklatury <b>1091 rak szlachetny <i>Astacus astacus</i> (Linnaeus, 1758)</b>
Nazwa stanowiska	Nazwa stanowiska monitorowanego .....
Typ stanowiska	Badawcze/referencyjne Badawcze
Obszary chronione, na których znajduje się stanowisko	Natura 2000, rezerваты przyrody, parki narodowe i krajobrazowe, użytki ekologiczne, stanowiska dokumentacyjne itd. Rezerwat Barcza
Współrzędne geograficzne	Podać współrzędne geograficzne (GPS) stanowiska N XX°XX'XX.X" E XX°XX'XX.X"
Wysokość n.p.m.	Podać wysokość n.p.m. stanowiska lub zakres od....do... 384 m
Powierzchnia stanowiska	Podać wielkość powierzchni w ha, a lub m <sup>2</sup> 0,5 ha
Charakterystyka siedliska gatunku na stanowisku	Krótką charakterystyka siedliska z uwzględnieniem charakteru zbiornika wodnego. Podać informacje dla jakiego punktu podano współrzędne geograficzne. Drobne wyrobisko po kopalni piaskowców kwarcytowych, głębokość do 20 m, strome brzegi od strony wschodniej i południowej, otoczone lasem mieszanym. Penetrowane przez wędkarzy. Współrzędne geograficzne podano dla centralnego punktu badanego odcinka linii brzegowej. <ul style="list-style-type: none"> <li>• Brzeg północno-wschodni niedostępny – ściana skalna, brzeg północno-zachodni z wyraźnym wypłyceniem.</li> <li>• Podłoże kamieniste wielkogabarytowe, w części południowo-zachodniej liczne kryjóweki w rumowisku kamiennym oraz pod pniami zwalonych jodeł.</li> <li>• Pojedyncze drzewa wzdłuż zachodniego brzegu, postępująca sukcesja drzewostanu</li> <li>• W ichtiofaunie dominuje okoń i szczupak, brak obcych gatunków ryb i raków</li> <li>• Roślinność wodna b. uboga</li> <li>• ok. 100 m linii brzegowej</li> </ul>
Informacje o gatunku na stanowisku	Syntetyczne informacje o występowaniu gatunku na stanowisku, m.in. kiedy stwierdzono go po raz pierwszy, dotychczasowe badania i inne istotne fakty; wyniki badań z lat poprzednich Gatunek stwierdzony na stanowisku w 2007 roku, populacja poddana presji kłusowników, od 2010 obserwuje się nieznaczny wzrost liczebności populacji.
Czy monitoring w kolejnych latach jest wymagany?	Wpisać tak/nie, w przypadku „nie” uzasadnić dlaczego proponuje się rezygnację z tego stanowiska Tak.
Obserwator	Imię i nazwisko wykonawcy monitoringu na stanowisku Witold Strużyński
Data obserwacji	Daty wszystkich obserwacji 12.10.2013

Stan ochrony gatunku na stanowisku			
Parametr/Wskaźniki	Wartość wskaźnika i komentarz	Ocena	
<b>Populacja</b>			
Liczebność	<i>Podać wartość CPUE (liczba odłowionych raków w ciągu 8 godzin, w przeliczeniu na 10 raczników lub krązków)</i> 0,6 Odłowiono 6 raków	U1	U1
<b>Siedlisko</b>			
Zasiedlenie linii brzegowej	<i>Podać, jaka część linii brzegowej zajęta jest przez raki na wyznaczonym stanowisku</i> 55%	FV	FV
Rodzaj podłoża	<i>Opisać rodzaj podłoża na badanym stanowisku pod kątem dostępności kryjówek dla raka szlachetnego</i> Liczne rumowiska kamienne oraz pojedyncze głazy tworzą dużą liczbę schronień, choć rodzaj podłoża ogranicza możliwość kopania nor	FV	
Przekształcenia antropogeniczne siedliska	<i>Opisać, określając udział (%) przekształceń hydrotechnicznych w linii brzegowej cieku lub misie zbiornika, w tym dostosowania brzegów do rekreacji</i> Zbiornik istnieje od ok. 40 lat, przypuszczalnie ok. 50% powierzchni zbiornika (głębnie powyrobiskowe) jest niedostępne jako siedlisko dla raków.	FV	
Odczyn wody	<i>Podać wynik pomiaru pH</i> 7,6	FV	
Obce gatunki ryb i raków	<i>Podać występujące na stanowisku obce gatunki ryb i raków</i> Brak.	FV	
<b>Perspektywy ochrony</b>	<i>Krótką prognoza stanu populacji i siedliska gatunku na stanowisku w perspektywie 10–15 lat w nawiązaniu do ich aktualnego stanu i obserwowanych procesów zachodzących w siedlisku, z uwzględnieniem wszelkich działań i planów, których skutki mogą wpłynąć na gatunek i jego siedlisko</i> Stan populacji jest niezadowalający. Bliskość szlaku turystycznego (potencjalne zanieczyszczanie zbiornika) i niekontrolowana presja wędkarska mogą negatywnie oddziaływać na populację i siedlisko.		U1
<b>Ocena ogólna</b>			<b>U1</b>

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 oddziaływanie				
kod	Nazwa działalności	intensywność	wpływ	Syntetyczny opis
F05.04	Kłusownictwo	C	–	Gatunek może nadal podlegać presji kłusowniczej, odnotowywanej w 2007 r.

Zagrożenie (przyszłe, przewidywane oddziaływania)				
kod	Nazwa działalności	intensywność	wpływ	Syntetyczny opis
F02.03	Wędkarstwo	B	–	Groźba zawleczenia obcego gatunku ryb lub raków

Inne informacje	
Inne wartości przyrodnicze	<i>Inne obserwowane podczas prac monitoringowych gatunki zwierząt i roślin z załączników Dyrektyw Siedliskowej i Ptasiej; gatunki zagrożone i rzadkie (Czerwona księga), gatunki chronione (podać liczebność w skali: liczny, średnio liczny, rzadki)</i> Nie obserwowano.
Gatunki obce i inwazyjne	<i>Obserwowane gatunki obce i inwazyjne (podać liczebność w skali: mało liczny, średnio liczny, bardzo liczny)</i> Nie obserwowano.
Inne uwagi	<i>Wszelkie informacje pomocne przy interpretacji wyników, np. anomalie pogodowe; także uwagi co do metodyki</i> Brak.
Dokumentacja fotograficzna i kartograficzna	<i>Załączniki do bazy danych (w wersji elektronicznej): Minimum 2 zdjęcia na stanowisko (gatunek i siedlisko), granice stanowiska zaznaczone na stosownym podkładzie kartograficznym</i>

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

Sporządzona metodyka może być wykorzystywana do prowadzenia monitoringu drugiego rodzimego gatunku raka, raka błotnego *Astacus leptodactylus* charakteryzującego się podobnymi wymaganiami siedliskowymi i zblizoną biologią, częściej jednak odnotowywanego w wodach stojących. Podobnie jak rak szlachetny, objęty jest krajowym ustawodawstwem o ochronie gatunkowej. W Polsce jest silnie zagrożony, a liczba jego stanowisk ulega sukcesywnemu ograniczaniu.

## 6. Ochrona gatunku

Od 2004 r. rak szlachetny objęty jest częściową ochroną gatunkową. Ochrona bierna jest niewystarczającą formą ochrony dla gatunku, który znajduje się w wyraźnym regresie. Pomimo zapisu ustawowego, sugerującego ochronę czynną, nie jest ona realizowana w sposób zadowalający (lokalne próby odtwarzania raka szlachetnego). Liczba populacji cały czas maleje, a przyczyn jest wiele (regulacja cieków, niewłaściwa gospodarka rybacko-wędkarska, rozprzestrzenianie się obcych gatunków raków, choroby). W przypadku raka szlachetnego bardzo ważny jest monitoring, którego wyniki należy wykorzystać na potrzeby ochrony. Konieczne jest prowadzenie czynnej ochrony raka szlachetnego (jak również raka błotnego, będącego w identycznej sytuacji) poprzez rozród rodzimych raków w warunkach kontrolowanych i reintrodukcję podchowanego wylęgu do uprzednio wytypowanych wód.

Od kilku lat notuje się poprawę stanu środowiska wodnego, zmienia się również mentalność społeczeństwa i jego praktyczne odniesienie do elementarnych form „dbania” o środowisko. Jednak działania te są procesem zbyt powolnym a wiele instytucji związanych z melioracjami i urządzeniami wodnymi „nie zauważa” konieczności wykonywania raportów oddziaływania na środowisko dla przedsięwzięć modyfikujących wody płynące. Działania takie są niedostosowywaniem się do prawa, jakie Polska zobowiązała się wprowadzać jako państwo członkowskie Unii Europejskiej. Istotne jest ograniczanie działań degradujących wody płynące (np. regulacje, tzw. prace utrzymaniowe, zbiorniki zaporowe) i promowanie renaturyzacji cieków w celu poprawy funkcjonowania siedlisk i zwiększanie różnorodności przyrodniczej, w tym poprawy stanu populacji raka szlachetnego.

## 7. Literatura

- Bowkiewicz J. 1947. Rak. PWRiL, Warszawa.
- D'Agaro E., Renai B., Gherardi F. 2004. Evaluation of the American waterweed (*Elodea canadensis* Michx.) as supplemental food for the noble crayfish, *Astacus astacus*. BFPP – Bull. Fr. Pêche Piscic. 372–373: 439–445.
- Haddaway N.R., Mortimer R.J.G., Christmas M., Dunn A.M. 2013. Effect of pH on growth and survival in the freshwater crayfish *Austropotamobius pallipes*. *Freshwater Crayfish* 19 (1): 53–62.
- Hessen D.O., Skurdal J. 1987. Food consumption, turnover rates and assimilation in the noble crayfish (*Astacus astacus*). *Freshwater Crayfish* 7, 309–317.
- Holdich D.M. 1988. The dangers of introducing alien animals with particular references to crayfish. *Freshwater Crayfish* 7: 15–30.
- Hurt M., Kivistik M., Paaver T. 1999. Changes in the state of noble crayfish stocks in lakes of Southern Estonia in the period 1993–1998. *Freshwater Crayfish* 12: 540–549.
- Jażdźewski K., Konopacka A. 1993. Survey and distribution of Crustacea, Malacostraca in Poland. *Crustaceana (Leiden)* 65, 2: 176–191.
- Jażdźewski K., Konopacka A. 1995. Pancierzowce. Katalog Fauny Polski XIII, tom 1. Instytut Zoologii PAN, Warszawa.
- Keller M. 1999. Ten years of trapping *Astacus astacus* for restocking in Lake Bronnen, a gravel pit in Bavaria. *Freshwater Crayfish* 12: 518–528.
- Kossakowski J. 1956. Rozsiedlenie raków w Polsce. *Gospodarka Rybna* 8, 5: 9–10.
- Kossakowski J. 1966. Raki. PWRiL, Warszawa.
- Kossakowski J. 1972. The freshwater crayfish in Poland. A short review of economic and research activities. *Freshwater Crayfish* 1: 18–26.
- Krzywosz T., Białokoz W., Chybowski Ł. 1994. Raki rodzime w województwie suwalskim. *Komunikaty Rybackie* 1: 9–10.
- Leńkowa A. 1962. Badania nad przyczynami zaniku, sposobami ochrony i restytucją raka szlachetnego *Astacus astacus* (L.) w związku z rozprzestrzenianiem się raka amerykańskiego *Cambarus affinis* Say. *Ochrona Przyrody* 28: 1–37.
- Lukhaup C. 2001. *Procambarus* sp. – Der Marmorkrebs. *Aquaristik Aktuell*, 7–8: 48–51.
- Mastyński J., Andrzejewski W. 2001. Cechy morfometryczne i rozpoznawcze raków występujących w Polsce. *Akademia Rolnicza w Poznaniu*.
- Mastyński J., Kaczmarek K. 1976. Stan raków w wodach Wielkopolski. *Gospodarka Rybna* 10: 20–21.
- Schulz H., Śmietana P., Schulz R. 2006. Estimating the human impact on populations of the endangered noble crayfish (*Astacus astacus* L.) in north-western Poland. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 16: 223–233.
- Souty-Grosset C., Holdich D., Noël P., Reynolds J.D., Haffner P. 2006. *Atlas of Crayfish in Europe*. Vol. 64, MNHN-Paris.
- Strużyński W. 2001. Raki w wodach Niziny Mazowieckiej. W: H. Kot, A. Dombrowski (red.). *Strategia Ochrony Fauny na Nizinie Mazowieckiej*. MTOF, Siedlce, s. 283–292.
- Strużyński W. 2005. Sfeminizowany gatunek – rak marmurkowy. *Magazyn Akwarium* nr 3(40): 13–19
- Strużyński W. 2007. Raki. *Monografia Przyrodnicza*. Zeszyt 17. Wydawnictwo Klubu Przyrodników, Świebodzin.
- Strużyński W., Krzywosz T. 2002. The noble crayfish (*Astacus astacus*) in Poland – past., the present and perspectives. *Ann. of Warsaw Agric. Univ., Ann. Sci.* 39: 63–69.
- Strużyński W., Kulesh W., Alechnovich A. 2001. The occurrence and habitat preferences of the noble crayfish (*Astacus astacus*, L.) and the narrow-clawed crayfish (*Astacus leptodactylus*, Esch.) in freshwater of Belarus and Poland. *Annals of Warsaw Agricultural University, Animal Science* 38: 27–31.
- Strużyński W., Śmietana P. 1999. On Distribution of Crayfish in Poland. *Freshwater Crayfish* 12: 825–829.
- Śmietana P. 2013. Uwarunkowania rozmieszczenia i mechanizmy konkurencji międzygatunkowej raka szlachetnego (*Astacus astacus* L.) i raka pręgowatego (*Orconectes limosus* Raf.) w wodach Pomorza. *Uniwersytet Szczeciński. Rozprawy i Studia T.* (CMXXXIV) 860.
- Vogt G., Tolley L. 2004. Life stage and reproductive Marmorkrebs (marbled crayfish), the first parthenogenetic decapod crustacean. *Journal of Morphology* 261 (3): 286–311.

Opracował: Witold Strużyński

1337 **Bóbr europejski**  
*Castor fiber* (Linnaeus, 1758)



Fot. 1. Bóbr europejski *Castor fiber* (fot. R. i M. Kosiński).

## I. INFORMACJA O GATUNKU

### 1. Przynależność systematyczna

Rząd: gryzonie RODENTIA

Rodzina: bobrowate CASTORIDAE

### 2. Status prawny i zagrożenie gatunku

#### Prawo międzynarodowe

Dyrektywa Siedliskowa – Załącznik II i V

Konwencja Berneńska – Załącznik III

#### Prawo krajowe

Ochrona gatunkowa – ochrona częściowa

#### Kategoria zagrożenia IUCN

Czerwona lista IUCN – LC

Czerwona lista zwierząt zagrożonych w Polsce – nieuwzględniony

Polska czerwona księga zwierząt. Kręgowce (2001) – nieuwzględniony

Czerwona lista dla Karpat – VU (w Polsce VU)



### 3. Opis gatunku

Bóbr europejski *Castor fiber* jest największym gryzoniem Europy. Długość ciała dorosłego osobnika wynosi od 75 do 100 cm, długość ogona – 30–40 cm. Średnia waga to 18–20 kg, chociaż zdarzają się osobniki ważące nawet 35 kg. Futro bobra jest błyszczące i miękkie. Umaszczenie jest bardzo różne: od płowego poprzez różne odcienie brązu aż po czerń. Formy albinotyczne zdarzają się wyjątkowo rzadko. Dominują osobniki o umaszczeniu brunatnym (53% naszej populacji krajowej; Fot. 1). Bobry linieją raz w roku, a wypadanie włosów trwa od maja do lipca. Bobry codziennie czyszczą i smarują futro wydzieliną gruczołów przyodbytowych (analnych), co zapobiega przemakaniu. Sierść bobra składa się z 2 rodzajów włosów: włosów przewodnich o długości 5–6 cm, tworzących warstwę zewnętrzną, oraz włosów wełnistych, bardzo cienkich, o długości ok. 2 cm, tworzących warstwę wewnętrzną (chroni przed wychłodzeniem i przemakaniem). Pomiędzy włosami wełnistymi zamykane są pęcherzyki powietrza, tworzące dodatkową warstwę izolacyjną. Najbardziej owłosiony jest brzuch, na 1 cm<sup>2</sup> skóry na stronie brzusznej przypada w przybliżeniu 23 000 włosów wełnistych, podczas gdy na grzbietowej zaledwie 12 000.

### 4. Biologia gatunku

Bobry prowadzą głównie nocny tryb życia, rozpoczynając aktywność o zmroku i kończąc wcześnie rano. Jednak w miejscach rzadko penetrowanych przez ludzi są aktywne także w ciągu dnia. Jako zwierzęta ziemnowodne, większość czasu spędzają w sąsiedztwie wody,



Fot. 2. Kopczyk z mułu, będący elementem znakowania terytorium przez bobra (fot. J. Romanowski).



gdzie żyją w małych koloniach lub grupach rodzinnych, liczących od 2 do 7 osobników. Grupa bobrów tworzona jest przez parę osobników dorosłych, które jako jedyne są zdolne do rozrodu, oraz tegoroczne młode i osobniki młodociane (1- i 2-letnie).

Wielkość bobrowych terytoriów jest bardzo zmienna i w znacznym stopniu zależy od charakteru środowiska i dostępnej bazy pokarmowej, wielkości i składu grupy rodzinnej, a także stopnia osiadłości. Zwykle bobry zasiedlają 1–6 km cieku, (wg niektórych badań 0,5–12 km) (Hartman 1996, Campbell i in. 2005). Najmniejsze terytoria (o długości 0,5–0,7 km) obserwowano wzdłuż niewielkich strumieni, podczas gdy te zlokalizowane np. w podmokłych zbiorowiskach leśnych były zazwyczaj wyraźnie większe (rozmiar terytorium zmniejsza się wraz ze wzrostem jakości zajmowanego siedliska). Rozmiary terytoriów danej grupy zmieniły się w zależności od zagęszczenia populacji (najniższe były w przypadku znacznego wysycenia środowiska przy dużym zagęszczeniu bobrów). Przy wysokich zagęszczeniach zdarzało się, że opuszczanie rodziny przez wyrosnięte już młode z wcześniejszych miotów było opóźniane, a okres pozostawania młodych w rodzinnym terytorium był znacznie dłuższy. Wielkość penetrowanego obszaru przez bobry zmienia się wraz ze stopniem osiadłości. Początkowo rozległe terytoria nowo osiadłej grupy z czasem znacznie się zmniejszają. Badania prowadzone w Holandii wykazały zmniejszenie się wielkości obszaru zajmowanego przez re-introdukowaną rodzinę z 36 km do 6,4 km w ciągu 4 lat. Badania telemetryczne potwierdziły bardzo niewielki stopień pokrywania się terytoriów poszczególnych grup rodzinnych (średnio 0,5–2,2%), co może poniekąd dowodzić skuteczności znakowania jako formy ochrony terytorium (Nolet, Rosell 1994, Campbell i in. 2005, Herr, Rosell 2004).

Funkcję schronień u bobrów pełnią nory, żeremia, żeremionory (półżeremia) i gniazda. Żeremia są to kopulaste struktury, budowane z gałęzi, traw, mchu, uszczelnione darnią i błotem, tworzone zwykle w rejonach, gdzie płaskie brzegi rzek, potoków czy jezior uniemożliwiają kopanie nor. Ze względu na ich lokalizację wydziela się 3 rodzaje żeremi: żeremie wyspowe, żeremie stawowe, żeremie na brzegu jeziora. Wejście do żeremia znajduje się pod wodą. Długi korytarz prowadzi do komory gniazdowej, znajdującej się ponad powierzchnią wody i wyścielonej suchym materiałem roślinnym i wiórami drzewnymi. U szczytu żeremia zlokalizowany jest kanał wentylacyjny, tworzony przez luźniej ułożone gałęzie. Ponadto od komory odchodzą dodatkowe mniejsze korytarze – syfony, których ujście znajduje się pod wodą. W przypadku cieków i zbiorników wodnych o dużych wahaniami wody komory mogą być tworzone na różnych poziomach.

W rejonach, gdzie brzeg jest stosunkowo wysoki i bobry kopią nory mieszkalne, system korytarzy jest często skomplikowany i rozbudowany, i prowadzi do kilku lub kilkunastu komór zlokalizowanych na różnych poziomach. Długość korytarzy może dochodzić wówczas do kilkudziesięciu metrów. Ujście nory znajduje się pod wodą, natomiast na brzegu można natknąć się na ujścia kanałów wentylacyjnych. Często nory kopane są pod korzeniami drzew, co w znacznym stopniu chroni je przed zawaleniem się. W przypadku, gdy wejście do nory znajduje się nad powierzchnią wody, jest ono maskowane przez narzucone gałęzie. Nory bobrowe często zapadają się od góry. Są wtedy łatanie przez bobry przy pomocy gałęzi i mułu. Z czasem – wzmacniane od zewnątrz – tworzą kopulastą formę, stanowiąc twór pośredni pomiędzy żeremiem a norą, tzw. półżeremie (żeremionorę).

Inny typ schronień gatunku stanowią „gniazda”, czyli zagłębienia w ziemi, zlokalizowane wśród gęstych krzewów, pod zwalonymi pniami drzew lub między korzeniami. Gniazda są

tworzone i wykorzystywane głównie w okresie wiosennym i letnim, stanowiąc tzw. schronienia przejściowe.

Często w terytorium danej rodziny znajduje się więcej niż jedno żeremie lub nora. Wówczas poszczególne z nich mogą być zajmowane w różnych porach roku bądź w określonej sytuacji (np. gdy poziom wody w miejscu głównego żeremia jest zbyt niski). Czasem dodatkowe schronienie jest miejscem narodzin młodych.

Terytoria bobrowe są znakowane przy użyciu stroju bobrowego (*castoreum*) i/lub wydzieliny gruczołów analnych, które pozostawiane są na kopczykach z mułu (Fot. 2), fragmentach roślin czy zerwanych liściach. Zazwyczaj miejsca znakowania położone są w bezpośrednim sąsiedztwie wody. Główną funkcją tego typu znakowania jest zaznaczenie terytorium, co umożliwia znaczne ograniczenie liczby konfrontacji pomiędzy osobnikami. Jednak *castoreum* to też informacja o liczebności rodziny, płci osobnika pozostawiającego strój bobrowy, wieku, hierarchii socjalnej czy nawet stanie zdrowia. Można zatem uznać, że *castoreum* oprócz funkcji ostrzegającej pełni też funkcje informacyjną dla ewentualnych osobników pojawiających się w sąsiedztwie terenu zajętego przez bobrzą rodzinę (Rosell, Nolet 1997, Rosell i in. 1998). Kopce konstruowane przez bobry są wyraźnie większe i bardziej spłaszczone od tych, jakie buduje wydra. Niemniej przy ich identyfikacji w terenie należy brać pod uwagę obecność tropów w ich bezpośrednim sąsiedztwie, które pozwalają jednoznacznie określić „konstruktora” kopca. Należy mieć na uwadze fakt, że często również wydra wykorzystuje sterty traw czy liści jako miejsca znakowania.

Część badaczy uważa, że *castoreum* (strój bobrowy) i wydzielina gruczołów analnych pełnią odrębne funkcje w sygnalizacji zapachowej. Strój bobrowy służy do znakowania terytorium. Najczęściej pozostawiany jest w miejscach granicznych, pomiędzy arealami zasiedlanymi przez poszczególne rodziny. Wydzielina gruczołów analnych, przekazująca informacje o płci, wieku, gotowości do rozrodu, wykorzystywana jest w rejonach o najwyższej aktywności grupy (Rosell, Nolet 1997, Rosell, Bergan 2000).

Kopce formowane przez bobry pełnią funkcję punktów granicznych i mogą być wykorzystywane w celu określenia wielkości terytoriów i zagęszczenia bobrów na danym obszarze. Najwyższa intensywność znakowania obserwowana jest wiosną, gdy przychodzą na świat nowe młode i 2-letnie osobniki opuszczają rodzinną grupę (Rosell i in. 1998). Jednak część badań nie wykazywała wyraźnej sezonowej zmienności w intensywności znakowania (Rosell, Nolet 1997). W pewnym stopniu liczba kopców, jaką znajdujemy na danym obszarze, jest zależna od zagęszczenia bobrów i liczebności sąsiadujących ze sobą grup rodzinnych. Niemniej, oprócz miejsc granicznych bobry bardzo intensywnie znakują stałe, często odwiedzane i najintensywniej wykorzystywane punkty w obrębie terytorium (sąsiedztwo nory czy żeremia, czy też wydeptane ścieżki). Miejsca te są jednocześnie najintensywniej bronione (Rosell, Nolet 1997). Wykazano również wyraźną pozytywną korelację pomiędzy liczbą miejsc znakowania i liczbą sąsiadujących grup rodzinnych i liczebnością populacji (Rosell 2003).

Bobry są roślinożercami. Żywią się prawie wszystkimi gatunkami roślin przybrzeżnych i wodnych, występujących w danym środowisku. W diecie bobra znajduje się ponad 200 gatunków roślin zielnych i 100 drzewiastych, jednak skład pokarmu danej rodziny zależy od lokalnych warunków siedliskowych i dostępności pożywienia, bowiem bobry żerują zazwyczaj w wąskiej 10–20 metrowej strefie przybrzeżnej. Skład pokarmu bobrów zmienia się sezonowo. W okresie od późnej wiosny do wczesnej jesieni jego podstawę stanowi wod-

na i bagienna roślinność zielna, liście, pąki i świeże gałązki drzew liściastych (Czech 2010, Milligan, Humphries 2010). Od późnej jesieni do wczesnej wiosny podstawę pokarmu stanowią natomiast gałązki, łyko i kora drzew i krzewów liściastych. Preferowane są gatunki drzew o miękkiej korce, takie jak topole *Populus* sp. (głównie topola osika *P. tremula*), wierzby *Salix* sp., brzozy *Betula* sp. czy leszczyna *Coryllus avellana* i inne gatunki liściaste (Nolet i in. 1994, Janiszewski i in. 2006). Zdecydowanie rzadziej w jadłospisie bobrów znajdziemy olszę czarną *Alnus glutinosa* i szarą *A. incana*. Niechętnie żerują też na gatunkach drzew iglastych, takich jak sosna *Pinus sylvestris* czy świerki *Picea abies*, które stanowią raczej formę urozmaicenia diety. W rejonach górskich wyraźnie wzrasta udział buków *Fagus sylvatica*, jesionów *Fraxinus excelsior*, jaworów *Acer pseudoplatanus*, czy nawet drzew o wyjątkowo twardym drewnie, jak dęby *Quercus* sp. i graby *Carpinus betulus* (Fustec i in. 2001, Haarberg, Rosell 2006, Czech 2000, 2010, Krojerová-Prokešova i in. 2010, Milligan, Humphries 2010).

Bóbr jest gatunkiem monogamicznym. Dojrzałość płciową osiąga w 3–4 roku życia (choć pewne źródła podają wiek 1,5–2 lat). Szczyt aktywności rozrodczej trwa zazwyczaj do 10 roku życia. Pora godowa bobrów przypada zwykle na styczeń i luty, jednak może trwać nawet od grudnia do maja. Kopulacja trwająca od 0,5 do 3 minut ma miejsce zazwyczaj w wodzie w sąsiedztwie żeremia, rzadziej w jego wnętrzu. W trakcie jednego cyklu rujowego (trwającego 12–14 godzin) może dochodzić do kilku kopulacji. W razie niezapłodnienia samicy ruja może się powtarzać 2–5 razy w czasie trwania okresu godowego, w odstępie 7–12 dni. Podczas kopulacji samica ułożona jest brzuchem do góry natomiast samiec przyjmuje pozycję boczną, przytrzymując jednocześnie samicę przednimi łapami lub zębami. Młode przychodzą na świat zazwyczaj w majau lub czerwcu, po trwającej średnio 107 dni (105–109) ciąży. Samica rodzi raz w roku. Wielkość miotu może wynosić od 1 do 6 młodych (zazwyczaj 2–4). Średnia liczba młodych w miocie u bobra europejskiego wynosi 2,7. W 2–4 godziny po narodzeniu młode bobry mają już otwarte oczy, częściowo lub całkowicie. Pokryte są gęstym, cienkim i jedwabistym futerkiem i ważą 500–550 gramów. Praktycznie, po narodzinach mogą już pływać unoszone na wodzie. Po tygodniu są już dobrymi pływakami, jednak dopiero po około 2 miesiącach zaczynają nurkować i pływać w pełnym zanurzeniu. Wynika to z faktu, że przed 2 miesiącem nie są w stanie zamykać nozdrzy i otworów usznych. Młode pozostają w żeremiu bądź norze przez 5–6 tygodni. W przybliżeniu ok. 10 dni po narodzinach zaczynają żywić się pokarmem roślinnym, jednak karmione są też mlekiem matki aż do ukończenia 1–2. miesiąca życia. Młodymi opiekują się wszyscy członkowie grupy rodzinnej.

## 5. Wymagania siedliskowe

Bobry są przystosowane do ziemnowodnego trybu życia. Zasadlają różnego typu ciek i zbiorniki wodne, w tym rzeki, strumienie i potoki, rowy melioracyjne, jeziora i bagna. Generalnie gatunek ten preferuje środowiska słodkowodne w sąsiedztwie lasów, jednak można go spotkać również na terenach rolniczych, obszarach podmiejskich i w miastach.

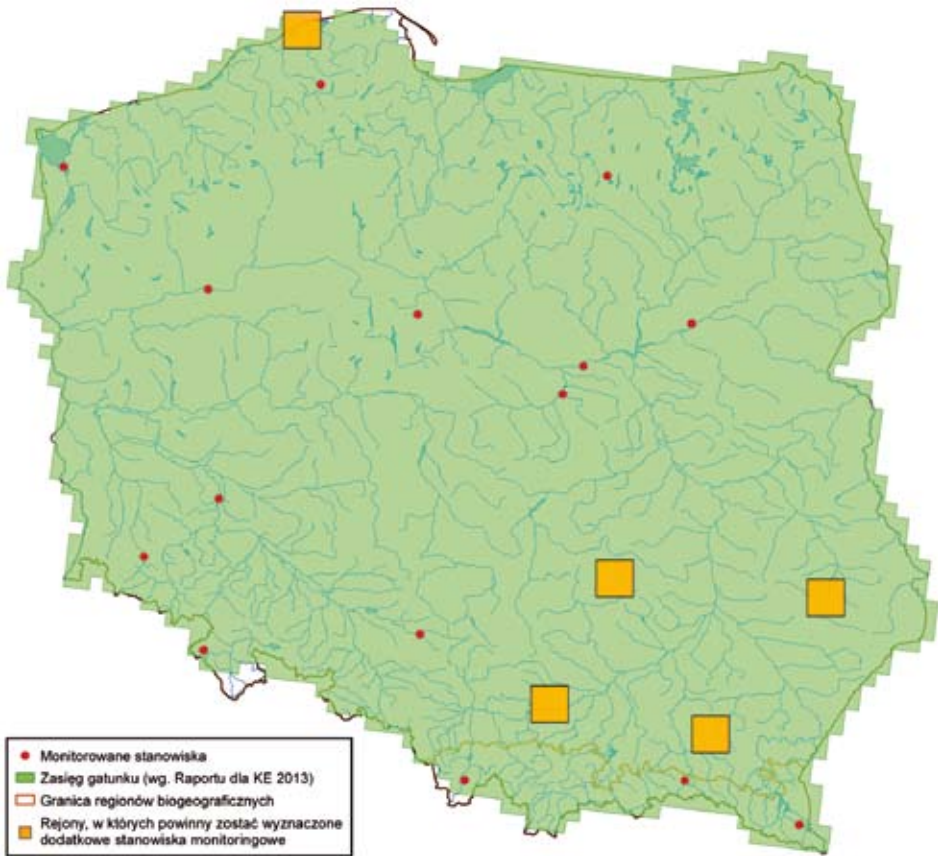
O dzisiejszej plastyczności bobrów świadczy fakt, że potrafią osiedlać się w bardzo odmiennych siedliskach. Zajmują tereny nisko położone – pobrzeża nizinnych cieków i jezior, rowy melioracyjne, bagienka śródleśne i śródłąkowe, doły potorfowe. Część polskiej populacji występuje w górach i na pogórzach do wysokości 800 m n.p.m., wykorzystując głębsze

odcinki i zakola górskich rzek, potoków, wyrobiska poźwirowe oraz stawy rybne. Jakość wody nie odgrywa większej roli w wyborze miejsca na osiedlenie się, spotyka się bobry w akwenach poza wszelką klasą czystości. W literaturze opisywane jest stanowisko bobrów na cieku odprowadzającym nieczystości z dużej chlewni. Bobry zbudowały system tam, który oczyszczał wodę wpływającą do ich stanowiska. Bobry radzą sobie też z przypadkami braku wody (Czech 2000). Na wyschniętych bagnach bobry ogromnym nakładem sił kopały rozległe nory i kanały. Bobry potrafią się też łatwo przystosować do bliskości człowieka. Znane są stanowiska położone przy ruchliwych szosach, torach kolejowych, nawet w środku wielkich miast. Niemniej możliwości ich adaptacji mają swoje granice i bobry nie zajmują np. odcinków górskich potoków o rwącym nurcie, kamienistym dnie i brzegach, na których nie jest możliwe kopanie nor i budowanie tam, wielkich rzek o bardzo zmiennym poziomie wody, obetonowanych kanałów. Potrafią jednak znaleźć tam pewne odcinki – zakola i głębsze miejsca, które nadają się do kolonizacji. Zwykle zasiedlają cieki o spadku poniżej 10‰ (Allen 1983, Collen, Gibson 2001, Ważna 2001). Ze względu na warunki nurtu w ciekach wodnych występujących w regionach górskich i podgórskich zasiedlane są tu zwykle mniejsze cieki wodne mające charakter niewielkich potoków i górskich strumieni. Rzadziej zasiedlane są w tych regionach większe rzeki, gdzie bobry zamieszkują zwykle wolno płynące, silnie meandrujące odcinki. Preferowanymi zbiornikami wodnymi są akweny o mniejszej powierzchni (poniżej 8 ha), oferujące odpowiednią bazę pokarmową. Duże jeziora i zbiorniki wodne zasiedlane przez bobry posiadają zwykle nieregularną linię brzegową, poprawiającą warunki bytowania bobrów (Allen 1983).

Jednym z najważniejszych czynników, warunkujących obecność bobrów i stopień stałości populacji, jest dostępność odpowiedniej bazy pokarmowej (Derwich, Mróz 2009). Szczególnie istotna jest obecność preferowanych gatunków drzew i krzewów, które w odróżnieniu od roślin zielnych stanowią całoroczne źródło pokarmu dla bobrów. W przypadku bobrów za minimalną powierzchnię wymaganego drzewostanu nadbrzeżnego uznano pas nadbrzeżnych, ciągłych zadrzewień o długości 800 m i szerokości 40 m (20 m szerokości bufor po obu brzegach) (Allen 1983, Maringer, Slotta-Bachmayr 2006).

## 6. Rozmieszczenie gatunku w Polsce

Po I wojnie światowej populacje bobrów w Polsce zachowały się jedynie nad dopływami Niemna i Prypeci. W 1928 roku, w ówczesnych granicach Polski, wielkość populacji szacowana była na 235 osobników. Objęcie gatunku czynną ochroną, normowaną przepisami prawnymi, spowodowało wzrost liczebności populacji do 400 osobników w 1939 roku (Żurowski 1984 cyt. za Janiszewski i in. 2009). Tuż po II wojnie światowej, w nowych granicach Polski bóbr obserwowany był tylko na nielicznych stanowiskach nad Pasłęką, Marychą i Czarną Hańczą. Od tego czasu populacja bobra zaczęła systematycznie wzrastać, do czego przyczyniło się coroczne wypuszczanie osobników na wolność w ramach programu aktywnej ochrony bobra, a także migracje, głównie z Litwy i Białorusi. W 1974 r. z inicjatywy prof. Wirgiliusza Żurowskiego rozpoczęto Program Aktywnej Ochrony Bobra Europejskiego, polegający na przesiedlaniu bobrów wyhodowanych w Popielnie oraz dzikich bobrów, odławianych z Suwalszczyzny na inne tereny. Obecnie bobry występują na terenie całego kraju (Ryc. 1). W roku 2009 ich liczebność szacowana była na 25 000 osobników (Janiszewski i in. 2009).



Ryc. 1. Rozmieszczenie stanowisk monitoringu bobra europejskiego w Polsce na tle jego zasięgu występowania.

## II. METODYKA

### 1. Koncepcja monitoringu gatunku

Niniejsza koncepcja monitoringu bobra europejskiego opracowana została w oparciu o materiały literaturowe, dotyczące metod monitoringu bobrów i oceny stanu zachowania siedlisk oraz preferencji siedliskowych gatunku (Macdonald i in. 1995, 2000, Maringer, Slotta-Bachmayr 2006, Czech 2007, 2010). Część wskaźników i sposobów ich określania zaczerpnięto z opracowań dotyczących ocen siedliska i populacji bobra kanadyjskiego *Castor canadensis* (Allen 1983, Howard, Larson 1985). Całość została przygotowana zgodnie z ogólną koncepcją metod monitoringu zwierząt, przygotowywanych na zlecenie Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska.

Głównym założeniem monitoringu jest ocena stanu populacji i siedlisk bobrów na wyznaczonych obszarach monitoringowych, reprezentujących cały zasięg gatunku w kraju i obejmujących tereny zróżnicowane pod względem siedliskowym. Z tego względu stanowiska monitoringowe rozmieszczone zostały w rejonach o bardzo wysokim zagęszczeniu gatunku jak i na terenach, na których aktualnie obserwujemy postępującą rekolonizację

będącą efektem wsiedleń prowadzonych w ubiegłych latach bądź samoistnej dyspersji osobników opuszczających rodzinne terytoria. Opracowana metodyka umożliwia również ocenę statusu i trendów populacyjnych gatunku na obszarach objętym monitoringiem.

Proponowana metodyka monitoringu – w części dotyczącej oceny stanu populacji bobra – jest w pewnym stopniu spójna z metodyką monitoringu gatunku opracowaną w ramach tworzonej aktualnie „Krajowej strategii gospodarowania populacją bobra europejskiego *Castor fiber*”. Tym samym obejmuje część zawartych tam zaleceń, zgodnych z opracowaniem Janiszewskiego i Weigle (2007). Niemniej, w niniejszym opracowaniu zaproponowano pewne modyfikacje, uwzględniające zalecenia metodyczne dotyczące inwentaryzacji i oceny liczebności bobrów, wdrażane w innych krajach. Wspomagają one metodę szacowania zagęszczenia bobrów, szczególnie w regionach o wysokim zagęszczeniu gatunku (Fustec i in. 2001, Maringer, Slotta-Bachmayr 2006, John, Kostkan 2009). Częścią wspólną obu opracowań jest sama technika prowadzenia prac terenowych, opartych o stwierdzenia nor, żeremi, konstrukcji bobrowych i innych śladów ich bytowania. Jednak w odróżnieniu od „Krajowej strategii ...” opisywana tu metodyka nie zakłada wykorzystywania danych ankietowych, jako rzetelnej informacji na temat rozmieszczenia czy liczebności bobrów na danym obszarze. Tego typu źródła danych (o ile są dostępne) powinny być traktowane jedynie jako wskazówka dla wyznaczania punktów badawczych bądź weryfikowane na etapie prowadzenia monitoringu.

W zakresie oceny stanu siedliska bobra proponuje się badanie kilkunastu wybranych charakterystyk środowiska, pogrupowanych w 4 kluczowe elementy siedliskowe: „baza pokarmowa”, „udział siedliska kluczowego dla gatunku”, „charakter strefy przybrzeżnej” i „stopień antropopresji” (por. Tab. 3–13). Lista tych charakterystyk została ustalona w oparciu o dostępne dane na temat preferencji siedliskowych gatunku. Bóbr europejski, występujący aktualnie na terenie praktycznie całego kraju, zasiedla różnorodne typy siedlisk. Część z nich, np. rzeki w granicach większych miast jak i te położone w bezpośrednim sąsiedztwie ludzkich osiedli, uznana być może za środowiska suboptymalne lub nieodpowiednie. Niemniej, obserwacje przebiegu i efektów rekolonizacji zarówno samoistnych, jak i tych będących efektem prowadzonych reintrodukcji, umożliwiły wyznaczenie czynników warunkujących obecność gatunku oraz zagęszczenie i status lokalnych populacji. Za jeden z podstawowych czynników uznaje się dostępność pokarmu w zajmowanym siedlisku, określaną przez udział procentowy preferowanych gatunków drzew, powierzchnię drzewostanów i udział drzew o określonej grupie wiekowej (Maringer, Slotta-Bachmayr 2006, Derwich, Mróz 2009). O jakości siedliska decyduje też stopień jego zachowania (naturalności) oparty o ocenę stopnia przekształcenia koryta rzek, stopnia zadrzewienia strefy przybrzeżnej i charakterystykę otoczenia (lesistość, zabudowa) (Macdonald i in. 1995, 2000).

Wybrane charakterystyki środowiska, traktowane są jako tzw. wskaźniki cząstkowe (por. tab. 5, 8, 10 i 12) i ocenia się je w trzystopniowej skali punktowej. Tylko 4 główne wskaźniki: „baza pokarmowa”, „udział siedliska kluczowego dla gatunku”, „charakter strefy przybrzeżnej” i „stopień antropopresji” podlegają ocenie w skali FV/U1/U2 (por. Tab. 4). W ten sposób uproszczony został system decyzyjny (ocena stanu siedliska) i jednocześnie mocniej uwidaczniają się czynniki środowiskowe, wpływające na stan siedliska gatunku, a tym samym i stan populacji.

Waloryzacja głównych wskaźników jest oparta na następujących zasadach: Wartości wskaźników charakteryzujące siedliska optymalne bądź zbliżone do optymalnych wskazu-



ją na właściwy stan zachowania = FV). Oceny U1 (stan niezadowolający) i U2 (stan zły) odpowiadają takim wartościom wskaźników, które charakteryzują siedliska suboptymalne i nieodpowiednie dla gatunku.

Przyjęta koncepcja monitoringu jak i sposób waloryzacji poszczególnych wskaźników może w przyszłości ulec zmianom, w oparciu o doświadczenia z kolejnych etapów prac monitoringowych i wyniki niezależnie prowadzonych badań ekologicznych.

## 2. Wskaźniki i ocena stanu ochrony gatunku

### Wskaźniki stanu populacji

Przy ocenie stanu populacji zastosowano cztery wskaźniki (Tab. 2), spośród których trzy: „procent pozytywnych stwierdzeń gatunku”, „indeks populacyjny” i „roczny wskaźnik wzrostu populacji” należy traktować jako obligatoryjne w monitoringu krajowym. Wskaźnik „roczny wskaźnik wzrostu populacji”, jako służący określeniu trendów populacyjnych w kolejnych okresach monitoringu, nie jest wykorzystywany w pierwszym roku prac monitoringowych. Ostatni spośród wskaźników populacyjnych „zagęszczenie rodzin” należy traktować jako kluczowy w przypadku prowadzenia monitoringu regionalnego (np. w ramach planów ochrony dla parków narodowych czy planów zadań ochronnych dla obszarów Natura 2000).

**Tab. 1.** Wskaźniki stanu populacji

Wskaźnik	Miara	Sposób pomiaru/określenia
Udział pozytywnych stwierdzeń gatunku	%	Udział procentowy punktów monitoringowych, na których odnotowano obecność gatunku obliczany wg wzoru: liczba pozytywnych stwierdzeń/liczba wszystkich punktów monitoringowych na stanowisku * 100
Indeks populacyjny	Wartość liczbowa	Udział czynnych punktów monitoringowych, na których odnotowano świeże ślady obecności bobrów, w stosunku do udziału wszystkich punktów monitoringowych, na których zarejestrowano ślady bytowania gatunku, obliczany wg wzoru: $N = S_a / (S_o + S_a) * 100;$ gdzie $S_a$ to procent aktywnych miejsc bytowania, $S_o$ – procent miejsc opuszczonych; jako miejsca opuszczone klasyfikowano punkty monitoringowe, na których nie notowano świeżych śladów bytowania gatunku (świeżych zgrzyzów, śladów żerowania, kopców i tropów)
Roczny wskaźnik trendu populacji <sup>1</sup>	Wartość liczbowa	Wskaźnik obliczany wg wzoru: $r = (N_t - N_0) / t;$ gdzie $r$ = roczny wskaźnik wzrostu, $N_t$ jest to wartość indeksu populacyjnego uzyskany dla ostatniego (bieżącego) roku monitoringowego, $N_0$ – oznacza wartość indeksu uzyskaną w roku poprzedzającym aktualny monitoring bądź z okresu kiedy rozpoczęto badania, $t$ – liczba lat pomiędzy $N_t$ i $N_0$
Zagęszczenie rodzin <sup>2</sup>	N/10 km	Ocena liczebności rodzin w przeliczeniu na 10 km linii brzegowej w oparciu o przeprowadzoną wizję terenową (ślady bytowania, obecność nor/żeremi, znakowanie terytorium itp.)

<sup>1</sup> Wskaźnik analizowany dopiero w drugim roku monitoringowym. Wykorzystywany do oceny trendów populacyjnych w kolejnych okresach monitoringu.

<sup>2</sup> Wskaźnik wykorzystywany w przypadku monitoringu regionalnego, np. w ramach opracowywania planów zadań ochronnych dla obszarów Natura 2000.

**Tab. 2.** Waloryzacja wskaźników stanu populacji

Wskaźnik	Ocena*		
	FV	U1	U2
Procent pozytywnych stwierdzeń gatunku	>40	20–40	<20
Indeks populacyjny	>60	40–60	<40
Roczny wskaźnik trendu populacji <sup>1</sup>	$r \geq 0$	$-2 \leq r < 0$	$r < -2$
Zagęszczenie rodzin <sup>2</sup>	>3	1–2	<1

\*FV – stan właściwy, U1 – stan niezadawalający, U2 – stan zły

<sup>1</sup> Wskaźnik analizowany dopiero w drugim roku monitoringowym.

<sup>2</sup> Wskaźnik wykorzystywany w przypadku monitoringu regionalnego, np. w ramach opracowywania planów zadań ochronnych dla obszarów Natura 2000.

### Wskaźniki kardynalne

Nie wyróżniono.

### Wskaźniki stanu siedliska

Na podstawie danych literaturowych i zgromadzonych danych podczas monitoringu krajowego wyznaczono 4 główne czynniki środowiskowe, warunkujące obecność gatunku na monitorowanej powierzchni, które mogą mieć istotny wpływ na obecność i zachowanie tego gatunku. Przyjęte charakterystyki środowiskowe pozwalają na ocenę obfitości bazy pokarmowej na stanowisku monitoringowym, a także dostępności preferowanych siedlisk nadwodnych i ich stanu zachowania (ocena stopnia naturalności/przekształcenia siedlisk).

**Tab. 3.** Wskaźniki stanu siedliska

Wskaźnik	Miara	Sposób pomiaru/określenia
Baza pokarmowa	Wartość liczbowa	W monitoringu krajowym wartość wskaźnika określana jest w oparciu o 3 następujące wskaźniki cząstkowe: obecność preferowanych gatunków drzew i krzewów, udział preferowanych drzew i krzewów oraz udział brzegu pokrytego zadrzewieniami ; natomiast w monitoringu regionalnym określa się również dodatkowo 2 wskaźniki: udział drzew o pierśnicy 2,5–15 cm i dostępność grążeli/grzybienii (por. tab. 5 i 6)
Udział siedliska kluczowego dla gatunku	Wartość liczbowa	Wartość wskaźnika określana jest w oparciu o 3 wskaźniki cząstkowe: obecność preferowanych zbiorników wodnych, udział preferowanych odcinków rzek i spadek podłużny (por. tab. 8 i 9)
Charakter strefy brzegowej	Wartość liczbowa	Wartość wskaźnika określana jest w oparciu o 5 wskaźników cząstkowych: charakter nadbrzeżnych zadrzewień, drzewa i krzewy w promieniu do 30 m, lesistość, naturalność koryta cieku i dostępność schronień (por. tab. 10 i 11)
Stopień antropopresji	Wartość liczbowa	Wartość wskaźnika określana jest w oparciu o 4 wskaźniki cząstkowe: drogi wojewódzkie i krajowe w promieniu 200 m, linie kolejowe w promieniu 200 m, sąsiedztwo zabudowań oraz sąsiedztwo pól uprawnych i upraw leśnych (por. tab. 12 i 13)

**Tab. 4.** Waloryzacja wskaźników stanu siedliska

Wskaźnik	Ocena*		
	FV	U1	U2
Baza pokarmowa	>0,80	0,50–0,80	<0,50
Udział siedliska kluczowego dla gatunku	>0,65	0,40–0,65	<0,40
Charakter strefy brzegowej	>0,80	0,50–0,80	<0,50
Stopień antropopresji	>0,75	0,50–0,75	<0,50

\*FV – stan właściwy, U1 – stan niezadawalający, U2 – stan zły

### Wskaźniki kardynalne

Nie wyróżniono.

### Ocena stanu populacji

Wyznaczone dla oceny stanu populacji wskaźniki są traktowane równoważnie. W przypadku, gdy ocenę uzyskano jedynie dla wskaźników „procent pozytywnych stwierdzeń gatunku” i „indeks populacyjny” pod uwagę bierzemy niższą ocenę jednego z tych wskaźników. W przypadku dysponowania wartościami dla trzech lub więcej wskaźników, ocenę dla parametru wyznaczamy wg następującej zasady:

- FV – wszystkie wskaźniki oceniono na FV lub maksymalnie jeden wskaźnik oceniono na XX lub U1.
- U1 – przynajmniej dwa wskaźniki oceniono na U1 lub gdy trzy wskaźniki oceniono na FV przy jednej ocenie U2.
- U2 – przynajmniej dwa wskaźniki oceniono na U2.
- XX – wszystkie wskaźniki uzyskały ocenę XX, bądź przynajmniej dwa XX, a pozostałe FV.

### Ocena stanu siedliska

Przy ustalaniu oceny stanu siedliska na podstawie ocen poszczególnych wskaźników należy stosować następującą zasadę:

- FV – wszystkie wskaźniki oceniono na FV lub maksymalnie jeden wskaźnik oceniono na XX lub U1.
- U1 – przynajmniej dwa wskaźniki oceniono na U1 lub gdy trzy wskaźniki oceniono na FV przy jednej ocenie U2.
- U2 – przynajmniej dwa wskaźniki oceniono na U2.
- XX – wszystkie wskaźniki uzyskały ocenę XX, bądź przynajmniej dwa XX, a pozostałe FV.

### Perspektywy ochrony

Perspektywy ochrony są próbą prognozowania szans na utrzymanie się lub poprawę aktualnego stanu populacji i siedlisk gatunku na monitorowanym stanowisku w przeciągu ko-

lejszych 10–15 lat. Oceniając ten parametr, bierze się pod uwagę obecny stan populacji i siedliska gatunku. Ponadto, ocena powinna uwzględniać stwierdzone na etapie prowadzonych prac terenowych oddziaływanie na gatunek i jego siedlisko oraz przewidywane (potencjalne) zagrożenia, zarówno w obrębie stanowiska monitoringowego, jaki i w jego sąsiedztwie. Zatem jeżeli w kolejnych latach planowane są działania bądź stwierdzono obecność czynników, które mogą przyczynić się do pogorszenia aktualnego właściwego lub utrzymania niewłaściwego stanu siedlisk i populacji, tego typu informacje powinny również być uwzględniane przy ocenie perspektyw ochrony gatunku.

Na tej podstawie wyznaczono wstępny schemat postępowania przy wyznaczaniu oceny perspektyw ochrony:

1. W sytuacji, gdy uzyskana ocena dla stanu populacji i siedliska jest różna, wtedy łączna ocena dla perspektyw ochrony zwykle (patrz punkt 3) nie powinna być wyższa od najniższej oceny uzyskanych przez jeden z poprzednich parametrów (populacja, siedlisko).
2. Przy ocenie perspektyw ochrony istotne jest uwzględnienie wskaźników odnoszących się do poziomu antropopresji, jako kluczowych dla wychwycenia ewentualnych czynników mogących mieć bezpośredni wpływ na przyszły stan populacji.
3. Przy ocenie perspektyw ochrony należy wziąć pod uwagę ocenę uzyskaną dla wskaźnika „Roczny wskaźnik trendu populacji” jako wyznacznik zmian zachodzących w populacji gatunku na stanowisku na przestrzeni kilku lat.
4. Jeżeli istnieją realne przesłanki, które wskazują, że aktualny, niezadowolający stan gatunku jest efektem „czynników losowych” i w kolejnych latach ulegnie poprawie (np. w efekcie wdrażanych właśnie działań ochronnych, które będą miały korzystny wpływ stan zachowania gatunku w obszarze) ocena przypisana perspektywom ochrony może być wyższa od najniższej wartości uzyskanej przez parametr siedliska bądź populacji.

## Ocena ogólna

W ocenie ogólnej uwzględniana jest łączna ocena 3 parametrów (populacja, siedlisko, perspektywy ochrony). Wszystkie one mają równoważny charakter, dlatego też wystawiona ocena ogólna odpowiada najniższej ocenie dla jednego z trzech ocenianych parametrów.

## 3. Opis badań monitoringowych

### Wybór powierzchni monitoringowych i ich sugerowana wielkość

Na potrzeby prowadzenia monitoringu bobra należy wyraźnie rozdzielić dwa odrębne pojęcia, które będą wykorzystywane podczas prac monitoringowych. Pierwszym jest **stanowisko monitoringowe**, czyli „powierzchnia monitoringowa”, określająca obszar, na którym prowadzone będą prace terenowe związane z oceną populacji i stanu siedliska gatunku. Wyznaczone stanowiska monitoringowe powinny obejmować dolinę rzeczną wraz z dopływami i innymi potencjalnymi siedliskami bytowania bobrów (stawy hodowlane, starorzecza, jeziora itp.). Podobna zasada obejmuje powierzchnie (stanowiska monitoringowe) wyznaczane dla większych jezior i kompleksów stawów hodowlanych, na których planowane jest przeprowadzenie monitoringu populacji bobrów. Stanowiskiem monitoringowym może być

teren o ściśle określonych granicach (np. obszar Natura 2000, teren parku narodowego itp.) bądź obszar o arbitralnie wyznaczonych granicach: wyznaczony do monitoringu odcinek rzeki czy zbiornik wodny (np. jezioro) wraz z dopływami. A zatem teren objęty pracami terenowymi może być określony w jednostkach powierzchniowych (ha, km<sup>2</sup>) jak i liniowych mierzonych wzdłuż cieków wodnych (km).

W obrębie stanowiska monitoringowego, czyli powierzchni objętej monitoringiem, wyznaczane są **punkty monitoringowe**, rozumiane jako min. 200 m (w przypadku monitoringu lokalnego zalecane 600 m) odcinki linii brzegowej cieków wodnych i większych zbiorników (zbiorniki zaporowe, jeziora) bądź całe mniejsze zbiorniki wodne (np. stawy, starorzecza i rozlewiska). W tym drugim przypadku każdy zbiornik (np. starorzecze) jest odrębnym stałym punktem monitoringowym. Ze względu na znaczne zróżnicowanie wielkości powierzchni, które mogą zostać objęte monitoringiem (np. obszary Natura 2000 o różnej wielkości) nie jest zasadne ustalenie konkretnej liczby punktów, na których prowadzone będą prace terenowe. Niemniej w przypadku dużych powierzchni (stanowisk monitoringowych), powyżej 10 000 ha (100 km<sup>2</sup>), zaleca się wyznaczenie od 30 do 50 punktów monitoringowych. Poszczególne punkty monitoringowe powinny być zlokalizowane w odstępach min. 2–3 km wzdłuż rzek i potoków.

Wyznaczenie wskazanej powyżej minimalnej liczby punktów monitoringowych może być na pewnych stanowiskach niewykonalne, chociażby ze względu na niskie zagęszczenie potencjalnych siedlisk nadwodnych. Zaleca się, aby w przypadku małych stanowisk (o powierzchni od kilku do kilkudziesięciu km<sup>2</sup>) monitoringiem objąć dodatkowo 5–10 km strefy buforowej, tak aby łączna powierzchnia objęta monitoringiem nie była mniejsza niż 2500 ha (25 km<sup>2</sup>). W przypadku stanowisk monitoringowych mniejszych niż 100 km<sup>2</sup> należy wyznaczyć od 20 do 30 punktów monitoringowych. Pozwoli to na lepsze rozpoznanie stanu populacji, dokładniejsze określenie potencjalnych zagrożeń i perspektyw ochrony gatunku. Ograniczenie się do granic małego obszaru może przyczynić się do zawyżenia perspektyw ochrony populacji i siedliska, poprzez pomijanie ewentualnych zagrożeń czy innych czynników mających miejsce w sąsiedztwie wyznaczonego stanowiska, np. obszaru Natura 2000.

Aktualny zasięg gatunku obejmuje cały region kontynentalny i większość regionu alpejskiego. Do monitoringu w 2013 r. wybrano 15 wielkopowierzchniowych stanowisk zlokalizowanych w Polsce północnej, zachodniej, centralnej i południowej. Wybór stanowisk monitoringowych, zarówno w ujęciu siedliskowym jak i lokalizacyjnym, umożliwił zebranie w miarę reprezentatywnych wyników zarówno w skali kraju, jak i dla poszczególnych regionów biogeograficznych. Wstępnym monitoringiem objęto stanowiska rozmieszczone mniej więcej równomiernie w kraju (reprezentujące różne części zasięgu gatunku), zarówno obszary o obserwowanej stabilnej sytuacji gatunku (np. Wisła Kampinoska, Bug czy Dolina Noteci) jak i tereny, na których populacja gatunku znajduje się na etapie rekolonizacji (np. Dolina Bobru, Góry Bystrzyckie, Mała Panew oraz Beskid Śląski i Żywiecki), obejmujące zarówno mniejsze, jak i większe rzeki i zbiorniki. W kolejnych latach zaleca się zwiększenie liczby stanowisk monitoringowych w słabiej rozpoznanych siedliskach, takich jak wybrzeże morskie czy zwarte kompleksy stawów hodowlanych oraz w celu uzupełnienia ich reprezentacji geograficznej. Wstępnie proponowane jest wyznaczenie przynajmniej 5 dodatkowych stanowisk monitoringowych, w tym co najmniej 1 na wybrzeżu Bałtyku (np. w Słowińskim Parku Narodowym), 2 kolejne na terenach obejmujących duże kompleksy stawów hodow-

lanych (np. na Lubelszczyźnie i w Małopolsce) i dodatkowe stanowiska w województwie podkarpackim i na Wyżynie Świętokrzyskiej, tak aby stanowiska monitoringowe rozmieszczone były równomiernie w całym kraju.

Zestawienie badanych stanowisk monitoringowych dla bobra w poszczególnych regionach biogeograficznych w roku 2013:

#### **Region kontynentalny:**

Bug, Bzura, Dolina Noteci, Dolina Bobru, Góry Stołowe i Bystrzyckie, Kaszuby, Kujawy, Łęgi Odrzańskie, Mała Panew, Mazury, Ujście Odry i Zalew Szczeciński, Wisła Kampinowska

#### **Region alpejski:**

Beskid Żywiecki i Śląski, Bieszczady, Magurski Park Narodowy

### **Sposób wykonywania badań**

#### **Określanie wskaźników stanu populacji**

Wykrywanie obecności bobrów na stanowisku monitoringowym nie następuje zwykle większych problemów. Ślady obecności bobrów będące efektem ich inżynierskiej działalności (tamy, żeremia, stawy bobrowe) czy też ślady żerowania, w postaci ogryzionych i ściętych drzew, są łatwe do zlokalizowania i rozpoznania nawet dla początkującego badacza. Ze względu na skryty tryb życia bobra, właśnie tego typu świadectwa jego bytowania stanowią podstawę do oceny wskaźników populacyjnych.

**Procent pozytywnych stwierdzeń gatunku.** Wskaźnik pozwalający na stosunkowo prostą ocenę statusu gatunku na stanowisku monitoringowym, określany na podstawie równania: liczba pozytywnych stwierdzeń/liczba wszystkich punktów monitoringowych na stanowisku \* 100. Za pozytywne stwierdzenia uznajemy miejsca (punkty monitoringowe), na których odnotowano świeże ślady bytowania bobrów świadczące o ich obecności: czynne nory, tamy, ślady żerowania, tropy i kopce (Fot. 3–6).



Fot. 3. Trop bobra (fot. K. Kozyra).



Fot. 4. Układ tropów bobra (fot. T. Zając).





**Fot. 5.** Ścięte drzewa są najczęstszym świadectwem obecności bobrów (fot. K. Kozyra).



**Fot. 6.** Okorowany modrzew – efekt żerowania bobra (fot. J. Romanowski).

**Indeks populacyjny.** Stwierdzenie obecności bobrów na danym punkcie monitoringowym nie nastręcza zwykle większych problemów. Ślady żerowania, ścinane i zgryzane drzewa (Fot. 3), tamy czy żeremia są wyraźnym świadectwem występowania bobrów nad ciekami i zbiornikami wodnymi. Obecność lub brak świeżych śladów żerowania bądź innych śladów bytowania na monitorowanych odcinkach (punktach monitoringowych) umożliwia ocenę statusu gatunku na stanowisku monitoringowym w kolejnych latach monitoringu. W sytuacji, gdy nie rejestrujemy świeżych śladów żerowania na zasiedlanych dotychczas punktach monitoringowych bądź wykazujemy spadek intensywności żerowania, możemy uznać, że dawne miejsca stałego bytowania są obecnie jedynie miejscem okazjonalnego pojawiania się gatunku.

Wskaźnik określa udział czynnych miejsc bytowania gatunku (punktów monitoringowych, na których odnotowano świeże ślady obecności bobrów) w stosunku do udziału wszystkich miejsc, na których zarejestrowano ślady bobrów. Wskaźnik obliczany jest wg wzoru:

$$N = S_a / (S_o + S_a) * 100, \text{ gdzie}$$

- $S_a$  to procent aktywnych miejsc bytowania (punktów monitoringowych, na których odnotowano ślady świadczące o stałej obecności bobrów), a
- $S_o$  – procent miejsc opuszczonych. Jako miejsca opuszczone klasyfikowano punkty monitoringowe, na których nie notowano świeżych śladów bytowania gatunku (świeżych zgryzów, śladów żerowania, kopców i tropów), natomiast tamy i nory nosiły znamiona opuszczonych.

Należy tutaj mieć na uwadze sezonowe zmiany występujące w diecie bobrów, a więc najlepiej tego typu ocenę przeprowadzić w okresie jesiennym i wiosennym, kiedy pozostałe źródła pokarmu w postaci roślin zielnych są słabo dostępne. Przeprowadzenie inwentaryzacji w okresie letnim przy odnotowanych nielicznych świeżych śladach w formie okorowanych drzew i ogryzionych gałęzi bądź ich braku, może przyczynić się do zawyżenia liczby punktów monitoringowych opuszczonych. Niski udział aktywnych punktów monitoringowych (na których odnotowano świeże ślady bytowania bobrów), przy odnotowanym jednocześnie wysokim udziale miejsc opuszczonych, pozwala w pierwszym roku monitoringu wstępnie wnioskować o stabilności populacji bądź jej braku.

**Roczny wskaźnik trendu populacji.** Wskaźnik wykorzystywany od drugiego roku monitoringu. Pozwala na ocenę zmian w rozmieszczeniu i/lub częstości stwierdzeń bobrów na stanowisku monitoringowym. Wskaźnik obliczany jest wg wzoru:

$$r = (N_t - N_o) / t; \text{ gdzie}$$

- $r$  – roczny wskaźnik wzrostu,
- $N_t$  – indeks populacyjny uzyskany dla ostatniego (bieżącego) roku monitoringowego,
- $N_o$  – wartość indeksu uzyskana w roku poprzedzającym aktualny okres monitoringu, bądź z okresu kiedy rozpoczęto badania,
- $t$  – liczba lat pomiędzy  $N_t$  i  $N_o$ .

Jako punkt wyjścia przy waloryzacji wskaźnika przyjęto obserwację trendów w okresie 5-letnim. Odnotowany w tym czasie spadek wartości indeksu populacyjnego o 2 uznano za graniczną wartość obniżającą ocenę z FV na U1. Gdy spadek jest wyższy, wskaźnik uzyskuje ocenę U2. Wskaźnik ten jest stosunkowo prostą w interpretacji metodą wykrywania zmian zachodzących w populacji na monitorowanym stanowisku. Stwierdzany wzrost liczby aktywnych stanowisk przy jednoczesnym spadku nieaktywnych (opuszczonych) lokalizacji, podobnie jak i spadek liczby aktywnych miejsc przy wzroście liczby nieaktywnych, może

być interpretowany jako wskaźnik występowania niekorzystnych czynników (zanik bazy pokarmowej, niestabilne warunki siedliskowe itp.), które ograniczają bądź uniemożliwiają utrzymanie się rodziny na danym stanowisku, czy też wzrost populacji na monitorowanym stanowisku. Wraz ze wskaźnikami siedliskowymi pozwalają na wskazanie istniejących zagrożeń i perspektyw ochrony gatunku, wraz z określeniem ewentualnych działań niezbędnych dla utrzymania właściwego stanu populacji.

**Zagęszczenie rodzin.** Szacowanie liczby rodzin bobrowych (grup rodzinnych) jest jedną z metod określania zagęszczenia gatunku w obrębie stanowiska monitoringowego. Wskaźnik wykorzystany być powinien przy określaniu statusu populacji w ramach lokalnych prac monitoringowych, w przypadku których zalecane jest podanie liczebności gatunku w obszarze (dokładnego bądź szacunkowego). Wskaźnik określany jest na podstawie danych uzyskanych w trakcie prac terenowych. Wyszukiwanie śladów świadczących o stałym bytowaniu gatunku (obecność aktywnych nor, żeremi, naprawianych tam bądź spichlerzy zimowych, kopczyków pełniących funkcję znaków granicznych) umożliwia określenie statusu gatunku na danym obszarze, jak i zasięg terytoriów poszczególnych rodzin. Metoda szacowania zagęszczenia (jako dodatkowy wskaźnik) odbiega nieco od metodyki mającej na celu ocenę stanu populacji na stanowisku monitoringowym, która oparta jest o stwierdzenia gatunku na kilkudziesięciu losowo wyznaczonych punktach monitoringowych i wymaga prowadzenia prac o charakterze inwentaryzacji.

W przypadku obszarów o łącznej długości sieci rzecznej do 50 km, inwentaryzacją obejmuje się wszystkie ciek wodne wraz ze starorzeczami i innymi zbiornikami występującymi w obszarze. W miarę możliwości kontrolą należy objąć jak najwięcej zbiorników wodnych, potencjalnie oferujących odpowiednie warunki dla bytowania bobrów. Poszukiwania śladów obecności bobrów należy prowadzić na 1 km długości odcinkach, rozmieszczonych równomiernie w 2 km odstępach. Niemniej dopuszcza się wyłączenie z monitoringu odcinków rzek, które ze względu na charakter drzewostanu (np. zwarte drzewostany, monokultury świerkowe), znaczne przekształcenie koryta czy też obecność zwartej zabudowy, uniemożliwiają osiedlenie się rodziny bobrów. Inwentaryzację należy rozpocząć od monitoringu głównych rzek, stanowiących główny korytarz migracyjny gatunku. W następnej kolejności rozszerzamy poszukiwania na mniejsze rzeki i strumienie, począwszy od ich ujścia.

W przypadku dużych stanowisk, o łącznej długości sieci rzecznej >50 km, ocenę zagęszczenia opiera się na kontroli wybranych, reprezentatywnych dla stanowiska monitoringowego rzek i/lub zbiorników wodnych. Poszukiwania śladów stałego bytowania bobrów powinny objąć wszystkie miejsca w obrębie stanowiska, które potencjalnie spełniają kryterium „odpowiednie dla gatunku”. Zgodnie z modelem selekcji siedlisk Fretwella, siedliska tego typu powinny być zasiedlone w pierwszej kolejności. W tym celu, na podstawie dostępnych map siedlisk (zwykle tego typu dane są dostępne dla obszarów Natura 2000 czy parków narodowych) wyznacza się miejsca oferujące potencjalnie odpowiednie warunki dla osiedlenia się bobrów. Są to między innymi odcinki preferowanych rzek (por. Tab. 7), porośnięte zwartym drzewostanem liściastym, lasami łęgowymi czy też zwartymi nadrzeczными zadrzewieniami wierzbowo-topolowymi. W miejscach tych wyznacza się wstępne lokalizacje kontrolne, od których rozpoczynamy poszukiwania bobrów w obszarze. W przypadku braku stwierdzeń śladów bobrów na jednym wyznaczonym punkcie kontrolnym, przechodzi się do kontroli następnego. Natomiast w przypadku stwierdzenia pozytywnego na wstępnie wyznaczonej

lokalizacji kontrolnej, kontynuuje się poszukiwania na cieku bądź zbiorniku w promieniu 3–4 km w poszukiwaniu czynnych schronień (nor, żeremi) i spizarni bobrowych, świadczących o stałym występowaniu bobrów. W czasie kontroli kartujemy jednocześnie wszystkie pozostałe ślady obecności gatunku (ścięte drzewa, kopczyki, tamy itp.), które posłużą do wyznaczania zasięgów terytoriów (wg metodyki opisanej poniżej). Dodatkową wskazówką mogą być informacje uzyskane z ankiet bądź lokalnego wywiadu (np. z leśniczymi). Jednak wszystkie tego typu miejsca powinny być w następnej kolejności zweryfikowane podczas prac terenowych. Zagęszczenie podajemy w przeliczeniu na jednostkę długości (N rodzin/10km).

Ponieważ terytoria bobrowe mają głównie charakter liniowy, dwa terytoria A i B mogą być stosunkowo łatwo rozdzielone w oparciu o pomiary odległości pomiędzy czterema kolejnymi śladami bytowania gatunku (s1, s2, s3, s4). Przy wyznaczaniu terytoriów należy wziąć pod uwagę odstęp pomiędzy kolejnymi miejscami stwierdzeń śladów bobrów (s1, s2, s3 itd.). Gdy odległość pomiędzy punktem s2 i s3 jest większa niż pomiędzy stanowiskami s1–s2 i s3–s4, dwa pierwsze stanowiska przypisuje się do terytorium A, natomiast stwierdzenia s3 i s4 przypisane zostają do drugiej rodziny (terytorium B). Zastosowanie tego schematu szacowania liczby, a następnie zagęszczenia rodzin bobrowych w terenie nie nastęrcza większych problemów. Granice terytoriów są zwykle stosunkowo łatwe do wyznaczenia. Niemniej, w przypadku miejsc o wysokim zagęszczeniu rodzin bobrowych, gdy arealy poszczególnych z nich sąsiadują ze sobą, wyznaczenie „niezasiedlonych” odcinków może być utrudnione. W takim przypadku, jako dodatkowy wskaźnik, ułatwiający wyznaczenie granic terytoriów poszczególnych rodzin, można wykorzystać rozmieszczenie miejsc wzmożonej aktywności znakowania, konstruowania kopców, na których umieszczana jest wydzielina gruczołów analnych i *castoreum* (Rosell 2003). Badania funkcji i zmienności sezonowej znakowania u bobrów wykazały, że sygnalizacja zapachowa pełni głównie funkcję znaków granicznych, a tworzone kopce rozmieszczone są w promieniu 150 m od granicy terytorium. Najwyższą intensywność znakowania stwierdzano w okresie z końcem zimy i wiosennym, a więc w okresie godów i odnotowywanej wzmożonej dyspersji osobników młodocianych (Rosell i in. 1998). Wykazano również wyraźną pozytywną korelację pomiędzy liczbą miejsc znakowania i liczbą sąsiadujących grup rodzinnych i liczebnością populacji (Rosell 2003). Zatem kartowanie miejsc wzmożonej aktywności może dodatkowo ułatwić wydzielenie zasięgów poszczególnych terytoriów rodzinnych, szczególnie w rejonach o bardzo wysokim zagęszczeniu populacji.

Wytyczne odnośnie szacowania liczebności bobrów, opracowane przez Janiszewskiego i Weigle (2007) zalecają również uwzględnianie łączności pomiędzy poszczególnymi stałymi schronieniami. Żeremia bądź nory zajęte przez bobry i oddalone od siebie o ok. 2 km, niepołączone siecią rzeczną, można uznać za odrębne grupy rodzinne. W odróżnieniu od np. wydry, bobry niezwykle rzadko pokonują lądem większe odległości. Główne korytarze migracyjne stanowią w ich przypadku większe i mniejsze cieki wodne.

### Określanie wskaźników stanu siedliska

Ocenie podlegają 4 główne wskaźniki: „baza pokarmowa”, „udział siedliska kluczowego dla gatunku”, „charakter strefy przybrzeżnej” i „stopień antropopresji”. Określenie wartości każdego tych wskaźników wymaga analizy kilku wskaźników cząstkowych. Wszystkie wskaźniki cząstkowe opisywane są na poziomie punktu monitoringowego i dopiero w dalszej kolejności analizowane dla całego stanowiska monitoringowego. Wartość wszystkich wskaźników



głównych obliczana jest jako średnia z punktowych ocen wskaźników cząstkowych (suma punktów uzyskanych przez poszczególne wskaźniki cząstkowe dzielona przez liczbę analizowanych czynników). Uzyskaną wartość przypisujemy do odpowiedniej kategorii ocen – FV/U1/U2 dla danego stanowiska monitoringowego (zgodnie z tab. 4).

**Baza pokarmowa.** Roślinność drzewiasta i zielna stanowią główny pokarm bobra. Rośliny zielne stanowią ważne źródło pokarmu w okresie wegetacyjnym, podczas gdy drzewa i krzewy stanowią pokarm niezależnie od sezonu, choć najwyższy udział w diecie mają w okresie od jesieni do wczesnej wiosny. Dlatego też można założyć, że drzewa i/lub krzewy (szczególnie wierzby, osika, olcha szara) są kluczowym czynnikiem, warunkującym obecność bobrów i wpływającym na jakość siedliska. Dostępność drzew i krzewów opisują 4 wskaźniki cząstkowe, z których jeden (udział procentowy drzew o pierśnicy 2,5–15 cm) oceniany jest jedynie w ramach monitoringu regionalnego. Sposób określania tych wskaźników podano w tabeli 5.

Spośród roślin wodnych, grązele *Nuphar* sp. i grzybienie *Nymphaea* sp., o grubym i odzwoycznym kłęczu, mogą stanowić istotne źródło pokarmu bobrów przez cały rok (w tym także w okresie zimowym). W miejscach liczego występowania tych roślin, ich kłęcza są gromadzone w magazynach na okres zimy, a zatem w pewnym stopniu uniezależniają bobry od dostępności preferowanych gatunków drzew i krzewów. Z tego też względu przy ocenie dostępności bazy pokarmowej uwzględniono dostępność tych roślin wodnych. Jest to wskaźnik oceniany jedynie w ramach monitoringu regionalnego.

Przy ocenie wskaźników wykorzystano dostępne materiały opracowane na potrzeby przeprowadzenia oceny jakości siedlisk/dostępności bazy pokarmowej (Allen 1983, Maringer, Slotta-Bachmayr 2006).

**Tab. 5.** Baza pokarmowa – wskaźniki cząstkowe

Wskaźnik cząstkowy	Miara	Sposób pomiaru/określenia
Obecność preferowanych gatunków drzew i krzewów	%	Udział procentowy punktów monitoringowych na stanowisku, na których odnotowano obecność preferowanych gatunków drzew i krzewów (gatunki z rodzaju <i>Salix</i> spp. – wierzby, <i>Populus</i> spp. – topola, <i>Betulus</i> spp. – brzozy, <i>Alnus incana</i> – olsza szara)
Udział preferowanych drzew i krzewów	%	Dla każdego punktu monitoringowego należy ocenić udział procentowy preferowanych gatunków drzew i krzewów w strefie nadbrzeżnej (gatunki z rodzaju <i>Salix</i> spp. – wierzby, <i>Populus</i> spp. – topola, <i>Betulus</i> spp. – brzozy, <i>Alnus incana</i> – olsza szara); wartość wskaźnika stanowi średni udział procentowy preferowanych gatunków ze wszystkich punktów monitoringowych
Udział brzegu z zadrzewieniami	%	Dla każdego punktu monitoringowego należy ocenić, jaka część linii brzegowej porośnięta jest drzewami; wartość wskaźnika to średnia z wartości dla poszczególnych punktów monitoringowych
Udział drzew o pierśnicy 2,5–15 cm <sup>1</sup>	%	Wskaźnik określany jako średni udział drzew o preferowanej pierśnicy, przypadający na pojedynczy punkt monitoringowy; do pomiarów pierśnicy należy wybrać losowo min. 50 drzew na poszczególnych punktach monitoringowych na odcinkach o długości 50 m i w promieniu 5 m od brzegu (powierzchnia 50x5m); pomiary należy prowadzić w miejscach o zwartych (ciągłych) zadrzewieniach
Dostępność grązeli/grzybieni <sup>1</sup>	%	Udział procentowy punktów monitoringowych, na których odnotowano obecność starorzeczy i innych zbiorników wodnych porośniętych zwartą roślinnością wodną (grązele <i>Nuphar</i> sp., grzybienie <i>Nymphaea</i> sp.)

<sup>1</sup> Wskaźnik wykorzystywany w przypadku monitoringu regionalnego, np. w ramach opracowywania planów zadań ochronnych dla obszarów Natura 2000.

Tab. 6. Baza pokarmowa – waloryzacja wskaźników cząstkowych

1.	Obecność preferowanych gatunków drzew i krzewów	pkt.
a)	Preferowane gatunki drzew i krzewów obecne na ponad 40% punktów monitoringowych	1
b)	Preferowane gatunki drzew i krzewów obecne na 20–40% punktów monitoringowych	0,5
c)	Preferowane gatunki drzew i krzewów obecne na mniej niż 20% punktów monitoringowych	0
2.	Udział preferowanych drzew i krzewów	
a)	Preferowane gatunki drzew i krzewów stanowią średnio ponad 50% wszystkich gatunków	1
b)	Preferowane gatunki drzew i krzewów stanowią średnio 20–50% wszystkich gatunków	0,5
c)	Preferowane gatunki drzew i krzewów stanowią średnio mniej niż 20% wszystkich gatunków	0
3.	Udział brzegu z zadrzewieniami	
a)	Zadrzewienia pokrywają średnio ponad 40% linii brzegowej	1
b)	Zadrzewienia pokrywają średnio 20–40% linii brzegowej	0,5
c)	Zadrzewienia pokrywają średnio mniej niż 20% linii brzegowej	0
4.	Udział drzew o pierśnicy 2,5–15 cm <sup>1</sup>	
a)	> 50%	1
b)	25–50%	0,5
c)	< 25 %	0
5.	Dostępność grązeli i grzybieni <sup>1</sup>	
a)	Obecność roślin odnotowano przynajmniej na 50% zbiorników odnotowanych w sąsiedztwie punktów monitoringowych	1
b)	Obecność roślin odnotowano na mniej 50% zbiorników odnotowanych w sąsiedztwie punktów monitoringowych	0,5
c)	Nie odnotowano obecności zbiorników porośniętych roślinami	0

<sup>1</sup> Wskaźnik wykorzystywany w przypadku monitoringu regionalnego, np. w ramach opracowywania planów zadań ochronnych dla obszarów Natura 2000.

**Udział siedliska kluczowego dla gatunku.** Przy ocenie tego wskaźnika wykorzystywano 4 kluczowe dla gatunku wskaźniki cząstkowe: udział procentowy rzek i zbiorników wodnych o preferowanych parametrach (szerokość i współczynnik zróżnicowania linii brzegowej), spadek podłużny cieków wodnych i fluktuacje poziomu wody.

**Obecność preferowanych zbiorników wodnych.** Małe jeziora (o powierzchni poniżej 8 ha), przy założeniu oferowania odpowiedniej bazy pokarmowej stanowią siedliska optymalne. Duże jeziora i zbiorniki wodne (> 8 ha) powinny posiadać nieregularną linię brzegową (zatoczki, ujścia cieków itp.), poprawiające warunki bytowania bobrów (Allen 1983).

Ocenę stopnia przystosowania zbiornika możemy wyznaczyć poprzez obliczenie współczynnika zróżnicowania linii brzegowej (SDF, ang. *Shoreline development factor*, wg. Allen 1983), określającego proporcje linii brzegowej zbiornika do jego całkowitej powierzchni. Przy pomiarach możemy wykorzystać szczegółowe mapy topograficzne terenu bądź aktualne ortofotomapy, korzystając z dowolnego oprogramowania umożliwiającego dokonanie pomiarów bądź np. narzędzi dostępnych na Geoportalu. W celu obliczenia współczynnika dzielimy długość linii brzegowej przez obwód koła o takiej samej powierzchni jak powierzchnia zbiornika, wg następującej formuły:



$$SDF = \frac{L}{2\sqrt{A\Pi}}, \text{ gdzie:}$$

**SDF** – współczynnik zróżnicowania linii brzegowej,

**L** – długość linii brzegowej,

**A** – powierzchnia zbiornika wodnego.

Koło będzie miało wartość równą 1. Im większa wartość SDF tym większe odchylenie od kołowego kształtu. Wartości  $\geq 3$  określają zbiorniki optymalne dla bobrów. Dla każdego punktu monitoringowego stosuje się zapis w systemie brak lub obecne, który posłuży do obliczenia dostępności zbiorników preferowanych (mniejszych niż 8 ha lub większych niż 8 ha przy  $SDF \geq 3$ ) na monitorowanym stanowisku.

**Udział preferowanych odcinków rzek.** Analizę parametrów siedliskowych obejmujących charakterystykę i dostępność cieków wodnych oparto o dostępne publikacje na temat preferencji siedliskowych gatunku i ocenę czynników środowiskowych kluczowych dla utrzymania lokalnej populacji bobrów (Allan 1983, Hartman 1996, Macdonald i in. 2000, Ważna 2001, Brzezowski 2002, Maringer, Slotta-Bachmayr 2006). Wykazano wyraźne preferencje siedliskowe związane z wielkością rzek (szerokością i głębokością), które są w znacznym stopniu ze sobą skorelowane. Stąd na potrzeby oceny wykorzystano taki czynnik środowiskowy, jakim jest szerokość cieku wodnego. Ze względu na bardzo silne rozbieżności preferencyjne w regionach nizinnych i górskich, zastosowano odrębne kryteria klasyfikacyjne, uwzględniające topografię terenu na stanowisku monitoringowym. Preferencje bobra względem szerokości zasiedlanych odcinków rzek (Macdonald i in. 2000, Ważna 2001) przedstawiono w tabeli 7. Okresowo wysychające strumienie, o silnych fluktuacjach poziomu wody i górskie strumienie o spadku większym niż 10‰ będą miały mniejsze znaczenie dla bobrów.

**Spadek podłużny** cieku oblicza się dla ok. 1–2 km odcinka cieku wodnego (0,5–1 km w górę i w dół cieku począwszy od punktu monitoringowego), wg wzoru: (maks. wys. n.p.m. – min. wys. n.p.m.)/długość odcinka \* 1000. Wysokość n.p.m. należy określić przy pomocy odbiornika GPS na poszczególnych punktach pomiarowych (min. 1 km odcinek rzeki) lub w oparciu o dostępne szczegółowe mapy topograficzne. W przypadku terenów nizinnych możemy odgórnie przyjąć spadek poniżej 10‰.

**Fluktuacje poziomu wody.** Dane na temat stopnia fluktuacji poziomu wody w rzekach i zbiornikach należy uzyskać podczas prowadzonych prac terenowych. W czasie prac terenowych szczególną uwagę zwracamy na obecność i umiejscowienie znaków wysokiej wody (zawieszane na konarach i gałęziach fragmenty roślin i śmieci), jak i stopień erozji brzegów. O okresowych wyraźnych wahaniami poziomu wody w rzece świadczyć może również obecność w korycie rumoszu drzewnego i zatorów z gałęzi, drzew i odpadów z gospodarstw domowych (Fot. 7–11).

Przy ocenie stopnia ryzyka wystąpienia wysokiej wody można wykorzystać również dostępne w sieci mapy ryzyka i zagrożenia powodziowego w Polsce (<http://mapy.isok.gov.pl/imap/>) i materiały Krajowego Zarządu Gospodarki Wodnej (<http://www.kzgw.gov.pl/pl/Wstepna-ocena-ryzyka-powodziowego.html>).

Na podstawie dostępnych danych literaturowych wyznaczono 3 progi odnoszące się do rocznych odnotowywanych zmian poziomu wody, które obserwowane są na większości rzek i zbiorników wodnych w obszarze. Do każdego z progów przypisano odpowiednią waloryzację wskaźnika (por. Tab. 9).



**Fot. 7.** Znaki wysokiej wody – zwisające z gałęzi i pni fragmenty roślin i śmieci, rozmyte brzegi (fot. K. Kozyra).



**Fot. 8.** Przykład rzeki o umiarkowanych wahaniami poziomu wody (1–2 m). Widoczne nagromadzenia gałęzi i konarów podczas lokalnych wezbrań wody w rzece (fot. T. Zając).



**Fot. 9.** Przykład rzeki o silnych wahaniami poziomu wody (>2 m). Widoczny zator z gałęzi i śmieci, powstały podczas gwałtownych wezbrań wody w rzece (fot. T. Zając).



**Fot. 10.** Przykład rzeki o umiarkowanych wahaniami poziomu wody (1–2 m). Widoczne nagromadzenia śmieci podczas lokalnych wezbrań wody w rzece i wyraźnie rozmyte brzegi (fot. T. Zając).



**Fot. 11.** Przykład rzeki o umiarkowanych wahaniami poziomu wody (1–2 m). Widoczne nagromadzenie śmieci na podmytych korzeniach drzewa (fot. T. Zając).

**Tab. 7.** Średnia szerokość cieku – preferencje gatunkowe bobrów

Charakter terenu	Średnia szerokość cieku (w metrach)		
	optymalna	suboptymalna	Nieodpowiednia
Tereny nizinne i wyżynne	10–100	>2–<10, >100–300	<2, > 300
Tereny górskie >700 m n.p.m.	1–3	>3–6	<1, > 6

**Tab. 8.** Udział siedliska kluczowego dla gatunku – wskaźniki cząstkowe

Wskaźnik cząstkowy	Miara	Sposób pomiaru/określenia
Obecność preferowanych zbiorników wodnych	%	Udział procentowy punktów monitoringowych, na których, lub w sąsiedztwie, których, w promieniu 100 m od wyznaczonego transektu (w przypadku wyznaczenia punktów nad ciekami wodnymi), odnotowano obecność preferowanych typów zbiorników wodnych o powierzchni < 8 ha lub $\geq 8$ ha przy $SDF \geq 3$
Udział preferowanych odcinków rzek	%	Udział procentowy punktów monitoringowych, na których odnotowano obecność preferowanych typów cieków wodnych; w przypadku terenów nizinnych określany jest udział rzek o szerokości od 10 do 100 m, dla terenów górskich określany jest udział cieków o szerokości 1–3 m
Spadek podłużny	%	Udział procentowy punktów monitoringowych, na których odnotowano spadek mniejszy niż 10%
Fluktuacje poziomu wody <sup>1</sup>	Wskaźnik opisowy	Analiza przeprowadzona na podstawie danych zebranych podczas prac terenowych i dostępnych danych literaturowych dotyczących sezonowych zmian poziomu wód; ocena uwzględnia parametry charakterystyczne dla monitorowanego obszaru b odnotowane na >60% punktów monitoringowych

<sup>1</sup> Wskaźnik wykorzystywany w przypadku monitoringu regionalnego, np. w ramach opracowywania planów zadań ochronnych dla obszarów Natura 2000.

**Tab. 9.** Udział siedliska kluczowego dla gatunku – waloryzacja wskaźników cząstkowych

1.	Obecność preferowanych zbiorników wodnych (< 8 ha lub $\geq 8$ ha przy $SDF \geq 3$ )	pkt.
a)	>20%	1
b)	5–20%	0,5
c)	<5%	0
2.	Udział preferowanych odcinków rzek – tereny nizinne i wyżynne (10–100 m szerokości)	pkt.
a)	>40%	1
b)	10–40%	0,5
c)	<10%	0
3.	Spadek podłużny <10% – udział procentowy	pkt.
a)	>50%	1
b)	20–50%	0,5
c)	<20%	0
4.	Fluktuacje poziomu wody <sup>1</sup> (>60% punktów monitoringowych)	pkt.
a)	Małe zmiany poziomu wody nie mające wpływu na umiejscowienie wejścia do nor i żeremi względem powierzchni wody (< 1 m).	1
b)	Umiarkowane zmiany poziomu wody wpływające na umiejscowienie wejścia do nor i żeremi względem powierzchni wody (1–2 m). Nie powodują zniszczenia konstrukcji bobrowych. Mogą jednak okresowo prowadzić do ich zalania nor i żeremi.	0,5
c)	Silne zmiany poziomu wody lub okresowy brak wody odsłaniający wejścia do nor i żeremi (> 2 m), mogące prowadzić do zniszczenia tam, nor i żeremi.	0

<sup>1</sup> Wskaźnik wykorzystywany w przypadku monitoringu regionalnego, np. w ramach opracowywania planów zadań ochronnych dla obszarów Natura 2000.

**Charakter strefy brzegowej.** Wskaźnik określa dostępność w obszarze drzewostanów liściastych (łęgów, olsów, grądów itp.) stanowiących jeden z kluczowych czynników warunkujących zasiedlenie przez bobry i warunkujących utrzymanie stabilnej populacji (Allen 1983). Ocena wskaźnika wymaga określenia wartości kilku wskaźników cząstkowych, w oparciu o dane uzyskane na poszczególnych punktach monitoringowych.

**Charakter nadbrzeżnych zadrzewień.** W trakcie obserwacji terenowych na stanowisku każdy punkt monitoringowy przypisuje się do jednej z 3 kategorii charakteryzujących typ zadrzewień występujących przy brzegu: zadrzewienia ciągłe, zadrzewienia kępowe i pojedyncze drzewa lub ich brak.

**Drzewa i krzewy w promieniu do 30 m.** Stopień zadrzewienia brzegów cieków i zbiorników wodnych jest jednym z czynników warunkującym osiedlanie się bobrów. Najwyższa aktywność bobrów ma miejsce w 10–20 m strefie nadbrzeżnej. Stąd też szczególną uwagę zwrócono na udział i charakter zadrzewień porastających brzegi i ich bezpośrednie sąsiedztwo (pas do 30 m od brzegu). Każdemu punktowi monitoringowemu przypisuje się odpowiednią kategorię określającą charakter zadrzewień występujących w 30 m pasie wzdłuż brzegu: zadrzewienia ciągłe, zadrzewienia kępowe i pojedyncze drzewa lub ich brak.

**Lesistość.** W przypadku bobrów, jako minimalną powierzchnię lasów, potrzebną dla utrzymania stabilnej populacji, przyjęto 3,2 ha (Allen 1983, Maringer, Slotta-Bachmayr 2006). Na tej podstawie, jako kluczowy dla osiedlenia się bobrów, wyznaczono pas nadbrzeżnych zadrzewień o długości 800 m nadbrzeżnych ciągłych zadrzewień liściastych o szerokości 40 m (20 m szerokości bufor po obu brzegach). Przy ocenie powierzchni siedliska przydatne może być wykorzystanie oprogramowania GIS, aktualnych ortofotomap i innych materiałów umożliwiających dokładne wyznaczenie powierzchni kluczowych siedlisk (np. mapy drzewostanów uzyskane z nadleśnictw czy mapy siedlisk Natura 2000 wyznaczonych w granicach monitorowanego stanowiska). Pomocnym źródłem danych mogą być mapy drzewostanów umieszczone na portalu internetowym Banku Danych o Lasach (<http://www.bdl.info.pl/portal/mapy-pl-PL>). Część pomiarów można również wykonać korzystając z narzędzi dostępnych na Geoportalu (<http://geoportal.gov.pl/>).

**Naturalność koryta cieku.** Należy określić procentowy udział nieuregulowanych odcinków rzek (w sąsiedztwie punktów monitoringowych) w odniesieniu do łącznej liczby punktów monitoringowych na stanowisku. Koryto nieuregulowane bądź o umiarkowanym stopniu przekształcenia – obecna roślinność nadbrzeżna, brak wyraźnych śladów prac regulacyjnych. Odcinki noszące ślady dawnych prac regulacyjnych, jednak spełniające w ocenie eksperta warunki siedlisk naturalnych/półnaturalnych uznajemy za nieuregulowane. Ocena oparta o przeprowadzoną wizję lokalną przy wsparciu szczegółowych map topograficznych i/lub ortofotomap.

**Dostępność schronień.** Wskaźnik cząstkowy określający dostępność miejsc spełniających odpowiednie warunki do budowy stałych schronień. Jako takie uznano odcinki brzegu o zwartym bądź kępowym zadrzewieniu, o odpowiednio wysokich brzegach i glebie, umożliwiających kopanie nor bądź zakładanie żeremi. Każdemu punktowi monitoringowemu przypisuje się wartość w systemie 0/1 (brak lub obecność). Łączna ocena określa udział procentowy miejsc spełniających kryterium odpowiednich pod względem dostępności schronień.

**Tab. 10.** Charakter strefy brzegowej – wskaźniki cząstkowe

Wskaźnik cząstkowy	Miara	Sposób pomiaru/określenia
Charakter nadbrzeżnych zadrzewień	Wskaźnik opisowy	Dominujący (czyli najczęściej odnotowywany na poszczególnych punktach monitoringowych) typ zadrzewień wzdłuż brzegu na stanowisku monitoringowym; przy ocenie stosowane są 3 typy drzewostanów: zadrzewienia ciągłe, kępowe, pojedyncze izolowane drzewa i /lub ich brak
Drzewa i krzewy w promieniu do 30 m	Wskaźnik opisowy	Dominujący (czyli najczęściej odnotowywany na poszczególnych punktach monitoringowych) typ zadrzewień odnotowywany w pasie 5–30 m od brzegu na stanowisku monitoringowym; przy ocenie stosowane są 3 typy zadrzewień: zadrzewienia ciągłe, kępowe, pojedyncze izolowane drzewa i /lub ich brak
Lesistość	%	Udział procentowy punktów monitoringowych, w otoczeniu których z odległości maks. 100 m, odnotowano obecność drzewostanów o minimalnej powierzchni 3,2ha
Naturalność koryta ciek	%	Wskaźnik określający udział procentowy punktów monitoringowych, na których odnotowano obecność naturalnych bądź półnaturalnych brzegów, nie noszących znamion przekształceń (brak umocnień i wyraźnych działań regulacyjnych)
Dostępność schronień	%	Udział procentowy punktów monitoringowych, na których odnotowano obecność siedlisk zapewniających odpowiednie warunki dla osiedlenia się bobrów, charakteryzowanych poprzez dostępność potencjalnych schronień; jako optymalne określa się brzegi charakteryzujące się równocześnie zwartymi bądź kępowymi zadrzewieniami o odpowiednio wysokich brzegach i odpowiedniej glebie, umożliwiającymi kopanie nor bądź budowanie żeremi

**Tab. 11.** Charakter strefy brzegowej – waloryzacja wskaźników cząstkowych

1.	Charakter nadbrzeżnych zadrzewień	pkt.
a)	Dominują zadrzewienia ciągłe	1
b)	Dominują zadrzewienia kępowe	0,5
c)	Dominują pojedyncze izolowane drzewa lub drzew brak	0
2.	Drzewa i krzewy w promieniu do 30 m	
a)	Dominują zadrzewienia ciągłe	1
b)	Dominują zadrzewienia kępowe	0,5
c)	Dominują pojedyncze izolowane drzewa lub drzew brak	0
3.	Lesistość	
a)	>30%	1
b)	10–30%	0,5
c)	<10%	0
4.	Naturalność koryta ciek	pkt.
a)	>80 %	1
b)	50–80 %	0,5
c)	<50 %	0
5.	Dostępność schronień	
a)	>50%	1
b)	20–50%	0,5
c)	<20%	0

**Stopień antropopresji.** Wskaźnik charakteryzujący stopień przekształcenia otoczenia punktów monitoringowych. Ocena wyznaczana jest na podstawie 4 wskaźników cząstkowych określających stopień antropogenicznych przekształceń potencjalnych miejsc występowania gatunku (sąsiedztwo zabudowań i sąsiedztwo pól uprawnych i upraw leśnych), jak i ryzyko kolizji z pojazdami (drogi wojewódzkie i krajowe w promieniu 200 m, linie kolejowe w promieniu 200 m).

Obecność elementów o charakterze antropogenicznym w sąsiedztwie poszczególnych punktów monitoringowych powinna być odnotowywana podczas wizji terenowej. Zaleca się jednak dodatkowo weryfikację zebranych danych (szczególnie w przypadku dróg i linii kolejowych i zabudowań) w oparciu o aktualne ortofotomapy bądź mapy topograficzne. Uzyskana ocena dla wskaźnika „stopień antropopresji” wykorzystywana jest podczas analizy zagrożeń i określania działań ochronnych.

**Tab. 12.** Stopień antropopresji – wskaźniki cząstkowe

Wskaźnik cząstkowy	Miara	Sposób pomiaru/określenia
Drogi wojewódzkie i krajowe	%	Udział procentowy punktów monitoringowych, w sąsiedztwie których (w obrębie 200 m strefie buforowej) odnotowano obecność dróg krajowych i wojewódzkich
Linie kolejowe	%	Udział procentowy punktów monitoringowych, w sąsiedztwie których (w obrębie 200 m strefie buforowej) odnotowano obecność czynnych linii kolejowych
Sąsiedztwo zabudowań	%	Udział procentowy punktów monitoringowych, w otoczeniu których w odległości maks. 100 m, odnotowano zwartą zabudowę
Sąsiedztwo pól uprawnych i upraw leśnych	%	Udział procentowy punktów monitoringowych, w otoczeniu których w odległości maks. 50 m, odnotowano uprawy (pól uprawnych i/lub upraw leśnych)

**Tab. 13.** Stopień antropopresji – waloryzacja wskaźników cząstkowych

1.	Drogi wojewódzkie i krajowe	pkt.
a)	< 20%	1
b)	20–30%	0,5
c)	> 30%	0
2.	Linie kolejowe	
a)	<10%	1
b)	10–20%	0,5
c)	>20%	0
3.	Sąsiedztwo zabudowań	pkt.
a)	< 10 %	1
b)	10–40 %	0,5
c)	> 40 %	0
4.	Sąsiedztwo pól uprawnych i upraw leśnych	pkt.
a)	< 10 %	1
b)	10–40 %	0,5
c)	>40 %	0



Dane dotyczące bobra i jego siedliska na poszczególnych punktach monitoringowych należy wpisać do roboczego formularza danych (Tab. 14).

**Tab. 14.** Formularz danych dla punktu monitoringowego

Nazwa stanowiska monitoringowego		Data kontroli	Nr punktu	Najbliższa miejscowość	Nazwa rzeki/zbiornika		
Dolina Bobru		29.09. 2013	4	Sobota	Bóbr		
Długość monitorowanego odcinka linii brzegowej (m)		200	Współrzędne geograficzne (GPS)				
			N XX°XX'XX"		E XX°XX'XX"		
Szerokość monitorowanego odcinka rzeki	Powierzchnia monitorowanego zbiornika	Współczynnik SDF wyliczony dla zbiornika	Opis uzupełniający monitorowanego zbiornika/cieku wodnego				
25 m	–	–	Rzeka o naturalnym charakterze w sąsiedztwie niewielkiego drzewostanu. W okolicy cieku wodnego dominują pola uprawne i niewielkie nadwodne siedliska o charakterze łąkowym. Wzdłuż rzeki zwarte zadrzewienia wierzbowe.				
Stanowisko*			Stwierdzone ślady bytowania gatunku w punkcie monitoringowym				
Aktywne	Opuszczone	Negatywne	Ślady żerowania gatunku. Na monitorowanym odcinku stwierdzono niemal wyłącznie świeże ślady żerowania na wierzbach.				
Obecność preferowanych drzew i krzewów*		Udział procentowy preferowanych drzew i krzewów	Stopień pokrycia brzegów drzewami i krzewami	Udział procentowy drzew o pierśnicy 2,5–15 cm	Dostępność grązeli/grzybieni*		
Tak	Nie	50%	80%	–	Tak	Nie	
Obecność preferowanych zbiorników wodnych w promieniu 100 m*		Spadek podłużny	Fluktuacje poziomu wody*				
			Małe	Umiarkowane	Silne		
		Część opisowa uzasadniająca ocenę					
Tak	Nie	<10%	Widoczne nieliczne znaki wysokiej na wysokości powyżej 1 m ponad stałym lustrem wody jak i stopień rozmycia świadczą o okresowych umiarkowanych wahaniach poziomu wody.				
Naturalność koryta rzeki*		Stopień przekształcenia i opis zastosowanych metod regulacji					
naturalny	uregulowany	Nie odnotowano śladów regulacji koryta i widocznych umocnień brzegu.					
Charakter nadbrzeżnych zadrzewień*			Drzewa i krzewy w promieniu do 30 m			Lasy w promieniu 100 m	
ciągłe	kępowe	pojedyncze/brak	ciągłe	kępowe	pojedyncze/brak	Tak	Nie
Stwierdzono		Potencjał norowy – opis brzegów			Schematyczny rysunek brzegów		
nory		Brzegi odpowiednie do budowy nor, o nieznacznym nachyleniu < 40°. Wzdłuż brzegu liczne potencjalne ktyjówki pod korzeniami.					
żeremia							
tamy							
staw bobrowy							
Drogi wojewódzkie lub krajowe w promieniu 200 m*		Linie kolejowe w promieniu 200 m*		Zabudowa w promieniu 50 m*		Pola uprawne/uprawy leśne w promieniu 50 m	
Tak	Nie	Tak	Nie	Tak	Nie	Tak	Nie
Inne stwierdzone gatunki			Inne zagrożenia odnotowane na punkcie monitoringowym				
brak			Brak				

\* należy zakreślić właściwą odpowiedź

## Termin i częstotliwość badań

Optymalnie monitoring aktywności bobrów powinien być przeprowadzone w okresie jesiennym i wiosennym, a więc po i przed rozwojem roślinności zielnej a jednocześnie w okresie wzmożonej aktywności gatunku. Najwyższą intensywność znakowania terytoriów przez bobry obserwowana jest w okresie od stycznia do maja, a więc w okresie rozrodczym. W tym czasie zaleca się też przeprowadzanie oceny rozmieszczenia i rozmiarów terytoriów. Prowadzenie prac latem wśród gęstej roślinności może w znacznym stopniu utrudniać zlokalizowanie nor zajętych przez gatunek i dodatkowo prowadzić do zaniżania oceny wskaźnika aktywności, bowiem w tym czasie wzrasta udział roślin zielnych w diecie bobrów. W okresie zimowym aktywność bobrów wyraźnie spada (szczególnie w czasie silnych mrozów) i zwierzęta wykorzystują pokarm zgromadzony w magazynach zimowych jako źródło pokarmu. Stąd ograniczenie monitoringu do tego okresu również może prowadzić do uzyskania nieprawdziwych danych. Okres letnio-jesienny, jako okres wychowywania młodych i czas gdy młode przebywają już poza norą lub żerem, jest optymalny do prowadzenia obserwacji bezpośrednich i oceny dodatkowych wskaźników populacyjnych – liczebności i rozrodczości na stanowiskach wskaźnikowych w miejscach stwierdzonych nor i żerem, a więc w potencjalnych miejscach rozrodu. Stan siedlisk należy określać równocześnie z monitoringiem aktywności bobrów.

Prace monitoringowe powinny być prowadzone z częstotliwością przynajmniej raz na 6 lat.

## Sprzęt i materiały do badań

- odbiornik GPS,
- dokładna mapa topograficzna monitorowanego obszaru (zalecana 1:10 000, ewentualnie 1:25 000),
- aktualne zdjęcia lotnicze terenu (tzw. ortofotomapy),
- wodery lub spodniobuty,
- aparat fotograficzny,
- średnicomierz (klupa) lub miara,
- dalmierz (do pomiaru szerokości rzeki),
- komputer stacjonarny lub laptop.

## 4. Przykład wypełnionej karty obserwacji gatunku na stanowisku

Karta obserwacji gatunku na stanowisku	
Kod i nazwa gatunku	<i>Kod gatunku wg Dyrektywy Siedliskowej, nazwa polska i łacińska, autor wg aktualnie obowiązującej nomenklatury</i> <b>1337 bóbr europejski <i>Castor fiber</i> (Linnaeus, 1758)</b>
Nazwa stanowiska	<i>Nazwa stanowiska monitorowanego</i> .....
Typ stanowiska	<i>Badawcze/referencyjne</i> Badawcze
Obszary chronione na których znajduje się stanowisko	<i>(Natura 2000, rezerваты przyrody, parki narodowe i krajobrazowe, użytki ekologiczne, stanowiska, dokumentacyjne itd.)</i> Ostoja nad Bobrem PLH020054, Park Krajobrazowy Doliny Bobru
Współrzędne geograficzne	<i>Podać współrzędne geograficzne (GPS) centralnego punktu stanowiska</i> N XX° XX' XX" E XX° XX' XX"

Wysokość n.p.m.	<i>Podać wysokość n.p.m. stanowiska lub zakres od ... do ...</i> 180–482 m
Powierzchnia stanowiska	<i>Określić wielkość powierzchni w ha, a, m<sup>2</sup> lub metrach</i> Ponad 20 000 ha
Opis stanowiska	<i>Opisać położenie i charakter terenu, sposób użytkowania.</i> Stanowisko monitoringowe obejmuje swoim zasięgiem rzekę Bóbr wraz z jej dopływami, na odcinku od Siedlęcina do Bolesławca. W znacznym stopniu obszar ten obejmuje swoim zakresem teren obszaru Natura 2000 „Ostoja nad Bobrem” i Parku Krajobrazowego Dolina Bobru.
Charakterystyka siedliska gatunku na stanowisku	<i>Opisać charakter siedlisk gatunku na obszarze „Dolina Bobru” są głównie mniejsze dopływy rzeki Bóbr. Obszar obejmuje koryto rzeki Bóbr wraz z dopływami płynącymi przez liczne, głębokie doliny. W bezpośrednim sąsiedztwie rzeki dominują lasy o charakterze mieszanym porastające stoki tutejszych wzgórz, oraz łąki i pastwiska. Pozostała część obszaru jest zajęta przez pola uprawne i zabudowania. Na monitorowanym obszarze zlokalizowany jest duży zbiornik przeciwpowodziowy – „Zbiornik Pilchowicki” położony powyżej miejscowości Pilchowice. Pomiędzy nim a Jelenią Górą znajdują się 2 kolejne, mniejsze zbiorniki – Jezioro Wrzeszczyńskie i Jezioro Modre.</i>
Informacje o gatunku na stanowisku	<i>Syntetyczne obserwacje o występowaniu gatunku na stanowisku, dotychczasowe badania i inne istotne fakty; wyniki badań z lat poprzednich</i> Jeszcze dziesięć lat temu nie odnotowywano obecności bobra na wyznaczonym stanowisku monitoringowym. W latach 2007–2008 gatunek zasiedlał północną jego na południe od Bolesławca. W kolejnych latach obserwowano powolną ekspansję w kierunku południowym. Obecnie jeszcze bardzo nieliczne stanowiska odnotowywane są na całym odcinku od Bolesławca do Jeleniej Góry, przy czym większość z nich zlokalizowana jest nad niewielkimi dopływami Bobru. Nieliczne stwierdzenia dotyczą natomiast głównego koryta. Aktualnie Dolina Bobru, na wyznaczonym odcinku jest miejscem postępującej rekolonizacji dorzecza przez bobry.
Czy monitoring w kolejnych latach jest wymagany?	<i>Wpisać tak/nie, w przypadku „nie” uzasadnić, dlaczego proponuje się rezygnację z tego stanowiska</i> Tak. Populacja gatunku stabilna jednak wciąż stosunkowo nieliczna, na etapie samostnej rekolonizacji. Kontynuacja monitoringu pozwoli na ocenę zmian populacyjnych i jednocześnie ocenę czynników warunkujących obecność gatunku w regionie. To z kolei da możliwość weryfikacji istniejących wskaźników i ocen, pod względem preferencji siedliskowej bobrów i wyznaczenie nowych czynników potrzebnych do oceny stanu zachowania siedliska gatunku.
Obserwator	<i>Imię i nazwisko wykonawcy monitoringu</i> Tomasz Zajac, Katarzyna Kozyra
Daty obserwacji	<i>Daty wszystkich obserwacji</i> 29.09.2013, 05–08.10.2013

Stan ochrony gatunku na stanowisku		
Parametr / Wskaźniki	Wartość wskaźnika i komentarz	Ocena
<b>Populacja</b>		
Procent pozytywnych stwierdzeń gatunku	<i>Udział procentowy punktów monitoringowych, na których odnotowano obecność gatunku</i> 26,32%	U1
Indeks populacyjny	<i>Udział punktów monitoringowych, na których odnotowano świeże ślady obecności bobrów w stosunku do udziału wszystkich punktów, na których zarejestrowano ślady bytowania gatunku</i> 76,92%	FV
Roczny wskaźnik wzrostu populacji <sup>1</sup>	<i>Wskaźnik wyliczany wg wzoru w oparciu o wartości indeksu populacyjnego w dwóch kolejnych etapach monitoringu</i> Nie analizowany w pierwszym roku monitoringu.	XX
Zagęszczenie rodzin <sup>2</sup>	<i>Ocena liczebności rodzin w przeliczeniu na 10 km linii brzegowej</i> Wskaźnik nie analizowany w ramach monitoringu krajowego.	XX

Siedlisko					
Baza pokarmowa	Obecność preferowanych gatunków drzew i krzewów	<i>Udział procentowy punktów monitoringowych na stanowisku na których odnotowano obecność preferowanych gatunków drzew i krzewów</i> 94,74%	pkt. 1	FV	
	Skład gatunkowy drzew na stanowisku	<i>Udział procentowy punktów monitoringowych, na których odnotowano dominację (&gt;50% udział) preferowanych gatunków drzew i krzewów w strefie nadbrzeżnej</i> 61,09%	pkt. 1		
	Średni % brzegu z zadrzewieniami	<i>Średnia powierzchnia linii brzegowej porośnięta drzewami. Analiza przeprowadzana dla 200 m odcinka linii brzegowej.</i> 65,39%	pkt. 1		
	Średni udział procentowy drzew o pierśnicy pomiędzy 2,5 a 15 cm <sup>1</sup>	<i>Udział grup wiekowych drzew preferowanych przez bobry</i> Wskaźnik nie analizowany w ramach monitoringu krajowego.	pkt. –		
	Dostępność starorzeczy i innych zbiorników wodnych porośniętych przez grążele / grzybienię <sup>1</sup>	<i>Charakterystyka zbiornika wodnego i ocena stopnia pokrycia roślinnością pływającą stanowiąca istotną grupę pokarmu bobrów</i> Wskaźnik nie analizowany w ramach monitoringu krajowego.	pkt. –		
Udział siedliska kluczowego dla gatunku	Obecność preferowanych zbiorników wodnych	<i>Udział procentowy punktów monitoringowych w sąsiedztwie, których odnotowano obecność preferowanych typów zbiorników wodnych o powierzchni &lt; 8 ha lub ≥ 8 ha przy SDF ≥ 3</i> 14,29%	pkt. 0,5	FV	
	Udział preferowanych odcinków rzek	<i>Udział procentowy punktów monitoringowych w sąsiedztwie, których odnotowano obecność preferowanych typów cieków wodnych</i> 52,6%	pkt. 1		
	Spadek rzeki/strumienia	<i>Udział procentowy punktów monitoringowych, na których odnotowano spadek mniejszy niż 10%</i> 100%	pkt. 1		
	Fluktuacje poziomu wody <sup>2</sup>	<i>Analiza przeprowadzona na podstawie danych zebranych podczas prac terenowych dotyczących sezonowych zmian poziomu wód</i> Wskaźnik nie analizowany w ramach monitoringu krajowego.	pkt. –		
Charakter strefy przybrzeżnej	Charakter nadbrzeżnych zadrzewień	<i>Dominujący (najczęściej odnotowywany) typ zadrzewień odnotowywany wzdłuż brzegu na stanowisku monitoringowym</i> Ciągłe 65,79%	pkt. 1	FV	
	Drzewa i krzewy w promieniu do 30 m	<i>Dominujący (najczęściej odnotowywany) typ zadrzewień odnotowywany w pasie 5–30 m od brzegu na stanowisku monitoringowym</i> Ciągłe 50%	pkt. 1		
	Lesistość	<i>Udział procentowy punktów monitoringowych, w otoczeniu, których odnotowano obecność lasów</i> 71,05%	pkt. 1		
	Naturalność koryta ciek	<i>Wskaźnik określający udział procentowy punktów monitoringowych, na których odnotowano obecność naturalnych bądź półnaturalnych brzegów, nie noszących znamion przekształceń (brak umocnień i wyraźnych działań regulacyjnych)</i> 76,32%	pkt. 1		

	Dostępność schronień	Udział procentowy punktów monitoringowych, na których odnotowano obecność istniejących lub potencjalnych schronień 81,6%	pkt. 1		
Stopień antropopresji	Drogi wojewódzkie i krajowe	Udział procentowy punktów monitoringowych, w sąsiedztwie, których (w obrębie 200 m strefie buforowej) odnotowano obecność dróg krajowych i wojewódzkich 25 7,89%	pkt. 1	U1	FV
	Linie kolejowe	Udział procentowy punktów monitoringowych, w sąsiedztwie których (w obrębie 200 m strefie buforowej) odnotowano obecność czynnych linii kolejowych <5%	pkt. 1		
	Sąsiedztwo zabudowań	Udział procentowy punktów monitoringowych, w otoczeniu których z odległości max. 50 m, odnotowano zwartej zabudowy 34,21%	pkt. 0,5		
	Sąsiedztwo pól uprawnych i upraw leśnych	Udział procentowy punktów monitoringowych, w otoczeniu których z odległości max. 50 m, odnotowano uprawy (pól uprawnych i/lub upraw leśnych) 34,21%	pkt. 0,5		
Perspektywy ochrony		Krótka prognoza stanu populacji i siedliska gatunku na stanowisku w perspektywie 10–15 lat w nawiązaniu do ich aktualnego stanu i obserwowanych procesów zachodzących w siedlisku, z uwzględnieniem wszelkich działań i planów, których skutki mogą wpłynąć na gatunek i jego siedlisko Perspektywy ochrony ocenia się jako dobre (FV), ponieważ nie stwierdzono istotnych czynników, które mogłyby pogorszyć aktualny stan populacji i siedliska gatunku. Gatunek znajduje się obecnie na etapie rekolonizacji obszaru, co jest przyczyną stosunkowo niskiej oceny stanu populacji, przy właściwym stanie siedliska.			FV
Ocena ogólna					U1

<sup>1</sup> Wskaźnik analizowany dopiero w drugim roku monitoringowym.

<sup>2</sup> Wskaźnik wykorzystywany w przypadku monitoringu regionalnego, np. w ramach opracowywania planów zadań ochronnych dla obszarów Natura 2000.

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
D01.02	Drogi, autostrady	C	-	Drogi wojewódzkie i krajowe zlokalizowane w bezpośrednim sąsiedztwie siedlisk gatunku stwarzają ryzyko kolizji z pojazdami.
D01.04	Drogi kolejowe, w tym TGV	C	-	Linia kolejowa zlokalizowana w bezpośrednim sąsiedztwie siedlisk gatunku stwarzają ryzyko kolizji z pojazdami.

G05.11	Śmierć lub uraz w wyniku kolizji	C	–	Drogi o silnym natężeniu ruchu i linia kolejowa, zlokalizowane w bezpośrednim sąsiedztwie siedlisk gatunku stwarzają ryzyko kolizji z pojazdami.
J02.03	Regulowanie (prostowanie) koryt rzecznych i zmiana przebiegu koryt rzecznych	B	–	Rzeka Bóbr na znacznych odcinkach ze zwartą zabudową jest uregulowana.
J03.01	Zmniejszenie lub utrata określonych cech siedliska	B	–	Zbiorniki zaporowe jak i zwarta zabudowa wzdłuż dolin rzecznych przyczyniają się do pogorszenia jakości siedlisk gatunku.
J03.02	Antropogeniczne zmniejszenie spójności siedlisk	B	–	Zwarta zabudowa wzdłuż dolin rzecznych przyczyniają się do pogorszenia spójności siedlisk gatunku.
J03.02.01	Zmniejszenie migracji / bariery dla migracji	B	–	Sąsiedztwo dróg i linii kolejowych jak i obecność zbiorników zaporowych na rzece Bóbr przyczynia się do zwiększenia efektu barierowego.

#### Zagrożenia (przyszłe, przewidywane oddziaływania)

Kod	Nazwa działalności	Intensywność	Wpływ	Syntetyczny opis
D01.02	Drogi, autostrady	C	–	Drogi wojewódzkie i krajowe zlokalizowane w bezpośrednim sąsiedztwie siedlisk gatunku stwarzają ryzyko kolizji z pojazdami.
D01.04	Drogi kolejowe, w tym TGV	C	–	Linia kolejowa zlokalizowana w bezpośrednim sąsiedztwie siedlisk gatunku stwarzają ryzyko kolizji z pojazdami.
G05.11	Śmierć lub uraz w wyniku kolizji	C	–	Drogi o silnym natężeniu ruchu i linia kolejowa, zlokalizowane w bezpośrednim sąsiedztwie siedlisk gatunku stwarzają ryzyko kolizji z pojazdami.
J02.03	Regulowanie (prostowanie) koryt rzecznych i zmiana przebiegu koryt rzecznych	B	–	Rzeka Bóbr na znacznych odcinkach ze zwartą zabudową jest uregulowana.
J03.01	Zmniejszenie lub utrata określonych cech siedliska	B	–	Zbiorniki zaporowe jak i zwarta zabudowa wzdłuż dolin rzecznych przyczyniają się do pogorszenia jakości siedlisk gatunku.
J03.02	Antropogeniczne zmniejszenie spójności siedlisk	B	–	Zwarta zabudowa wzdłuż dolin rzecznych przyczyniają się do pogorszenia spójności siedlisk gatunku.
J03.02.01	Zmniejszenie migracji/ bariery dla migracji	B	–	Sąsiedztwo dróg i linii kolejowych jak i obecność zbiorników zaporowych na rzece Bóbr przyczynia się do zwiększenia efektu barierowego.

#### 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 (podać liczebność w skali: liczny, średnio liczny, rzadki); inne wyjątkowe walory obszaru</i> Nie obserwowano.
Gatunki obce i inwazyjne	<i>Obserwowane gatunki obce i inwazyjne; ewentualnie podać ich liczebność lub zagęszczenie</i> norka amerykańska <i>Mustela vison</i> Schreber, 1777 – średnio liczna, notowana co najmniej od kilkunastu lat na całym odcinku rzeki Bóbr; jenot <i>Nyctereutes procyonoides</i> Gray, 1834 – średnio liczny, odnotowywany na całym monitorowanym obszarze; piżmak <i>Ondatra zibethicus</i> Linnaeus, 1766 – nieliczny; liczebność gatunku wyraźnie spada w ostatnich latach



Uwagi metodyczne	<i>Informacje istotne dla dalszego planowania monitoringu (sposób prowadzenia prac, wskaźniki, które powinny być badane w monitoringu i ich waloryzacja, regionalnie optymalny czas prowadzenia badań itp.)</i> Brak.
Inne uwagi	<i>Wszelkie informacje pomocne przy interpretacji wyników, np. anomalie pogodowe</i> Brak.
Dokumentacja fotograficzna i kartograficzna	<i>Załączniki do bazy danych (w wersji elektronicznej): Minimum 2 zdjęcia na stanowisko (gatunek, siedlisko), granice powierzchni badawczej naniesione na odpowiedni podkład kartograficzny</i>

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

Metodyka monitoringu bobra została opracowana w taki sposób, aby monitoring tego gatunku można było łączyć z monitoringiem wydry. Powierzchnie (stanowiska) monitoringowe, punkty badawcze, odległość poszukiwania śladów (długość monitorowanych odcinków na wyznaczonych punktach monitoringowych) oraz termin prowadzenia badań terenowych są jednolite z tymi opracowanymi dla wydry.

## 6. Ochrona gatunku

### Opis zagrożeń dla gatunku<sup>1</sup>

Obecnie można wydzielić 5 podstawowych czynników zagrażających populacji bobra zarówno w Polsce jak i w całym areale jego występowania.

- Izolacja populacji przez bariery migracyjne, takie jak drogi i tamy, utrudniająca kojarzenie się osobników niespokrewnionych.
- Klusownictwo i wandalizm, rozkopywanie nor, niszczenie tam i żeremi.
- Regulacja rzek i umocnienia brzegów kamieniami i betonem, co zmniejsza bazę żerową oraz dostępność miejsc do kopania nor.
- Zmniejszanie bazy żerowej poprzez wycinanie drzew i krzewów wzdłuż cieków oraz wypas zwierząt gospodarskich.
- Zagospodarowanie turystyczne, brzegów jezior, rzek, stawów. Zwiększenie penetracji i częstotliwości niepokojenia zwierząt może mieć wpływ na jakość siedliska i stabilność stanowiska gatunku.
- Pozyskanie gatunku w ramach tzw. ograniczania szkód bobrowych wynikających z działalności gatunku.

W przypadku, gdy bobry osiedlają się w sąsiedztwie ludzkich osiedli dodatkowe zagrożenie stwarzają wałęsające się psy, mogące zabijać młode czy nawet dorosłe bobry. Jednak przypadki zagryzania bobrów przez psy są rejestrowane jedynie sporadycznie a skala tego problemu jest trudna do oszacowania.

### Proponowane działania ochronne

Bóbr europejski został umieszczony w załącznikach II i V Dyrektywy Siedliskowej, co nakłada na Polskę obowiązek ochrony jego siedlisk i jednocześnie reguluje kwestię jego ochrony

<sup>1</sup> Podrozdział opracowany na podstawie Romanowski i in. 2010, 2011

i pozyskania. Aktualnie bóbr nie jest gatunkiem zagrożonym w kraju, a jego liczebność systematycznie rośnie od kilkudziesięciu lat. Nie wymaga zatem podejmowania szczególnych działań ochronnych, zarówno w skali kraju, jak i w skali lokalnej. Biorąc pod uwagę wyżej wymienione zagrożenia, ochrona gatunku powinna mieć raczej formę prac zapobiegawczych, ograniczających degradację siedlisk i śmiertelność bobrów, a także pozwalających na zredukowanie szkód powodowanych przez te zwierzęta, które są obecnie główną przyczyną pozyskania bobrów w Polsce.

Do podstawowych proponowanych działań ochronnych należą:

1. Podjęcie działań zmierzających do zmniejszenia śmiertelności gatunku poprzez stworzenie właściwych działań minimalizujących zapobiegających wtargnięciu bobrów na drogi. Zatem działania tego typu powinny być uwzględniane w projektach budowy lub modernizacji dróg i linii.
2. Podjęcie działań zmierzających do ochrony środowisk gatunku poprzez przeciwdziałanie programom regulacji cieków wodnych negatywnie wpływających na jakość siedlisk bobrów i zastosowanie odpowiednich działań kompensacyjnych, adekwatnych dla danej sytuacji w przypadku wystąpienia nadrzędnych celów umożliwiających zrealizowanie przedsięwzięcia przy braku możliwości zastosowania metod alternatywnych i pomimo wdrożenia środków minimalizujących. Decyzje powinny być oparte o ustawy i dyrektywy szczegółowo określające sytuacje w przypadku, których możliwe są odstępstwa o obowiązujących przepisów.
3. Zapewnienie ochrony odpowiedniej powierzchni siedlisk bobra w ramach sieci obszarów Natura 2000, ze szczególnym uwzględnieniem dolin rzecznych, jako nie tylko miejsc bytowania bobrów, ale i podstawowych korytarzy migracyjnych gatunków.
4. Wszelkie prace w dolinach rzek powinny być wykonywane z uwzględnieniem wymagań środowiskowych bobra: m.in. zachowanie starorzeczy, zadrzewień, starych drzew, utrzymanie odpowiedniej jakości wód i eliminacja źródeł zanieczyszczeń. W znacznym stopniu obowiązek tego typu nakładają przyjęte dyrektywy i ustawy (m. in. Ramowa Dyrektywa Wodna<sup>2</sup>, Prawo wodne<sup>3</sup>, Prawo ochrony środowiska<sup>4</sup>, Ustawa o ochronie przyrody).
5. Wdrażanie działań zapobiegających ewentualnym szkodom powodowanym przez działalność bobrów. Zastosowanie zasady przezorności, a więc uwzględnienie odpowiednich działań i prac zapobiegawczych już na etapie projektowym, jak i realizacji przedsięwzięcia (np. budowa wałów przeciwpowodziowych, budowa czy modernizacja dróg i linii kolejowych) pozwoli na ograniczenie w dalszej kolejności liczby rejestrowanych szkód, a tym samym ograniczy koszty związane z ich usuwaniem i wypłat odszkodowań czy też koszty związane z usuwaniem lub pozyskaniem zwierząt w ramach eliminacji szkód.
6. Zastosowanie odpowiednich (restrykcyjnych) zasad czy reguł, które będą podstawą do wydania zezwolenia na pozyskanie bobrów i umożliwią utrzymanie właściwego stanu ochrony gatunku. Należy mieć na uwadze że, zgodnie z zapisami Dyrektywy Siedlisko-

<sup>2</sup> Dyrektywa 2000/60/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 23 października 2000 r. ustanawiająca ramy wspólnotowego działania w dziedzinie polityki wodnej.

<sup>3</sup> Ustawa z dnia 18 lipca 2001 r. – Prawo wodne (Dz.U. 2001 Nr 115 poz. 1229 ze zm.)

<sup>4</sup> Ustawa z dnia 27 kwietnia 2001 r. – Prawo ochrony środowiska (Dz.U. 2001 Nr 62 poz. 627 ze zm.)

wej (art. 1(i), Dyrektywy Szkodowej (art. 2 ust. 1 lit a, w powiązaniu z art. 2 ust. 4 lit b) oraz ustawy o ochronie przyrody (art. 5 pkt. 24) oraz ustawy o zapobieganiu szkodom w środowisku i ich naprawie (art. 6 pkt. 11 lit. a) jako właściwy stan zachowania gatunku rozumie się stan populacji, w którym spełnione zostają trzy podstawowe warunki:

- liczebność gatunku nie maleje w sposób ciągły,
- w danym regionie występuje odpowiednio duża powierzchnia siedlisk niezbędnych dla utrzymania stabilnej populacji gatunku,
- zrealizowany zasięg występowania gatunku nie zmienia się sposób ciągły.

## 7. Literatura

**Allen A.W. 1983. Habitat suitability index models: Beaver. Washington, D.C.: U.S. Fish and Wildlife Service FWS/OBS-82/10.30 Revised.**

Brzezowski R. 2002. Wyniki introdukcji bobra europejskiego (*Castor fiber* L., 1758) w górnym dorzeczu Wisłoki i Jasiołki (Beskid Wyspowy) przeprowadzonych w 1998 i 1999 r. *Chrońmy Przyrodę Ojczystą* 58 (2): 66–74.

Campbell R. D., Rosell F., Nolet B. A., Dijkstra V. A. A. 2005. Territory and group sizes in Eurasian beavers (*Castor fiber*): echoes of settlement and reproduction? *Behavioral Ecology and Sociobiology* 58: 597–607.

Collen, P., Gibson R. J. 2001. The general ecology of beavers (*Castor* spp.) as related to their influence on stream ecosystems and riparian habitats, and the subsequent effects on fish – a review. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 10: 439–461.

**Czech A. 2000. Monografie przyrodnicze – Bóbr. Wydawnictwo Lubuskiego Klubu Przyrodników, Świebodzin.**

**Czech A. 2007. Krajowy plan ochrony gatunku. Bóbr europejski (*Castor fiber*). Kraków.**

Czech A. 2010. Bóbr – budowniczy i inżynier. FWIE, Kraków.

Derwich A., Mróz I. 2009. Rozwój populacji bobra europejskiego *Castor fiber* nad Górnym Sanem (Bieszczadzki Park Narodowy) w latach 1993–2009. *Roczniki Bieszczadzkie* 17: 283–306.

Fustec J., Lode T., Le Jacques D., Cormier J. P. 2001. Colonization, riparian habitat selection and home range size in reintroduced population of European beavers in the Loire. *Freshwater Biology* 46: 1361–1371.

Haarberg O., Rosell F. 2006. Selective foraging on woody plant species by the Eurasian beaver (*Castor fiber*) in Telemark, Norway. *Journal of Zoology, London*, 270: 201–208.

Hartman G. 1996. Habitat selection by European beaver (*Castor fiber*) colonizing a boreal landscape. *Journal of Zoology, London*, 240: 317–325.

Herr J., Rosell F. 2004. Use of space and movement patterns in monogamous adult Eurasian beavers (*Castor fiber*). *Journal of Zoology, London*, 262: 257–264.

Howard R.J., Larson J.S. 1985. A stream habitat classification system for beaver. *Journal of Wildlife Management* 49(1):19–25.

Janiszewski P., Gugolek A., Łobanowska A. 2006. Wykorzystanie bazy roślinnej w strefie przybrzeżnej przez bobra europejskiego (*Castor fiber* L.). *Acta Sci. Pol. Silv. Colendar. Rat. Ind. Lignar.* 5(2): 63–70.

Janiszewski P., Gugolek A., Nowacka D. 2009. Characteristics of the European Beaver (*Castor fiber* L.) Population in the Tuchola Forest. *Zeszyty Naukowe PTZ, (V)* 1: 106–111.

**Janiszewski P., Weigle A. 2007. Nowa metoda liczenia bobrów. Brać łowiecka 4: 24–25.**

**John F. i Kostkan V. 2009. Compositional analysis and GPS/GIS for study of habitat selection by the European beaver, *Castor fiber* in the middle reaches of the Morava River. *Folia Zoologica* 58(1): 76–86.**

Krojerová-Prokešová J., Barančeková M., Hamšíková L., Vorel A. 2010. Feeding habits of reintroduced Eurasian beaver: spatial and seasonal variation in the use of food resources. *Journal of Zoology, London*, 281: 183–193.

**Maringer A., Slotta-Bachmayr L. 2006. A GIS-based habitat-suitability model as a tool for the management of beavers *Castor fiber*. *Acta Theriologica* 51, 4: 373–382.**

- Macdonald D. W., Tattersall F.H., Brown E. D., Balharry D. 1995. Reintroducing the European Beaver to Britain: nostalgic meddling or restoring biodiversity? *Mammal Review* 25( 4): 161–200.
- Macdonald D. W., Tattersall F. H., Rushton S., South A. B., Rao Shaila, Maitland P., Strachan R. 2000. Reintroducing the beaver (*Castor fiber*) to Scotland: a protocol for identifying and assessing suitable release sites. *Animal Conservation* 3: 125–133.**
- Milligan H. E., Humphries M. M. 2010. The importance of aquatic vegetation in beaver diets and the seasonal and habitat specificity of aquatic-terrestrial ecosystem linkages in a subarctic environment. *Oikos* 119: 1877–1886.
- Nolet B. A., Hoekstra A., Ottenheim M. M. 1994. Selective foraging on woody species by the beaver *Castor fiber*, and its impact on a riparian willow forest. *Biological Conservation* 70 (2): 117–128.
- Nolet B. A., Rosell F. 1994. Territoriality and time budgets in beavers during sequential settlement. *Canadian Journal of Zoology* 72: 1227–1237.
- Rosell F. 2003. Territorial scent marking behaviour in the Eurasian beaver (*Castor fiber* L) *Denisia* 9, zugleich Kataloge der OÖ. Landesmuseen Neue Serie 2: 147–161.
- Rosell F., Bergan F. 2000. Scent marking in Eurasian beaver *Castor fiber* during winter. *Acta Theriologica* 45, 2: 281–287.
- Rosell F., Bergan F., Parker H. 1998. Scent-marking in the Eurasian beaver (*Castor fiber*) as a means of territory defense. *Journal of Chemical Ecology* 24 (2): 207–219.
- Rosell F., Nolet B. A. 1997. Factors affecting scent-marking behavior in Eurasian beaver (*Castor fiber*). *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 45 (10): 673–689.
- Rosell F., Parker H., Steifetten O. 2006. Use of dawn and dusk sight observations to determine colony size and family composition in Eurasian beaver *Castor fiber*. *Acta Theriologica* 51 (1): 107–112.
- Ważna A. 2001. O celowości osiedlania bobra europejskiego *Castor fiber* L. w Sudetach – przykład Gór Bystrzyckich. *Przegląd Przyrodniczy* 12 (1–2): 101–108.

Opracowali: **Tomasz Zając, Jerzy Romanowski i Katarzyna Kozyra**

1339 **Chomik europejski**  
*Cricetus cricetus* (Linnaeus, 1758)



Fot. 1. Chomik europejski *Cricetus cricetus* (fot. J. Ziomek).

## I. INFORMACJA O GATUNKU

### 1. Przynależność systematyczna

Rząd: gryzonie RODENTIA

Rodzina: chomikowate CRICETIDAE

### 2. Status prawny i zagrożenie gatunku

#### Prawo międzynarodowe

Dyrektywa Siedliskowa – Załączniki IV

Konwencja Berneńska – Załącznik II

#### Prawo krajowe

Ochrona gatunkowa – ochrona ścisła

#### Kategoria zagrożenia IUCN

Czerwona lista IUCN – LC

Czerwona lista zwierząt ginących i zagrożonych w Polsce – DD

Polska czerwona księga zwierząt. Kręgowce – nieuwzględniony

### 3. Opis gatunku

Chomik europejski *Cricetus cricetus* (Linnaeus 1758) jest gryzoniem należącym do podrodziny chomików palearktycznych (Cricetinae) (Willson, Reader 2005), które charakteryzuje krępa budowa ciała, krótki ogon i obecność toreb policzkowych. Dorosłe osobniki osiągają przeciętnie długość 200–300 mm i masę ciała od 200 do 1000 gramów (Nechay 2000). Chomiki z polskich populacji osiągają aktualnie niższe maksymalne masy ciała (490 g) w porównaniu do masy ciała osobników odławianych w latach 70. XX w. (700–800 g), kiedy sytuacja tego gatunku była stabilna (Banaszek i in. 2009/2010). Typowe ubarwienie przyjmuje odcienie od żółtobrunatnego do rudawego i czerwonego z jednolicie czarnym brzuchem. Włosy wokół pyska, na łapach i po bokach ciała są białe (Fot. 1). Spotykano także inne warianty ubarwienia, łącznie z formami melanistycznymi (Kayser, Stubbe 2000). Wśród osobników w Polsce nie obserwowano odmian kolorystycznych innych niż typowe (Banaszek i in. 2009/2010).

### 4. Biologia gatunku

Chomik europejski buduje skomplikowane systemy nor, dlatego potrzebuje związłego podłoża lessowego i gliniastego (Surdacki 1971; Weinhold 2008). Norę gryzonia stanowią: komora gniazdowa, jedna bądź kilka komór służących jako spiżarnie oraz korytarz biegnący pod nachyleniem i korytarze pionowe, które pełnią funkcje asekuracyjne. Liczba korytarzy asekuracyjnych nie jest stała i zależy od stopnia skomplikowania nory (Ziomek, Banaszek 2008). Każdy dojrzały osobnik zamieszkuje własną norę. Dwa osobniki mogą przebywać w jednej norze tylko w okresie rui, kiedy samce odwiedzają nory samic. Samice przez okres 6 tygodni przebywają z młodymi w norze rozrodczej, którą następnie opuszczają (Eibl-Eibesfeldt 1953).

Nory chomików są specyficzne i wyróżniają się spośród nor rodzimych gatunków gryzoni. Charakteryzują się obecnością na powierzchni ziemi dużego kopca utworzonego z ziemi wyrzucanej przez główny korytarz biegnący ukośnie (Fot. 2). Wloty asekuracyjne mają re-



Fot. 2. Kopiec z poziomym korytarzem (fot. J. Ziomek).



Fot. 3. Otwór pionowy „asekuracyjny” typowej nory chomika europejskiego (fot. J. Ziomek).



gularny, okrągły lub owalny kształt o średnicy do 10 centymetrów, w ich sąsiedztwie brak jest kopców, a tunel prowadzi pionowo w dół (Fot. 3). Chomik korzysta z tych otworów nie tylko przy ucieczce z nory i do nory; wykorzystuje je także samica w okresie wychowywania młodych po zasypaniu korytarza poziomego, aby zabezpieczyć norę przed penetracją drapieżników (gronostaj i łasica). Liczba i rozmieszczenie tych otworów są bardzo zróżnicowane. Kopce tworzone przez chomika odróżnia się od krecich między innymi po tym, że ziemia wyrzucana na kopiec z dużej głębokości różni się strukturą i często kolorem od wierzchniej warstwy gleby. Czynne nory charakteryzują się drożnymi otworami, w których nie ma pajęczyny.

Chomik europejski jest gatunkiem wszystkożernym, choć jego dieta składa się głównie z zielonych części roślin, nasion i bulw. W pokarmie roślinnym wysoki udział mają rośliny uprawne (Górecki, Grygielska 1975). Wykazano również, że rośliny towarzyszące uprawom odgrywają istotną rolę w diecie, zwłaszcza w okresach z niską jakością i ilością roślin uprawnych, w szczególności wiosną i wczesnym latem (Ziomek 2011). Około 10–13% pokarmu w diecie chomika jest pochodzenia zwierzęcego, który jest konsumowany w maju, lipcu, a najczęściej jesienią (Górecki, Grygielska 1975).

Dane literaturowe oparte na długoletnich badaniach (Górecki 1977, Kayser, Stubbe 2003, Schmelzer, Millesi 2008, Ziomek 2011, Kaim i in. 2013) wskazują, że chomiki wykazują chronotyp całodobowy, a dzienna aktywność występuje przez cały okres aktywności sezonowej. Aktywność dobową jest charakterystyczna dla płci i kategorii wiekowych (Ziomek 2011).

Sezon aktywności u chomika europejskiego rozpoczyna się pomiędzy marcem i początkiem maja, a kończy między początkiem września i końcem października w zależności od położenia geograficznego (Hufnagl i in. 2011). Wzorzec aktywności sezonowej populacji polskich odpowiada wzorcom aktywności dla populacji z Europy Centralnej (trwa od marca lub kwietnia do połowy października lub listopada), a początek i koniec aktywności jest wyraźnie zależny od warunków pogodowych takich jak pokrywa śnieżna i temperatura (Górecki 1977, Hufnagl i in. 2011, Ziomek 2011). Z nastaniem jesieni zwierzęta te zapadają w hibernację; na jej przebieg i długość ma wpływ lokalizacja obszaru zamieszkiwanego przez populację oraz wiek i płeć poszczególnych osobników (Nechay 2000).

Okres rozmnażania trwa zwykle od kwietnia do lipca, a jego długość jest zależna od warunków klimatycznych oraz lokalnych warunków środowiskowych, panujących w poszczególnych latach (Backbier, Gubbles 1998). Chomik europejski jest gatunkiem, u którego obserwuje się zjawisko przedłużonej ciąży oraz rui poporodowej (Vohralík 1974). Chomik ma zazwyczaj dwa mioty w roku, a w korzystnych warunkach środowiskowych może wystąpić od 3 do 5 miotów (Nechay 2000). W Polsce zazwyczaj obserwuje się jeden miot, w sprzyjających warunkach dwa (Górecki 1977; Ziomek 2011). Liczba młodych w miocie waha się od 1 do 10 i zależy od regionu oraz kolejności ciąży (Franceschini-Zink, Millesi 2008). Młode zaraz po urodzeniu są nagie i ślepe, karmione są mlekiem przez 18–20 dni (Vohralík 1974). Po upływie miesiąca usamodzielniają się i stopniowo opuszczają gniazdo, zajmując opuszczone nory lub samodzielnie kopią nową (Kayser, Stubbe 2003). Okres rozrodczy chomików charakteryzuje się występowaniem zachowań socjalnych (Ziomek 2011).

Maksymalna długość życia podawana dla chomika europejskiego to 10 lat (Nechay 2000). W środowisku naturalnym zaobserwowano chomiki które przeżyły 3 lata (Kayser,

Stubbe 2003, Franceschini-Zink, Millesi 2008), a ostatnio oszacowano maksymalny wiek na 4 lata (Ziomek 2011).

Lista drapieżników polujących na chomika europejskiego jest długa. Znajdowano resztki chomików w diecie ssaków i ptaków drapieżnych. Ponadto młode chomiki zabijane są również przez kruki *Corvus corax*, gawrony *Corvus frugilegus*, czaple siwe *Ardea cinerea*, bociany białe *Cionia cionia* (Kayser, Stubbe 2003; Franceschini-Zink, Millesi 2008). Presja drapieżników stanowi jeden z głównych czynników, ograniczających liczebność zwłaszcza w małych, lokalnych populacjach (Bihary, Arany 2001). Zagrożeniem dla chomika są również wałęsające się psy i koty, w szczególności na polach zlokalizowanych blisko zabudowań.

## 5. Wymagania siedliskowe

Gryzoń ten jest gatunkiem charakterystycznym dla stepów strefy palearktycznej. Poza siedliskami stepowymi oraz stepowo-leśnymi obecność chomika wiąże się silnie także z siedliskami rolniczymi. Preferuje otwarte, nizinne tereny o silnym nasłonecznieniu. Spotyka się go również na łąkach, nieużytkach, poboczach dróg, w okolicach zabudowań (w ogródkach i sadach przydomowych) (Nechay 2000). Zamieszkuje także obszary miejskie (Banaszek, Ziomek 2010, Skowrońska i in. 2011, Kaim i in. 2013, Skowrońska-Ochmann 2013, Surov i in. 2013). W krajach europejskich za optymalne środowisko życia chomika uważa się wieloletnie kultury rolne, takie jak lucerna, czerwona koniczyna, mieszanka traw i roślin strączkowych oraz różnorodne zboża (Nechay 2000, Bihary, Arany 2001, Kayser, Stubbe 2003). Preferencje siedliskowe chomika na obszarze Polski związane są z drobno powierzchniowymi agrocenozami, w strukturze których występują miedze i uprawy zbóż oraz roślin okopowych (Fot. 4). Aktualne rozmieszczenie chomika w Polsce jest związane przede wszystkim z uprawami zbóż, zwłaszcza jęczmienia, pszenżyta i pszenicy. Spotkać go można również na ugorach w sąsiedztwie niewielkich pól uprawnych. Jednak wielkoobszarowe odłogi nie sprzyjają zachowaniu populacji chomika europejskiego. Gatunek ten w Polsce zniknął z wielu obszarów wcześniej uprawianych, a dzisiaj pokrytych całkowicie ugorami (Ziomek 2011).

Ważnym elementem siedliska jest również rodzaj skały macierzystej i związane z tym podłoże glebowe i rodzaj gleby (Surdacki 1971, Ziomek 2011, Banaszek i in. 2012). Nory chomika są znajdowane przeważnie w głębokich warstwach iłu i lessu, głównie na czarnoziemach i brunatnoziemach (Surdacki 1971, Weinhold 2008).

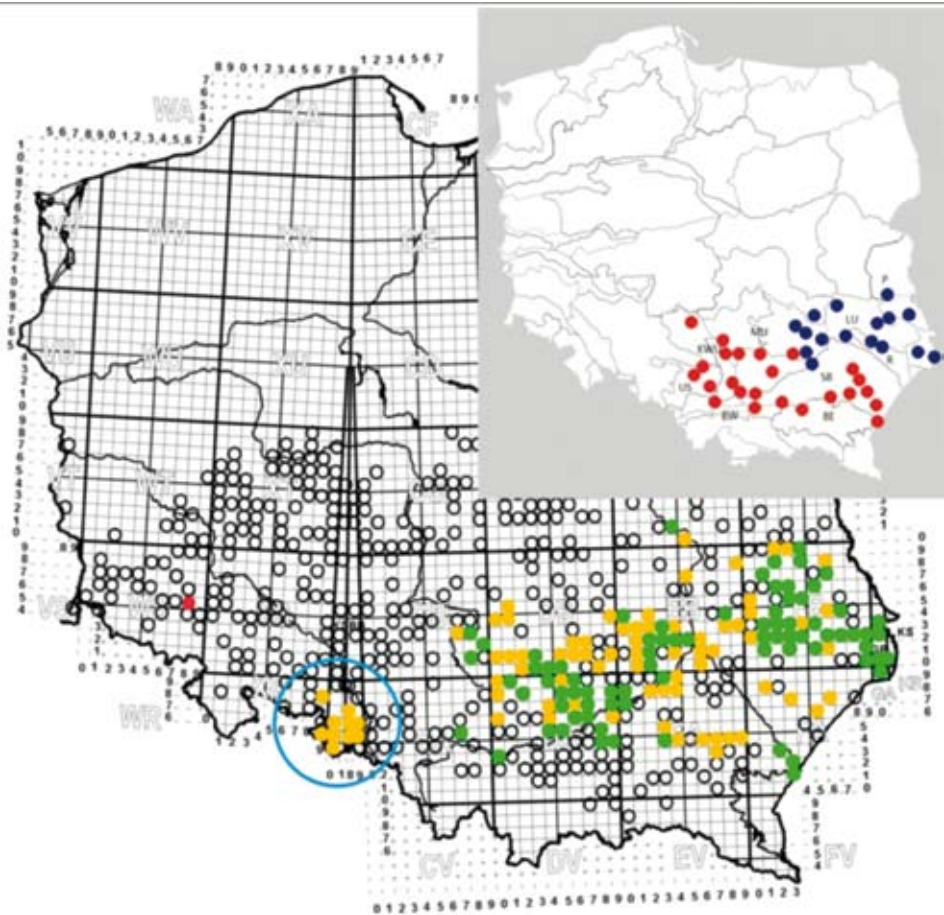


Fot. 4. Przykłady środowisk życia chomika europejskiego w Polsce (fot. J. Ziomek).

W Europie chomik był liczny do lat 70. XX w. Aktualnie średnie zagęszczenia populacji w zachodniej części europejskiego zasięgu są niższe (Weinhold 2008). Najczęściej stwierdzane obecnie zagęszczenia nor w populacjach chomika europejskiego w Polsce są niskie (0,2–1 nory/ha) lub średnie (2–5 nor/ha) (Ziomek 2011, 2013).

## 6. Rozmieszczenie gatunku w Polsce

Aktualny zasięg występowania chomika europejskiego w Polsce (Ziomek, Banaszek 2007) jest systematycznie weryfikowany (Banaszek, Ziomek 2011, Mołęda 2011, Skowrońska i in. 2011, Ziomek 2011; dane aktualizowane na mapach powstającego „Atlasu rozmieszczenia ssaków w Polsce” – strony internetowe IOP PAN w Krakowie, Auguścik, Ziomek 2013, Strejczek, Hędrzak 2013) (Ryc. 1). Areał gatunku zmniejszył się o 75% w porównaniu do poprzedniego stanu (Surdacki 1971, Pucek, Raczyński 1983), jest mocno pofragmentowany



**Ryc. 1.** Występowanie chomika europejskiego w Polsce (Ziomek, Banaszek 2008). Legenda: zielone – stanowisko czynne, żółte – stanowisko wątpliwe, puste – stanowisko opuszczone, czerwone – stanowisko w Jaworze (Auguścik, Ziomek 2013). Niebieskim kołem zaznaczono stanowiska na Płaskowyżu Głubczyckim, które należy włączyć do monitoringu. Mapa w prawym górnym rogu przedstawia proponowane stanowiska monitoringu na tle krajowego zasięgu gatunku. Kolorem granatowym oznaczono stanowiska w obszarze linii filogeograficznej Pannonia (P3) a czerwonym – stanowiska w obszarze linii filogeograficznej E1.



Ryc. 2. Rozmieszczenie stanowisk monitoringu chomika europejskiego w Polsce na tle jego zasięgu występowania.

i ograniczony do obszaru Wyżyn Polskich (Ziomek, Banaszek 2007) (Ryc. 2). Północna granica zasięgu przesunęła się wyraźnie na południe. Weryfikacji nadal wymaga południowa granica zasięgu (Ziomek 2011).

Obszar aktualnego występowania chomika europejskiego w Polsce zamieszkują dwie linie filogeograficzne o różnych historiach glacialnych: E1 specyficzna dla obszaru Polski i P3 (Pannonia), opisana wcześniej z Kotliny Karpackiej (Banaszek i in. 2010). Centralna część Wyżyny Małopolskiej, w której występuje pas nieprzyjaznych dla chomika warunków środowiskowych z płytko zalegającymi skałami pod powierzchnią gleby tworzy barierę ekologiczną pomiędzy dwoma liniami filogeograficznymi (Banaszek i in. 2012). W południowo-wschodniej Polsce taką przeszkodą jest przypuszczalnie Puszcza Solska (Banaszek, Ziomek 2011). Analiza poziomu różnorodności genetycznej badanych populacji wykazała bardzo niską różnorodność polskich populacji. W obrębie linii filogeograficznych kondycja demograficzna i genetyczna populacji jest bardzo zróżnicowana. Populacje linii E1 z Wyżyny Lubelskiej, Rostocza i Wyżyny Małopolskiej są w dobrej kondycji demograficznej, natomiast – P3, na obszarach poza Wyżyną Małopolską, są izolowane. Poziom zmienności populacji w obrębie wyróżnionych grup jest zróżnicowany, co powoduje, że losy populacji obu linii filogeograficznych są odmienne. Populacje E1 funkcjonują w strukturze metapopulacji a ich kondycja genetyczna jest dobra. Populacje P3 mają obniżoną zmienność i są silnie zróżnicowane.

wane (Banaszek i in. 2011). Stwierdzone na obszarze Polski dwie linie filogeograficzne chomika europejskiego zostały zdefiniowane jako odrębne jednostki o znaczeniu ewolucyjnym (ESU). Istotne dla programów ochrony zalecenia wynikające z tych faktów – to informacja, że przemieszczanie chomików pomiędzy grupami jest niekorzystne (Banaszek i in. 2010, 2011) oraz że wymagają one odmiennych strategii ochrony (Ziomek, Banaszek 2009).

## II. METODYKA

### 1. Koncepcja monitoringu gatunku

W Europie Zachodniej chomik europejski występuje na niewielu izolowanych stanowiskach naturalnych oraz utrzymywany jest w rezerwach agrarnych. Populacje te są stale monitorowane na wybranych powierzchniach, dlatego ich sytuacja jest dobrze znana, co pozwala na podejmowanie skutecznej ochrony czynnej i stałe doskonalenie jej metod.

W Polsce chomik europejski jest obecny jeszcze na znacznej powierzchni kraju pomimo istotnego zmniejszenia się obszaru występowania w porównaniu do sytuacji z lat 70. XX w. Zamieszkujące współczesny areal populacje są, jak już wspomniano, zróżnicowane na dwie linie filogeograficzne (E1 i P3), izolowane barierami ekologicznymi. W szczególności sytuacja linii P3 jest zła, ponieważ chomiki tej grupy żyją w rozproszonych na dużym obszarze, izolowanych populacjach o niskim poziomie zmienności genetycznej. Są one również izolowane od populacji czeskich i słowackich, które należą do tej samej linii filogeograficznej. Konieczne jest monitorowanie sytuacji tej grupy przede wszystkim na zachodnim i południowym skraju zasięgu. Ponadto nie podjęto dotąd żadnych działań ochronnych chomika europejskiego na terenie naszego kraju.

Zaproponowano monitoring, którego głównym celem jest śledzenie w skali kraju sytuacji populacji chomika europejskiego na wybranych stanowiskach z aktualnego obszaru występowania (z rozpatrywaniem odrębnych jednostek fizjograficznych: Wyżyna Małopolska, Wyżyna Lubelska, Roztocze, Polesie Lubelskie, Wyżyna Krakowsko-Wieluńska, Góry Śląsk, Beskidy, Kotlina Sandomierska), ze szczególnym uwzględnieniem skrajnych stanowisk w granicach odrębnych linii filogeograficznych (E1 i P3). Wybrane stanowiska są reprezentatywne dla regionu kontynentalnego i dla aktualnego zasięgu chomika europejskiego w Polsce. Jednak kolejny monitoring planowany na 2018 rok powinien również dotyczyć stanowisk na Płaskowyżu Głubczyckim. Na terenie Czech w pobliżu granicy z Polską znaleziono w 2013 r. stanowisko chomika (E. Tkadlec, inf. ustna). Obszar ten stanowi korytarz, przez który populacje polskie kontaktowały się w przeszłości z populacjami czeskimi.

Ponadto, w ramach monitoringu będzie się śledzić, czy i jak zmieniają się istotne dla chomika cechy środowiska życia. Czynniki środowiskowe, które potencjalnie wpływają na obecność bądź zanikanie chomika nie są do końca poznane. Dlatego po monitoringu przeprowadzonym w 2013 roku nasunęły się następujące wnioski. Stałym monitoringiem prowadzonym w ciągu całego sezonu wegetacyjnego należałoby objąć stanowiska o wysokim zagęszczeniu nor chomika europejskiego (np. Lipnik, Przybyszów oraz Szczepieszyn-Szperówka). Bardziej szczegółowy monitoring takich optymalnych stanowisk wraz z monitoringiem pozostałych stanowisk da lepsze wyobrażenie o wymaganiach siedliskowych gatunku.



Wśród badaczy europejskich nie ma zgodności, co do określenia jednolitych cech siedliska, które można uznać za sprzyjające osiedlaniu się chomika europejskiego i właściwemu funkcjonowaniu populacji. Jest to prawdopodobnie związane m.in. z różnicami wynikającymi z geograficznego położenia regionów badawczych. W Polsce niezbędne jest podjęcie badań dotyczących wybranych aspektów ekologii chomika europejskiego w zróżnicowanym krajobrazie rolniczym, jak również badania czynników, które niekorzystnie wpływają na zachowanie populacji lokalnych.

Przyjęta koncepcja monitoringu może w przyszłości ulec zmianom w oparciu o doświadczenia z kolejnych etapów prac monitoringowych i wyniki niezależnie prowadzonych badań ekologicznych.

Dokładna ocena liczebność populacji wymagałaby zastosowania bardzo pracochłonnych i kosztownych metod: użycia nadajników telemetrycznych lub przeprowadzenia odłowów (pułapki żywołowne) metodą znakowania i powtórnych złowień (CMR, capture-mark-recapture) przez cały sezon aktywności chomika. Dlatego w monitoringu GIOŚ proponuje się mniej dokładną i stosunkowo tanią metodę oceny liczebności chomika, opartą na liczeniu nor w okresie po żniwach aż do zaprzestania aktywności przez chomiki. Jest to najodpowiedniejsza metoda w przypadku monitoringu prowadzonego na dużym obszarze. Liczenie wszystkich nor na powierzchni daje obraz sezonowej pojemności siedliska, a na podstawie liczby czynnych nor można oszacować liczebność populacji zakładając, że w tym okresie każdą czynną norę zamieszkuje jeden osobnik. Ocenę zagęszczenia nor na hektar przyjęto za Grulich'em (1986) i Nechay'em (2000): zagęszczenie 0,2/ha – bardzo niskie, 0,2–1 – niskie; 2–5 – średnie; 6–20 – wysokie; 21–50 – bardzo wysokie; > 50 – występowanie masowe.

## 2. Wskaźniki i ocena stanu ochrony gatunku

### Wskaźniki stanu populacji

Tab. 1. Wskaźnik stanu populacji

Wskaźnik	Miara	Sposób pomiaru/określenia
Zagęszczenie nor	Liczba nor/ha	Wskaźnik określany na podstawie wyszukiwania na powierzchni badawczej (10 ha) czynnych nor chomika europejskiego

Tab. 2. Waloryzacja wskaźnika stanu populacji

Wskaźnik	Ocena*		
	FV	U1	U2
Zagęszczenie nor	Na poziomie III i IV	Na poziomie II	Na poziomie I lub całkowity zanik populacji

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

### Wskaźniki kardynalne

Nie wyróżniono.



## Wskaźniki stanu siedliska

Dla chomika europejskiego proponuje się określenie zbiorczego wskaźnika jakości siedliska, odzwierciedlającego właściwe dla tego gatunku preferencje siedliskowe. Wskaźnik stanu siedliska określa się dla powierzchni 10 ha, wybranej do liczenia nor.

**Tab. 3a.** Składowe wskaźniki jakości siedliska

Składowe	Miara	Sposób pomiaru/określenia
Rodzaj terenu	Składowa opisowa	Zaliczenie terenu, na którym znajduje się wyznaczona powierzchnia, do jednej z 3 klas: otwarty, częściowo zamknięty, zamknięty
Rodzaj gospodarki rolnej	Składowa opisowa	Ustalenie, czy badane stanowisko jest położone w obrębie gospodarstw małoobszarowych (poniżej 100 ha), czy wielkoobszarowych (powyżej 100 ha)
Zróżnicowanie upraw	Składowa opisowa	Ustalenie liczby upraw na badanym stanowisku w 3 klasach wielkości (por. tab. 3b)
Odłogi	%	Określenie procentowego udziału odłogów w powierzchni użytków rolnych
Miedze	Składowa opisowa	Ustalenie, czy na badanym terenie znajdują się miedze i czy są liczne (3 klasy; por. tab. 3b)
Stosowanie herbicydów	Składowa opisowa	Ustalenie, czy w uprawach na badanym terenie występują chwasty i czy są liczne (3 klasy; por. tab. 3b)
Baza pokarmowa	%	Określić względne (%) pokrycie terenu uprawami (zbożowe, okopowe, warzywne), stanowiącymi główną bazę pokarmową chomika europejskiego
Rośliny pastewne	Składowa opisowa	Ustalenie, czy w uprawach na badanym terenie występują pola łubinu, koniczyny i lucerny, ew. uprawy zbożowe z wsiewkami tych roślin (3 klasy; por. tab. 3b)

**Tab. 3b.** Waloryzacja składowych wskaźników jakości siedliska

Składowa/Ocena punktowa	0	0,5	1,0
Rodzaj terenu	Otwarty	Częściowo zamknięty	Zamknięty
Rodzaj gospodarki rolnej	Wielkoobszarowa	Małoobszarowa*	Małoobszarowa*
Zróżnicowanie upraw	Monokultura	Niewielkie zróżnicowanie uprawy (2–3 rodzaje upraw)	Różnorodne uprawy (>3 rodzaje upraw)
Odłogi	>70–100%	>40–70%	0–40%
Miedze	Brak	Sporadyczne, wąskie miedze	Liczne miedze
Stosowanie herbicydów	Brak chwastów	Nieznaczný udział chwastów	Mocno zachwaszczone
Baza pokarmowa	0–25%	>25–50%	>50–100%
Rośliny pastewne	Brak	Obecność wsiewek roślin pastewnych w zbożach	Pola roślin pastewnych

\*1 punkt należy przypisać uprawie małoobszarowej, która jest terenem otwartym, natomiast 0,5 punktu uprawom małoobszarowym, które są częściowo lub całkowicie zamknięte.

**Tab. 4.** Waloryzacja zbiorczego wskaźnika stanu siedliska

Wskaźnik/Ocena*	FV	U1	U2
Zbiorczy wskaźnik jakości siedliska	$\geq 4,0$	2,75 – 3,75	$\leq 2,5$

\*FV – stan właściwy, U1 – stan niezadawalający, U2 – stan zły

### Wskaźniki kardynalne

Nie wyróżniono.

### Ocena stanu populacji

W celu waloryzacji wskaźnika stanu populacji ustalono czteropoziomową skalę:

- poziom I – zagęszczenie bardzo niskie i niskie (poniżej 0,2; w zakresie 0,2–1 nor/ha),
- poziom II – zagęszczenie średnie (2–5 nor/ha),
- poziom III – zagęszczenie wysokie (6–20 nor/ha),
- poziom IV – zagęszczenie bardzo wysokie (21–50 nor/ha).

W Polsce nie notowano masowego występowania chomika, dlatego w skali nie ujęto zagęszczenia powyżej 50 nor/ha.

Stan właściwy populacji wyznaczają zagęszczenia wysokie i bardzo wysokie (FV), a niezadawalający – zagęszczenia średnie (U1). Niskie i bardzo niskie zagęszczenia informują o złym stanie populacji (U2).

### Ocena stanu siedliska

Ocenę zbiorczego wskaźnika jakości siedliska uważa się za ocenę stanu siedliska. Zbiorczy wskaźnik stanu siedliska jest sumą punktów za poszczególne składowe wskaźniki jakości siedliska:

- FV –  $\geq 4,0$
- U1 – 2,75 – 3,75
- U2 –  $\leq 2,5$

### Perspektywy ochrony

Ocena perspektyw ochrony gatunku to prognoza stanu populacji gatunku i stanu jego siedliska w perspektywie 10–15 lat z uwzględnieniem wszelkich, aktualnych oddziaływań i przewidywanych zagrożeń, które mogą wpłynąć na przyszły stan populacji i siedliska na badanym stanowisku. Perspektywy utrzymania się gatunku w danym siedlisku oraz jego ochrony oceniamy jako właściwe (FV) tylko na tych stanowiskach, gdzie zagęszczenie nor jest średnie lub wysokie, a warunki siedliskowe sprzyjają przeżyciu populacji (przewaga pól uprawnych, niska chemizacja, późna orka). Niezadawalające (U1) lub złe (U2) perspektywy ochrony gatunku związane są ze zmianami, jakie zachodzą w agrocenozach (zmiana struktury upraw, intensyfikacja prac polowych, silna chemizacja) oraz z generalnie negatywnym stosunkiem rolników do chomika. Inne oddziaływania, wpływające na ocenę perspektyw

to presja drapieżników i wypalanie ściernisk. Brak perspektyw utrzymania się gatunku dotyczy stanowisk, których izolacja populacji jest na tyle duża, że żadne proponowane metody ochrony nie mogą już przynieść pozytywnych rezultatów.

## Ocena ogólna

Stan ochrony gatunku na stanowisku należy określać w oparciu o oceny stanu populacji, siedliska i perspektyw ochrony gatunku na stanowisku, przy czym decyduje najniższa z tych trzech ocen.

## 3. Opis badań monitoringowych

### Wybór powierzchni monitoringowych i ich sugerowana wielkość

Monitoringiem należy objąć 40 stanowisk gatunku badanych już w ramach Państwowego Monitoringu Środowiska w roku 2013, reprezentujących większość zasięgu gatunku w Polsce (Wyżynę Małopolską, Wyżynę Lubelską, Rostocze, Polesie Lubelskie, Wyżynę Krakowsko-Wieluńską, Górną Śląsk, Beskidy, Kotlinę Sandomierską) oraz dodatkowo 10 stanowisk na Płaskowyżu Głubczyckim (5 stanowisk zlokalizowanych najbliżej granicy z Czechami i 5 w centrum Płaskowyżu – Ziomek, Banaszek 2007). Obszar ten stanowi korytarz, przez który populacje polskie kontaktowały się w przeszłości z populacjami czeskimi.

*Stanowisko monitoringowe* to przestrzeń pól uprawnych o dowolnej wielkości, na których znajdują się siedliska chomika europejskiego, administracyjnie przypisany do wybranej miejscowości. Prace monitoringowe wykonuje się na powierzchni o wielkości 10 ha, wyznaczonej w obrębie stanowiska. Pierwszą czynnością jest potwierdzenie obecności chomika na stanowisku. Po przeszukaniu terenu i znalezieniu pierwszej nory chomika, należy wyznaczyć *powierzchnię monitoringową*. Jako pierwszą norę należy traktować tylko norę typową dla tego gatunku, która ma kopiec z poziomym wlotem oraz przynajmniej jeden otwór pionowy. Nie można klasyfikować, jako pierwszej, nory wątpliwej, np. nory młodego osobnika chomika europejskiego. Jeśli nie zostaną odnalezione żadne nory na inwentaryzowanym stanowisku (pola lub inne tereny potencjalnego występowania tego gatunku administracyjnie przypisane do danej miejscowości), należy uznać, że aktualnie chomika europejskiego brak na tym terenie.

*Powierzchnia monitoringowa* o wielkości 10 ha, w obrębie której znajduje się zlokalizowana pierwsza nora chomika, może mieć kształt prostokąta lub kwadratu w zależności od ukształtowania terenu i rozmieszczenia siedlisk charakterystycznych dla chomika (może to być np. prostokąt o bokach 200x500 m). Powierzchnia powinna być wyznaczona zgodnie z przebiegiem pól, obejmując możliwie najwięcej charakterystycznych elementów badanego stanowiska. Nie należy wybierać samych pól uprawnych, jeśli teren jest np. mozaiką pól uprawnych i plantacji. Jeśli w obrębie wybranej powierzchni monitoringowej znajdują się trudne do spenetrowania pola nieściętej kukurydzy czy buraków lub pola zaorane, to należy powiększyć powierzchnię monitoringową (10 ha) o powierzchnię równą tym niezainwentaryzowanym polom. To samo należy wykonać, jeżeli by w przyszłości monitoring objął część stanowisk przed żniwami dla pól porośniętych wysokim zbożem. Granicę powierzchni 10 hektarów wyznaczamy przy użyciu GPS.

## Sposób wykonywania badań

### Określanie wskaźników stanu populacji

**Liczebność.** Najprostszą metodą stwierdzenia występowania chomika europejskiego jest wyszukiwanie i liczenie nor na powierzchni monitoringowej. W celu usystematyzowania poszukiwań należy powierzchnię podzielić na pasy (transekty), które w zależności od doświadczenia badacza i widoczności powinny mieć szerokość od 10 m do 20 m. Przy niskim ściernisku i braku chwastów widoczność jest bardzo dobra, wtedy transekty mogą mieć maksymalne rozmiary. Zaś przy wysokim ściernisku i gęstej okrywie roślinności – minimalne. Na obszarach, gdzie jest duże rozdrobnienie gruntów rolnych i występują wąskie pasy upraw poprzedzielane miedzami, jako transekt należy traktować pojedyncze pole, jeśli nie przekracza 20 m.

W obrębie każdego transektu należy poruszać się zygzakiem, wyszukując nory chomicze i rejestrując ich położenie przy użyciu odbiornika GPS. Należy przy tym wyróżnić nory sklasyfikowane jako czynne. Czynne nory charakteryzują się drożnymi otworami, w których nie ma pajęczyny. Za norę używaną należy uznać również norę, której otwory są od wewnątrz zasypane luźnym piaskiem lub zaczopowane wyraźnym korkiem ze słomy i gleby (nory zimowe, które można spotkać od września). Opis typowej nory chomika europejskiego znajduje się w rozdziale 1.4. Należy podkreślić, że po żniwach kopce nor chomika są często spłaszczone przez kombajny, a otwory poziome zasypane. Aby określić, czy nora jest zamieszkała, należy sprawdzać stan otworów pionowych (brak lub obecność pajęczyny), które najczęściej nie ulegają zniszczeniu. Bardzo rzadko spotyka się na kopcach kał chomika (wielkości kału szczurzego), ponieważ latryny znajdują się wewnątrz nory. Uwaga: Nory młodych chomików to często pojedyncze otwory poziome z niewielkim kopcem lub bez. Nie należy identyfikować takich nor jako chomicze, dopóki na terenie nie znajdziemy typowej nory dorosłego osobnika. Dane o lokalizacji nor należy wprowadzić na mapę (np. Google Earth). Prace w terenie powinny wykonywać minimum dwie osoby. Każda dodatkowa osoba usprawni przeszukiwanie transektów. Monitoringiem powinna kierować osoba, która ma doświadczenie w pracy na omawianym gatunku.

Liczba wszystkich nor zarejestrowanych na monitorowanym obszarze jest wartością maksymalnego zagęszczenia nor na powierzchni zamieszkałej przez populację chomika europejskiego w okresie aktywności sezonowej. Dla oszacowania wskaźnika *liczebność* zlicza się nory czynne. Sytuację populacji określa się przeliczając liczbę czynnych nor na jednostkę powierzchni (1 ha) i ocenia według przyjętej skali (Tab. 4).

### Określanie wskaźników stanu siedliska

Określenie składowych zbiorczego wskaźnika jakości siedliska:

**Rodzaj terenu.** Należy określić, czy wybrana powierzchnia (10 ha) jest obszarem:

- otwartym – tzn. nie ma na nim wcale lub są obecne (do 10%) tylko bardzo nieliczne elementy terenowe (np. drogi śródpolne); teren otwarty to przede wszystkim same uprawy;
- częściowo zakrytym – pokrycie wynosi do 50% takich elementów jak zadrzewienia śródpolne, zarośla, zabudowania, drogi, itp.;
- zamkniętym – jest pokryty powyżej 50% znaczną liczbą elementów terenowych: zadrzewień śródpolnych, zbiorników śródpolnych, rowów, wąwozów, płotów, zabudowań, dróg itp.

W opisie terenu należy również zaznaczyć czy powierzchnia znajduje się w terenie miejskim, podmiejskim czy wiejskim.

**Rodzaj gospodarki rolnej.** Należy określić, czy na obszarze, na którym znajduje się wybrany fragment jest prowadzona gospodarka małoobszarowa (poniżej 100 ha), czy wielkoobszarowa (powyżej 100 ha). W przypadku gospodarki małoobszarowej należy podać wielkości pojedynczych pól: kilkwarowe, od 1–10 ha, > 10 ha.

**Zróżnicowanie upraw.** Podczas prac terenowych należy określić, czy na obszarze badanym występują pola, na których rośnie tylko jeden gatunek rośliny uprawnej (np. kukurydza, buraki cukrowe, monokultury zbożowe), czy jest wiele różnorodnych upraw. Kategorię różnorodności upraw umownie podzielono na dwie grupy: 2–3 różne uprawy oraz >3 upraw, na powierzchni 10 ha.

**Odłogi.** Pokrycie terenu przez odłogi należy ocenić w skali 0–100% w obrębie badanego stanowiska.

**Miedze.** Podczas prac terenowych należy notować obecność lub brak miedz. W przypadku obecności miedz należy określić ich szerokość i wysokość w metrach oraz rodzaj pokrywającej je roślinności (trawiasta lub krzewiasto-drzewiasta).

**Stosowanie herbicydów.** Należy ustalić, czy na badanym terenie stosowane są herbicydy, i na jaką skalę. Można tego dokonać, ustalając czy w uprawach występują chwasty i czy jest ich dużo. W przypadku obecności chwastów należy ustalić ich procentowy udział w dwóch klasach: <30% (słabo zachwaszczone), >30% (mocno zachwaszczone).

**Baza pokarmowa.** Należy ją określić na podstawie obecności roślin uprawowych, które stanowią główną bazę pokarmową chomika europejskiego: 1 – rośliny zbożowe, 2 – rośliny okopowe, 3 – rośliny warzywne. Podczas prac terenowych należy ocenić względne pokrycie terenu jednym z trzech typów upraw, przeważającym na badanej powierzchni w skali od 0 do 100%. Wartość od 0–25% oznacza ubogą bazę pokarmową, 25–50% średnią, 50–100% – bogatą.

**Rośliny pastewne.** Rośliny pastewne uważane są za uprawy, stanowiące najodpowiedniejsze siedlisko dla osiedlania się chomika europejskiego. Jego zanikanie tłumaczy się między innymi zanikiem tych upraw. Należy sprawdzić czy na badanym terenie występują pola lucerny, koniczyny, łubinu, lub czy w uprawach zbożowych występują ich wsiewki.

### Termin i częstotliwość badań

Monitoring populacji chomika europejskiego i zajmowanych przez niego środowisk w aktualnym obszarze występowania gatunku w Polsce proponuje się przeprowadzić w okresie przed sezonem hibernacyjnym, od połowy sierpnia do połowy września. W tym okresie liczebność populacji jest najwyższa, a poszczególne osobniki zajmują nory dla przetrzymywania. W terminie tym również łatwiej znaleźć nory na ścierniskach.

Zaleca się prowadzenie monitoringu nie rzadziej niż co 6 lat, optymalnie co 3 lata. Monitoring całosezonowy na stanowiskach o najliczniejszych populacjach należałoby przeprowadzić przez kilka kolejnych lat, minimalnie – 5 (opis monitoringu prowadzonego przez cały sezon – rozdział II.1.).

### Sprzęt i materiały do badań

- odbiornik GPS,

- miara o długości 20 m,
- aparat fotograficzny (dokumentacja ilustracyjna stanowiska, nor chomików),
- samochód terenowy.

#### 4. Przykład wypełnionej karty obserwacji gatunku na stanowisku

Karta obserwacji gatunku dla stanowiska	
Kod gatunku i nazwa gatunku	<i>Kod gatunku wg Dyrektywy Siedliskowej, nazwa polska i łacińska, autor wg aktualnie obowiązującej nomenklatury</i> <b>1339 chomik europejski <i>Cricetus cricetus</i> (Linnaeus, 1758)</b>
Nazwa stanowiska	<i>Nazwa stanowiska monitorowanego</i> .....
Typ stanowiska	<i>Referencyjne/badawcze</i> Badawcze
Obszary chronione, na których znajduje się stanowisko	<i>Natura 2000, rezerваты przyrody, parki narodowe i krajobrazowe, użytki ekologiczne, stanowiska dokumentacyjne itd.</i> PLH180049 Tarnobrzaska Dolina Wisły
Współrzędne geograficzne	<i>Podać współrzędne geograficzne (GPS) stanowiska</i> N XX° XX' XX" E XX° XX' XX"
Wysokość n.p.m.	<i>Podać wysokość n.p.m. stanowiska lub zakres od... do...</i> 146–151 m
Powierzchnia stanowiska	<i>Podać wielkość powierzchni w ha, a lub m</i> 10 ha
Opis stanowiska	<i>Opis ma ułatwić identyfikację stanowiska. Należy w opisać lokalizację i charakter terenu oraz jak dotrzeć na stanowisko. Zaznaczyć, dla jakiej części stanowiska podano współrzędne geograficzne.</i> Wieś ..... położona jest na terenie Wyżyny Małopolskiej. Zabudowania wsi znajdują się w pobliżu wałów przeciwpowodziowych Wisły. Monitorowany obszar położony jest na południowo-wschodnim skraju wsi przy drodze lokalnej z ..... do ..... Obejmuje on powierzchnię 10 ha, która znajduje się pomiędzy wałami przeciwpowodziowymi Wisły a zabudowaniami wsi ..... i przecina drogę lokalną. Lokalizacja (skrajne punkty wybranej powierzchni): N XX° XX' XX" E XX° XX' XX"; N XX° XX' XX" E XX° XX' XX"; N XX° XX' XX" E XX° XX' XX"; N XX° XX' XX" E XX° XX' XX". Na stanowisko należy dotrzeć według wskazań GPS.
Charakterystyka siedliska gatunku na stanowisku	<i>Krótką charakterystyką siedliska; typ siedliska, rodzaje siedlisk w otoczeniu stanowiska</i> W monitorowanym obszarze znajdują się pola uprawne o powierzchni od kilku arów do maksymalnie 2 ha. Pola dzielą nieregularnie rozmieszczone miedze o szerokości 0,5 m i wysokości od 30 do 50 cm. Występują również szerokie miedze ciągnące się w poprzek pól, na których rosną drzewa (wierzby, topole białe) i krzewy. Pola oddzielają również obniżenia czasowo lub stale wypełnione wodą. Na polach uprawiane jest przede wszystkim zboże, rzadko uprawy okopowe (ziemniaki i buraki pastewne). Na północnym skraju powierzchni znajdują się sady przede wszystkim jabłoni oraz ugory i nieużytki.
Informacje o gatunku na stanowisku	<i>Syntetyczne informacje o występowaniu gatunku na stanowisku, dotychczasowe badania i inne istotne fakty; wyniki badań z lat poprzednich</i> 24.08.2010 roku odłowiono 2 osobniki (Ziomek Banaszek, www.iop.krakow.pl/ssaki). Na stanowisku znaleziono 23–24.08.2013 roku 70 nor chomika europejskiego, w tym 57 nor czynnych. Zagęszczenie nor wynosi 5,7nor/ha.
Czy monitoring w kolejnych latach jest wymagany?	<i>Wpisać tak/nie; w przypadku „nie” uzasadnić dlaczego proponuje się rezygnację z tego stanowiska</i> Tak. Jest to jedno ze stanowisk najbardziej wysuniętych na północny-wschód, które zamieszkuje populacja chomika z linii filogeograficznej Pannonia. Na tym stanowisku można obserwować zmiany jakie zachodzą w populacji chomika europejskiego spowodowane przekształceniami w strukturze upraw.
Obserwator	<i>Imię i nazwisko wykonawcy monitoringu</i> Joanna Ziomek
Daty obserwacji	<i>Daty wszystkich obserwacji</i> 23–24.08.2013 r. Ponowna kontrola w 2018 r., termin zależny od warunków pogodowych w danym roku.



Stan ochrony gatunku na stanowisku			
Parametr/ Wskaźniki	Wartość wskaźnika i komentarz	Ocena	
<b>Populacja</b>			
Zagęszczenie nor	<p><i>Podać zagęszczenie nor w przeliczeniu na 1 ha</i> 5,7 nor/ha</p> <p>Zagęszczenie jest na granicy zagęszczeń średnich i wysokich. Biorąc pod uwagę obecność nor na innych fragmentach pól poza monitorowaną powierzchnią (zinventaryzowano 20 ha) uznano sytuację populacji za właściwą.</p>	FV	FV
<b>Siedlisko</b>			
Baza pokarmowa	<p><i>Określić udział (%) przeważających na monitorowanym stanowisku upraw roślin (wartość wskaźnika wg tabeli 3b)</i></p> <p>Wartość wskaźnika – 1</p> <p>Na polach uprawiane są głównie uprawy zbożowe (75%): owies, jęczmień, żyto, pszenica i pszenżyto.</p>	XX	FV
Miedze	<p><i>Określić, jak liczne są miedze na monitorowanym stanowisku (wartość wskaźnika wg tabeli 3b)</i></p> <p>Wartość wskaźnika – 1</p> <p>Teren bardzo zróżnicowany. Od strony wsi pomiędzy polami występują trawiaste miedze o szerokość 50 cm i wysokości do 50 cm. Od strony wału przeciwpowodziowego miedze są sporadyczne.</p>	XX	
Odłogi	<p><i>Określić udział (%) odłogów w powierzchni stanowiska (wartość wskaźnika wg tabeli 3b)</i></p> <p>Wartość wskaźnika – 1</p> <p>Udział odłogów na stanowisku wynosi od 10 do 30%. Występują w pobliżu wsi, wzdłuż drogi lokalnej oraz pomiędzy sadami.</p>	XX	
Rodzaj gospodarki rolnej	<p><i>Określić, czy na badanym stanowisku prowadzona jest gospodarka wielkoobszarowa czy małoobszarowa (wartość wskaźnika wg tabeli 3b)</i></p> <p>Wartość wskaźnika – 1</p> <p>Prowadzona jest gospodarka małoobszarowa. Pola mają wielkość od kilku arów do maksymalnie 2 ha.</p>	XX	
Rodzaj terenu	<p><i>Określić rodzaj terenu z punktu widzenia % udziału przedmiotów terenowych. (wartość wskaźnika wg tabeli 3b)</i></p> <p>Wartość wskaźnika – 0,5</p> <p>Teren jest częściowo zakryty. Występują: droga lokalna i gruntowa. Pola oddzielają również obniżenia czasowo lub stale wypełnione wodą.</p>	XX	
Rośliny pastewne	<p><i>Określić brak lub obecność pól roślin pastewnych lub wsiewek roślin pastewnych w zbożach (wartość wskaźnika wg tabeli 3b)</i></p> <p>Wartość wskaźnika – 1</p> <p>Występują pola lucerny i wsiewki koniczyny w zbożach.</p>	XX	
Stosowanie herbicydów	<p><i>Określić w trzystopniowej skali zachwaszczenie pól (brak, mocne, słabe) (wartość wskaźnika wg tabeli 3b)</i></p> <p>Wartość wskaźnika – 0,5</p> <p>Nieznacznym udziałem chwastów. Na badanym stanowisku są pola, na których uprawia się zboża na ziarno i tam opryski są bardzo intensywne, dotyczy to również sadów. Na polach, gdzie uprawia się mieszanki zbóż na paszę nie stosuje się oprysków lub w bardzo ograniczonym zakresie.</p>	XX	
Zróżnicowanie upraw	<p><i>Określić zróżnicowanie upraw w trzystopniowej skali (wartość wskaźnika wg tabeli 3b)</i></p> <p>Wartość wskaźnika – 1</p> <p>Wśród upraw zbożowych są: owies, jęczmień, żyto, pszenżyto, pszenica. Ponadto uprawia się pola lucerny oraz uprawy okopowe – buraki pastewne i ziemniaki.</p>	XX	

Zbiorczy wskaźnik stanu siedliska	<p><i>Podać sumę punktów za poszczególne składowe wskaźniki</i></p> <p>Wartość wskaźnika – 7</p> <p>W środowisku życia chomika na monitorowanym stanowisku znajdują się wszystkie komponenty, które sprzyjają osiedlaniu się chomika europejskiego: niewielkie poletka, obecność miedz, różnorodne uprawy zbożowe, pola lucerny i koniczyny oraz nie stosowanie herbicydów na polach, na których wysiewa się mieszankę zbóż na paszę.</p>	FV	FV
Perspektywy ochrony	<p><i>Krótką prognoza stanu populacji i siedliska gatunku na stanowisku w perspektywie 10–15 lat w nawiązaniu do ich aktualnego stanu i obserwowanych trendów zmian, z uwzględnieniem wszelkich działań i planów, których skutki mogą wpłynąć na gatunek i siedlisko</i></p> <p>Perspektywy ochrony chomika europejskiego na badanym stanowisku są niepewne, pomimo aktualnie dobrej sytuacji tego gatunku. Zwiększenie tempa przekształcania pól w plantacje drzew, negatywny stosunek rolników, wpływ drapieżników (psy i koty z pobliskich zabudowań), obecność drogi lokalnej pomiędzy polami oraz możliwość wystąpienia powodzi może niekorzystnie wpłynąć na populację.</p>	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
A02.01	Intensyfikacja rolnictwa	A	–	Szybkie tempo prac polowych podczas żniw, nie pozostawianie zboża na polu i wczesna orka wpływają negatywnie na przeżywanie, w szczególności młodych osobników.
A06	Roczne i wieloletnie uprawy niedrzewne	A	–	Zakładanie plantacji drzew owocowych (zmiana struktury upraw).
A06.04	Zaniechanie produkcji uprawnej	B	–	Powstawanie ugorów i nieużytków.
A07	Stosowanie biocydów, hormonów i substancji chemicznych	B	–	Stosowanie herbicydów, fungicydów i pestycydów uważa się za jeden z ważnych czynników wpływających na zanikanie chomika europejskiego.
G05.07	Niewłaściwie realizowane działania ochronne lub ich brak	B	–	Brak ochrony czynnej. Rolnicy uważają chomika za szkodnika upraw.
K03.04	Drapieżnictwo	B	–	Drapieżne ssaki (lisy, koty, psy) i ptaki mogą mieć istotny negatywny wpływ na populację chomika, w szczególności w okresach niskich liczebności.
M01.03	Powodzie i zwiększenie opadów	B	–	Na badanym stanowisku populacja chomika narażona jest na wystąpienie powodzi. Również intensywne opady, w szczególności w okresie wiosny mogą mieć istotny wpływ na przeżywalność młodych.

Zagrożenia (przyszłe, przewidywane oddziaływania)				
Kod	Nazwa	Intensywność	Wpływ	Syntetyczny opis
A02.01	Intensyfikacja rolnictwa	A	–	To kluczowy czynnik, który stanowi istotne zagrożenie dla populacji chomika.
A06.04	Zaniechanie produkcji uprawnej	A	–	Na badanym stanowisku to ważny czynnik zagrażający istnieniu populacji – zaniechanie uprawiania pól z uprawami zbożowymi.
M01.03	Powodzie i zwiększenie opadów	B	–	Czynnik losowy, który może znacznie obniżyć liczebność populacji.

Inne informacje	
Inne wartości przyrodnicze	<i>Inne obserwowane w trakcie prac monitoringowych gatunki zwierząt i roślin z załączników Dyrektywy Siedliskowej i Ptasiej: gatunki zagrożone i rzadkie (Czerwona księga) gatunki chronione (podać liczebność w skali: liczny, średnio liczny, rzadki)</i> kumak nizinny <i>Bombina bombina</i> (2 os.), żaba moczarowa <i>Rana arvalis</i> (2 os.), pliszka żółta <i>Motacilla cinerea</i> (1 os.).
Gatunki obce i inwazyjne	<i>Obserwowane gatunki obce i inwazyjne</i> Nie zaobserwowano.
Uwagi metodyczne	<i>Informacje istotne dla dalszego planowania monitoringu (sposób prowadzenia prac, wskaźniki, które powinny być badane w monitoringu i ich waloryzacja, regionalnie optymalny czas prowadzenia badań itp.)</i> W roku prowadzenia monitoringu należy analizować warunki pogodowe i rozpoczynać monitoring bezpośrednio po zniwach. W 2013 roku był dwumiesięczny okres suszy, co spowodowało opóźnienie orki ze względu na stan gleby (termin orki zależy od stopnia nawilgocenia gleby).
Inne uwagi	<i>Wszelkie informacje pomocne przy interpretacji wyników, np. anomalie pogodowe</i> Nory chomików znajdowane były na wale przeciwpowodziowym zarówno od strony pól, jak również od strony terasy zalewowej. Chomiki mogą powodować uszkodzenia wałów przeciwpowodziowych.
Dokumentacja fotograficzna i kartograficzna	<i>Załączniki do bazy danych (w wersji elektronicznej):</i> Minimum 2 zdjęcia na stanowisko (gatunek, siedlisko), granice powierzchni badawczej naniesione na odpowiedni podkład kartograficzny

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

Metodyka przeznaczona wyłącznie do monitoringu chomika europejskiego.

## 6. Ochrona gatunku

Lista przyczyn wymierania chomika europejskiego w Polsce jest podobna, jak w całej Europie: zintensyfikowanie gospodarki rolnej poprzez mechanizację, wprowadzenie głębokiej orki, przyspieszenie zbioru płodów rolnych i wczesne zaorywanie ściernisk, silna chemizacja, przekształcenia struktury agrocenoz, zaniechanie uprawy pewnych gatunków roślin użytkowych, wzrost powierzchni zalesianych, odłogowanych i ugorowanych oraz zabudowy i sieci dróg, a także bezpośrednie zabijanie jako szkodnika upraw polowych. Na niekorzystną sytuację chomika wpływają również takie czynniki, jak utrata i fragmentacja siedlisk, zmiany klimatyczne oraz presja drapieżników. Na poszczególnych stanowiskach można wytypować grupy zagrożeń, które przypuszczalnie oddziałują na populacje lokalne synergistycznie.

W Polsce chomik europejski jest na liście zwierząt chronionych od 1995 roku. Zgodnie z Rozporządzeniem Ministra Środowiska z 2011 r. (Dz.U. 237, poz. 1419) wymaga on ochrony czynnej. Dotychczas do roku 2014 (np.) nie były stosowane żadne działania ochronne. Podejmowane są pojedyncze działania w upowszechnianiu wiedzy na temat jego aktualnej sytuacji demograficznej i genetycznej. We wcześniejszych propozycjach modelu ochrony kładziono szczególny nacisk na potrzebę podejmowania zdecydowanych działań dla ochrony populacji z linii filogeograficznej Pannonia.

Monitoring przeprowadzony w 2013 roku oraz doświadczenia z wcześniej prowadzonych badań na obszarze Polski wykazały, że niezbędna jest edukacja ekologiczna. Chomik europejski nadal na wielu obszarach naszego kraju uważany jest za groźnego szkodnika i intensywnie zwalczany. Edukacja ekologiczna mogłaby wpłynąć pozytywnie na kształtowanie postaw i zachowań sprzyjających ochronie chomika i miejsc jego bytowania. Ponadto konieczne jest zachowanie pól z uprawami zbożowymi, można to osiągnąć poprzez wprowadzenie dopłat z funduszy rolno-środowiskowych za prowadzenie gospodarki przyjaznej chomikowi. Dofinansowania dla rolników, którzy kontynuowaliby uprawę pól na terenach, gdzie taka uprawa jest nieopłacalna, tworzyli i utrzymywali miedze między polami oraz kontrolowali stopień przekształcania struktury upraw i użycia środków toksycznych. Przeprowadzenie powyższych działań prawdopodobnie pozytywnie wpłynie na zachowanie populacji chomika europejskiego na wielu zagrożonych stanowiskach. Proponowane sposoby ochrony wymagałyby dużego zaangażowania społeczności lokalnej. W Europie Zachodniej, gdzie działania ochronne prowadzone są od wielu lat, jedną z form ochrony chomika europejskiego jest zakładanie tzw. rezerwatów agrarnych, w których rolnicy uprawiają przede wszystkim zboża ozime i wieloletnie uprawy roślin pastewnych, minimalizują użycie pestycydów i herbicydów, nie używają rodentycydów (środków ochrony przed gryzoniami), stosują orkę nie głębszą niż na 25–30 cm dopiero od końca września oraz pozostawiają wysokie rżysko i pasy niezżętego zboża (Nechay 2000).

## 7. Literatura

- Auguścik L., Ziomek J. 2013. Confirmation of locality of the common hamster in the central part of Lower Silesian Province. 20<sup>th</sup> Meeting of the International Hamster Workgroup, Abstract Book, s. 27.
- Backbier L.A.M., Gubbels E.J. 1998. Artenschutzmaßnahmen zur Erhaltung des Feldhamsters *Cricetus cricetus* in Limburg (Niederlande). Stubbe M., Stubbe A. (red.). (1998). Ökologie und Schutz des Feldhamsters. Halle/Saale, s. 125–136.
- Banaszek A., Ziomek J., Jadwiszczak K.A. 2009/2010. Morphometric differences between the phylogeographic lineages of the common hamster *Cricetus cricetus* in Poland. *Zoologica Poloniae* 54–55/1–4: 13–20.
- Banaszek A., Ziomek J. 2010. The common hamster (*Cricetus cricetus* L.) population in the city of Lublin. *Annales UMCS, LXV*, 1: 59–66.
- Banaszek A., Jadwiszczak K. A., Ratkiewicz M, Ziomek J., Neumann K. 2010. Population structure, colonization processes and barriers for dispersal in Polish common hamsters (*Cricetus cricetus*). *Journal of Zoological Systematics and Evolutionary Research* 48: 151–158.
- Banaszek A., Ziomek J. 2011. The common hamster *Cricetus cricetus* (L.) population in the Lower San River Valley. *Zoologica Poloniae* 56 (1–4): 49–58.
- Banaszek A., Jadwiszczak K. A., Ziomek J. 2011. Genetic variability and differentiation in the Polish common hamster (*Cricetus cricetus* L.): Genetic consequences of agricultural habitat fragmentation. *Mammalian Biology* 76: 665–671.

- Banaszek A., Ziomek J., Jadwiszczak K. A., Kaczyńska E., Mirski P. 2012. Identification of the barrier to gene flow between phylogeographic lineages of the common hamster *Cricetus cricetus*. *Acta Theriologica* 57, 3: 195–204.
- Bihary Z., Arany I. 2001. Metapopulation structure of common hamster (*Cricetus cricetus*) I agricultural landscape. *Jahrbücher des Nassauischen Vereins für Naturkunde* 122: 217–221.
- Eibl-Eibesfeldt I. 1953. Zur Ethologie des Hamsters (*Cricetus cricetus* L.). *Zeitschrift für Tierpsychologie* 10, 2: 205–254.
- Franceschini-Zink, Millesi E. 2008. Population development and life expectancy in Common Hamster. W: E. Millesi, H. Winkler & R. Hengsberger (red.). *The Common hamster (Cricetus cricetus): perspectives on an endangered species. Biosystematics and Ecology Series* 25: 45–59.
- Górecki A., Grygielska M. 1975. Consumption and Utilization of Natural Foods by the Common hamster. *Acta Theriologica* 20, 18: 237–246.
- Górecki A. 1977. Energy flow through the common hamster population. *Acta Theriologica* 22, 2: 25–66.
- Hufnagl S., Franceschini-Zink C., Millesi E. 2011. Seasonal constraints and reproductive performance in female Common hamsters (*Cricetus cricetus*). *Mammalian Biology* 76: 124–128.
- Grulich I. 1986. The reproduction of *Cricetus cricetus* (Rodentia) in Czechoslovakia. *Acta Scientiarum Naturalium Brno*, 20: 1–56.
- Kaim I., Hędrzak M., Ziewacz Ł. 2013. Daily activity pattern of the common hamster (*Cricetus cricetus*) at two localities situated in urban and rural areas. *Zoologica Poloniae* 58, 3–4: 59–69.**
- Kayser A., Stubbe M. 2000. Colour variation in the common hamster *Cricetus cricetus* in the north-eastern foot-hills of the Harz Mountains. *Acta Theriologica* 48, 3: 377–383.
- Kayser A., Stubbe M. 2003. Untersuchungen zum Einfluss unterschiedlicher Bewirtschaftung auf den Feldhamster *Cricetus cricetus* (L.) einer Leit- und Charakterart der Magdeburger Börde. *Tiere im Konflikt* 7. Martin-Luther-Universität, Halle-Wittenberg, s. 1–148.
- Molęda M. 2011. Potwierdzenie stanowiska chomika europejskiego *Cricetus cricetus* w południowej części województwa mazowieckiego. *Kulon* 16: 125–128.
- Nechay G. 2000. Status of hamsters: *Cricetus cricetus*, *Cricetus migratorius*, *Mesocricetus Newtoni* and other hamster species in Europe. *Nature and Environment series. Council of Europe Publishing*, 106, Strasbourg, s. 1–73.
- Pucek Z., Raczynski J. (red.). 1983. *Atlas rozmieszczenia ssaków w Polsce*. PWN, Warszawa, s. 96–100.
- Schmelzer E., Millesi E. 2003. Activity patterns in a population of European hamsters (*Cricetus cricetus*) in an urban environment. W: G. Nechay, R. Schreiber, M. La Haye (red.). 2008: *The common hamster in Europe. Ecology, management, genetics, conservation, reintroduction. Proceedings of the 11<sup>th</sup>, 14<sup>th</sup> and 15<sup>th</sup> Meeting of International Hamster Workgroup; Budapest, Hungary (2003), Munsterschwartzach, Germany (2006) and Kerkrade, the Netherlands (2007)*, s. 19–22.**
- Skowrońska K, Ziomek J., Banaszek A. 2011. Localities of the common hamster *Cricetus cricetus* (L., 1758) in Silesian Voivodeship in south Poland. *Fragmenta Faunistica* 54, 1: 87–94.**
- Skowrońska-Ochmann K. 2013. The role of allotments in the occurrence of common hamster *Cricetus cricetus* in the Silesian Province (South Poland). 20<sup>th</sup> Meeting of the International Hamster Workgroup, Abstract Book, s. 33.
- Strejczyk P., Hędrzak M. 2013. The results of the inventory of common hamster (*Cricetus cricetus* L.) sites conducted in małopolska voivodeship. *Zoologica Poloniae* 58, 3–4: 87–98.**
- Surdacki S. 1971. The distribution and ranges of the European hamster *Cricetus cricetus* (Linnaeus, 1758) in Poland. *Annales UMCS, Sect. B* 26 (12): 267–285.**
- Surov A. V., Feiktistova N., Tovpinetz N., Siutz C., Hoffmann I. 2013. Comparison of Common hamster (*Cricetus cricetus*) habitats in Vienna (Austria) and Simferopol (Ukraine). 20<sup>th</sup> Meeting of the International Hamster Workgroup, Abstract Book, s. 34–35.
- Vohralík V., 1974. Biology of the reproduction of the Common hamster *Cricetus cricetus* (L.). *Vest. Cs. Spol. Zool.* 38: 228–240.
- Weinhold U. 2008. Draft European Action Plan for the Conservation of the Common hamster (*Cricetus cricetus*, L., 1758). *T-PVS/Inf.*, 9: 1–30.**
- Willson D. E., Reader D. M. 2005. *Mammal species of the world. A taxonomic and geographic reference.* The Johns Hopkins University Press, Baltimore.

- Ziomek J., Banaszek A. 2007. The common hamster, *Cricetus cricetus* in Poland: status and current range. *Folia Zoologica* 56: 235–242.**
- Ziomek J., Banaszek A. 2008. Chomik europejski. Monografie Przyrodnicze. Wydawnictwo Klubu Przyrodników, Świebodzin.
- Ziomek J., Banaszek A. 2009. Czy chomik europejski *Cricetus cricetus* powinien znaleźć się w „Polskiej Czerwonej Księdze Zwierząt” Chrońmy Przyrodę Ojczyzną 65, 5: 341–346.**
- Ziomek J. 2011. Chomik europejski *Cricetus cricetus* (L.) w mozaikowym krajobrazie rolniczym południowej Polski. Użytkowanie przestrzeni, wzorce aktywności i zachowań. *Biologica Silesiae, Wrocław: 1–139.***
- Ziomek J. 2013. 1339 Chomik europejski *Cricetus cricetus*. Projekt raportu o stanie ochrony w regionie kontynentalnym. W: Gatunki zwierząt – Kręgowce – Projekty raportów dla KE. Opracowanie w ramach zadania „Monitoring gatunków i siedlisk przyrodniczych ze szczególnym uwzględnieniem specjalnych obszarów ochrony siedlisk Natura 2000 – faza czwarta”. GIOŚ, Warszawa.

Opracowały: **Joanna Ziomek, Agata Banaszek i Urszula Eichert**



## 2612 **Darniówka tatrzańska**

*Microtus tatricus* (Kratochvíl, 1952)



Fot. 1. Darniówka tatrzańska *Microtus tatricus* (fot. J. Cichocki, A. Ważna).

## I. INFORMACJA O GATUNKU

### 1. Przynależność systematyczna

Rząd: gryzonie RODENTIA

Rodzina: chomikowate CRICETIDAE

### 2. Status prawny i zagrożenie gatunku

#### Prawo międzynarodowe

Dyrektywa Siedliskowa – Załącznik II i IV

#### Prawo krajowe

Ochrona gatunkowa – ochrona ścisła

#### Kategoria zagrożenia IUCN

Czerwona lista gatunków zagrożonych IUCN – LC

Czerwona lista zwierząt ginących i zagrożonych w Polsce – LC

Polska czerwona księga zwierząt. Kręgowce – LC

Czerwona lista dla Karpat – VU (w Polsce – VU)

### 3. Opis gatunku

Darniówka tatrzańska została opisana przez Kratochvíla w 1952 roku. Jest endemitem karpackim. Gatunek ten należy do rzędu gryzoni Rodentia, rodziny chomikowatych Cricetidae, podrodziny Arvicolinae. Gryzoń niewielkich rozmiarów w porównaniu do innych norników *Microtus*. Morfologicznie przypomina darniówkę zwyczajną *Microtus subterraneus*, z którą może w dużej mierze występować sympatrycznie. Cechą morfologiczną wyróżniającą oba gatunki darniówek jest bardzo małe, okrągłe oko (Fot. 1). Darniówka tatrzańska jest nieco większa (masa ciała dorosłych osobników 13–36 g) od darniówki zwyczajnej (10–24,5 g) i ma jaśniejsze, brązowe futerko z kasztanowym (rudym) odcieniem (Fot. 2). Darniówka zwyczajna ma futerko na grzbiecie ciemnoszare, zwykle z brunatnym odcieniem, rzadziej czarnym. Pole wibrysów darniówki tatrzańskiej jest większe niż darniówki zwyczajnej. Włosy czuciowe są dłuższe i jest ich więcej (Kowalski, Ruprecht 1984). Cecha ta jest jednak trudna do wychwycenia, jeżeli nie obserwuje się jednocześnie obu gatunków darniówek (Fot. 3, 4). Darniówka tatrzańska charakteryzuje się ponadto większymi wymiarami tylnej stopy, ucha oraz ogona niż darniówka zwyczajna. U darniówki tatrzańskiej długość ogona wynosi zwykle >35 mm (30–40% długości ciała). Długość tylnej stopy przekracza 15 mm (Cichocki, Ważna dane niepubl.). Darniówka tatrzańska ma zwykle 6 modzele na tylnej stopie (5 dużych i 1 mały lub w jego miejscu pigmentowane piętno) (Fot. 5, 6). Darniówka zwyczajna ma 5 modzele na tylnej stopie (Fot. 7) i jest to podstawowa cecha morfologiczna, po której najłatwiej odróżnić obie darniówki. Darniówkę tatrzańską można pomylić także z nornikiem zwyczajnym *Microtus arvalis* oraz młodą nornicą rudą *Clethrionomys glareolus*. Poniżej podano zestawienie różnic w cechach morfologicznych gatunków gryzoni, z którymi można pomylić darniówkę tatrzańską (Tab. 1).

**Tab. 1.** Najważniejsze cechy morfologiczne pozwalające na odróżnienie kilku gatunków nornikowatych (Kowalski, Ruprecht 1984, Cichocki, Ważna dane niepubl.)

Cechy morfologiczne	Darniówka tatrzańska	Darniówka zwyczajna	Nornik zwyczajny	Nornica ruda
Kolor futerka wzdłuż grzbietu	Futerko brązowe z kasztanowym (rudym) odcieniem	Futerko ciemnoszare, zwykle z odcieniem brunatnym, młode osobniki są ciemniejsze nawet czarne	Futerko zabarwione płowo	Futerko rude z odcieniem czerwonym
Oczy	Bardzo małe	Bardzo małe	Niewielkie (nie są uderzająco małe)	Duże
Uszy	Nieznacznie wystają z futerka	Nieznacznie wystają z futerka	Wyraźnie wystają z futerka	Wyraźnie wystają z futerka
Masa ciała	13–36 g	10–24,5 g	18–37 g	10,1–38,5 g
Długość ogona	>35 mm	<35 mm	<40 mm	>35 mm
Stosunek ogona do długości ciała	Około 40%	30–35%	<40%	Około 50%
Długość tylnej stopy	>15 mm (bardzo rzadko do 21)	<15 mm (12–17)	>17 mm (14–19)	>15 mm (14,6–19,5)
Modzele na stopie	6 (5 dużych i 1 mały lub w jego miejscu pigmentowane piętno)	5	6	6



Fot. 2. Samiec darniówki tatrzańskiej *Microtus tatricus* (fot. J. Cichocki, A. Ważna.)



Fot. 3. Pole wibrysów darniówki zwyczajnej *Microtus subterraneus*. Pole wibrysów jest mniejsze niż u darniówki tatrzańskiej. Wąsy czuciowe są krótsze i jest ich mniej (fot. J. Cichocki, A. Ważna).



Fot. 4. Pole wibrysów darniówki tatrzańskiej *Microtus tatricus* (fot. J. Cichocki, A. Ważna).



Fot. 5. Stopa darniówki tatrzańskiej *Microtus tatricus* z prawie niewidocznym szóstym modzelem – długość stopy 17, 57 mm (fot. J. Cichocki, A. Ważna).



Fot. 6. Stopa darniówki tatrzańskiej *Microtus tatricus* – szósty modzeł widoczny jako pigmentowane piętno (fot. J. Cichocki, A. Ważna).



Fot. 7. Stopa darniówki zwyczajnej *Microtus subterraneus* z widocznymi pięcioma modzelami (fot. J. Cichocki, A. Ważna).

## 4. Biologia gatunku

Biologia darniówki tatrzańskiej jest słabo poznana. Jest to gatunek roślinożerny, wykazujący aktywność nocną. Wykorzystuje, jako schronienia, nory wykopane przez inne ssaki lub przestrzenie pomiędzy kamieniami. Sezon reprodukcyjny trwa od kwietnia do sierpnia (Kratochvíl 1968, 1969). W sezonie na świat przychodzi jeden miot (2–4 młode). Dojrzałość płciową uzyskują w kolejnym roku życia. Brak dokładnych danych o długości życia darniówek tatrzańskich. Prawdopodobnie dożywają 13–18 miesięcy (Kowalski, Ruprecht 1984). Najdłuższy znany wiek darniówek wynosi 20 miesięcy (Rudá i in. 2010). Nie stwierdzono występowania fluktuacji liczebności lub masowych pojawów. Stwierdzone zagęszczenia gatunku są z reguły bardzo niskie, wahają się od 0,2 do 28,6 os./ha (Kratochvíl, Gaisler 1967, Juchiewicz i in. 1986, Jurdíková i in. 2000, Ważna dane niepubl.). Na Słowacji w optymalnych siedliskach wynoszą średnio 5,7 os./ha (Jurdíková i in. 2000). Udział gatunku w zespole drobnych ssaków wzrasta wraz z wysokością nad poziomem morza (Jurdíková i in. 2000, Martínková, Dudich 2003). Wielkość areалу osobniczego samicy szacuje się na  $585,61 \pm 438,79 \text{ m}^2$  a samców:  $835,63 \pm 841,94 \text{ m}^2$ , a długość areалу, odpowiednio, na  $21,48 \pm 17,94$  i  $36,71 \pm 40,85$  (Rudá i in. 2010). Przedstawione wartości oparte są na szacunkach i wymagają weryfikacji z użyciem nowoczesnych metod badawczych, np. badań telemetrycznych.

## 5. Wymagania siedliskowe

Gatunek występuje w strefie lasów górnoreglowych, wzdłuż górnej granicy lasu i powyżej niej, w strefie łąk alpejskich (Fot. 8 i 9). Preferuje siedliska leśne z bujnym runem, rumoszem skalnym zlokalizowane w pobliżu cieków, porośnięte przeredzonymi świerczynami oraz wilgotne łąki z wysoką roślinnością zielną, z paprociami i gładzowiskami (Haitlinger 1981, Jurdíková i in. 2000, Baláž, Ambros 2010). Unika zwartych płatów kosodrzewiny (Cichocki, Ważna dane niepubl.). Nie występuje w lasach liściastych regla dolnego. Preferencje siedliskowe są słabo poznane, ale wiadomo, że wspólnymi cechami środowisk, w których stwierdzano darniówkę jest obecność rumoszu skalnego oraz uwilgotnienie terenu (Kratochvíl, Gaisler 1967, Dudich i in. 1981, Haitlinger 1981, Holišová 1965).

## 6. Rozmieszczenie gatunku w Polsce

Gatunek początkowo uważano za endemit tatrzański. Pod koniec lat 1960. po raz pierwszy stwierdzono darniówkę tatrzańską poza Tatrami – na Pilsku w Beskidzie Żywieckim (Haitlinger 1970). Obecnie gatunek traktowany jest jako endemit karpacki. Populacja gryzonia charakteryzuje się dysjunktywnym zasięgiem (Ryc. 1). Prawdopodobnie izolowane populacje rozmieszczone są w Karpatach polskich, słowackich, ukraińskich i rumuńskich, a całkowity zasięg gatunku oceniany jest na  $840 \text{ km}^2$  (Martínková, Dudich 2003). Gatunek stwierdzany był dotychczas w zakresie wysokości 625–2375 m n.p.m., przy czym największa liczba stwierdzeń przypadła na wys. 1100–1700 m n.p.m. (Martínková, Dudich 2003). W Polsce darniówka tatrzańska występuje w Tatrach oraz w masywie Babiej Góry i Pilska (Haitlinger 1981, Profus 2001, Zgrabczyńska, Juszczyżyn 2004). W Tatrach gatunek stwierdzany był na wysokości od 1100 do 2300 m n.p.m. Na Babiej Górze odławiano darniówkę na wysokościach 1200–1600 m n.p.m.





Fot. 8. Siedlisko darniówki tatrzańskiej w Tatrach – hale (Dolina Gąsienicowa) (fot. J. Cichocki, A. Ważna).



Fot. 9. Siedlisko darniówki tatrzańskiej w Tatrach – bór górnoreglowy (stoki Żabiego) (fot. J. Cichocki, A. Ważna).



**Ryc. 1.** Rozmieszczenie stanowisk monitoringu darniówki tatrzańskiej w Polsce na tle jej zasięgu występowania. Stanowiska zlokalizowane były w 3 znanych obszarach występowania gatunku: Tatry, Babia Góra, Pilsko (z uwagi na skalę mapy stanowiska nakładają się na siebie).

## II. METODYKA

### 1. Koncepcja monitoringu gatunku

Niniejsza koncepcja ma charakter autorski i opiera się na własnych doświadczeniach badawczych. Monitoring darniówki tatrzańskiej powinien być prowadzony w strefie hal i borów regla górnego we wszystkich trzech obszarach jej występowania: Tatry, Babia Góra i Beskid Żywiecki (Pilsko). Prace monitoringowe, polegające na odłowach gryzoni, w tym darniówki tatrzańskiej, wykonywane są na wybranych powierzchniach badawczych (stanowiskach monitoringowych). Zaproponowana metodyka odłowów jest spójna z metodami stosowanymi w badaniach drobnych ssaków (Gurnell, Flowerdew 1994). Stan populacji darniówki tatrzańskiej ocenia się na poziomie obszarów w oparciu o wyniki odłowów na monitorowanych stanowiskach.

Preferencje siedliskowe gatunku nie są dobrze znane, dlatego trudno było ustalić listę wskaźników stanu siedliska do monitoringu. Zdecydowano, że przy aktualnym stanie wiedzy stan siedlisk można oceniać jedynie poprzez ewentualne zmiany w powierzchni potencjalnych siedlisk gatunku, czyli hal i borów regla górnego, w obrębie trzech badanych obszarów. Określone w pierwszym roku monitoringu powierzchnie hal i borów regla górnego przyjęto za wartości referencyjne (wyjściowe) dla badanych obszarów (ocena FV).



Należy podkreślić, że w miarę pogłębiania wiedzy o gatunku i w oparciu o doświadczenia z kolejnych etapów prac monitoringowych, zaproponowana metodyka monitoringu będzie dopracowywana. Niemniej, dotychczasowe doświadczenia autorów wskazują, że proponowany sposób odłowu jest optymalnym, który pozwala na stwierdzenie obecności darniówki tatrzańskiej. Założenia metodyki zmniejszają do minimum śmiertelność, biorąc pod uwagę trudności terenowe, anomalie pogodowe i działanie dużych drapieżników typowe dla warunków wysokogórskich. Modyfikacja metodyki, np. zwiększenie liczby pułapek czy wydłużenie okresu odłowów prawdopodobnie nie pozwoli na uzyskanie lepszej jakości danych, a na pewno zwiększy możliwość śmierci zwierząt w pułapkach. Wydłużenie okresu odłowów w borach górmoreglowych oraz na halach skutkuje ponownym odłowieniem osobników już wcześniej łowionych i oznakowanych (Cichocki i Ważna dane niepubl.).

## 2. Wskaźniki i ocena stanu ochrony gatunku

### Wskaźniki stanu populacji i stanu siedliska

**Tab. 2.** Wskaźniki stanu populacji i stanu siedliska darniówki tatrzańskiej

Wskaźnik	Miara	Sposób pomiaru/określenia
<b>Populacja</b>		
Zagęszczenie populacji	os./ha	Średnie zagęszczenie osobników wyliczone w oparciu o wyniki odłowów metodą CMR na stanowiskach/powierzchniach monitoringowych (liczbę darniówek odłowionych na wszystkich stanowiskach odnosi się do ich sumarycznej powierzchni)
Udział gatunku w strukturze drobnych ssaków	%	Udział darniówek tatrzańskich wśród wszystkich odłowionych osobników drobnych ssaków Micromammalia na wszystkich powierzchniach badawczych w obszarze
<b>Siedlisko</b>		
Powierzchnia piętra alpejskiego (hal)	ha	Określenie na podstawie map lub danych uzyskanych od zarządzających obszarem
Powierzchnia borów regla górnego	ha	Określenie na podstawie map lub danych uzyskanych od zarządzających obszarem

**Tab. 3.** Waloryzacja wskaźników stanu populacji i stanu siedliska populacji darniówki tatrzańskiej

Wskaźnik/Ocena*	FV	U1	U2
<b>Populacja</b>			
Zagęszczenie populacji	>2 os./ha	>0–2 os./ha	0
Udział w strukturze drobnych ssaków	5–10 %	>0–5%	0
<b>Siedlisko</b>			
Powierzchnia muraw piętra alpejskiego (hal)	stan z 2013 roku lub ubytek powierzchni mniejszy niż 20%	Zarośnięcie przez kosodrzewinę 20–30% powierzchni hal	Zarośnięcie przez kosodrzewinę powyżej 30% powierzchni hal
Powierzchnia borów regla górnego	stan z 2013 roku (ewentualnie zwiększenie powierzchni) lub ubytek powierzchni mniejszy niż 20%	Ubytek 20–30% powierzchni borów regla górnego (wycinki w ramach gospodarki leśnej, wielkoskalowego usuwania drzew uszkodzonych przez kornika itp.)	Ubytek >30% powierzchni borów regla górnego (wycinki w ramach gospodarki leśnej, wielkoskalowego usuwania drzew uszkodzonych przez kornika itp.)

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

**Wskaźniki kardynalne**

Brak.

**Ocena stanu populacji**

O ocenie stanu populacji w obszarze decyduje niższa z ocen dwóch wskaźników.

**Ocena stanu siedliska**

O ocenie stanu siedliska w obszarze decyduje niższa z ocen dwóch wskaźników.

**Perspektywy ochrony**

Ocena perspektyw ochrony gatunku jest oceną ekspercką i obejmuje prognozę stanu populacji i siedliska gatunku w obszarze w perspektywie najbliższych 10–15 lat. W ocenie perspektyw należy wziąć pod uwagę aktualny stan populacji oraz obserwowane oddziaływania i przewidywane zagrożenia dla gatunku i jego siedliska, prowadzące do zmian w powierzchni potencjalnych siedlisk (muraw piętra alpejskiego oraz borów regla górnego). Powierzchnia muraw piętra alpejskiego jest wskaźnikiem stabilnym w skali kilku lat. Natomiast w perspektywie wieloletniej negatywnym zjawiskiem jest powiększanie się powierzchni zwartej koso-drzewiny w obrębie obszaru. W ocenie stanu borów regla górnego należy zwrócić uwagę na takie czynniki jak: realizowane lub planowane wycinki drzew w obrębie obszaru, w tym wielkoskalowe usuwanie drzew uszkodzonych przez kornika w Tatrzańskim Parku Narodowym. Nieznany jest wpływ zarówno zamierania lasów, powstawania naturalnych, rozległych obszarów wiatrołomów, jak i prowadzonej w nich gospodarki leśnej na populację darniówki tatrzańskiej. Istotne są też lokalne uwarunkowania środowiskowe. Na stokach nienastłonecznionych roślinność runa nie ulega znaczącym zmianom. Na stokach południowych pojawiają się maliniska, w których gatunek nie występuje. W przypadku masywu Pilsko zagrożeniem dla gatunku może być rozbudowa infrastruktury narciarskiej.

**Ocena ogólna**

Ocena stanu ochrony gatunku odpowiada najniższej z ocen parametrów tego stanu (populacja, siedlisko, perspektywy ochrony).

**3. Opis badań monitoringowych****Wybór powierzchni monitoringowych i ich sugerowana wielkość**

W przypadku darniówki tatrzańskiej powierzchnią monitoringową (stanowiskiem) jest powierzchnia, na której przeprowadza się odłowy. W trakcie jednego sezonu odłowy powinny być prowadzone na ok. 20 powierzchniach w całym areale występowania gatunku (10 powierzchni – Tatry, 5 – Babia Góra, 5 – Pilsko). Spośród 15 powierzchni monitoringowych badanych w 2013 r. do dalszego monitoringu proponowanych jest 13 (7 powierzchni w Ta-

trach, 3 powierzchnie na Babiej Górze i 3 powierzchnie na Pilsku). Dodatkowo należy wyznaczyć 7 powierzchni monitoringowych, wybierając je w sposób arbitralny, ponieważ wiedza na temat rozmieszczenia populacji nadal nie jest pełna. Te dodatkowe powierzchnie monitoringowe powinny być zlokalizowane na halach alpejskich oraz w borach świerkowych regla górnego, w tym w rejonach źródłiskowych, w pobliżu potoków, w miejscach z głazowiskami, w strefie powyżej 1100 m n.p.m. Część powierzchni monitorowanych w Tatrach w 2013 roku jest obecnie trudno dostępna z uwagi na wiatrołomy po wichurach, które miały miejsce wczesną wiosną 2014 roku.

Powierzchnia monitoringowa powinna się składać z co najmniej 6 pułapkolinii, po 6 pułapek lub więcej w każdej linii. Odległość pomiędzy sąsiednimi pułapkami powinna wynosić 10 metrów. Wielkość najmniejszej powierzchni monitoringowej odpowiada powierzchni wyznaczonej przez skrajne pułapki (0,25 ha), powiększonej o otaczający ją pas terenu o szerokości równej połowie odległości między pułapkami (0,36 ha). Podobną strefę buforową stosowano w badaniach na Słowacji (Rudá i inni 2010). Możliwe jest zakładanie większych powierzchni, jeżeli warunki środowiskowe pozwolą na zachowanie odległości pomiędzy sąsiadującymi pułapkami oraz ich sprawną kontrolę.

## Sposób wykonywania badań

### Określanie wskaźników stanu populacji

Stosowaną w badaniach metodą badawczą jest metoda znakowania i powtórnych złowień (CMR). Polega na odłowieniu darniówek w pułapki żywołowne, a następnie oznaczeniu gatunku, nietrwałym oznakowaniu i wypuszczeniu w miejscu odłowu. Nietrwałe oznakowanie polega na wycięciu fragmentu futerka w grzbietowej części ciała. Trwałe znakowanie, polegające na odcięciu fragmentu ogona lub ucha, nie jest konieczne w monitoringu.

Do odłowów powinny być użyte powszechnie stosowane pułapki żywołowne typu klatkowego, np. Sherman (Fot. 10). Bazowanie na drewnianych pułapkach, np. „dziekanówka”, jest niewskazane z uwagi na problemy z ich transportem na powierzchnię badawczą oraz ich nieskuteczność przy niekorzystnych warunkach atmosferycznych, szczególnie na otwartych terenach hal (np. silny wiatr, w tym halny, zamyka zapadki). Pułapki powinny być od siebie oddalone o 10 m. Niemniej, należy je zakładać w naturalnych kryjówkach np. pomiędzy kamieniami, w kępach paproci, na obrzeżach kęp kosodrzewiny itp. Miejsce założenia pułapki należy oznakować, żeby je następnie sprawnie kontrolować i nie pominąć którejś z pułapek. Przed założeniem powierzchni monitoringowej zaleca się zanęcanie gryzoni przez dwie doby w celu zwiększenia skuteczności odłowów. Zanęcanie polega na wysypywaniu na powierzchni monitoringowej pokrojonych kawałków marchwi, jabłek oraz grzanek z chleba smażonego w oleju. Należy unikać zanęcania oraz wkładania do pułapek mięsa i ryb, żeby nie przywabiać niedźwiedzi. Niewskazane jest również wysypywanie nasion obcych taksonów roślin. Niezależnie od wcześniejszego zanęcania należy pamiętać o zapewnieniu odławianym gryzoniom takiego samego pokarmu w pułapkach. Pułapki powinny być kontrolowane co najmniej 2 razy w ciągu doby, późnym wieczorem (po godz. 20.00) i wcześnie rano (5.00–6.00). Warunki terenowe w borach regla górnego i na halach sprawiają, że przy kilku założonych powierzchniach w zasadzie nie ma możliwości intensyfikacji kontroli oraz prowadzenia kontroli nocnych. Nie trzeba rezygnować z kontroli przy niekorzystnych warunkach

atmosferycznych, ale przy spadku temperatury poniżej 5°C należy zrezygnować z odłowów, z uwagi na wzrost śmiertelności odławianych zwierząt w pułapkach. Na powierzchni monitoringowej pułapki powinny bezwzględnie pozostawać przez 5 dni, zgodnie z założeniami stosowanej metody (Gurnell, Flowerdew 1994). Skracanie okresu odłowów może skutkować nie wykazaniem darniówki tatrzańskiej, pomimo jej występowania na stanowisku.

Badania powinny być prowadzone przez specjalistów z uwagi na możliwość pomylenia gatunku ze współwystępującą darniówką zwyczajną oraz innymi gryzoniami. Uwaga: Wyciągnięte z pułapek osobniki mogą być mokre, co utrudnia ich oznaczenie. Trzeba pamiętać, że opis morfologiczny ubarwienia w dostępnych kluczach do oznaczania ssaków jest niepełny.

### Określanie wskaźników stanu siedliska

Powierzchnię borów górnoeregłowych i muraw piętra alpejskiego na badanych obszarach należy określić w oparciu o analizę ortofotomap lub operatów urządzeniowych. W kolejnych etapach prac należy rejestrować ewentualne zmiany w tych powierzchniach.

### Termin i częstotliwość badań

Odłowy darniówki tatrzańskiej powinny być prowadzone w okresie lipiec–wrzesień. W tych miesiącach populacja osiąga najwyższą liczebność. Przy obserwowanych niskich liczebnościach w wyższych partiach gór darniówka może się słabo odławiać w innych terminach lub wręcz nie być stwierdzana. Istotne są też warunki pogodowe. We wcześniejszych okresach w wyższych partiach gór może zalegać śnieg a szata roślinna jest słabo rozwinięta. Późniejsze odłowy mogą być zakłócone przez opady śniegu.



Fot. 10. Pułapka żywołowna typu Sherman na powierzchni monitoringowej (Fot. J. Cichocki, A. Ważna).

Monitoring darniówki tatrzańskiej w zakresie stanu populacji oraz rejestracji aktualnych oddziaływań powinien być prowadzony co 6 lat w każdym z trzech obszarów zasiedlanych przez gatunek. Stan siedlisk, biorąc pod uwagę aktualne proponowane wskaźniki (powierzchnia potencjalnych siedlisk), wymaga monitorowania nie częściej niż co 20 lat.

### Sprzęt i materiały do badań

- pułapki żywołowne, np. typu klatkowego Sherman – minimum 36 pułapek na powierzchnię monitoringową,
- odbiornik GPS,
- suwmiarka elektroniczna do pomiarów biometrycznych,
- mapy topograficzne 1: 25 000,
- klucz do oznaczania ssaków (np. Pucek Z. 1984. Klucz do oznaczania ssaków Polski. PWN, Warszawa).

### 4. Przykład wypełnionej karty obserwacji gatunku dla stanowiska (powierzchni odłownej)

Karta obserwacji gatunku dla stanowiska	
Kod i nazwa gatunku	<i>Kod gatunku wg Dyrektywy Siedliskowej; nazwa polska, łacińska, autor wg aktualnie obowiązującej nomenklatury</i> <b>2612 darniówka tatrzańska <i>Microtus tatricus</i> (Kratochvíl, 1952)</b>
Nazwa stanowiska	<i>Nazwa stanowiska monitorowanego</i> .....
Typ stanowiska	<i>Badawcze/ referencyjne</i> Badawcze
Obszary chronione, na których znajduje się stanowisko	<i>Natura 2000, rezerваты przyrody, parki narodowe i krajobrazowe, użytki ekologiczne, stanowiska dokumentacyjne itd.</i> PLC120001 Tatry
Współrzędne geograficzne	<i>Podać współrzędne geograficzne GPS stanowiska</i> N XX°XX'XX.X"; E XX°XX'XX.X"
Wysokość m n.p.m.	<i>Wysokości m n.p.m. stanowiska (podać zakres od... do...)</i> 1684 m n.p.m.
Powierzchnia stanowiska	<i>Podać wielkość powierzchni odłownej w ha</i> 0,36 ha
Opis stanowiska	<i>Opis ma ułatwiać identyfikację stanowiska. Należy opisać lokalizację i charakter terenu.</i> Stanowisko zlokalizowane w piętrze subalpejskim w Dolinie Gąsienicowej w okolicach Zielonego Stawu Gąsienicowego. Współrzędne geograficzne skrajnych punktów powierzchni odłownej: 1. N XX°XX'XX''; E XX°XX'XX'' 2. N XX°XX'XX''; E XX°XX'XX'' 3. N XX°XX'XX''; E XX°XX'XX'' 4. N XX°XX'XX''; E XX°XX'XX''
Charakterystyka siedliska gatunku na stanowisku monitoringowym	<i>Krótki opis uwzględniający typ siedliska, roślinność, warunki abiotyczne</i> łąka wysokogórska z nielicznymi płatami kosodrzewiny. Płaty krzewinek czarnej jagody, paproci. Teren miejscami silnie uwilgotniony. W wyższych partiach głazowiska.

Informacja o gatunku na stanowisku	<i>Syntetyczne informacje o występowaniu gatunku na stanowisku (czy po raz pierwszy badane?), dotychczasowe badania i inne istotne fakty; wyniki badań z lat poprzednich</i> Gatunek był wcześniej stwierdzany na tym stanowisku.
Obserwator	<i>Imię i nazwisko wykonawcy monitoringu</i> Agnieszka Ważna, Jan Cichoński
Daty obserwacji	<i>Daty wszystkich obserwacji</i> 07–12.08.2013

Stan ochrony gatunku na stanowisku			
Parametr/Wskaźniki		Wartość wskaźnika i komentarz	Ocena**
Populacja	Zagęszczenie	<i>Zagęszczenie wyrażone jako liczba stwierdzonych osobników w odłowach na hektar</i> 2,77 os./ha Odłowiono 1 osobnika	FV
	Udział w zespole drobnych ssaków	<i>Udział procentowy darniówki w ogólnej liczbie odłowionych na stanowisku drobnych ssaków</i> 10%	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
X	Brak oddziaływań			

Zagrożenia (przyszłe, przewidywane oddziaływania)				
Kod	Nazwa	Intensywność	Wpływ	Syntetyczny opis
X	Brak zagrożeń			

Inne informacje	
Inne wartości przyrodnicze	<i>Inne obserwowane w trakcie prac monitoringowych gatunki zwierząt i roślin z załączników Dyrektywy Siedliskowej i Ptasiej: gatunki zagrożone (Czerwona Księga) i inne rzadkie/gatunki chronione</i> orzysznicza <i>Muscardinus avellanarius</i> , ryjówka malutka <i>Sorex minutus</i> , ryjówka aksamitna <i>Sorex araneus</i>
Gatunki obce i inwazyjne	<i>Obserwowane gatunki obce i inwazyjne</i> Nie obserwowano.
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> Brak.



Inne uwagi/inne obserwacje	<i>Wszelkie informacje pomocne przy interpretacji wyników np. warunki pogodowe, wysoki stan wód, ostatnie zmiany sposobu użytkowania (jaki i kiedy nastąpiły?) etc.</i> Brak
Dokumentacja fotograficzna i kartograficzna	<i>Załączniki do bazy danych (w wersji elektronicznej): Minimum 2 zdjęcia na stanowisko (gatunek, siedlisko), granice powierzchni badawczej naniesione na odpowiedni podkład kartograficzny</i>

<b>Karta obserwacji gatunku dla obszaru Natura 2000</b>	
Kod i nazwa gatunku	<i>Kod gatunku wg Dyrektywy Siedliskowej, nazwa polska i łacińska, autor wg aktualnie obowiązującej nomenklatury</i> <b>2612 darniówka tatrzańska <i>Microtus tatricus</i> (Kratochvíl, 1952)</b>
Kod i nazwa obszaru Natura 2000	<i>Nazwa obszaru monitorowanego</i> PLC120001 Tatry
Inne formy ochrony obszarowej, mające część wspólną z obszarem Natura 2000	<i>(rrezerwaty przyrody, parki narodowe i krajobrazowe, użytki ekologiczne, stanowiska dokumentacyjne itd.</i> Tatrzański Park Narodowy
Charakterystyka siedliska gatunku w obszarze Natura 2000	<i>Ogólny charakter siedlisk (np. łąki, zbiorniki wodne, ciek), ich lokalizacja w obrębie obszaru; ewentualnie typ siedliska przyrodniczego/ zbiorowisko roślinne/zespół roślinny)</i> Siedliskiem gatunku w obszarze są bory górnoeregłowe i wysokogórskie łąki. Stanowiska (powierzchnie) monitoringowe w Tatrach zlokalizowane były w dwóch rejonach: Dolinie Gąsienicowej (stanowiska Taty 1–5, zlokalizowane na w zakresie wysokości 1407–1715 m n.p.m.) oraz w Dolinie Rybiego Potoku (Tatry 6–9; 1134–1366 m n.p.m.). W Dolinie Gąsienicowej stanowiska odłowne zlokalizowane były w okolicach Zielonego Stawu Gąsienicowego i w rejonie Hali Gąsienicowej. W Dolinie Rybiego Potoku powierzchnie zlokalizowane były w okolicach Włosienicy (okolice Rybiego Potoku, stoki Żabiego) oraz w rejonie Ieśniczówki Wanta. Stanowiska spełniały wymagania siedliskowe gatunku. Charakteryzowały się zróżnicowaną strukturą roślinności, występowaniem głązowisk, silnym uwilgotnieniem podłoża, występowaniem cieków wodnych. Tatry 1 – łąka wysokogórska Tatry 2 – łąka wysokogórska z kępami kosodrzewiny. Płaty krzewinek czarnej jagody, paproci. Teren miejscami silnie uwilgotniony. W wyższych partiach głązowiska. Tatry 3 – Stok o dużym nachyleniu, porośnięty krzewinkami czarnej jagody z nielicznymi paprociami. Kępy kosodrzewiny. Tatry 4 – łąka wysokogórska z kępami czarnej jagody i malin, nielicznymi paprociami. Częściowo porośnięta wierzbowką. Nieliczne kępy kosodrzewiny. Tatry 5 – Obszar pokryty głązowiskami, porośniętymi wierzbowką, z kępami kosodrzewiny, przechodzący w bór górnoeregłowy. Tatry 6 – Bór górnoeregłowy na stoku charakteryzującym się dużym spadkiem. Głązowiska. Podszyt ubogi z kępami paproci. Tatry 7 – Bór górnoeregłowy z głązowiskami, silnie uwilgotniony. Głązowiska porośnięte mchami. Liczne paprocie. Tatry 8 – Bór górnoeregłowy, w dużej części obumarły po gradacji kornika. W podszycie liczne głązowiska, paprocie, czarne jagody. Tatry 9 – Bór górnoeregłowy z limbą. Częściowo zdegradowany po gradacji kornika. Liczne głązowiska z kępami paproci i czarnej jagody.
Wielkość siedliska gatunku w obszarze	<i>Podać szacunkową powierzchnię w ha</i> 9336 ha
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 badań z lat poprzednich</i> Pojedyncze osobniki stwierdzono na 4 powierzchniach. Wyniki odłowów nie odbiegają od standardowych danych uzyskiwanych wykorzystywaną metodą w warunkach wysokogórskich. Darniówka występuje w niskich zagęszczeniach i potwierdzenie występowania na części powierzchni monitoringowych jest wynikiem pozytywnym.

Propozycje stałych powierzchni monitoringowych	<i>Podać lokalizację, ew. powierzchnię</i> Stałe powierzchnie powinny być zlokalizowane w rejonie Doliny Gąsienicowej (Tatry 1,2, 5) i Doliny Rybiego Potoku (Tatry 6,7,8,9). Należy wytypować przynajmniej trzy dodatkowe powierzchnie odłowne w Tatrach Zachodnich.
Propozycje stałych powierzchni referencyjnych	<i>Podać lokalizację, ew. powierzchnię</i> Rejon Zielonego Stawu Gąsienicowego (Tatry 2), Włosienicy (Tatry 7) i Wanty (Tatry 6).
Obserwator	<i>Imię i nazwisko wykonawcy monitoringu</i> Agnieszka Ważna, Jan Cichocki
Daty obserwacji	<i>Daty wszystkich obserwacji</i> 07–12.08.2013, 15–20.08.2013

Stan ochrony gatunku na obszarze Natura 2000			
Parametr/Wskaźniki		Wartość wskaźnika i komentarz	Ocena
Populacja	Zagęszczenie populacji	<i>Średnie zagęszczenie z wszystkich badanych powierzchni</i> 2,2 os./ha	FV
	Liczebność	<i>Oszacowanie liczebności populacji na podstawie średniego zagęszczenia z powierzchni odłownych i powierzchni potencjalnego siedliska.</i> 21 000 os.	XX
	Udział w zespole drobnych ssaków	<i>Udział procentowy darniówki w ogólnej liczbie drobnych ssaków odłowionych na badanych powierzchniach</i> 5%	FV
Siedlisko	Powierzchnia muraw piętra alpejskiego	4193 ha	FV
	Powierzchnia borów regla górnego	5143 ha	FV
Perspektywy ochrony		<i>Krótką prognoza stanu populacji i siedliska gatunku na stanowisku w perspektywie 10–15 lat w nawiązaniu do ich aktualnego stanu i obserwowanych procesów zachodzących w siedlisku, z uwzględnieniem wszelkich działań i planów, których skutki mogą wpłynąć na gatunek i jego siedlisko</i> Perspektywy ochrony dobre. Obszar chroniony w formie parku narodowego. Gatunek występuje głównie w strefie ochrony ścisłej. Wysoka dostępność siedlisk odpowiednich dla gatunku. Brak oddziaływań i zagrożeń o charakterze antropogenicznym. Ewentualne zagrożenia o charakterze naturalnym, to zarastanie hal kosodrzewiną oraz gradacje kornika w borach górnoeregłowych wpływające na zmiany środowiskowe związane z zamieraniem drzewostanu.	FV
Ocena ogólna		Najlepiej poznana krajowa populacja darniówki tatrzańskiej, izolowana od innych krajowych populacji.	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
M02	Zmiana czynników biotycznych	B	0	Gradacje kornika wpływające na stan borów górnoreglowych.

Zagrożenia (przyszłe, przewidywane oddziaływania)				
Kod	Nazwa	Intensywność	Wpływ	Syntetyczny opis
K02.01	Zmiana składu gatunkowego (sukcesja)	C	–	Zarastanie hal wysokogórskich kosodrzewiną.

Inne informacje	
Inne wartości przyrodnicze	<i>Inne obserwowane podczas prac monitoringowych gatunki zwierząt i roślin z załączników Dyrektywy Siedliskowej i Ptasiej: gatunki zagrożone i rzadkie (Czerwona księga), gatunki chronione (podać liczebność w skali: liczny, średnio liczny, rzadki) nornik śnieżny <i>Chionomys nivalis</i>, orzesznica <i>Muscardinus avellanarius</i>, ryjówka aksamitna <i>Sorex araneus</i>, ryjówka górską <i>Sorex alpinus</i>, ryjówka malutka <i>Sorex minutus</i></i>
Gatunki obce i inwazyjne	<i>Obserwowane gatunki obce i inwazyjne Nie obserwowano.</i>
Zarządzanie terenem	<i>Wymienić instytucje, organizacje, podmioty prawne odpowiedzialne za gospodarowanie na tym terenie (np. park narodowy, nadleśnictwo i leśnictwa, RZGW itd.) Tatrzański Park Narodowy</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). Wszelkie dokumenty, które mogą mieć znaczenie dla ochrony opisywanego siedliska przyrodniczego na tym obszarze Plan ochrony Tatrzańskiego Parku Narodowego</i>
Prowadzone zabiegi ochronne i ocena ich skuteczności	<i>Np. ochrona ścisła, koszenie, podwyższenie poziomu wody, wypas, inne działania renaturyzacyjne Brak.</i>
Proponowane działania ochronne	<i>j.w. Utrzymanie obecnego stanu siedlisk.</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.) Brak.</i>
Inne obserwacje	<i>Wszelkie informacje pomocne przy interpretacji wyników np. anomalie pogodowe Brak.</i>

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

Przyjętą dla darniówki tatrzańskiej metodykę określania stanu populacji można stosować do wszystkich drobnych ssaków Micromammalia.

## 6. Ochrona gatunku

Darniówka tatrzańska objęta jest ochroną gatunkową. Występuje na obszarach chronionych: Tatrzański Park Narodowy, Babiogórski Park Narodowy oraz obszar Natura 2000 Beskid Żywiecki (rezerwat Pilsko oraz przyległe do niego tereny nie objęte ochroną). Wydaje się, że na terenach chronionych stosowanie ochrony biernej jest wystarczającym sposobem ochrony tego gatunku. Należałoby rozważyć wprowadzenie ograniczeń w gospodarce leśnej prowadzonej na Pilsku w strefie powyżej 1100 m n.p.m.

## 7. Literatura

- Balaž I., Ambros M. 2010. Distribution and biology of Muridae family (Rodentia) in Slovakia. 1<sup>st</sup> part: *Chionomys nivalis*, *Microtus tatricus*, *Microtus subterraneus*, *Myodes glareolus*. Constantine the Philosopher University, Nitra.
- Cichocki J., Ważna A., Niedbach J. 2012. Ekspertyza zoologiczna (w zakresie myszowatych) dla SOO Beskid Żywiecki. RDOŚ, Katowice. Maszynopis.
- Dudich A., Kováčik J., Štollmann A., Obuch J. 1981. Further information about occurrence of *Sicista betulina* Pallas, 1779 and *Pitymys tatricus* Kratochvíl, 1952 (Mammalia, Rodentia) in Western Carpathian Mountains. *Biológia (Bratislava)* 36: 659–668.
- Gurnell J., Flowerdew J.R. 1994. Live trapping small mammals – A practical guide. 3<sup>rd</sup> Edition. The Mammal Society, London.
- Haitlinger R. 1970. *Pitymys* Murtrie, 1831 from the Beskid Żywiecki and the Sudetes. *Acta Theriologica* 15, 18: 269–282.
- Haitlinger R. 1981. *Pitymys tatricus* (Kratochvíl, 1952) w Polsce. *Przegląd Zoologiczny* 25, 3: 405–407.
- Holišová V. 1965. The food of *Pitymys subterraneus* and *P. tatricus* (Rodentia, Microtidae) in the mountain zone of Sorbeto-Piceetum. *Zoologické Listy* 14: 15–28.
- Juchiewicz M., Zemanek M., Bieniek M., Siuta E. 1986. Small rodent communities in the Tatra mountain forest. *Acta Theriologica* 31, 32: 433–437.
- Jurdíková N., Žiak D., Kocian Ľ. 2000. Habitat requirements of *Microtus tatricus*: microhabitat and macrohabitat, 41–49. W: Urban P. (red.): Výskum a ochrana cicavcov na Slovensku 4. Zborník referátov z konferencie (Zvolen 19.–20. 11. 1999), SAŽP – COPK, Banská Bystrica.
- Kratochvíl J., Gaisler J. 1967. Die Sukzession der Kleinene Erdsäugetierte in einem Bergwald Sorbeto-Piceetum. *Zoologické Listy* 16: 301–324.
- Kratochvíl J. 1969. Der Geschlechtszyklus der Weibchen von *Pitymys subterraneus* und *P. tatricus* (Rodentia) in der Hohen Tatra. *Zoologické Listy* 18: 99–120.
- Kowalski K., Ruprecht A.L. 1984. Rodzina: Nornikowate – Arvicolidae. W: (Pucek Z., red.). Klucz do oznaczania ssaków Polsk. PWN, Warszawa, s. 169–194.
- Martínková N., Dudich A. 2003. The fragmented distribution range of *Microtus tatricus* and its evolutionary implications. *Folia zoologica* 52 (1): 11–22.
- Profus P. 2001. *Microtus (Pitymys) tatricus* (Kratochvíl, 1952) – Darniówka tatrzańska. W: Głowaciński Z. (red.) Polska czerwona księga zwierząt. Kręgowce. PWRiL, Warszawa.
- Pucek Z. 1984. Klucz do oznaczania ssaków Polski. PWN, Warszawa.
- Rudá M., Kocian Ľ., Martínková N., Žiak D. 2010. Population dynamics and spatial behavior of *Microtus tatricus* (Arvicolinae, Rodentia). *Acta Theriologica* 55, 1: 81–88.
- Zgrabczyńska E., Jurczyszyn M. 2004. *Microtus tatricus* (Kratochvíl, 1952) – Darniówka tatrzańska. W: Adamski P., Bartel R., Bereszyński A., Kepel A., Witkowski Z. (red.) Gatunki zwierząt (z wyjątkiem ptaków). Poradnik ochrony siedlisk i gatunków Natura 2000 – podręcznik metodyczny. Ministerstwo Środowiska, Warszawa. T. 6, s. 451–453.

Opracowali: **Agnieszka Ważna** i **Jan Cichocki**

2021 **Smużka stepowa**  
*Sicista subtilis* (Pallas, 1733)



Fot.1. Smużka stepowa *Sicista subtilis* (fot. Tomáš Cserkés).

## I. INFORMACJA O GATUNKU

### 1. Przynależność systematyczna

Rząd: gryzonie RODENTIA

Rodzina: skoczkowate DIPODIDAE

### 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

Czerwona lista zwierząt zagrożonych w Polsce – EN

Polska czerwona księga zwierząt. Kręgowce – EN

### 3. Opis gatunku

Smużka stepowa jest jednym z najmniejszych gryzoni w naszej faunie, tylko nieco większym od badylarki *Micromys minutus*. Masa ciała waha się od 8 g do 15 (17) g. Długość ciała wynosi średnio 64,2 mm (53–79 mm) a długość ogona – 77 mm (60–90 mm). Ogon jest średnio dłuższy o 22% od długości ciała, ale jest to proporcja zmienna, która waha się od 0,87 do 1,57. Ubarwienie od jasnoszarego z żółtobrazowym połyskiem do czerwono-szarobrazowego. Osobniki w populacjach północnych są zazwyczaj ciemniej ubarwione, podczas gdy w populacjach południowych dominuje odcień czerwony (Pucek 1982). Charakterystyczną cechą tego gatunku jest ciemna pręga biegnąca przez środek grzbietu, która jest szersza w tylnej części i zwęża się (lub nawet zanika) na karku zwierzęcia (Fot. 1). Linia ta przebiega również przez wierzch głowy lub widoczna jest w postaci ciemnej plamy. Pręga jest obrzeżona jaśniejszą strefą barwy żółtoszarej, która przechodzi w ciemne pasy na bokach ciała. Spód ciała jaśniejszy, szarobiałe. Ogon dwubarwny, z jaśniejszym spodem (Pucek 1982).

Podobne gatunki to mysz polna *Apodemus agrarius* i smużka leśna *Sicista betulina*. Mysz polna jest gatunkiem większym, u którego ogon jest krótszy od długości ciała. Smużka leśna różni się brakiem jaśniejszego obrzeżenia pręgi biegnącej przez środek grzbietu. Pręga jest też zazwyczaj ciągła. Ogon smużki leśnej jest średnio o 44% dłuższy od ciała. Ponadto gatunki te różnią się pewnymi szczegółami budowy czaszki, zębów i pałca.

Na podstawie liczby chromosomów wyróżnia się 5–6 podgatunków smużki stepowej, a *Sicista severtzovi* traktowany jest jako oddzielny gatunek. Osobniki z Polski charakteryzują się cechami pośrednimi pomiędzy podgatunkiem *S. s. trizona*, zamieszkującym Węgry, a podgatunkami z Ukrainy i południowej Rosji. Niewykluczone, że odmienność cech morfologicznych spowodowana jest izolacją geograficzną polskich populacji tego gatunku (Pucek 1982, Cserkés 2011).

Zwarty zasięg smużki stepowej rozciąga się od Ukrainy i południowej Rosji, poprzez północny Kazachstan do północno-zachodnich obszarów Chin i gór Altaj w Mongolii (Pucek 1999). Izolowane stanowiska znajdują się na Węgrzech, w Rumunii, Bułgarii. Gatunek ten wyginął w Austrii, i prawdopodobnie na Słowacji i w Serbii, skąd nie ma żadnych aktualnych stwierdzeń od ponad 20 lat.

### 4. Biologia gatunku

Smużka stepowa jest aktywna głównie nocą, jednak może poszukiwać pokarmu również w ciągu dnia. Podobnie jak smużka leśna gatunek ten może ograniczać swoją aktywność przy niesprzyjających warunkach pogodowych i spadku temperatury powietrza. Gryzoń ten dobrze się wspina, jednak dużo czasu spędza w podziemnych norach, których sam nie kopie, tylko korzysta z nor przygotowanych przez inne gatunki. Gniazda tego gatunku zbudowane są z roślin i ulokowane są zazwyczaj pod ziemią (Cserkés 2011). Smużka stepowa zapada w sen zimowy, który trwa od połowy października do maja. Populacje południowe mogą przystępować do rozrodu już kwietniu, jednak zazwyczaj sezon reprodukcyjny trwa od maja do sierpnia. Występuje jeden miot w roku, w którym rodzi się od 2 do 6–7 młodych, zazwyczaj 4–5 (Sokołow 1964, Cvetkova 1978). Gatunek ten odżywia się głównie



owadami (larwami motyli i chrząszczy, pluskwiakami, prostoskrzydłymi) i pajęczakami, łowionymi przede wszystkim na ziemi. Uzupełnieniem pokarmu są nasiona traw i zbóż oraz owoce. W niewoli smużka stepowa chętnie zjada nasiona ostu, które są również znajdowane w wyściółce gniazd (Popov 1960, Cserkés 2011). Głównymi wrogami naturalnymi smużki stepowej są sowy. Szczątki tego gatunku znajdowane były głównie w wypluwkach płomykówki *Tyto alba* i pójdzki *Athene noctua*, ale też puszczyka *Strix aluco*.

## 5. Wymagania siedliskowe

Smużka stepowa jest gatunkiem eurotypowym (występujący w różnych typach siedlisk), głównie o charakterze stepu, lasostepu lub półpustyni. W Austrii gatunek ten zasiedlał lasostepy oraz obszary trawiaste na glebach piaszczystych, gdzie charakterystycznymi gatunkami roślin były stokłosa dachowa *Bromus tectorum* i kostrzewa pochwiasta *Festuca vaginata* (Bauer 1960). Na Węgrzech typowym środowiskiem życia tego gatunku są zbiorowisko ostu nastroszonego *Carduetum acanthoidis* oraz zbiorowisko powoju i perzu właściwego *Convolvulo arvensis-Agropyretum repentis*, które rozwija się na porzuconych gruntach ornym (Cserkés, Gubányi 2008). Również w Rosji występowanie smużki stepowej związane jest z różnymi gatunkami ostu (Popov 1960). W Polsce stanowiska, na których stwierdzono obecność tego gatunku w pokarmie sów, były położone w sąsiedztwie obszarów pokrytych roślinnością stepową (Cserkés i in. 2009).

Gatunek ten może występować również w dolinach rzecznych, agrocenozach (uprawy jęczmienia, pszenicy, lucerny) i na skrajach pól uprawnych, w ogrodach, winnicach, otwartych lasach i zadrzewieniach śródpolnych (Pucek 1982). W porównaniu ze smużką leśną smużka stepowa preferuje bardziej otwarte tereny (Fot. 2–3). Najważniejszą cechą środowiska życia smużki stepowej jest gęsta pokrywa roślinna.



Fot. 2. Potencjalne siedlisko smużki stepowej w Gliniskach (fot. K. Zub).



Fot. 3. Potencjalne siedlisko smużki stepowej w rezerwacie Sułe Wzgórza (fot. K. Zub).

## 6. Rozmieszczenie gatunku w Polsce

Do niedawna gatunek był znany w Polsce tylko z jednego stanowiska w rezerwacie „Machnowska Góra”, gdzie złowiono jedną samicę w 1994 roku (Baraniak i in. 1998). W latach 1996–2004 znaleziono szczątki 56 osobników smużki stepowej w wypławkach sów, pochodzących z 12 stanowisk zlokalizowanych w Polsce południowo-wschodniej (Cserkész i in. 2009). Uwzględniając stanowiska, gdzie w tym samym czasie również zbierano wypławki sów, a nie stwierdzono tego gatunku, można w przybliżeniu określić zwarty zasięg występowania smużki stepowej w Polsce (Ryc. 1). Wschodnia granica zasięgu przebiega w pobliżu miejscowości Nieledew, Sahryn i Poturzyn, ale najprawdopodobniej rozciąga się do granicy z Ukrainą. Na północy sięga miejscowości Uchanie i Skierbieszów, chociaż odizolowane stanowisko stwierdzono również w okolicach miejscowości Wólka Tarnowska. Najdalej na zachód smużka stepowa dociera do miejscowości Łabunie i Rachanie a na południe do miejscowości Rzeplin i Dłużników. Analiza wypławek sów nie potwierdziła jednak występowania smużki stepowej w okolicach rezerwatu „Machnowska Góra” (Cserkész i in. 2009).



Ryc. 1. Rozmieszczenie stanowisk smużki stepowej w Polsce na tle jej zasięgu występowania.

## II. METODYKA

### 1. Koncepcja monitoringu gatunku

Wstępna koncepcja monitoringu smużki stepowej została sformułowana przez Jurczyszyna i Zgrabczyńską (2004), którzy zaproponowali wyłącznie monitoring liczebności w oparciu o odłowy metodą wielokrotnego odławiania, znakowania i wypuszczania (CMR – capture-mark-recapture) oraz badania radio-telemetryczne w celu śledzenia użytkowania przestrzeni przez smużkę i określenia socjalno-przestrzennej organizacji populacji.

Na potrzeby monitoringu populacji smużki stepowej w ramach Państwowego Monitoringu Środowiska (PMS) również proponuje się odłowy wspomnianą metodą CMR, która jest standardową metodą w badaniach małych ssaków (Pucek 1984). W celu uniknięcia liczenia tych samych osobników muszą one być znakowane poprzez wystrzyżenie małego fragmentu sierści na grzbiecie. Metoda ta nie jest inwazyjna i nie wymaga specjalnych pozwoleń ze strony Lokalnej Komisji ds. Doświadczeń na Zwierzętach. Ponieważ smużka stepowa jest gatunkiem podlegającym w Polsce ścisłej ochronie, na jej odłów potrzebna jest zgoda Regionalnego Dyrektora Ochrony Środowiska.

W roku 2013 przeprowadzono wstępny monitoring smużki stepowej w oparciu o odłowy metodą CMR na powierzchniach zlokalizowanych w pobliżu miejsc, gdzie smużka stepowa była stwierdzona w wyplawkach sów (rezerваты „Gliniska”, „Popówka” i „Suśle Wzgórza”), jednak nie udało się wykazać obecności gatunku w żadnej z tych lokalizacji. Prawdopodobnie na wyniki badań miała wpływ wysoka liczebność innych gatunków gryzoni na badanych powierzchniach, co znacznie zmniejszało prawdopodobieństwo odłowienia smużki stepowej. Biorąc pod uwagę cykliczną naturę dynamiki liczebności małych ssaków, jednokrotna kontrola nie pozwala na pewne stwierdzenie obecności smużki stepowej na badanym terenie. Minimalny okres prowadzenia badań powinien wynosić co najmniej 3 lata, aby objąć wszelkie potencjalne fazy cyklu gryzoni, w tym fazę niskiej liczebności innych gatunków, kiedy prawdopodobieństwo złowienia smużki stepowej jest najwyższe.

Niezależnie od odłowów, w monitoringu smużki stepowej należy stosować metodę, polegającą na poszukiwaniu szczątków tego gryzonia w wyplawkach sów. Podstawową zaletą tej metody jest możliwość stwierdzenia, w stosunkowo łatwy sposób, obecności smużki stepowej na danym obszarze. Stosując tą metodę trzeba pamiętać o jej ograniczeniach, gdyż nie pozwala ona na rozpoznanie i monitorowanie siedlisk zamieszkiwanych przez smużkę i na sprecyzowanie wymagań siedliskowych tego gatunku, co praktycznie uniemożliwia stosowanie jakichkolwiek działań ochronnych i kontrolę ich efektywności. Trudno jest również zinterpretować brak lub spadek udziału smużki w pokarmie sów, gdyż zależy on w dużej mierze od aktualnej dostępności głównej ofiary.

Dzięki szybko rozwijającym się technikom fotograficznym możliwe jest obecnie rejestrowanie obecności rzadkich gatunków zwierząt z wykorzystaniem fotopułapek. Tę metodę wykorzystuje z powodzeniem Holenderska Grupa Robocza ds. Małych Łasicowatych (The Dutch Small Mustelid Working Group – WKM) do monitorowania małych łasicowatych, z wykorzystaniem specjalnej konstrukcji opracowanej przez Jeroena Mos’a, nazwanej „Mostela”. Podstawową wadą tego rozwiązania są koszty, gdyż cena jednego zestawu wynosi około tysiąca złotych. Ponadto istnieje niebezpieczeństwo kradzieży cennego sprzętu, stąd

może być wykorzystywany głównie na obszarach chronionych (np. rezerwy chroniące susła perełkowanego). Metoda ta ma tą przewagę nad metodą opartą o analizę wyplułek sów, że pozwala również na określenie wybiórczości środowiskowej smużki stepowej oraz scharakteryzowanie niektórych parametrów biologii tego gatunku (np. okresów aktywności dobowej, wpływu warunków pogodowych na aktywność, moment pojawienia się młodych osobników w populacji itp.). Z uwagi na koszty nie proponuje się tej metody do rutynowego wykorzystywania w ramach Państwowego Monitoringu Środowiska. Gdyby jednak fundusze na to pozwoliły, można w przyszłości rozważyć jej zastosowanie.

## 2. Wskaźniki i ocena stanu ochrony gatunku

### Wskaźniki stanu populacji

Wskaźnikiem stanu populacji jest liczebność odłowionych osobników na stanowisku w przeliczeniu na 100 pułapko-nocy. Wskaźnik ten uzyskuje się przez pomnożenie całkowitej liczby odłowionych zwierząt przez 100 i podzielenie jej przez liczbę dni odłowów pomnożoną przez liczbę użytych pułapek. Taka standaryzacja wskaźnika liczebności umożliwia porównywanie wyników z różnych lat i z różnych stanowisk, uwzględniając różnice w czasie trwania odłowów i liczbie użytych pułapek. Liczba użytych pułapek zależy od wielkości powierzchni i zróżnicowania siedlisk, jednak nie powinna być niższa niż 20 pułapek na 5 ha (dwie linie po 10 pułapek umieszczonych co 10 m lub jeden długi transekt, w zależności od warunków terenowych i kształtu powierzchni monitoringowej).

Tab. 1. Wskaźniki stanu populacji

Wskaźnik	Miara	Sposób pomiaru/określenia
Liczebność	Liczba osobników/100 pułapko-nocy	Odłowy metodą wielokrotnego odławiania, znakowania i wypuszczania (CMR)

Tab. 2. Waloryzacja wskaźników stanu populacji

Wskaźnik	Ocena*		
	FV	U1	U2
Liczebność	W porównaniu z wynikami wcześniejszych badań wzrost, brak zmian lub spadek poniżej 25%	Spadek wskaźnika liczebności w granicach 25–50%	Spadek wskaźnika liczebności ponad 50%

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

Ze względu na potencjalne wahania liczebności tego gatunku pomiędzy latami oraz z uwagi na wpływ warunków pogodowych na łowność ustalono zakres zmian wskaźnika wskazujący na stan populacji w porównaniu z wynikami wcześniejszych badań.

### Wskaźniki kardynalne

Nie wyróżniono.

## Wskaźniki stanu siedliska

Ze względu na brak stwierdzeń smużki stepowej w czasie odłowów w 2013 r. (dotychczas tylko jeden osobnik był złowiony w rezerwacie „Machnowska Góra” w roku 1994), nie ma dotychczas żadnych informacji o środowiskach zasiedlanych przez ten gatunek w naszym kraju. W chwili obecnej priorytetowym zadaniem powinno być odszukanie tego gatunku w terenie i określenie jego wymagań środowiskowych.

Na podstawie danych literaturowych można określić trzy wskaźniki stanu środowiska, które mogą mieć istotny wpływ na obecność i zachowanie tego gatunku. Na Węgrzech smużka stepowa preferuje zbiorowiska ruderalne ostu nastroszonego oraz ostrożeńca lanceotowatego i ostrożeńca polnego (*Carduetum acanthoidis* i *Cirsio lanceolati-arvensis*, Cserkés 2011), co może wskazywać na związek występowania smużki stepowej z obecnością tych gatunków roślin. Dlatego też za jeden ze wskaźników przyjęto „udział gatunków z rodzajów oset *Carduus* sp. i ostrożeń *Cirsium* sp.” na badanym stanowisku. Innym istotnym wskaźnikiem jest „wysokość roślinności”, gdyż smużka stepowa jest gatunkiem wymagającym wysokiej pokrywy roślinnej. Kolejnym wskaźnikiem jest „sposób użytkowania terenu”, gdyż zbyt ekstensywne użytkowanie prowadzi do ekspansji drzew i krzewów a zbyt intensywne użytkowanie uniemożliwia rozwój wysokiej roślinności zielnej. Optymalne użytkowanie z punktu widzenia zachowania populacji smużki stepowej powinno polegać na wykaszaniu roślinności, jednak nie częściej niż raz na 5 lat. Taki sposób użytkowania zapobiega sukcesji drzew i krzewów a jednocześnie pozwala na zachowanie wysokiej pokrywy roślinnej.

**Tab. 3.** Wskaźniki stanu siedliska

Wskaźnik	Miara	Sposób pomiaru/określenia
Udział gatunków z rodzajów oset <i>Carduus</i> sp. i ostrożeń <i>Cirsium</i> sp.	%	Udział (%) powierzchni pokrytej przez gatunki z rodzaju oset i ostrożeń na stanowisku
Wysokość roślinności	cm	Średnia wysokość roślinności na stanowisku mierzona w punktach odłowu zwierząt
Użytkowanie terenu	%	Udział (%) powierzchni użytkowanej na stanowisku w sposób optymalny, tzn. wykaszany nie częściej niż raz na 5 lat

**Tab. 4.** Waloryzacja wskaźników stanu siedliska

Wskaźnik/Ocena*	FV	U1	U2
Udział gatunków z rodzajów oset <i>Carduus</i> sp. i ostrożeń <i>Cirsium</i> sp.	>30% pokrycia	10–30% pokrycia	<10% pokrycia
Wysokość roślinności	>50 cm	10–50 cm	<10 cm
Użytkowanie terenu	>75% użytkowane optymalnie	25–50% użytkowane optymalnie	<25% użytkowane optymalnie

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

## Wskaźniki kardynalne

Nie wyróżniono.

## Ocena stanu populacji

Ocena stanu populacji odpowiada ocenie wskaźnika liczebność.

## Ocena stanu siedliska

Wskaźniki nie są traktowane równocennie. Dla wskaźnika pierwszego „udział gatunków z rodzaju oset *Carduus* sp. i ostrożeń *Cirsium* sp.” przyznajemy następującą liczbę punktów:

za FV – 2 punkty,

za U1 – 1 punkt,

za U2 – 0 punktów.

W przypadku tego wskaźnika waga ocen jest niższa, gdyż nie ma całkowitej pewności co do znaczenia tych gatunków roślin dla smużki stepowej w naszym kraju.

Dla wskaźnika drugiego „wysokość roślinności” i trzeciego „użytkowanie terenu” przyznajemy następującą liczbę punktów za ocenę:

- FV – 3 punkty,
- U1 – 2 punkt,
- U2 – 1 punkt.

Ocena stanu siedliska wynika ze zsumowania punktów za poszczególne wskaźniki i wynosi:

- FV = 7–8 punktów,
- U1 = 5–6 punktów,
- U2 = 2–4 punkty.

## Perspektywy ochrony

Ocena eksperta z uwzględnieniem aktualnego stanu populacji i stanu siedliska, obserwowanych negatywnych oddziaływań i zagrożeń (np. zarastanie siedlisk lub zbyt intensywne użytkowanie):

- FV – Perspektywy dobre. Dane o liczebności populacji i korzystne warunki siedliskowe wskazują na to, że populacja w dającej się przewidzieć przyszłości będzie rozwijać się lub utrzymywać na poziomie przynajmniej takim samym, jak dotychczas.
- U1 – Perspektywy niezbyt korzystne. Następuje spadek liczebności lub istnieje prawdopodobieństwo pogorszenia się stanu siedliska.
- U2 – Perspektywy złe. Stan populacji i siedliska jest zły lub ulegnie wyraźnemu pogorszeniu (np. w związku z intensyfikacją użytkowania siedliska).

## 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 przyznaje się: za FV – 2 punkty, za U1 – 1 punkt, za U2 – 0 punktów.



Ocena ogólna odpowiada:

- FV – 4–6 punktów,
- U1 – 2–3 punkty,
- U2 – 0–1 punkt.

### 3. Opis badań monitoringowych

#### Wybór powierzchni monitoringowych i ich sugerowana wielkość

Powierzchnia monitoringowa, czyli stanowisko monitoringowe to dobrze zdefiniowany obszar w obrębie zwartego zasięgu smużki stepowej, z możliwie dobrze zachowanym siedliskiem tego gatunku. Stanowiskiem może być obszar podlegający ochronie w dowolnej formie (np. rezerwat przyrody, obszar Natura 2000, użytek ekologiczny), o określonych granicach, nie większy niż 25 ha. W przypadku terenów nie podlegających ochronie granice stanowiska należy wyznaczyć na podstawie zasięgu siedlisk odpowiednich dla gatunku, tworzących zwarty obszar. Do momentu uzyskania dodatkowych danych dotyczących wymagań siedliskowych smużki stepowej w Polsce trudno jest określić minimalną powierzchnię stanowiska. Maksymalna powierzchnia, ze względów technicznych, nie powinna przekraczać 25 ha. Na całej powierzchni stanowiska określa się dwa wskaźniki stanu siedliska: „udział gatunków z rodzajów oset *Carduus* sp. i ostrożeń *Cirsium* sp.” oraz „sposób użytkowania”.

Odłowy w celu określenia stanu populacji prowadzi się na kilku transektach wytyczonych w obrębie powierzchni monitoringowej. Opierając się na badaniach prowadzonych na innych małych ssakach, przyjęto, że wystarczy jeden transekt złożony z 20 pułapek na każde 5 ha powierzchni. Powierzchnie monitoringowe badane w 2013 r. zakładane były w rezerwach i ich wielkość wynosiła 15–25 ha. W takim przypadku na każde stanowisko monitoringowe przypada od 3 do 5 transektów.

Monitoringiem należy objąć co najmniej 30% miejsc występowania tego gatunku w Polsce, ale nie mniej niż 3 stanowiska.

#### Sposób wykonywania badań

##### Określanie wskaźników stanu populacji – odłowy

Monitoring powinien opierać się na metodzie CMR (wielokrotnego odławiania, znakowania i wypuszczania). W odłowach można stosować drewniane pułapki żywołowne typu „dzianówka”, które zapewniają złapanym zwierzętom komfort termiczny. Ponadto drewno jest naturalnym materiałem, który sprawia, że gryzonie chętniej wchodzi do pułapek. Do odłowów można wykorzystać również pułapki wkopywane w ziemię (stożki, cylindry lub wiaderka z tworzywa sztucznego), należy jednak pamiętać o zabezpieczeniu ich daszkiem, który zapobiega dostawaniu się wody opadowej. Metoda ta jest bardziej pracochłonna i wymaga dodatkowego pozwolenia w przypadku stosowania tych pułapek na obszarach chronionych, jednak może okazać się bardziej skuteczna w odławianiu tego gatunku (Cserkés 2011). W przypadku stosowania pułapek wkopywanych w ziemię należy je ustawiać na transekcie na przemian z pułapkami drewnianymi.

Przez jeden dzień przed rozpoczęciem odłowów należy pozostawić przynętę w otwartych pułapkach. Następnie należy zamknąć pułapki i sprawdzać je dwa razy dziennie, rano i wieczorem. W przypadku wysokich temperatur panujących w ciągu dnia pułapki należy

otwierać tylko na noc. Jako przynętę należy stosować ziarno owsa oraz kawałki marchwi lub pietruszki. Warto również zastosować inne rodzaje przynęty, np. nasiona słonecznika lub dyni, jak też larwy mączników. W przypadku złowienia smużki stepowej należy określić jej masę ciała, płeć i status rozrodczy (aktywny płciowo, nieaktywny, młody). W celu oznakowania osobnika należy wystrzyć nożyczkami mały fragment sierści na grzbiecie, najlepiej w tylnej części, gdzie jest ona najdłuższa. Pozwoli to na uniknięcie liczenia tych samych osobników przy ponownym złowieniu.

Odłowy należy prowadzić na transektach, co umożliwi objęcie monitoringiem dużego terenu. Standardowo transekt powinien składać się z 10–20 punktów (w zależności od warunków terenowych), oddalonych od siebie o około 10 metrów. Transekty powinny być ulokowane w potencjalnych środowiskach występowania tego gatunku, w zbiorowiskach stepowych i łąkowych, charakteryzujących się obecnością wysokiej roślinności zielnej. Zgodnie z danymi literaturowymi na Węgrzech smużka stepowa preferuje zbiorowiska ruderalne ostu nastroszonego oraz ostrożeńca lancetowatego i ostrożeńca polnego (*Carduetum acanthoidis* i *Cirsio lanceolati-arvensis*, Cserkés 2011), co może wskazywać na związek występowania smużki stepowej z obecnością tych gatunków roślin. Dlatego też wybierając lokalizację transektów, należy kierować się obecnością zbiorowisk, w których występują wymienione gatunki ostu i ostrożeńca. Pod uwagę należy wziąć również zbiorowiska szuwarowe z dużym udziałem ostrożeńca polnego *Cirsium arvense* i/lub ostrożeńca błotnego *Cirsium palustre*. W okresie letnim są to często jedyne zbiorowiska, w których utrzymuje się wysoka i zwarta pokrywa roślinna. Potencjalnie smużka stepowa może zamieszkiwać agrocenozy, można więc prowadzić odłowy na obrzeżach pól uprawnych.

Zazwyczaj łowność tego gatunku jest bardzo niska. Na Krymie smużka stepowa znajdowana była jedynie w 0,1–0,6% pułapek. Również na Węgrzech gatunek ten stanowił od 0,3% do 8,6% wszystkich złowionych małych ssaków. W porównaniu z innymi gryzoniami smużka stepowa częściej łowi się w stożki lub cylindry, podobnie jak ssaki owadożerne (Cserkés 2011). Z uwagi na niską łowność tego gatunku, ważna jest jak największa liczba zastosowanych pułapek oraz jak najdłuższy czas trwania odłowów (minimum 7 dni), co uzależnione jest jednak od możliwości logistycznych. Ze względu na konieczność dwukrotnego sprawdzania pułapek w ciągu dnia nie można prowadzić równocześnie odłowów na zbyt oddalonych powierzchniach.

### Określanie wskaźników stanu populacji – analiza wypluwek

Miejsca poszukiwań wypluwek sów powinny być ulokowane możliwie blisko obszarów odpowiednich dla smużki stepowej, czyli terenów otwartych z dużym udziałem roślinności stepowej. Planując monitoring gatunku z zastosowaniem analizy wypluwek sów, można wykorzystać stanowiska opisane w pracy Cserkés i in. (2009). Szukając potencjalnych miejsc zbioru wypluwek, należy posłużyć się informacjami od lokalnych ornitologów lub mieszkańców, którzy często są w stanie wskazać miejsca obecności sów. Dotychczas większość stwierdzeń smużki stepowej pochodzi z wypluwek płomykówki, należy więc prowadzić poszukiwania w opuszczonych budynkach mieszkalnych i gospodarskich, dzwonicach, kaplicach lub wieżach kościelnych. Ponieważ sowy zazwyczaj użytkują te same miejsca lęgowe przez wiele lat, można je corocznie wykorzystywać do zbioru wypluwek. Wypluwki wystarczy zebrać raz w roku, już po zakończeniu aktywności przez smużkę stepową, czyli w drugiej

połowie października. Zebrany materiał należy przechowywać w stanie wysuszony. Podczas preparowania wyplułek należy je namoczyć w wodzie a następnie przepłukać na sicie z dodatkiem płynu do mycia naczyń. Do oznaczenia szczątków ssaków można wykorzystać klucz Pucka (1984), natomiast do oznaczenia szczątków smużki stepowej można użyć informacji zawartych w publikacjach Pucka (1982) oraz Cserkés i in. (2009). W przypadku wątpliwości można skorzystać ze specjalistycznej pomocy osób prowadzących badania nad małymi ssakami.

Według Pucka (1984) czaszkę smużki można pomylić z czaszką myszy domowej *Mus musculus* lub badyłarki *Micromys minutus*. Czaszka smużki charakteryzuje się innym kształtem otworów podoczodołowych, przesunięciem do przodu otworu żuchwy oraz wcięcia dolnego żuchwy. Ponadto drugi dolny trzonowiec ( $M_2$ ) gatunków z rodzaju *Sicista* sp. jest takiej samej wielkości lub większy niż pierwszy dolny trzonowiec ( $M_1$ ), podczas gdy u myszy domowej i badyłarki drugi dolny trzonowiec jest wyraźnie mniejszy od pierwszego (Pucek 1984). Najlepszą cechą diagnostyczną pozwalającą na odróżnienie smużki stepowej od smużki leśnej są pomiary długości i szerokości pierwszego górnego trzonowca ( $M^1$ ). W przypadku smużki stepowej zarówno jego długość jak i szerokość przekracza 1 mm, podczas gdy u smużki leśnej te wymiary są poniżej 1 mm. Podobnie przypadku pierwszego dolnego trzonowca ( $M_1$ ) jego długość u smużki leśnej nie przekracza 1,08 mm a szerokość 0,80 mm. U smużki stepowej te wymiary są odpowiednio większe (Pucek 1982).

### Określanie wskaźników stanu populacji – fotopułapki

Zamiast zwykłych pułapek w odłowach można zastosować fotopułapki o specjalnej konstrukcji, opracowanej przez Jeroena Mos'a, nazwanej „Mostela”. Jest to zamknięta skrzynka zaopatrzona w dwa wejścia, z wbudowaną fotopułapką, zaopatrzoną w soczewkę makro, która umożliwi wykonywanie zdjęć z bliskiej odległości. W chwili obecnej dostępne są modele fotopułapek fabrycznie zaopatrzonych w specjalne obiektywy, które umożliwiają uzyskanie ostrych zdjęć już z odległości 25 cm (n.p. Bushnell NatureView Cam HD Max), bez konieczności stosowania dodatkowych soczewek.

Fotopułapki należy rozmieścić podobnie jak zwykłe pułapki służące do odłowów małych ssaków, na transekcie liczącym 10 punktów, oddalonych od siebie o około 20 m. Skrzynki z fotopułapkami powinny być ukryte w gęstej roślinności. Fotopułapka powinna być zaprogramowana na nagranie krótkiej (5 sek.) sekwencji wideo i wykonanie zdjęcia. Zaprogramowanie fotopułapki na wykonywanie samych zdjęć pozwala na zaoszczędzenie miejsca na karacie i dłuższe jej użytkowanie podczas jednej sesji, jednak nie zapewnia uzyskania odpowiedniej jakości ujęć, ze względu na opóźnienie w działaniu czujnika ruchu. Kontrole na danej powierzchni powinny być prowadzone w cyklach 10-dniowych. Długość jednego cyklu powinna być dostosowana do aktualnego zagęszczenia drobnych ssaków i pojemności wykorzystywanych kart pamięci, tak aby nie zostały one do końca wypełnione przed zakończeniem obserwacji.

Jeżeli zebrany materiał filmowy i fotograficzny nie będzie służył innym celom, nie musi być przechowywany. Warto jednak zachować wszystkie nagrania, gdyż pozwolą one na ocenę relacji pomiędzy występowaniem smużki stepowej i obecnością innych gatunków. Podniesie to niestety koszty całego monitoringu, gdyż konieczny będzie zakup dysków zewnętrznych o dużej pojemności do przechowywania zgromadzonych danych.

### Określanie wskaźników stanu siedliska

**Udział gatunków z rodzaju oset *Carduus* sp. i ostrożeń *Cirsium* sp.** Udział ten jest określany w terenie, jako procent powierzchni stanowiska (powierzchni monitoringowej), pokrytej przez te gatunki (płaty roślinności, gdzie te gatunki wyraźnie dominują).

**Wysokość roślinności.** Powinna być określana z dokładnością do 10 cm. Pomiary należy wykonać w punktach odłowów lub w co najmniej 20 punktach oddalonych od siebie o około 10 metrów, na każdy 1 ha powierzchni monitoringowej.

**Użytkowanie terenu.** Wskaźnik określa się dla całego stanowiska (powierzchni monitoringowej), jako procent powierzchni stanowiska użytkowanej w sposób optymalny, w oparciu o plany zadań ochronnych lub plany ochrony, lub informacje od użytkowników terenu. Optymalne z punktu widzenia wymagań smuzki stepowej użytkowanie polega na usuwaniu roślinności (koszenie), ale nie częściej niż raz na 5 lat, które nie dopuszcza do rozwoju drzew i krzewów. Kiedy koszenie nie jest prowadzone w ogóle lub jest prowadzone intensywnie, uniemożliwiająca rozwój wyższej pokrywy roślinnej, wówczas warunki środowiskowe pogarszają się.

### Termin i częstotliwość badań

Monitoring powinien być prowadzony co 3 lata, gdyż pozwoli to na uzyskanie miarodajnych danych dla tego stosunkowo nielicznego gatunku. Odłowy powinny być prowadzone przez co najmniej 7 dni, jednokrotnie w okresie od czerwca do sierpnia, czyli w okresie najwyższej aktywności tego gatunku. Pozwoli to na wykorzystanie sprzyjających warunków pogodowych (ciepłe noce), gdyż smuzka stepowa jest gatunkiem o aktywności nocnej. Według niektórych danych już przy spadku temperatury poniżej 20°C smuzka stepowa ogranicza swoją aktywność, ważny jest więc wybór odpowiedniej pogody.

Wskaźniki stanu środowiska powinny być określane raz w miesiącu – w czerwcu, lipcu i sierpniu. Pozwoli to na obserwowanie zmian rozwoju roślinności oraz śledzenie sposobu użytkowania siedlisk na stanowiskach występowania gatunku.

### Sprzęt i materiały do badań

- metalowe taśmy miernicze (2 m do określania wysokości roślinności oraz 10 m do wyznaczania punktów odłowów na transektach),
- paliki do wytyczania punktów odłowów na transektach (można zamiast nich użyć taśmy foliowej, używanej np. do oznaczania niebezpiecznych miejsc podczas robót drogowych),
- kompas (pomocny przy wyznaczaniu transektów),
- aparat fotograficzny (do prowadzenia dokumentacji stanowiska),
- odbiornik GPS,
- mapa 1:5000,
- pułapki drewniane,
- torebki strunowe i pęseta do wyjmowania zwierząt z pułapek,
- nożyczki laboratoryjne do znakowania zwierząt przez wystrzyganie sierści,
- karty do zapisywania informacji o złowieniach,
- samochód terenowy z pojemnym bagażnikiem.

## 4. Przykład wypełnionej karty obserwacji gatunku na stanowisku

Karta obserwacji gatunku dla stanowiska	
Kod gatunku i nazwa gatunku	Kod gatunku wg Dyrektywy Siedliskowej, nazwa polska i łacińska, autor wg aktualnie obowiązującej nomenklatury <b>2021 smużka stepowa <i>Sicista subtilis</i> (Pallas, 1773)</b>
Nazwa stanowiska	Nazwa stanowiska monitorowanego .....
Typ stanowiska	Referencyjne/badawcze Badawcze
Obszary chronione, na których znajduje się stanowisko	Natura 2000, rezerваты przyrody, parki narodowe i krajobrazowe, użytki ekologiczne, stanowiska dokumentacyjne, itd. Rezerwat przyrody „Suśle Wzgórza”, Obszar Natura 2000: PLH060019 Suśle Wzgórza
Współrzędne geograficzne	Podać współrzędne geograficzne (GPS) stanowiska N XX°XX'XX" E XX°XX'XX"
Wysokość n.p.m.	Podać wysokość n.p.m. stanowiska lub zakres od... do... 217 m n.p.m.
Powierzchnia stanowiska	Podać wielkość powierzchni w ha 4,89 ha
Opis stanowiska	Opis ma ułatwić identyfikację stanowiska. Należy opisać lokalizację i charakter terenu oraz opisać, jak dotrzeć na stanowisko. Zaznaczyć, dla jakiej części stanowiska podano współrzędne geograficzne. Podać wielkość powierzchni stanowiska. Szuwar w pn.-zach. części rezerwatu, wzdłuż cieku wodnego. Podano współrzędne środka powierzchni.
Charakterystyka siedliska gatunku na stanowisku	Krótką charakterystyką siedliska; typ siedliska, rodzaje siedlisk w otoczeniu stanowiska Zbiorowisko szuwarowe z dużym udziałem ostrożeńa polnego <i>Cirsium arvense</i> i ostrożeńa błotnego <i>Cirsium palustre</i> .
Informacje o gatunku na stanowisku	Syntetyczne informacje o występowaniu gatunku na stanowisku, dotychczasowe badania i inne istotne fakty; wyniki badań z lat poprzednich Stanowisko badane po raz pierwszy.
Czy monitoring w kolejnych latach jest wymagany?	Wpisać tak/nie; w przypadku „nie” uzasadnić dlaczego proponuje się rezygnację z tego stanowiska Tak
Obserwator	Imię i nazwisko wykonawcy monitoringu Karol Zub
Daty obserwacji	Daty wszystkich obserwacji 26.08 – 01.09.2013

Stan ochrony gatunku na stanowisku			
Parametr/Wskaźniki	Wartość wskaźnika i komentarz	Ocena	
<b>Populacja</b>			
Liczebność populacji	Podać odłowioną liczbę osobników na stanowisku w przeliczeniu na 100 pułapko-nocy 0	XX	XX
<b>Siedlisko</b>			
Udział gatunków z rodzajów oset <i>Carduus</i> sp. i ostrożeń <i>Cirsium</i> sp.	Określić udział (%) powierzchni stanowiska, pokrytej przez gatunki z rodzajów oset i ostrożeń > 30%	FV	FV
Wysokość roślinności	Określić średnią wysokość roślinności na stanowisku, mierzoną w punktach odłowu zwierząt (w cm) 100–150 cm	FV	
Użytkowanie terenu	Określić udział (%) powierzchni stanowiska użytkowanej w sposób optymalny, tzn. wykaszanej nie częściej niż raz na 5 lat 0% Nie wykaszane.	FV	

<b>Perspektywy ochrony</b>	<i>Krótką prognoza stanu populacji i siedliska gatunku na stanowisku w perspektywie 10–15 lat w nawiązaniu do ich aktualnego stanu i obserwowanych procesów zachodzących w siedlisku, z uwzględnieniem wszelkich działań i planów, których skutki mogą wpłynąć na gatunek i jego siedlisko. Perspektywy nieznanne. W roku 2013 nie stwierdzono gatunku na tym stanowisku. Brak również danych o wcześniejszym występowaniu.</i>	XX
<b>Ocena ogólna</b>		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
A03.03	Zaniechanie/brak koszenia	C	–	Brak koszenia w dłuższej perspektywie czasowej może spowodować ekspansję drzew i krzewów.

Zagrożenia (przyszłe, przewidywane oddziaływania)				
Kod	Nazwa	Intensywność	Wpływ	Syntetyczny opis
A03.01	Intensywne koszenie lub intensyfikacja	A	–	Intensywne koszenie spowoduje brak możliwości rozwoju wysokiej pokrywy roślinnej, odpowiedniej dla gatunku.

Inne informacje	
Inne wartości przyrodnicze	<i>Inne obserwowane w trakcie prac monitoringowych gatunki zwierząt i roślin z załączników Dyrektywy Siedliskowej i Ptasiej: gatunki zagrożone i rzadkie (Czerwona księga) gatunki chronione (podać liczebność w skali: liczny, średnio liczny, rzadki)</i> Nie obserwowano.
Gatunki obce i inwazyjne	<i>Obserwowane gatunki obce i inwazyjne</i> Nie obserwowano.
Uwagi metodyczne	<i>Informacje istotne dla dalszego planowania monitoringu (sposób prowadzenia prac, wskaźniki, które powinny być badane w monitoringu i ich waloryzacja, regionalnie optymalny czas prowadzenia badań itp.)</i> Brak.
Inne uwagi	<i>Wszelkie informacje pomocne przy interpretacji wyników, np. anomalie pogodowe</i> Brak.
Dokumentacja fotograficzna i kartograficzna	<i>Załączniki do bazy danych (w wersji elektronicznej): Minimum 2 zdjęcia na stanowisko (gatunek, siedlisko), granice powierzchni badawczej naniesione na odpowiedni podkład kartograficzny</i>

## 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 smużka leśna. Gatunek ten jednak zasiedla tereny bardziej wilgotne i z większym udziałem drzew i krzewów.



## 6. Ochrona gatunku

Gatunek objęty w Polsce ochroną gatunkową. Przy obecnym stanie wiedzy o gatunku w Polsce trudno zaproponować inne sposoby jego ochrony. Jedyne znane wcześniej stanowisko smużki stepowej znajdowało się w rezerwacie „Machnowska Góra”, jednak nie zostało potwierdzone w ostatnich latach. Stanowisko to chronione jest w obszarze Natura 2000 PLH060029 Żurawce. Na Węgrzech izolowane stanowisko podgatunku *S. s. trizona* jest chronione na obszarze Borsodi Mezőség Protected Landscape Area.

## 7. Literatura

- Baraniak E., Kubasik W., Pałka K. 1998. Smużka stepowa *Sicista subtilis* (Pallas, 1773) (Rodentia: Zapodidae) – nowy gatunek ssaka w faunie Polski. *Przegląd Zoologiczny* 242: 241–243.
- Bauer K. 1960: Die Säugetiere des Neusiedlersee-Gebietes (Österreich). *Bonner Zoologische Beiträge*. 11 (2–4): 141–344.
- Cserkés T. 2011. Ecological, taxonomical and conservation biological investigation of Southern Birch Mouse (*Sicista subtilis trizona*). Theses of the PhD Dissertation. Eötvös Loránd University, Budapest, Hungary.
- Cserkés T., Kitowski I., Czochra K., Rusin K. 2009. Distribution of the Southern birch mouse (*Sicista subtilis*) in East-Poland: Morphometric variations in discrete European populations of superspecies *S. subtilis*. *Mammalia* 73: 221–229.
- Cserkés T., Gubányi A. 2008. New record of Southern birch mouse, *Sicista subtilis trizona* in Hungary. *Folia Zoologica* 57: 308–312.
- Cvetkova A. A. 1978. Reproduction of southern and northern birchmice in South Ural. *Ekologija* 9: 90–92.
- Jurczyszyn M., Zgrabczyńska E. 2004. *Sicista subtilis* (Pallas, 1733). Smużka stepowa. Ssaki, gryznie, smużkowate. W: Bereszyński A. i Kepel A. (red.). *Podręcznik ochrony gatunków – zwierzęta*. Ministerstwo Środowiska, Warszawa. Tom 6, s. 131–133.
- Popov V.A. 1960: [Mammals of the Volga-Kama region. Insectivores, Bats, Rodents]. Kazanskii Filial, AN SSSR, Kazan (in Russian).
- Pucek Z. 1982. *Sicista subtilis* (Pallas, 1773) – Steppenbirkenmaus. W: Niethammer J., Krapp F. (red.) *Handbuch der Säugetiere Europas, Band 2/I, Rodentia II*. Akademische Verlagsgesellschaft, Wiesbaden, s. 501–515.
- Pucek Z. (red.). 1984. Klucz do oznaczania ssaków Polski. PWN, Warszawa.
- Pucek Z. 1999. *Sicista subtilis* (Pallas, 1773). W: Mitchell-Jones A.J., et al. (red.). *The Atlas of European Mammals*. Academic Press, London, s. 306–307.
- Pucek M. 2001. *Sicista subtilis* (Pallas, 1773). Smużka stepowa. W: Głowaciński Z. (red.) *Polska Czerwona Księga Zwierząt. PWRiL, Warszawa, s. 74–75*.
- Sokołow I. I. 1964. Stiepnaja myszowka. W: Sokołow I. I. (red.). *Mlekopitajuszczije fauny SSSR. Czast 1. Izd. Akad. Nauk., Moskwa–Leningrad, s. 378–379*.

Opracował: Karol Zub

1335 **Suseł moregowany**  
*Spermophilus citellus* (Linnaeus, 1766)



Fot. 1. Suseł moregowany *Spermophilus citellus* (fot. A. Kepel).

## 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 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 ginących i zagrożonych w Polsce – EX

Polska czerwona księga zwierząt. Kregowce – EXP

### 3. Opis gatunku

Suseł moregowany jest jednym z dwóch reprezentantów rodzaju *Spermophilus* w faunie Polski. Ciężar jego smukłego ciała osiąga 240–340 g, przy czym samiec jest większy od samicy. Puszysty ogon ma  $\frac{1}{4}$  długości ciała, nóżki są krótkie, uszy częściowo ukryte w futerku, duże, ciemne oko z podłużną źrenicą ma kształt migdała (Fot. 1). Charakterystyczną cechą susła, która różni go od wiewiórki i od świstaka, jest obecność silnie rozwiniętych worków policzkowych. Pazury susłów są płaskie, długie i mocne, ponieważ służą do kopania. Ubarwienie grzbietu i boków jest żółtawoszare z gęsto ułożonymi nieregularnymi, poprzecznymi, brązowo-szarymi prążkami.

Występowanie susła moregowanego ogranicza się do terenów Europy Środkowej (sięga na północ do Austrii, Czech i do niedawna Polski) i Wschodniej oraz Azji Mniejszej. Ponieważ rzeki, lasy i obszary bagienne stanowią dla niego bardzo skuteczną barierę, powstały liczne izolowane populacje, które z czasem zaczęły się różnicować. W Europie opisano 8 podgatunków susła moregowanego. W Polsce występował podgatunek nominatywny *Spermophilus citellus citellus*, z populacji środkowoeuropejskiej, zasiedlającej głównie Czechy i Węgry, występującej także na Słowacji i w Austrii, a do początku lat 60. XX w. także w Saksonii. Gatunek ten jest poważnie narażony na wymarcie na całym terenie swojego występowania (Coroiu i in. 2008).

### 4. Biologia gatunku

Suseł moregowany żeruje w dzień. Odżywia się głównie roślinami zielnymi, w tym również uprawianymi przez człowieka. Mimo to zwierzęta te nie są postrzegane jako szkodniki. Najczęściej żeruje na zielonych częściach roślin, ale zjada także nasiona, kwiaty i pędy podziemne. W skład diety uzupełniającej wchodzi owady, zwłaszcza chrząszcze, prostoskrzydłe i motyle w różnych stadiach rozwojowych, a sporadycznie jaja i pisklęta ptaków. Obserwowano także ślady żerowania na martwych gadach czy gryzoniach.

Każdy osobnik ma swoją własną norę – system korytarzy podziemnych może dochodzić do ok. 8 m długości i sięgać do 2–2,5 m w głąb ziemi. Wyróżnia się dwa rodzaje nor: tymczasowe, płytkie, składające się tylko z korytarza, służące jako schronienie w ciągu dnia oraz nory trwałe, z komorą gniazdową, gdzie zwierzęta spędzają noc, hibernują, rodzą i wychowują młode (Rużić 1978, Petrov 1992). Oba typy schronień mogą być ze sobą połączone. Wejście do nory tymczasowej prowadzi w dół ukośnym korytarzem długim na co najmniej 20 cm. Nora lub system nor może mieć od jednego do pięciu wejść o średnicy 5–10 cm. Niekiedy do wyjścia z trwałej nory prowadzi pionowy korytarz. Obszerna, dobrze wymoszczona komora gniazdowa służy latem jako wychowalnia dla młodych. Jesienią suseł wprowadza się do niej na sen zimowy, starannie zatykając wejścia do nory sianem i ziemią. W czasie letniej aktywności odkłada w swoim ciele odpowiedni zapas tłuszczu. Jest to bardzo ważne, ponieważ suseł nie gromadzi zapasów żywności i warstwa tłuszczu musi mu wystarczyć na całą zimę. Sen zimowy trwa od sierpnia–października do marca–kwietnia. W tym czasie temperatura ciała susła ulega znacznemu obniżeniu (do 3,1–4,5°C), a serce bije kilka razy na minutę. W płytszy torpor mogą zapadać także przez cały rok. Dzieje się to najczęściej przy niekorzystnych warunkach pogodowych.

Najpierw ze snu budzą się samce, a dopiero później samice. Okres godowy (kwiecień–maj), trwa zwykle 20–25 dni. W poszczególnych latach, a także w różnych rejonach geograficznych, liczba młodych może być bardzo zmienna – zwykle od 3 do 8. Na podstawie badań przeprowadzonych na terenie Opolszczyzny średni miot określono na 3 młode (Brinkmann 1951). Rodzą się nagie i ślepe. Z nor wychodzą zwykle około połowy czerwca. Dojrzałość płciową samice osiągają dopiero następną wiosną. Usamodzielniając się, młode susły zajmują opuszczone nory w odległości 200–500 m od nor rodzicielskich, bądź same kopią korytarze płytko pod powierzchnią gruntu. Jest to krytyczny okres w życiu młodych, gdyż narażone są wtedy na przemoczenie podczas ulewnych deszczów i przechłodzenie. Są też wówczas pod ciągłą i silną presją drapieżników, takich jak łasica, tchórz zwyczajny, lis, kot domowy i niektóre ptaki drapieżne (Wojtaszyn i in. 2012). Jeśli uda im się przeżyć okres młodociany, żyją do 4–5 lat.

Kilka rodzin susłów tworzy małe kolonie, co zwiększa wspólne bezpieczeństwo. Te z kolei często łączą się w większe. Największe kolonie susła mogą liczyć nawet kilkadziesiąt tysięcy osobników. Najczęściej jednak liczą od 20–30 do 100–200. W Polsce zwarte kolonie zakładane były często bądź na terenach dawnych kopalń wapienia, bądź na większych piaszczystych nieużytkach. Pojedyncze nory znajdowane były także na miedzach. Susel stale przebywa w pobliżu swojej nory, by w razie niebezpieczeństwa móc się łatwo w niej ukryć. Często przybiera charakterystyczną postawę – staje słupkiem i rozgląda się w po okolicy. Gdy jeden z osobników zauważy niebezpieczeństwo, wydaje gwizd ostrzegawczy, po którym inne susły z kolonii uciekają do nor, podnosząc przy tym ogony.



**Fot. 2.** Siedlisko kolonii susła moregowanego w Głębowicach. Widać klatkę aklimatyzacyjną, służącą do wsiedleń susłów (fot. A. Kepel).

## 5. Wymagania siedliskowe

Gatunek zamieszkuje nizinne i wyżynne tereny otwarte, zwłaszcza ugory, suche, często kamieniste łąki, pastwiska, skarpy i nasłonecznione pagórki (Fot. 2). Susła spotyka się także na drogach i miedzach śródpolnych. Ewentualne żerowanie na polach ogranicza się zwykle do ich skrajów, a powodowane szkody są znikome. W innych krajach spotyka się kolonie susłów w winnicach, gdzie także nie powodują istotnych strat. Unika lasów i terenów wilgotnych. Do ważniejszych czynników siedliskowych wpływających na stan populacji susła należy naturalna sukcesja roślinności i presja drapieżników. Zbyt wysoka i zbita murawa ogranicza zwierzętom widoczność i możliwości szybkiej ucieczki, a zarastanie muraw przez krzewy i drzewa prowadzi do ocieniania podłoża i również utrudnia widoczność. Dla susła istotne jest przede wszystkim drapieżnictwo ze strony lisów i łasicowatych, także psów, kotów i ptaków (szponiastych, ew. czapli).

## 6. Rozmieszczenie gatunku w Polsce

W Polsce suseł moregowany osiągnął swój północny skraj występowania. W drugiej połowie XIX wieku występował na licznych stanowiskach na Opolszczyźnie, Górnym i Dolnym Śląsku oraz na Ziemi Lubuskiej (Ryc. 1). Był dość powszechnie spotykany w obecnych granicach administracyjnych Wrocławia. Obserwowano go koło Przemkowa, a w 1900 roku zanotowano najdalej wysunięte na północ stanowisko w okolicy Żagania i Głogowa. Na przełomie XIX i XX w. najbardziej na południe i wschód wysunięte były stanowiska na Górnym Śląsku w Popielowie (obecnie dzielnicy Rybnika), Mysłowicach, Łabędach (teraz dzielnicy Gliwic) i Świbiu. Ważnym czynnikiem ograniczającym rozprzestrzenianie się tego gatunku były zawsze kompleksy leśne. Rozległe bory, rozciągające się od Tarnowskich Gór w kierunku północno-zachodnim, uniemożliwiły przesuwanie się susłów w kierunku północno-wschodnim. Pomostem, który łączył populację polską z głównym obszarem występowania tego gatunku w Europie, była najprawdopodobniej Brama Morawska.

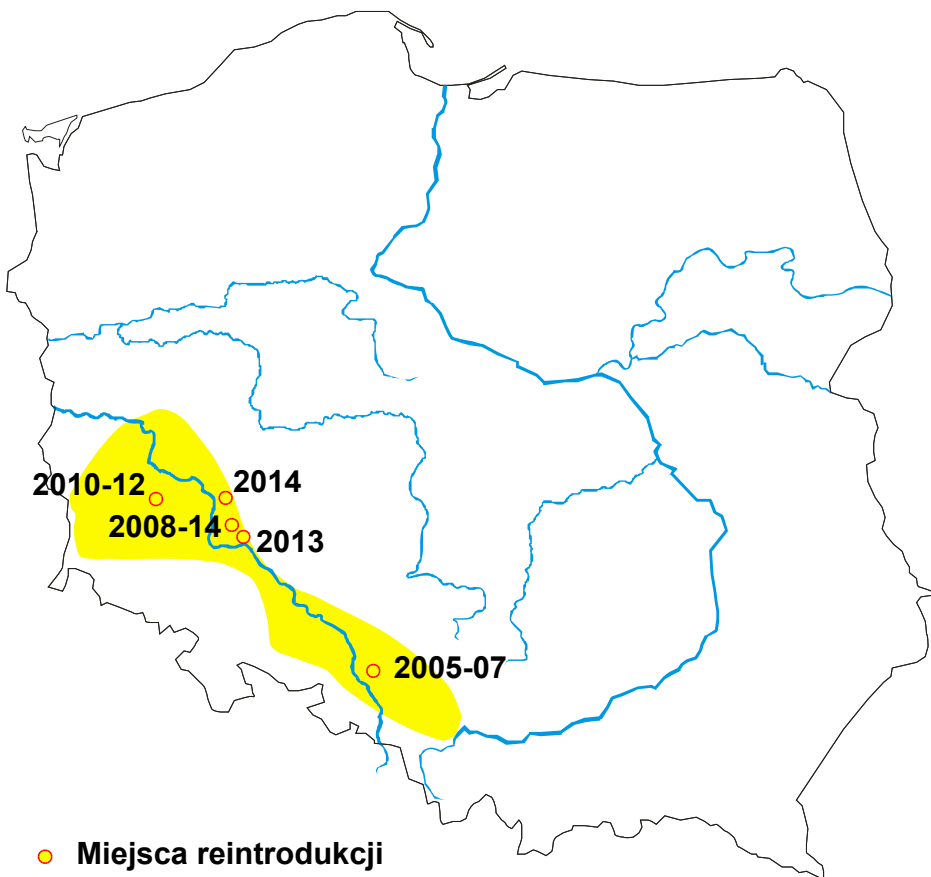
Najbardziej znana na Śląsku kolonia susłów zasiedlała poligon wojskowy w Łambinowicach k. Niemodlina na Opolszczyźnie. Jeszcze pod koniec lat 80. XIX w. były one tak liczne, że energicznie przystąpiono do zmniejszania ich pogłowia, a za zabite zwierzęta płacono premię. Na początku XX w. stwierdzono wyraźne zmniejszanie się zasięgu występowania susła moregowanego na terenie Polski. Na Górnym Śląsku i Opolszczyźnie w latach 1922–24 występował nielicznie, jedynie w byłych powiatach: opolskim, niemodlińskim i strzeleckim. Wymieranie susła nastąpiło na całym obszarze Śląska z wyjątkiem okolic Strzelec Opolskich. Na Dolnym Śląsku gatunek ten występował wtedy jedynie na niewielkich, izolowanych stanowiskach koło Środy Śląskiej, Ziębic i Strzelina. Nieliczne kolonie stwierdzono też w byłych powiatach: Lubań, Bolesławiec, Złotoryja, Lubin, Ścinawa, Głogów, Szprotawa, Kozuchów i Zielona Góra. Inwentaryzacja stanowisk susła przeprowadzona w 1938 roku koło Strzelec Opolskich wykazała zaledwie 10 kolonii; w największej z nich, w Tarnowie Opolskim, stwierdzono 60–70 nor, a w 6 innych (Kamień Śląski, Kamionek, Poznowice, Gogolin, Żyrowa i Centawa) od około 30 do 60.

W latach 1938–43 w 11 utrzymujących się na Śląsku Opolskim koloniach znaleziono około 850 nor. Po 1945 roku nastąpił rozrost wielu kolonii zajmujących powojenne ugory,



jednak po ich zaoraniu stanowiska susła zaczęły ponownie szybko zanikać. Stosunkowo najwcześniej wyginęły w północno-zachodniej części areалу, pod Środą Śląską, Ziębicami, Wrocławiem i Zieloną Górą (ok. 1944 roku). Później areal występowania susłów zaczął się gwałtownie kurczyć, a największej kolonii uległo zniszczeniu między 1939 i 1962 r. (Surdacki 1965). Mimo postępującej regresji populacji, jeszcze w 1964 roku suszeł moregowany występował na 25 stanowiskach, które jednak zlokalizowane były wówczas już tylko na Opolszczyźnie (Surdacki 1965). W tej liczbie było 7 kolonii „małych”, liczących prawdopodobnie po kilkaset osobników i zaledwie 4 kolonie „duże”, zajmujące wielohektarowe obszary, na których występowało kilka lub kilkadziesiąt tysięcy osobników. Duże kolonie znajdowały się w: Nakle, Kamieniu Śląskim, Gogolinie i Ligocie Dolnej. Wszystkie kolonie rozmieszczone były na niewielkim obszarze wschodniej części województwa opolskiego.

Podczas gdy jeszcze w 1965 roku cała śląska populacja mogła liczyć nawet do kilkudziesięciu tysięcy osobników, w 1973 roku pozostała już tylko jedna duża kolonia koło Kamienia Śląskiego, w której żyło kilka tysięcy osobników oraz pięć mniejszych kolonii, w okolicy Góry Św. Anny, Kamienia Śląskiego i Siedlca. W 1983 roku na obszarze położonym między miejscowościami: Opole, Zdzeszowice i Strzelce Opolskie, na którym znajdowały się



Ryc. 1. Maksymalny obszar historycznego występowania susła moregowanego (kolor żółty) z lokalizacją pierwszych stanowisk reintrodukcji (podano lata wsiedleń).



wszystkie czynne stanowiska susła zarejestrowane w 1965 roku, nie stwierdzono już nawet śladów jego bytowania. Ostatnie udokumentowane w literaturze naukowej (Męczyński 1985) obserwacje susła moregowanego z Opolszczyzny pochodzą z końca lat 70. z okolic Góry Św. Anny, Kamienia Śląskiego i Siedlca.

Najpoważniejszą przyczyną wymarcia susła w Polsce wydaje się być likwidacja dużych obszarów pastwisk i ugorów, zajmowanych przez liczne kolonie. Wskutek zmiany charakteru ich zagospodarowania (zamiana na grunty orne, sady, zalesianie, zabudowa, czy pozostawiania naturalnej sukcesji) ograniczano liczbę i powierzchnię potencjalnych miejsc występowania tego gryzonia. W ten sposób zniszczono naturalne siedliska życia susła w skali przekraczającej możliwości przystosowawcze tego ssaka. Według Męczyńskiego (1985) właśnie w ten sposób przestały istnieć kolonie susła koło miejscowości: Nakło, Gogolin, Ligota Dolna, Siedlec, Malnia i Otmice. Zagospodarowywanie obszarów zajmowanych przez rodziny susła spowodowało jego zagładę także koło Tarnowa Opolskiego i Góry Św. Anny. Po likwidacji najrozleglejszych obszarów ugorów, pastwisk i nieużytków, grupujących największe kolonie, zwierzęta te nie przetrwały również na rozproszonych, niewielkich obszarowo stanowiskach. Wskutek ich nadmiernego rozproszenia i rozdzielenia różnymi barierami ekologicznymi (zale-



Ryc. 2. Rozmieszczenie stanowisk monitoringu susła moregowanego w Polsce na tle jego zasięgu występowania.

sienia), utrudniona była prawdopodobnie migracja i kontakt między koloniami. Mogła tutaj nastąpić zbytnia izolacja rodzin, a co za tym idzie utrudniona została wymiana materiału genetycznego. W wyniku fragmentacji środowisk zajmowanych przez susła został także zahwiany proces dyspersji młodych osobników, które usamodzielniając się zajmują tereny w pewnej odległości od nor rodziców. Strat w tych niewielkich izolowanych populacjach susła mogły dopełnić także duża presja drapieżników oraz – być może – ulewne deszcze i długie okresy chłódów w okresie wiosennym i jesiennym, na które szczególnie wrażliwe są osobniki młode, opuszczające nory rodziców. Nie można wykluczyć, że osłabienie populacji nastąpiło także na skutek wystąpienia wśród tych zwierząt epidemii lub zakażenia pasożytami. W przypadku niektórych stanowisk ich zanik był wynikiem celowego zabijania (w tym trucia) tych zwierząt.

W 1997 r., a następnie w latach 2000–2001, specjaliści ze Stowarzyszenia Ochrony Przyrody BIOS oraz Polskiego Towarzystwa Ochrony Przyrody „Salamandra” podjęli intensywne próby odnalezienia susła na obszarze, co do którego istniały podejrzenia, że mogły tam jeszcze przetrwać jego nieliczne grupy. Obejmował on trójkąt między miejscowościami Opole, Zdzeszowice i Strzelce Opolskie. Pomimo skontrolowania najbardziej prawdopodobnych miejsc występowania susła i wszystkich dogodnych dla niego siedlisk, nie stwierdzono osobników tego gatunku. Doniesienia nielicznych osób, które wskazywały na obecność tego ssaka jeszcze w latach 90. XX w., nie znalazły potwierdzenia. Najbardziej prawdopodobnym wytłumaczeniem jest omyłkowe uznawanie za susła innych zwierząt podobnej wielkości (chomik, łasica, królik). Nie można jednak całkowicie wykluczyć tego, że osoby te rzeczywiście widziały ostatnie osobniki susła moregowanego, które przetrwały na badanym obszarze do początku lat 90. XX w. (w większości byli to ludzie starsi, znający susła jeszcze z czasów jego stosunkowo licznego występowania).

Wszystkie posiadane dane wskazują więc na to, że na początku XXI w. wieku susel moregowany nie występował już na terenie Polski. Obecne stanowiska na terenie kraju są wynikiem programu reintrodukcji prowadzonego przez Polskie Towarzystwo Ochrony Przyrody „Salamandra”, w oparciu o grupę hodowlaną pochodzącą z Węgier i Słowacji (Ryc. 1, 2). Na dwóch pierwszych stanowiskach wsiedleń – w Kamieniu Śląskim (woj. opolskie) i Głębowicach (woj. dolnośląskie) – odtworzone kolonie wydają się być już stabilne i spontanicznie zwiększają swoją liczebność. W przypadku kolejnych dwóch stanowisk – w Jakubowie Lubińskim i Rościszewicach (oba w woj. dolnośląskim) – powodzenie wsiedleń jest jeszcze niepewne (Wojtaszyn i in. 2012). W 2014 r. rozpoczęto wsiedlanie w Jemielnie (woj. dolnośląskie).

## II. METODYKA

### 1. Koncepcja monitoringu gatunku

Wskazane jest, by metodyka monitoringu susła moregowanego była możliwie zbliżona do metodyki stosowanej w odniesieniu do susła perełkowanego *Spermophilus suslicus*. Dzięki temu wyniki monitoringu tych dwóch podobnych gatunków będą porównywalne. Dlatego przyjmując proponowane rozwiązania, starano się w miarę możliwości zharmonizować je z zaleceniami podanymi dla susła perełkowanego (Męczyński i in. 2010).

Należy jednak wziąć pod uwagę, że sytuacja susła moregowanego w Polsce jest nieco inna niż susła perełkowanego. Występuje w innym regionie, na nieco odmiennych siedliskach, liczba stanowisk jest mniejsza i wszystkie są wynikiem programu reintrodukcji (Kapel, Kala 2007). Rezultaty tego programu są systematycznie monitorowane wg jednolitej metody, której obecnie nie należy zmieniać (Wojtaszyn i in. 2012).

Ustalając zalecenia dla monitoringu, starano się także, by były one zgodne z zaleceniami podanymi w aktualnej wersji projektu europejskiego Action Plan dla tego gatunku (Janák, Marhoul 2012).

Ocena stanu populacji opiera się o szacunkową ocenę liczebności na podstawie liczby zasiedlonych nor. Liczebność ocenia się w dziesięciostopniowej skali na podstawie liczby stwierdzonych czynnych nor w danej kolonii (skala za Męczyńskim i in. 2010):

Stopień – liczba osobników

10 – ponad 10 000 osobników

9 – 6001–10000

8 – 3001–6000

7 – 1001–3000

6 – 601–1000

5 – 301–600

4 – 101–300

3 – 51–100

2 – 21–50

1 – do 20 osobników

Pomocniczym wskaźnikiem stanu populacji jest powierzchnia siedliska zajętego przez susły moregowane, która może świadczyć o rozwoju lub zaniku populacji. Wskaźnik ten może być szczególnie ważny, gdy kolonia zajmuje tylko część dogodnego siedliska. Ponieważ jednak w koloniach, zależnie od warunków, może występować różne zagęszczenie susłów na jednostkę powierzchni, wskaźnika tego nie należy stosować samodzielnie, bez szacowanej liczebności kolonii.

Ocenę stanu siedliska proponuje się prowadzić metodą zbliżoną do tej, którą zaproponowano dla susła perełkowanego. Nie trzeba badać czynników abiotycznych; większość z nich (ukształtowanie terenu, ekspozycja i nachylenie zboczy w terenie pagórkowatym, budowa podłoża, typ i rodzaj gleby, czy też warunki klimatyczne) jest zwykle niezmienna w czasie. Wyjątek stanowią warunki wodne; jednak zmiany takich czynników, jak natężenie opadów, poziom wód gruntowych, wilgotność gleby i ich wpływ na życie susłów moregowanych, byłyby trudne do jednoznacznej oceny. Za podstawowe wskaźniki stanu siedliska przyjęto:

- **powierzchnię potencjalnego siedliska**, czyli maksymalny obszar, który na podstawie aktualnej wiedzy o wymaganiach siedliskowych susłów moregowanych nadaje się do zasiedlenia przez susły z danej kolonii w wyniku naturalnej dyspersji (może ulegać zmianie na skutek np. zagospodarowywania lub odtwarzania łąk;
- **stan murawy potencjalnego stanowiska** (wysokość warstwy zielnej w czasie monitoringu lub terminy koszenia lub spasanania i jego intensywność – jeden z ważniejszych czynników wpływających na stan populacji susła, bowiem zbyt wysoka i zbita murawa ogranicza zwierzętom widoczność i możliwości szybkiej ucieczki;

- **zarastanie przez drzewa i krzewy** potencjalnego stanowiska (powierzchni, które w danym miejscu nadaje się do zasiedlenia przez susły) przez drzewa i krzewy, czyli nasilenie naturalnej sukcesji. Prowadzi to do ocieniania podłoża i utrudnia widoczność (częściowo może być powiązane z wskaźnikiem pierwszym).

Dodatkowo, w trakcie prac monitoringowych należy notować dane dotyczące bazy pokarmowej i presji drapieżników.

Określanie większości wskaźników stanu siedliska jest w praktyce oceną ekspercką, a więc obarczoną subiektywizmem (stąd ważne jest, by w kolejnych powtórzeniach badania były prowadzone w miarę możliwości przez jednego specjalistę, a przynajmniej przez osobę o odpowiedniej wiedzy i doświadczeniu). Jedynie wskaźniki oparte o pomiary powierzchni – przede wszystkim powierzchnia zajmowana przez kolonię, określane są dokładnie (przy użyciu programu komputerowego do analiz przestrzennych), w oparciu o współrzędne geograficzne odnalezionych nor.

## 2. Wskaźniki i ocena stanu ochrony gatunku

### Wskaźniki stanu populacji

Tab. 1. Wskaźniki stanu populacji

Wskaźnik	Miara	Sposób pomiaru/określenia
Liczebność	Liczba osobników	Określenie w oparciu o liczbę stwierdzonych czynnych nor
Powierzchnia zasiedlona	ha	Określenie w oparciu o lokalizację skrajnych nor w kolonii, naniesionych na mapę; w przypadku kolonii składających się z rozproszonych, sąsiadujących zgrupowań, powierzchnię zasiedloną oblicza się, sumując powierzchnię zajmowaną przez poszczególne zgrupowania

Tab. 2. Waloryzacja wskaźników stanu populacji

Wskaźnik	Ocena*		
	FV	U1	U2
Liczebność	Stopień co najmniej 5, liczebność nie zmniejszyła się od ostatnich badań więcej niż o 30%, a w stosunku do maksymalnej liczebności zanotowanej w ramach monitoringu – o więcej niż 1 stopień, aktualna liczebność jest nie więcej niż o trzy stopnie mniejsza niż maksymalna pojemność tego siedliska szacowana na podstawie oceny eksperckiej i aktualnej wiedzy o zagęszczeniach osiągniętych przez susły w polskich warunkach	Stopień 3 lub 4, <u>albo</u> jeśli wyższy – liczebność zmniejszyła się od ostatnich badań o 30–50% lub w stosunku do maksymalnej liczebności zanotowanej w ramach monitoringu – o 2 stopnie, <u>albo</u> aktualna liczebność jest nie więcej niż o 3-4 stopni mniejsza niż szacowana maksymalna pojemność tego siedliska	Stopień 1 lub 2, <u>albo</u> jeśli wyższy – liczebność zmniejszyła się od ostatnich badań o ponad 50% lub w stosunku do maksymalnej liczebności zanotowanej w ramach monitoringu – o więcej niż 2 stopnie, <u>albo</u> aktualna liczebność jest o 5 lub więcej stopni mniejsza niż szacowana maksymalna pojemność tego siedliska
Powierzchnia zasiedlona	Zasiedlone co najmniej 20% potencjalnego stanowiska, co najmniej 10 ha, i ponad 70% maksymalnego zasięgu obserwowanego na tym stanowisku	Zasiedlone poniżej 20% potencjalnego stanowiska, poniżej 10 ha lub 50-70% maksymalnego zasięgu obserwowanego na tym stanowisku	Zasiedlone poniżej 50% maksymalnego zasięgu obserwowanego na tym stanowisku

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

**Wskaźniki kardynalne**

- liczebność

**Wskaźniki stanu siedliska****Tab. 3.** Wskaźniki stanu siedliska

Wskaźnik	Miara	Sposób pomiaru/określenia
Powierzchnia potencjalnego stanowiska	ha	Określenie w oparciu o mapę (ortofotomapa) i wizję lokalną maksymalnej powierzchni, która na podstawie wiedzy o wymaganiach siedliskowych susłów nadaje się do zasiedlenia przez susły z danej kolonii w wyniku naturalnej dyspersji
Stan murawy potencjalnego stanowiska	Wskaźnik opisowy	Określenie częstości koszenia w oparciu o plan ochrony (stopień wykonania planu koszenia) oraz intensywności wypasu (procent powierzchni objętej wypasem – ocena ekspercka) lub określenie przybliżonej średniej wysokości dominujących roślin (szczególnie traw) w cm (ocena ekspercka)
Zarastanie przez drzewa i krzewy	%	Określenie, jaka część powierzchni potencjalnego stanowiska jest zarośnięta przez drzewa i krzewy (ocena ekspercka)

**Tab. 4.** Waloryzacja wskaźników stanu siedliska

Wskaźnik/Ocena	FV	U1	U2
Powierzchnia potencjalnego stanowiska	> 25 ha	7-25 ha, <u>albo</u> >25 ha, ale zmniejszyła się w stosunku do powierzchni początkowej o ponad 10%	< 7 ha
Stan murawy potencjalnego stanowiska	Obszar aktualnego występowania susłów w ponad 75% koszony lub wypasany co najmniej 2 razy do roku albo zgodnie z planem ochrony/zadań ochronnych przyjętym dla tego obszaru z uwzględnieniem ochrony susłów (jeśli istnieje), <u>albo</u> jeśli w danym roku niekoszony i niewypasany lub odbywa się to tylko jednokrotnie, wysokość murawy zasadniczo nie przekracza na nim 15 cm, przy czym łączna zwarta powierzchnia spełniająca powyższe kryteria na obszarze potencjalnego występowania susłów stanowi ponad 125% maksymalnego stwierdzonego zasięgu susłów na tym stanowisku	Obszar występowania susłów w 50-75% koszony lub wypasany co najmniej 2 razy do roku albo zgodnie z planem ochrony/zadań ochronnych przyjętym dla tego obszaru z uwzględnieniem ochrony susłów (jeśli istnieje), <u>albo</u> jeśli w danym roku niekoszony i niewypasany lub odbywa się to tylko jednokrotnie, wysokość murawy zasadniczo nie przekracza na nim 15 cm, przy czym łączna zwarta powierzchnia spełniająca powyższe kryteria na obszarze potencjalnego występowania susłów stanowi co najmniej 75% maksymalnego stwierdzonego zasięgu susłów na tym stanowisku	Obszar występowania susłów w poniżej 50% koszony lub wypasany co najmniej 2 razy do roku albo zgodnie z planem ochrony/zadań ochronnych przyjętym dla tego obszaru z uwzględnieniem ochrony susłów (jeśli istnieje), <u>albo</u> jeśli w danym roku niekoszony i niewypasany lub odbywa się to tylko jednokrotnie, wysokość murawy zasadniczo nie przekracza na nim 15 cm, <u>albo</u> łączna zwarta powierzchnia spełniająca powyższe kryteria na obszarze potencjalnego występowania susłów stanowi poniżej 75% maksymalnego stwierdzonego zasięgu susłów na tym stanowisku
Zarastanie przez drzewa i krzewy	Zarośnięte <10% potencjalnego siedliska, a zwarta, niezarośnięta powierzchnia jest większa od maksymalnej powierzchni zajętej na tym stanowisku przez susły w okresie objętym monitoringiem	Zarośnięte 10-25% potencjalnego siedliska, przy czym zwarta, niezarośnięta powierzchnia jest większa od maksymalnej powierzchni zajętej na tym stanowisku przez susły w okresie objętym monitoringiem	Zarośnięte >25% potencjalnego siedliska, albo zwarta, niezarośnięta powierzchnia jest mniejsza od maksymalnej powierzchni zajętej na tym stanowisku przez susły w okresie objętym monitoringiem

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

## Wskaźniki kardynalne

Nie wyróżniono.

## Ocena stanu populacji

O łącznej ocenie stanu populacji decyduje wskaźnik „liczebność”. Jeśli wskaźnik „powierzchnia zasiedlona” jest wyższy od wskaźnika „liczebność”, stan populacji ocenia się zgodnie ze wskaźnikiem „liczebność”. Jeśli wskaźnik „powierzchnia zasiedlona” jest niższy od wskaźnika „liczebność”, stan populacji ocenia się o jeden stopień niżej niż wskaźnik „liczebność” (nawet jeśli różnica między dwoma wskaźnikami wynosi dwa stopnie).

## Ocena stanu siedliska

Łączna ocena stanu siedliska jest zgodna z najniższą oceną osiągniętą przez którykolwiek z trzech wskaźników.

## Perspektywy ochrony

Jest to ocena ekspercka. Przy ocenie tego parametru bierzemy pod uwagę aktualny stan populacji i siedliska, aktualne oddziaływania i spodziewane zagrożenia gatunku na stanowisku, które mogą mieć wpływ na susły). Należy tu uwzględnić presję drapieżników, a także ewentualne planowane zmiany w użytkowaniu murawy czy planowane w sąsiedztwie inwestycje. Presja drapieżników to jedno z najistotniejszych oddziaływań. Na susły mogą polować dziko żyjące ssaki (głównie lisy i łasicowate), psy i koty oraz ptaki – głównie szponiaste, a także np. czaple. W ocenie perspektyw rozważa się przypuszczalny względny wpływ drapieżników, z uwzględnieniem ich skumulowanego oddziaływania z innymi zagrożeniami (np. oddziaływania listów czy kotów jest większe na łące rzadko koszonej, a mniejsze, gdy przez większość sezonu stanowisko jest pokryte roślinnością do 15 cm wysokości). Jeśli w opinii eksperta stwierdzona presja może mieć istotne znaczenie dla liczebności czy dynamiki populacji (np. regularnie część susłów pada ofiarą drapieżników) i ocenia się ją jako wysoką, to perspektyw ochrony nie można uznać za dobre. Jeśli stwierdzono presję, jednak jej obecna skala nie powinna mieć znaczenia istotnego dla populacji (np. pojedyncze, raczej przypadkowe ofiary, albo np. stwierdzono sporadyczną obecność lisa, ale na otwartej przestrzeni, przy krótkiej trawie i kamienistym podłożu (a więc praktycznie nie ma on szans na upolowanie zdrowych osobników susła), to taka obserwacja nie powinna mieć wpływu na ocenę perspektyw ochrony. Na perspektywy ochrony mogą wpływać także np. plany właściciela dotyczące dalszego użytkowania, włączenie danej łąki do programu dopłat uzależnionych od dostosowania koszenia do wymogów ochrony ptaków (może to być wpływ dla susłów niekorzystny, jeśli powoduje opóźnienie koszenia), albo przyjęcie Planu Zadań Ochronnych obszaru Natura 2000 uwzględniającego zalecenia dotyczące gospodarowania korzystnego dla susłów.

Ponieważ nie zawsze można zidentyfikować przyczyny wpływające na stan populacji susłów na danym stanowisku, istotną wskazówką przy ocenie perspektyw ochrony powinien być także trend liczebności populacji. Należy też brać pod uwagę inne czynniki, jeśli



są znane – np. zmienność genetyczną na danym stanowisku, zasobność bazy pokarmowej czy plany lokalizacji w pobliżu stanowiska inwestycji, które mogą mieć wpływ na susły (np. drogi, elektrownie wiatrowe).

## Ocena ogólna

Ogólna ocena stanu ochrony gatunku na stanowisku jest wyrowadzana z 3 ocen cząstkowych (populacja, siedlisko, perspektywy). 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 powoduje ocenę ogólną U2.

## 3. Opis badań monitoringowych

### Wybór powierzchni monitoringowych i ich sugerowana wielkość

Biorąc pod uwagę, że obecnie w Polsce znajduje się jedynie pięć stanowisk susła moregowanego (w tym dwa można już uznać za względnie stabilne), a liczba ta będzie wzrastać powoli, monitoringiem należy obejmować wszystkie istniejące stanowiska.

Wszystkie stanowiska znajdują się na terenie regionu biogeograficznego kontynentalnego. Są to stanowiska w miejscowościach:

- Kamień Śląski (woj. opolskie),
- Głębowice (woj. dolnośląskie),
- Jakubowo Lubińskie (woj. dolnośląskie),
- Rościszewo (woj. dolnośląskie),
- Jemielno (woj. dolnośląskie) – utworzone w 2014 r.

Monitoringiem obejmuje się cały obszar maksymalnego potencjalnego zasięgu stanowiska, czyli cały zwarty obszar o względnie jednolitych cechach siedliskowych i jednolitym lub zbliżonym sposobie użytkowania, nadający się do zasiedlenia przez susły, na terenie którego znajduje się ich kolonia.

Na potrzeby tej metodyki jako kolonię przyjmuje się pojedyncze zgrupowanie susłów lub kilka zgrupowań, między którymi ze względu na odległość (mniejszą niż 500 m) oraz brak barier (np. rzeka), może zachodzić regularna wymiana materiału genetycznego (np. podczas dyspersji młodych osobników).

W przypadku jeśli na jakimś stanowisku susły nie są stwierdzane przez trzy kolejne lata, można je wyłączyć z dalszego monitoringu.

## Sposób wykonywania badań

### Określanie wskaźników stanu populacji

**Liczebność.** Określa się w oparciu o liczbę stwierdzonych czynnych nor. Osoby wykonujące liczenie nor, ustawione w tyralierę, przemierzają stopniowo całą powierzchnię łąk (potencjalne siedlisko susłów) i wyszukują susłe nory (Fot. 3). Odległość między osobami powinna być zależna od pokrycia terenu przez roślinność i wynikającego z tego stopnia wykrywalno-

ści nor. Pasy, w których idące koło siebie osoby wykrywają nory ze skutecznością zbliżoną do 100%, powinny nieco na siebie nachodzić (co zwykle oznacza odległość ok. 2–4 m między osobami).

Zlokalizowane nory są zatykane czopami z siana (lub innych roślin rosnących na stanowisku) i oznakowywane tyczkami, ułatwiającymi ich późniejszą lokalizację. Następnego dnia lub w razie niesprzyjających warunków pogodowych (takich jak niska temperatura, deszcz) – po dwóch dniach, po raz kolejny przemierzana jest cała powierzchnia łąki w celu określenia, czy czopy zostały wypchnięte na zewnątrz przez susły. Nory, w których czopy zostały wypchnięte uznaje się za czynne (zajęte przez susły). Spośród gatunków zasiedlających nory na łąkach, praktycznie jedynie susły wypychają czopy. Inne gryzonie wygryzają w nich dziury. Ryzyko pomyłki wynikającej z możliwości wypchnięcia czopa przez inne zwierzę (gniewosz, łasica) jest statystycznie nieistotne.

Metoda ta pozwala w łatwy sposób ustalić, które nory są aktualnie wykorzystywane przez susły, a jednocześnie oszacować aktualną liczebność tych ssaków na powierzchni. Określone są precyzyjne współrzędne geograficzne każdej zasiedlonej nory. Uznaje się, że jedna zasiedlona nora lub zespół blisko położonych nor (w promieniu do 5 m) wykorzystywane są przez jednego osobnika. Do interpretacji wyników brane są pod uwagę wyłącznie nory czynne, wykorzystywane aktualnie przez susły.

Metoda obarczona jest jednak trudnym do oszacowania błędem, wynikającym ze zmiennych warunków na łące każdego roku. Mimo regularnych pokosów traw coroczne warunki podczas monitoringu nieco się różnią, głównie z powodu czynników atmosferycznych. Na świeżo skoszonej łące odnajdywanie nor jest łatwiejsze, natomiast w przypadku obecności wyższych traw skuteczność odnajdywania nor jest zapewne nieco niższa. Ponadto uzyskane wyniki nastrożają niekiedy pewnych kłopotów interpretacyjnych, w szczególności co do określenia czy grupa nor stanowi system zasiedlony przez jednego



**Fot. 3.** Ustawieni w tyralierę uczestnicy monitoringu przemierzają stanowisko susłów moregowanych w Kamieniu Śląskim, w poszukiwaniu nor (fot. A. Kepel).

osobnika, czy blisko położone wyjścia z nor dwóch różnych susłów. Konsekwentne stosowanie tej samej metody pozwala jednak na ocenę trendów i dynamiki zmian liczebności susłów w kolonii.

**Powierzchnia zasiedlona.** Wskaźnik określa się w oparciu o zapisane w odbiorniku GPS współrzędne geograficzne wszystkich odnalezionych czynnych nor, naniesione na mapę (analiza komputerowa). Powierzchnię zasiedloną wyznacza lokalizacja skrajnych nor w kolonii. W przypadku kolonii składających się z rozproszonych, sąsiadujących zgrupowań, powierzchnię zasiedloną oblicza się, sumując powierzchnię zajmowaną przez poszczególne zgrupowania.

#### Określanie wskaźników stanu siedliska

**Powierzchnia potencjalnego stanowiska.** Jest to maksymalna powierzchnia obszaru, który na podstawie aktualnej wiedzy o wymaganiach siedliskowych susłów moregowanych nadaje się do zasiedlenia przez susły z danej kolonii w wyniku naturalnej dyspersji. Może ona ulegać zmianie na skutek np. zagospodarowywania lub odtwarzania łąk. Określa się w oparciu o mapę (ortofotomapa) i wizję lokalną w celu zweryfikowania przez wykonawcę monitoringu w terenie przydatności dla susłów otwartych przestrzeni zidentyfikowanych na mapie.

**Stan murawy potencjalnego stanowiska.** Określa się go na podstawie danych dotyczących częstości koszenia w oparciu o plan ochrony (stopień wykonania planu koszenia) oraz intensywności wypasu (procent powierzchni objętej wypasem – ocena ekspercka) lub określa przybliżoną średnią wysokość dominujących roślin (szczególnie traw) w cm (ocena ekspercka).

**Zarastanie przez drzewa i krzewy.** Wykonawca monitoringu powinien ocenić nasilenie naturalnej sukcesji, określając jaka część (%) powierzchni potencjalnego stanowiska (powierzchni, która w danym miejscu potencjalnie nadawałaby się do zasiedlenia przez susły) zajęta jest przez drzewa i krzewy. Obliczając zarośniętą powierzchnię wlicza się do niej także pas niezarośnięty, o szerokości równej 3-krotnej przybliżonej wysokości drzew lub krzewów w danym miejscu, gdyż jest to obszar niekorzystny dla susłów, ze względu na zwiększone niebezpieczeństwo ze strony drapieżników.

**Uwaga:** Dodatkowo, w trakcie prac monitoringowych należy zbierać dane dotyczące bazy pokarmowej susłów. Można notować, jakie zbiorowiska roślinne występują na badanych stanowiskach monitoringowych i jakie gatunki roślin tam dominują. Dla susłów istotna jest różnorodność występujących na łące roślin. Wskaźnikiem zasobności bazy pokarmowej może być też obecność i liczebność owadów prostoskrzydłych. Obecnie nie można jeszcze podać konkretnego składu optymalnej bazy pokarmowej, bo nie ma jednego wzorca, a preferencje i wymagania pokarmowe nie są jeszcze wystarczająco poznane. Dlatego nie zaproponowano stosowania odrębnego wskaźnika odnoszącego się do bazy pokarmowej i nie ustalono jego waloryzacji. Cechę tę należy jednak uwzględnić jako jeden z elementów eksperckiej oceny wskaźnika dotyczącego perspektyw ochrony.

#### Określanie presji drapieżników

W celu określenia presji drapieżników (ssaków dziko żyjących, głównie lisów i łośnicowatych, ssaków udomowionych, psów i kotów oraz ptaków szponiastych, ew. czapli), która jest istotnym elementem oceny perspektyw ochrony gatunku na stanowisku, należy przede wszystkim:

- 1 Poszukiwać i notować ślady bytności i działalności drapieżników (np. tropy, rozkopane nory, resztki ofiar, odchody, wypluwki) – dokonuje się tego podczas całego pobytu na stanowisku, ale przede wszystkim podczas przeszukiwania powierzchni w celu zlokalizowania nor.
- 2 Prowadzić dodatkowe obserwacje z wykorzystaniem lornetek i lunet (Fot. 4) – obejmują one obecność drapieżników na terenie kolonii i w jej pobliżu, ich zachowanie (podejmowane próby polowań), skuteczność tych prób, rodzaje ofiar niesionych przez drapieżniki, reakcje susłów na ich obecność (czas obserwacji powinien wynosić co najmniej 3 godziny i odbywać się w innym czasie niż poszukiwanie nor, aby badacze nie płoszyli drapieżników), przy czym optymalne jest prowadzenie obserwacji w różnych porach dnia, ale podczas aktywności susłów (np. w godzinach 9–10, 13–14, 17–18).
- 3 Przeprowadzić rozmowy z okoliczną ludnością, pytając się m.in., czy spotkali się z przypadkami upolowania susłów przez zwierzęta domowe (psy i koty) – jeśli tak, to jak liczne były te przypadki i kiedy miały miejsce, czy widzieli inne drapieżniki polujące na susły i z jakim skutkiem, czy znajdowali martwe susły i co mogło być przyczyną ich śmierci.

### Termin i częstotliwość badań

Zasadniczy monitoring należy prowadzić corocznie (jedna kontrola), po opuszczeniu przez młode susły nor rodzinnych a przed tym okresem, gdy pierwsze susły mogą rozpoczynać hibernację. Badania powinny więc być wykonywane latem, od ok. 10 lipca do końca pierwszej połowy sierpnia, czyli w okresie, gdy młode susły zasiedliły już swoje nory, a jednocześnie po okresie wzmożonej śmiertelności młodych występującej w czasie dyspersji. Zależnie od roku i warunków pogodowych, początek badań może wymagać opóźnienia (np. 2013 r. w wyniku bardzo długo utrzymujących się mrozów i śniegu sezon rozrodczy rozpoczął



**Fot. 4.** Obserwacje aktywności drapieżników podczas monitoringu stanowiska susłów moregowatych w Kamieniu Śląskim (fot. A. Kepel).

się z kilkutygodniowym opóźnieniem i w połowie lipca część susłów jeszcze była w norach rodzinnych).

Część badań terenowych (kontrolę, czy znalezione nory są użytkowane oraz ocenę presji drapieżników) należy wykonywać przy pogodzie sprzyjającej aktywności susłów (wykluczone są dni deszczowe lub wietrzne).

W ramach programu reintrodukcji wskazane jest także prowadzenie dodatkowych obserwacji na poszczególnych stanowiskach – np. wczesno i późno wiosennych oraz jesiennych, ale one nie wchodzi w skład opisywanej metodyki monitoringu gatunku.

### Sprzęt i materiały do badań

- tyczki do zaznaczania nor,
- lornetki i ew. lunety,
- aparat fotograficzny,
- odbiornik GPS,
- samochód terenowy z pojemnym bagażnikiem,
- komputer,
- oprogramowania do analizy danych przestrzennych,
- namiotowy pawilon ogrodowy (na niektórych, rozległych stanowiskach).

## 4. Przykład wypełnionej karty obserwacji gatunku na stanowisku

Karta obserwacji gatunku dla stanowiska	
Kod gatunku i nazwa gatunku	Kod gatunku wg Dyrektywy Siedliskowej, nazwa polska i łacińska, autor wg aktualnie obowiązującej nomenklatury <b>1335 suseł moregowany <i>Spermophilus citellus</i> (Linnaeus, 1766)</b>
Nazwa stanowiska	Nazwa stanowiska monitorowanego .....
Typ stanowiska	Referencyjne/badawcze Badawcze
Obszary chronione, na których znajduje się stanowisko	Natura 2000, rezerваты przyrody, parki narodowe i krajobrazowe, użytki ekologiczne, stanowiska dokumentacyjne itd. Obszar Natura 2000 PLH020003 „Dolina Łachy”
Współrzędne geograficzne	Podać współrzędne geograficzne (GPS) stanowiska N XX°XX'XX" E XX°XX'XX"
Wysokość n.p.m.	Podać wysokość n.p.m. stanowiska lub zakres od... do... 95m n.p.m.
Powierzchnia stanowiska	Podać wielkość powierzchni w ha 20 ha
Opis stanowiska	Opis ma ułatwić identyfikację stanowiska. Należy w opisać lokalizację i charakter terenu oraz jak dotrzeć na stanowisko. Zaznaczyć, dla jakiej części stanowiska podano współrzędne geograficzne. Grunty porolne, które przestały być użytkowane ornie pod koniec lat 90. XX w. Obecnie stanowią własność Polskiego Towarzystwa Przyjaciół Przyrody „pro Natura”, które zamierza gospodarować na nich w sposób sprzyjający susłom i innym walorom przyrodniczym. W pobliżu stanowiska znajdują się także inne obszary łąk, pastwisk i nieużytków, które w przypadku dyspersji susłów mogą stanowić ich siedlisko. Współrzędne podano dla centralnego punktu stanowiska.



Charakterystyka siedliska gatunku na stanowisku	<i>Krótką charakterystyka siedliska; typ siedliska, rodzaje siedlisk w otoczeniu stanowiska</i> Susły zajmują grunty porolne, obecnie regularnie wykaszane. Na całym obszarze występują trawy: kostrzewa owcza ( <i>Festuca ovina</i> ) i mietlica pospolita ( <i>Agrostis vulgaris</i> ), a wśród roślin dwuliściennych dominuje: kocanka piaszkowa ( <i>Helichrysum arenarium</i> ), jasioniec piaszkowy ( <i>Jasione montana</i> ) i starzec wiosenny ( <i>Senecio vernalis</i> ), co nawiązuje do zbiorowisk muraw piaszkowych <i>Armerion elongatea</i> , a w części południowej i zachodniej do łąk świeżych <i>Arrhenatherion elatioris</i> .
Informacje o gatunku na stanowisku	<i>Syntetyczne informacje o występowaniu gatunku na stanowisku, dotychczasowe badania i inne istotne fakty; wyniki badań z lat poprzednich</i> Drugie stanowisko reintrodukcji susłów w Polsce. Pierwszego wsiedlenia dokonano w 2008 roku. Następnie kolonię wzmacniano przez kolejne wsiedlenia w latach 2009, 2010 i 2013 (po badaniach monitoringowych).
Czy monitoring w kolejnych latach jest wymagany?	<i>Wpisać tak/nie; w przypadku „nie” uzasadnić dlaczego proponuje się rezygnację z tego stanowiska</i> Tak
Obserwator	<i>Imię i nazwisko wykonawcy monitoringu</i> Julia Kończak, Grzegorz Wojtaszyn
Daty obserwacji	<i>Daty wszystkich obserwacji</i> 6–12.08.13

Stan ochrony gatunku na stanowisku			
Parametr/Wskaźniki	Wartość wskaźnika i komentarz	Ocena	
<b>Populacja</b>			
Liczebność	<i>Podać liczbę czynnych nor</i> 115 czynnych nor	U1	U1
Powierzchnia zasiedlona	<i>Podać, jaka część (%) potencjalnego siedliska jest zasiedlona</i> Zasiedlone poniżej 20% potencjalnego siedliska, ale powyżej 50% maksymalnej zasiedlonej powierzchni na tym stanowisku	U1	
<b>Siedlisko</b>			
Powierzchnia potencjalnego siedliska	<i>Podać wielkość powierzchni zasiedlonego siedliska w ha</i> 20 ha	U1	FV
Stan murawy potencjalnego siedliska	<i>Opisać, podając informacje o częstotliwości koszenia oraz intensywności wypasu (procent powierzchni objętej wypasem) lub określić przybliżoną średnią wysokość dominujących roślin</i> Łąka, na której występują susły, jest koszona raz w roku, po 1 sierpnia. Stan murawy niewystarczająco korzystny dla susłów. W chwili wykonywania monitoringu średnia wysokość murawy wynosiła ok. 10 cm.	U1	
Zarastanie przez drzewa i krzewy	<i>Podać, jaka część (%) powierzchni potencjalnego siedliska jest zarośnięta przez drzewa i krzewy</i> 0% Nie stwierdzono zarastania przez krzewy i drzewa.	FV	
<b>Perspektywy ochrony</b>	<i>Krótką prognoza stanu populacji i siedliska gatunku na stanowisku w perspektywie 10–15 lat w nawiązaniu do ich aktualnego stanu i obserwowanych procesów zachodzących w siedlisku, z uwzględnieniem wszelkich działań i planów, których skutki mogą wpłynąć na gatunek i jego siedlisko</i> Populacja utrzymuje się po wsiedleniu. Susły rozmnażają się z powodzeniem. Liczebność kolonii utrzymuje się na poziomie bezpiecznym pod względem genetycznym. Zagrożenia nie osiągają poziomu przekraczającego odporność tej grupy. W przypadku wzrostu tej kolonii, w sąsiedztwie znajdują się kolejne tereny o warunkach siedliskowych odpowiednich do zasiedlenia przez susły. Obserwowano aktywność lisów na tej łące, jednak ma ona miejsce głównie nocą. Dzięki regularnemu koszeniu drapieżniki te nie mają możliwości podkraść się do susłów niezauważone. W związku ze znaczącym oddaleniem od zabudowań, presja ze stron kotów i psów jest niewielka. Łąka należy do organizacji pozarządowej zajmującej się ochroną przyrody, które uwzględni potrzeby susłów przy planowaniu działań gospodarczych.		FV
<b>Ocena ogólna</b>			<b>U1</b>



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
A 04.03	Zarzucenie pasterstwa, brak wypasu	B	-	Brak wypasu zwierząt na tym obszarze, w połączeniu z późnym pierwszym koszeniem, sprawia trudności w utrzymaniu optymalnych dla susłów parametrów murawy.
K 03.04	Drapieżnictwo	B	-	Lisy, różne gatunki łasicowatych, ptaki szponiaste – prawdopodobnie oddziaływanie, istotniejsze zwłaszcza w okresie pojawiania się młodych na powierzchni oraz w okresie dyspersji młodych.
M 01.03	Powodzie i zwiększanie opadów	A	-	Silne, długotrwałe opady, zwłaszcza w pierwszych tygodniach po urodzeniu młodych, przyczyniają się do niskiego sukcesu rozrodczego w danym sezonie.

Zagrożenia (przyszłe, przewidywane oddziaływania)				
Kod	Nazwa	Intensywność	Wpływ	Syntetyczny opis
A 03.03	Zaniechanie/ brak koszenia	A	-	Zaniechanie koszenia spowodowałoby utratę przez siedlisko cech umożliwiających bytowanie susłów na tym stanowisku (zarastanie i zanikanie łąki, wzrost presji drapieżniczej). Zagrożenie istotne, jeśli występuje wraz z brakiem wypasu.
A 04.03	Zarzucenie pasterstwa, brak wypasu	B	-	Oddziaływanie podobne jak w przypadku braku koszenia – utrata przez siedlisko cech umożliwiających bytowanie susłów na tym stanowisku. Zagrożenie istotne, jeśli występuje wraz z zaniechaniem regularnego koszenia.
J 01.01	Wypalanie	C	-	Nielegalne wypalanie traw na stanowisku może powodować śmierć części zwierząt, a także ograniczanie bazy pokarmowej.
J 03.02.01	Zmniejszanie migracji/bariery dla migracji	B	-	Modernizacja dróg, pasów krzewów, zmiana łąk na grunty orne lub powstawanie innych barier w dyspersji susłów między obecnym stanowiskiem tych zwierząt a potencjalnymi siedliskami tego gatunku w sąsiedztwie, może utrudnić zajmowanie przez susły nowych terenów i tworzenie nowych kolonii.
K 03.04	Drapieżnictwo	A	-	Lisy, różne gatunki łasicowatych, ptaki szponiaste – oddziaływanie może być szczególnie istotne w okresie pojawiania się młodych na powierzchni oraz w okresie dyspersji młodych.
K 03.06	Antagonizmy ze zwierzętami domowymi	C	-	W szczególności koty domowe z pobliskich wsi mogą powodować oddziaływanie podobne jak w przypadku drapieżników dzikich. Szczególnie groźne może być oddziaływanie kotów w przypadku zaniechania lub opóźnienia koszenia.

K 05.01	Zmniejszenie płodności/depresja genetyczna (inbredowa) u zwierząt	B	–	Negatywne skutki inbrodu mogą się pojawić zwłaszcza w wypadku kilkukrotnego zmniejszenia się liczebności populacji susłów na tym stanowisku i silnego dryftu genetycznego w wyniku kumulacji efektu szyjki od butelki.
M 01.03	Powodzie i zwiększanie opadów	A	–	Długotrwałe opady, zwłaszcza w pierwszych tygodniach po urodzeniu młodych, mogą przyczyniać się do niskiego sukcesu rozrodczego w danym sezonie. Szczególnie niebezpieczne może być kilkakrotne powtórzenie się po sobie lat z takimi opadami.

Inne informacje	
Inne wartości przyrodnicze	<i>Inne obserwowane w trakcie prac monitoringowych gatunki zwierząt i roślin z załączników Dyrektywy Siedliskowej i Ptasiej: gatunki zagrożone i rzadkie (Czerwona księga) gatunki chronione (podać liczebność w skali: liczny, średnio liczny, rzadki)</i> Nie obserwowano.
Gatunki obce i inwazyjne	<i>Obserwowane gatunki obce i inwazyjne</i> Nie obserwowano.
Uwagi metodyczne	<i>Informacje istotne dla dalszego planowania monitoringu (sposób prowadzenia prac, wskaźniki, które powinny być badane w monitoringu i ich waloryzacja, regionalnie optymalny czas prowadzenia badań itp.)</i> Wskazane jest, aby badania monitoringowe na tym stanowisku wykonywać w krótkim czasie po koszeniu oraz zebraniu biomasy.
Inne uwagi	<i>Wszelkie informacje pomocne przy interpretacji wyników, np. anomalie pogodowe</i> Przez cały czas trwania monitoringu niebo było zachmurzone (ale nie padało), a temperatura w dzień była dość niska jak na tę porę roku (ok. 15 °C).
Dokumentacja fotograficzna i kartograficzna	<i>Załączniki do bazy danych (w wersji elektronicznej):</i> <i>Minimum 2 zdjęcia na stanowisko (gatunek, siedlisko), granice powierzchni badawczej naniesione na odpowiedni podkład kartograficzny</i>

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

Podobną metodykę zastosowano do monitoringu susła perełkowanego.

## 6. Ochrona gatunku

Gatunek wymaga w Polsce ochrony czynnej. Dla osiągnięcia właściwego stanu ochrony należy odtworzyć co najmniej 15 stabilnych stanowisk (o liczebności co najmniej 500 osobników, ocena perspektyw ochrony – FV), rozmieszczonych w miarę możliwości równomiernie na całym obszarze dawnego zasięgu.

Stanowiska susła moregowanego najczęściej wymagają w warunkach Polskich użytkowania (koszenie lub wypasanie). Ze względu na współwystępowanie na tym typie siedliska wielu innych rzadkich i zagrożonych gatunków fauny i flory, gatunek ten można traktować jako tarczowy.

Ze względu na występowanie barier ekologicznych między potencjalnymi stanowiskami susłów moregowatych, ich dyspersja czy wymiana materiału genetycznego między koloniami może wymagać sztucznego wspomagania (przesiedlania).

## 7. Literatura

- Brinkmann M. 1951. Über die Zieselkolonien in Oberschlesien. Booner Zool. Beitr. 3–4: 191–216.
- Coroio C., Kryštufek B., Vohralík V., Zagorodnyuk I. 2008. *Spermophilus citellus*. W: IUCN 2014. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.1. <[www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org) (dostęp 12.06.2014).
- Głowaciński Z. (red.). 2001. Polska czerwona księga zwierząt. Kęgowce. PWRiL, Warszawa.
- Janák M., Marhoul P. 2012. Action Plan for the Conservation of the European Ground Squirrel *Spermophilus citellus* in the European Union – second draft (06/10/2012). European Commission. Maszynopis.
- Kepel A., Kala B. 2007. Krajowy plan zarządzania gatunkiem – suseł moregowany (*Spermophilus citellus*). Ministerstwo Środowiska, Warszawa.
- Męczyński S. 1985. Czy suseł moregowany *Spermophilus citellus* Linnaeus, 1766 występuje jeszcze w Polsce? Przegląd Zoologiczny 29: 521–526.
- Męczyński S., Grądziel T., Próchnicki K., Styka R. 2010. Suseł perełkowany *Spermophilus suslicus* (Güldenstaedt, 1770). W: Makomaska-Juchiewicz M. (red.). Monitoring gatunków zwierząt. Przewodnik metodyczny. GIOŚ, Warszawa. Część I, s. 32–58.
- Petrov B.M. 1992. *Spermophilus citellus* (Linnaeus, 1766) — Mammals of Yugoslavia. Insectivores and Rodents. Nat. Hist. Museum, Belgrade, 37: 66–69.
- Ružić C.A. 1978. *Citellus citellus* (Linnaeus, 1766) — Der oder das Europäische Ziesel. W: J. Niethammer, F. Krapp (red.). Handbuch der Säugetiere Europas. Bd. 1. Nagetiere I. Akad. Verlagsgesellschaft. Wiesbaden, s. 123–144.
- Surdacki S. 1965. Rozmieszczenie i zmienność susła moregowanego, *Citellus citellus* (Linnaeus, 1766) w Polsce. Acta Theriologica 10, 19: 273–288.
- Wojtaszyn G., Kończak J., Kepel A., Kala B. 2012. Suseł moregowany. PTOP „Salamandra”, Poznań.

Opracował: **Andrzej Kepel**

## 1355 **Wydra**

*Lutra lutra* (Linnaeus, 1758)



Fot. 1. Wydra *Lutra lutra* (fot. R. i M. Kosińscy).

## I. INFORMACJA O GATUNKU

### 1. Przynależność systematyczna

Rząd: drapieżne CARNIVORA

Rodzina: łasicowate MUSTELIDAE

### 2. Status prawny i zagrożenie gatunku

#### **Prawo międzynarodowe**

Dyrektywa Siedliskowa – Załącznik II i IV

Konwencja Berneńska – Załącznik II

#### **Prawo krajowe**

Ochrona gatunkowa – ochrona częściowa

#### **Kategoria zagrożenia IUCN**

Czerwona lista IUCN – LC

Polska czerwona księga zwierząt. Kręgowce – nie uwzględniona

Czerwona lista zwierząt ginących i zagrożonych w Polsce – nie uwzględniona

Czerwona lista dla Karpat – VU (w Polsce VU)

### 3. Opis gatunku

Wydra jest jednym z największych krajowych przedstawicieli łasicowatych, długość jej ciała wynosi 60–70 cm, a ogona 35–40 cm. Charakteryzuje się silnie wydłużonym, smukłym ciałem i dość krótkimi kończynami (Fot. 1). Długi, owalny i masywny ogon, zwężający się ku końcowi pełni funkcję napędu i jednocześnie steru w wodzie. Krótki i silnie umięśniony odcinek szyjny jest słabo zaznaczony. Masywny szkielet wydry i silne umięśnienie karku, łap i ogona umożliwiają dużą sprawność w wodzie i na lądzie. W wodzie wydra wykorzystuje łapy i ogon jako siłę napędową. Podczas biegania i poruszania się skokami charakterystycznie wygina ciało. Ubarwienie wydry zmienia się od jasnobrunatnego do ciemnobrunatnego, przy czym podgardle jest zazwyczaj jaśniejsze, srebrzystobiałe, a brzuszna część ciała srebrzysta. U dorosłych osobników brzegi warg, podbródek i końcówki uszu zwykle są białe lub kremowe. Znane są również różne formy nietypowego ubarwienia, od osobników całkowicie białych po niemal czarne.

### 4. Biologia gatunku

Wydry zajmują zazwyczaj liniowe terytoria, położone wzdłuż cieków wodnych, jezior i wybrzeży morskich. Ich wielkość waha się od kilku do kilkunastu kilometrów i jest zależna od obfitości pokarmu, dostępności schronień i stopnia naturalności zajmowanego siedliska. Terytoria wydr są intensywnie znakowane odchodami i wydzieliną gruczołów zapachowych (Fot. 2), co minimalizuje bezpośrednie konflikty między osobnikami. Nie stwierdzono u wydr terytoriów grupowych.

Jedne z pierwszych badań telemetrycznych, prowadzonych w Szkocji, wykazały że długość terytoriów wynosi zwykle 16–39 km. Średnie rozmiary terytoriów samców w Szkocji wynosiły 38,8 km, podczas gdy w przypadku samic zaledwie 18,7 km (Green i in. 1984,



Fot. 2. Odchody wydry (fot. J. Romanowski).

Durbin 1998, Kruuk i in. 1993). Różnice dotyczyły nie tylko rozmiarów terytoriów, ale i charakteru siedlisk zajmowanych przez osobniki w zależności od płci i wieku. Dorosłe samce zajmowały zazwyczaj główne dopływy rzek, natomiast samice i młodociane samce zasiedlały mniejsze ciekły wodne, jeziora i tereny bagienne. W przypadku siedlisk nieliniowych (nie biegnących wzdłuż cieków wodnych), takich jak jeziora i morskie wybrzeża czy stawy hodowlane, gdzie spotykamy większą obfitość pokarmu na mniejszej powierzchni, terytoria mogą mieć zaledwie 2,5 km<sup>2</sup>. W tym przypadku terytoria zarówno samców, jak i samic mogą się pokrywać w jeszcze większym stopniu.

Samce wydry zajmują zdecydowanie większe terytoria niż samice. Przeciętnie w obrębie ich terytoriów zlokalizowane są 2 lub 3 (czasem więcej) terytoria samic. Badania prowadzone w Szwecji opisują wyraźne pokrywanie się części granicznych terytoriów, sąsiadujących ze sobą samców, podczas gdy terytoria samic nie nachodziły na siebie (Erlinge 1968, Sjöasen 1997). Odcinki, na których terytoria samców się pokrywały, były zdecydowanie częściej znakowane i penetrowane, choć przypadki bezpośrednich starć były obserwowane stosunkowo rzadko. Zazwyczaj w obrębie arealu osobniczego wydry zlokalizowanych jest wiele schronień wykorzystywanych okresowo. Są to prowizoryczne schronienia naziemne, zlokalizowane w miejscach, które zapewniają im spokojny i bezpieczny wypoczynek (np. trzcinowiska, nadbrzeżne zakrzaczenia, szczeliny pod korzeniami drzew lub szczeliny skalne). Schronienia wydry są zlokalizowane w sąsiedztwie głównych cieków i zbiorników wodnych (zazwyczaj w 50–100 m strefie przybrzeżnej). Wydry rzadko kopią samodzielnie nory. Zwykle wykorzystują nory innych zwierząt (piżmaków czy lisów). Typowe nory wydry, pełniące funkcję dziennych kryjówek mają prostą budowę (korytarz prowadzący do komory). Badania przeprowadzone na Słowacji wykazały, że schronienia podziemne stanowiły zaledwie 35% wszystkich kryjówek, spośród których zaledwie 30% miało wejście zlokalizowane pod wodą (Urban 2000). Najczęstszymi naziemnymi schronieniami były kępy traw, bylin, trzcinowiska i zakrzaczenia, z których prawie połowa znajdowała się w pasie 5 m od wody.

Wydry w odróżnieniu od wielu innych łasicowatych, w sprzyjających warunkach mogą rozmnażać się przez cały rok, więc trudno mówić o występowaniu u nich pory godowej. Głównym czynnikiem warunkującym przystąpienie do godów są warunki środowiskowe i obecność odpowiedniej obfitości pokarmu. W regionach, gdzie dostępność pokarmu zmienia się wyraźnie w ciągu roku (np. w górach bądź części arealu geograficznego leżącego w chłodniejszej strefie klimatycznej) obserwowana jest sezonowość rozrodu u tego drapieżnika. W Polsce nie odnotowano u wydry wyraźnie zaznaczonego okresu rozrodczego. Schronienia, w których przychodzą na świat młode wydry znajdują się zwykle w miejscach trudno dostępnych, często w znacznym oddaleniu od głównych cieków wodnych. Są one wyjątkowo trudne do zlokalizowania w terenie, bowiem samica dba, aby były dobrze zamaskowane i praktycznie nie znakuje ich sąsiedztwa (latryny znajdują się wewnątrz w korytarzu odchodzącym od głównej nory) (Durbin 1996), aby ograniczyć wykrycie przez potencjalne drapieżniki czy też osobniki własnego gatunku. Część trwalszych nor rozrodczych może być wykorzystywana przez wydrę sukcesywnie przez wiele lat. Kilka pierwszych tygodni młode spędzają pod opieką matki w norze bądź innym schronieniu (np. specjalnych gniazdach z trzcin budowanych wśród rozległych trzcinowisk). Po około dwóch miesiącach od narodzin młode są przenoszone do nowego schronienia i od tego czasu, co kilka dni (średnio co 2 dni) samica zmienia kryjówkę, przenosząc za każdym razem młode (Durbin 1996).



Podstawą pokarmu wydry, jako gatunku prowadzącego ziemno-wodny tryb życia są organizmy wodne i występujące w bezpośrednim sąsiedztwie środowisk wodnych. Liczne opracowania dotyczące diety wyraźnie podkreślają, że ryby stanowią podstawowe źródło pokarmu tego drapieżnika. Jednak zarówno udział procentowy, jak i skład gatunkowy ryb w pokarmie zmienia się w zależności od siedliska, obfitości ryb na zasiedlanym terenie i dostępności innych grup pokarmu. Analiza pokarmu w różnych regionach Palearktyki wykazała wyraźną zależność składu pokarmu wydry i częstotliwości występowania poszczególnych grup pokarmu w jej diecie w zależności od siedliska (Brzeziński i in. 1996, Jędrzejewska i in. 2001). Oprócz ryb często ofiarą wydry padają raki i inne większe skorupiaki (np. krawy) i płazy (głównie żaby), uważane za pokarm alternatywny. Ich udział w pokarmie wydry w znacznym stopniu jest zależny od dostępności ryb w danym środowisku. Wydry chwytają zazwyczaj gatunki najłatwiej dostępne w danym środowisku czy w określonej porze roku. Dotyczy to zarówno ryb, jak i innych grup zwierząt. Niemniej w niektórych przypadkach wykazywano wyraźne preferencje pokarmowe gatunku.

## 5. Wymagania siedliskowe

Jako optymalne środowiska bytowania wydr wymienia się zwykle jeziora o naturalnej linii brzegowej, z zadrzewionymi lub zarośniętymi trzcinami brzegami, a także duże i średnie rzeki o nieuregulowanych brzegach (Fot. 3), przynajmniej częściowo zadrzewionych lub zakrzewionych. Badania w środkowej i wschodniej Polsce pokazały, że wydry stosunkowo częściej spotykane były na odcinkach rzek o nieuregulowanym korycie, szerokości większej od 3 m, czystej wodzie i zadrzewionych lub zakrzewionych brzegach (w porównaniu do uregulowanych rzek o szerokości mniejszej od 3 m, zanieczyszczonej wodzie i otwartych brzegach) (Romanowski 2000). Dodatkowy, dodatni wpływ na częstość spotykania wydry miało

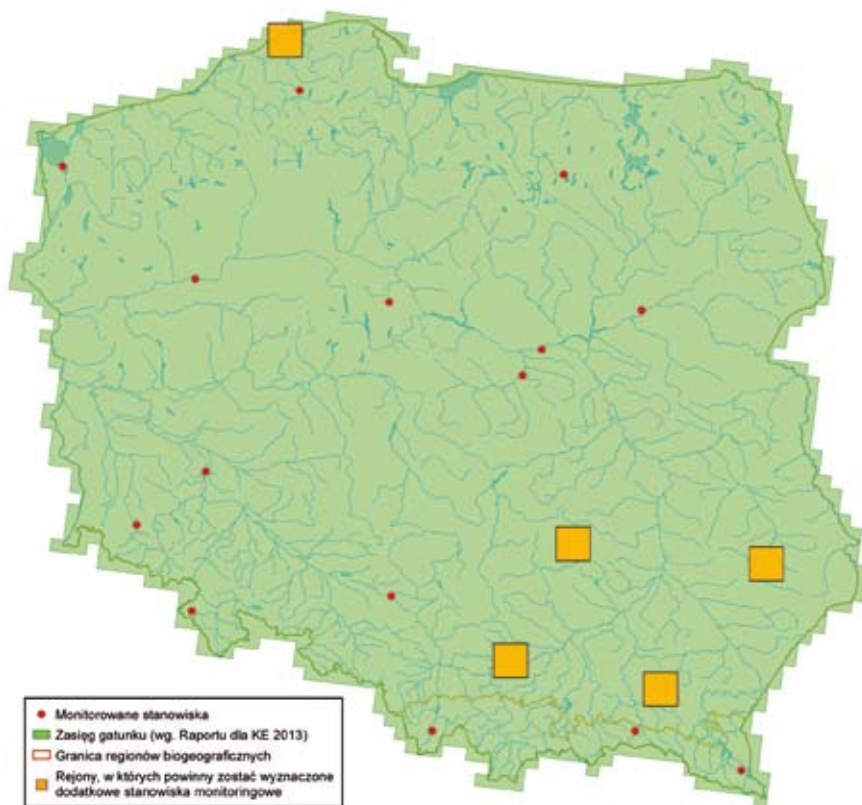


Fot. 3. Duża nizinna rzeka – optymalne siedlisko wydry (fot. J. Romanowski).

sąsiedztwo lasów w pobliżu badanych stanowisk. Tak duże znaczenie obecności zadrzewień (zarówno na samym brzegu cieku wodnego, jak i w jego sąsiedztwie) dla obecności wydry wskazuje na ich wieloraką rolę: zapewnianie schronienia, a także związek z mniejszym zanieczyszczeniem wody i większą liczebnością i biomasą ryb. Za jeden z podstawowych czynników, warunkujących obecność gatunku i zagęszczenie lokalnych populacji uznaje się obfitość pokarmu (dostępność ofiar). Wykazano że wydry nie są obecne bądź nie rozmnażają się w miejscach, które nie zapewniają minimum 5–10 g pokarmu/m<sup>2</sup> (Kruuk i in. 1993, Ruiz-Olmo i in. 2001). Dopiero niedawno doceniono pozytywne znaczenie obecności dodatkowych środowisk wodnych, takich jak starorzecza, śródlądne strumienie i torfowiska, dla występowania wydr. Wiele aktualnych badań wskazuje, że nawet niewielkie siedliska tego typu są intensywnie wykorzystywane przez wydry poszukujące w nich pożywienia.

## 6. Rozmieszczenie gatunku w Polsce

Przeprowadzone w latach 1991–1994 pierwsze badania terenowe nad rozmieszczeniem wydry pokazały, że gatunek ten spotykany jest prawie w całym kraju, przy czym najczęściej na obszarze Pojezierzy Mazurskiego i Pomorskiego, wzdłuż wschodniej i zachodniej granicy oraz w Karpatach (Brzeziński i in. 1996). Wydry zasiedlały w tym okresie wszystkie główne rzeki kraju: Wisłę, Odrę, Wartę, San, Bug, a także większość ich dopływów. Ogólna czę-



Ryc. 1. Rozmieszczenie stanowisk monitoringu wydry w Polsce na tle jej zasięgu występowania.

stość pozytywnych stwierdzeń wydry (tzn. udział punktów monitoringowych, na których odnotowano ślady wydry, w stosunku do wszystkich badanych punktów monitoringowych) wynosiła około 80% i była jedną z najwyższych, jakie dotąd odnotowano w trakcie badań nad tym zwierzęciem w Europie. Te same badania wykazały, że tereny Mazowsza, Kujaw, Śląska i Sudetów charakteryzowały się jednak bardzo niską częstością stanowisk wydry. Od lat dziewięćdziesiątych obserwowano wzrost częstości wydr, czego przejawem było m.in. zasiedlenie większości cieków wodnych w środkowej południowo-zachodniej Polsce. Obecnie wydry zasiedlają całą Polskę (Ryc. 1).

## II. METODYKA

### 1. Koncepcja monitoringu gatunku

Metodyka oceny stanu ochrony wydry i jej statusu oparta jest o ogólnie przyjęte wskazania metodyczne, opracowane przez grupę europejskich ekspertów w celu monitoringu wydry w skali państw i regionów (Romanowski i in. 1996, Reuther i in. 2000, Romanowski 2013), a także dla potrzeb monitoringu w obrębie obszarów Natura 2000 (Chanin 2003).

Głównym założeniem monitoringu wydry jest ocena stanu jej populacji i siedlisk na wyznaczonych obszarach monitoringowych, obejmujących tereny zróżnicowane pod względem siedliskowym. Proponowana metodyka monitoringu, w części dotyczącej oceny stanu populacji wydry, jest spójna ze standardową metodą (Macdonald, Mason 1994, Reuther i in. 2000), skutecznie wykorzystaną do badań nad wydrą w wielu krajach Europy, w tym w Polsce (Brzeziński i in. 1996, Romanowski 2006, Zajac 2008, Romanowski 2013).

W latach 1970. i 1980. dane o wydrze zbierane były przy pomocy ankiet kierowanych do leśników, myśliwych, pracowników parków narodowych i innych przyrodników. Tego typu materiały obarczone były jednak ryzykiem wielu błędów, np. pomyłek przy oznaczaniu w terenie lub emocjonalnego podejścia do samego gatunku. Z tego powodu badania ankietowe prowadzone przez różnych autorów nie były porównywalne ze sobą. Dopiero przeprowadzenie badań terenowych z zastosowaniem standardowej metody, opartych na poszukiwaniu śladów obecności wydry, pozwoliło na obiektywną ocenę stanu gatunku w Polsce i większej części Europy.

Badania terenowe prowadzone przy użyciu standardowej metody badań polegają na poszukiwaniu śladów obecności wydry (głównie odchodów, a także wyraźnych tropów) na odcinkach brzegu cieków i zbiorników wodnych o długości najczęściej do 600 m, zwanych w niniejszym opracowaniu punktami badawczymi (Lenton i in. 1980). Poszukiwania najczęściej rozpoczyna się pod mostami i przerywa się je po znalezieniu śladów wydry, choć zalecane jest, aby dla opisu elementów środowiska penetrować minimum 200 m odcinki brzegu. W przypadku braku śladów czasami przedłuża się poszukiwania na odległość do 1000 m, ewentualnie dokonuje się dodatkowych powtórnych poszukiwań po upływie około miesiąca lub w kolejnym dogodnym sezonie badawczym.

Metoda standardowa nie tylko umożliwia rejestrację obecności wydry, ale także pozwala określić względną częstość występowania (wyrażoną jako procent punktów, na których odnotowano ślady wydry, w stosunku do wszystkich badanych punktów) tego gatunku, co

umożliwia porównania wyników badań przeprowadzonych na różnych obszarach i odstępach czasu. Metoda pozwala dodatkowo na zebranie informacji o wielu aspektach ekologii gatunku, m.in. zasiedlanych środowiskach (wybiórczości środowiskowej), składzie pokarmu, wrażliwości na antropopresję itp. Metoda ta jest często nazywana „brytyjską”, ponieważ została opracowana i po raz pierwszy zastosowana w czterech równoległych badaniach nad rozmieszczeniem wydry w Wielkiej Brytanii i Irlandii (Crawford i in. 1979, Green, Green 1980, Lenton i in. 1980, Chapman, Chapman 1982). Europejska sekcja IUCN zajmująca się wydrą (Otter Specialist Group) zarekomendowała metodę, jako standardową w badaniach nad występowaniem wydry w Europie (Macdonald 1990), a badacze brytyjscy wykorzystali wielokrotnie do monitoringu rozmieszczenia gatunku w kolejnych dziesięcioleciach. Metoda jest szczegółowo opisana w wielu publikacjach anglojęzycznych (m.in. Romanowski i in. 1996, Reuther i in. 2000). Główna modyfikacja metody polega na dostosowaniu liczby badanych stanowisk do wielkości badanego obszaru oraz możliwości finansowych i czasowych. Na przykład w badaniach rozmieszczenia wydry w Polsce kontrolowano jedno stanowisko w kwadracie 10x10 km siatki UTM (Brzeziński i in. 1996), natomiast w późniejszych badaniach w środkowej i wschodniej Polsce – średnio 3 stanowiska w każdym kwadracie 10x10 km (Romanowski 2006). Możliwe są także modyfikacje metody w celu inwentaryzacji lub monitorowania wydry na obszarach o niewielkiej powierzchni.

Dokładny opis przyjętej metodyki monitoringu populacji wydry w oparciu o metodę standardową, wraz z uwagami praktycznymi, przedstawiony jest w rozdziale 3. „Opis badań monitoringowych”.

Monitoring stanu siedlisk wydry obejmuje badanie tych elementów (charakterystyk) środowiska, które określają jego jakość z punktu widzenia wymagań gatunku. Wybór charakterystyk siedliskowych, ocenianych w ramach monitoringu, oparto o dostępne dane na temat preferencji siedliskowych wydry, uzyskane zarówno w trakcie krajowych badań jak i badań uzyskanych w innych europejskich krajach.

Dostępne dane na temat preferencji siedliskowych gatunku, uzyskane w trakcie krajowych badań i badań w innych europejskich krajach umożliwiły wyznaczenie kluczowych elementów środowiska, warunkujących obecność gatunku na danym obszarze, a także uzyskiwane zagęszczenie i status lokalnych populacji. Jednym z podstawowych czynników, warunkujących obecność gatunku i zagęszczenie lokalnych populacji, jest obfitość pokarmu (dostępność ofiar). Jako że dane jakimi zwykle dysponujemy w przypadku objętych monitoringiem obszarów nie obejmują informacji na temat dostępności (biomasy) głównych grup pokarmu wydry (ryb, płazów i raków), a określanie tej biomasy ofiar w ramach monitoringu wydry podnosiłoby znacznie jego koszty, zaproponowano zastępczy model analizy dostępności pokarmu. Kolejne elementy jakości siedliska odnoszą się do stopnia jego naturalności, opartego o ocenę stopnia przekształcenia koryta rzek i zbiorników, stopnia zadrzewienia strefy przybrzeżnej, charakterystyk otoczenia (lesistość, zabudowa), jak i obecności potencjalnych barier migracyjnych i fragmentację siedliska (sieć drogową i kolejową, zabudowania).

Wszystkie badane charakterystyki środowiska zostały pogrupowane w 4 główne wskaźniki: „baza pokarmowa”, „udział siedliska kluczowego dla gatunku”, „charakter strefy przybrzeżnej” i „stopień antropopresji”. W ten sposób uproszczony został system oceny stanu siedliska i jednocześnie mocniej uwidaczniają się czynniki, decydujące o tym stanie (związane np. z dostępnością pokarmu czy charakterem brzegów).

Wydrę spotykamy obecnie na terenie kraju w różnych siedliskach, często uznawanych za suboptymalne, niemniej badania nad rekolonizacją gatunku umożliwiły wyznaczenie przybliżonych wartości wskaźników siedliskowych, w których szanse zachowania stabilnej, rozmnażającej się populacji są największe, warunkujące uzyskanie oceny FV = właściwy (siedliska preferowane). W przypadku pozostałych ocen stanu zachowania siedlisk: U1 = niezadowolający i U2 = zły, zastosowane zostały kryteria charakteryzujące siedliska suboptymalne i nieodpowiednie dla gatunku.

## 2. Wskaźniki i ocena stanu ochrony gatunku

### Wskaźniki stanu populacji

Przy ocenie stanu populacji zastosowano 4 wskaźniki, spośród których trzy: „udział pozytywnych stwierdzeń gatunku”, „indeks populacyjny” i „roczny wskaźnik trendu populacji” należy traktować jako obligatoryjne w monitoringu krajowym. Wskaźnik „udział pozytywnych stwierdzeń gatunku” charakteryzuje jedynie rozmieszczenie gatunku na monitorowanym stanowisku, nie może być jednak podstawą do wnioskowania o liczebności wydry. Dlatego zastosowano dodatkowo wskaźnik określony mianem „indeks populacyjny” (oparty o stwierdzone zagęszczenia odchodów na poszczególnych punktach monitoringowych), który pozwala wraz z poprzednim wskaźnikiem na względną ocenę statusu gatunku na monitorowanym obszarze i nadanie mu rangi gatunku licznego, nielicznego lub rzadkiego. Wskaźnik ten służy też do określania wskaźnika „rocznego wskaźnika trendu populacji”, który pozwala na wychwycenie wzrostów bądź spadków liczebności populacji w kolejnych okresach monitoringu. Wskaźnik ten jest określany począwszy od drugiej tury prac monitoringowych. Wskaźnik „zagęszczenie populacji” proponowany jest do wykorzystania w monitoringu regionalnym, np. w ramach opracowywania planów zadań ochronnych dla obszarów Natura 2000.

Tab. 1. Wskaźniki stanu populacji

Wskaźnik	Miara	Sposób pomiaru/określenia
Udział pozytywnych stwierdzeń gatunku	%	Udział procentowy punktów monitoringowych, na których odnotowano obecność gatunku, obliczany wg wzoru: liczba pozytywnych stwierdzeń/liczba wszystkich punktów monitoringowych na stanowisku * 100
Indeks populacyjny	%	Wskaźnik obliczany wg wzoru: $I = p/10 + 10 [\log(x+1)]$ , gdzie p to procent pozytywnych punktów monitoringowych, x – średnia liczba odchodów przypadająca na pozytywny punkt monitoringowy na stanowisku (wg Mason, MacDonald 2004)
Roczny wskaźnik trendu populacji <sup>1</sup>	Wartość liczbowa	Wskaźnik obliczany wg wzoru: $r = (\ln I_t - \ln I_0)/t$ , gdzie r – roczny wskaźnik wzrostu populacji, $I_t$ jest to indeks populacyjny uzyskany w bieżącym okresie monitoringowym, $I_0$ – oznacza indeks populacyjny uzyskany w roku poprzedzającym aktualny monitoring bądź z okresu kiedy rozpoczęto badania, t – liczba lat pomiędzy $I_t$ i $I_0$
Zagęszczenie populacji <sup>2</sup>	N/10 km	Liczebność w przeliczeniu na 10 km linii brzegowej w oparciu o terenowe poszukiwania – patrz Rozdział „Sposób wykonywania badań”

<sup>1</sup> Wskaźnik analizowany dopiero w drugim roku monitoringowym. Wykorzystywany do oceny trendów populacyjnych w kolejnych okresach monitoringu.

<sup>2</sup> Wskaźnik wykorzystywany tylko w monitoringu regionalnym, np. w ramach opracowywania planów zadań ochronnych dla obszarów Natura 2000.

**Tab. 2.** Waloryzacja wskaźników stanu populacji

Wskaźnik	Ocena*		
	FV	U1	U2
Udział pozytywnych stwierdzeń gatunku	>60	40–60	<40
Indeks populacyjny	>15	10–15	<10
Roczny wskaźnik trendu populacji	$r \geq 0$	$-2 \leq r < 0$	$r < -2$
Zagęszczenie populacji	$\geq 2/10$ km	0,6–1,9/10 km	<0,6/10 km

\*FV – stan właściwy, U1 – stan niezadawalający, U2 – stan zły

### Wskaźniki kardynalne

Nie wyróżniono.

### Wskaźniki stanu siedliska

Obfitość pokarmu (dostępność potencjalnych ofiar) uznaje się za jeden z kluczowych czynników środowiskowych warunkujących obecność wydry na danym obszarze i uzyskiwane przez nią zagęszczenia. Jako że w przypadku objętych monitoringiem obszarów zwykle nie dysponujemy informacjami na temat biomasy głównych grup pokarmu wydry, w metodyce zaproponowano zastępczy model analizy, możliwy do wykorzystania przy tworzeniu oceny stanu zachowania siedliska gatunku. Względna dostępność pokarmu w siedlisku alternatywnie analizowana jest w oparciu o zróżnicowanie gatunkowe głównych grup ofiar, jakimi są ryby oraz obecność odpowiednich żerowisk i stan ich zachowania (miejsca rozrodu płazów, stopień naturalności rzek). Kolejne wskaźniki siedliskowe pozwalające na ocenę stanu jego zachowania oparte są o ocenę stopnia przekształcenia koryta rzek, stopień zadrzewienia strefy przybrzeżnej, charakterystykę otoczenia (lesistość, zabudowa), jak i obecność potencjalnych barier migracyjnych i stopień fragmentacji siedlisk gatunku (sieć drogowa i kolejowa, zabudowania). Siedliska określane jako optymalne warunkują uzyskanie oceny FV = stan właściwy. Pozostałe oceny stanu zachowania siedlisk: U1 = stan niezadawalający i U2 = stan zły, odpowiadają siedliskom określanym jako suboptymalne czy wręcz nieodpowiednie dla gatunku.

**Tab. 3.** Wskaźniki stanu siedliska

Wskaźnik	Miara	Sposób pomiaru/określenia
Baza pokarmowa	Wartość liczbowa	Wartość wskaźnika określana jest w oparciu o kilka wskaźników cząstkowych, odnoszących się do obfitości pokarmu i/lub dostępności siedlisk wpływających na dostępność ryb i płazów (por. tab. 9 i 10)
Udział siedliska kluczowego dla gatunku	Wartość liczbowa	Wartość wskaźnika określana jest w oparciu o kilka wskaźników cząstkowych: udział preferowanych odcinków rzek, obecność preferowanych zbiorników wodnych, obecność mniejszych zbiorników wodnych (por. tab. 11 i 12)
Charakter strefy brzegowej	Wartość liczbowa	Wartość wskaźnika określana jest w oparciu o kilka wskaźników cząstkowych: stopień pokrycia brzegów drzewami i krzewami, lesistość, stopień regulacji rzek, dostępność schronień (por. tab. 13 i 14)
Stopień antropopresji	Wartość liczbowa	Wartość wskaźnika określana jest w oparciu o kilka wskaźników cząstkowych: drogi wojewódzkie i krajowe, linie kolejowych, terenów zabudowanych i innych elementów utrudniających migrację (por. tab. 15 i 16)



**Tab. 4.** Waloryzacja wskaźników stanu siedliska

Wskaźnik	Ocena*		
	FV	U1	U2
Baza pokarmowa	>0,80	0,50–0,80	<0,50
Udział siedliska kluczowego dla gatunku	>0,65	0,50–0,65	<0,50
Charakter strefy brzegowej	>0,85	0,50–0,85	<0,50
Stopień antropopresji	>0,70	0,50–0,70	<0,50

\*FV – stan właściwy, U1 – stan niezadawalający, U2 – stan zły

### Wskaźniki kardynalne

Nie wyróżniono.

### Ocena stanu populacji

Wyznaczone dla oceny stanu populacji wskaźniki są traktowane równoważnie. W przypadku, gdy ocenę uzyskano jedynie dla wskaźników „procent pozytywnych stwierdzeń gatunku” i „indeks populacyjny” pod uwagę bierzemy najniższą ocenę uzyskaną przez jeden ze wskaźników. W przypadku dysponowania wartościami dla wszystkich wskaźników, ocenę dla parametru wyznaczamy wg następujących zasad:

- FV, gdy wszystkie wskaźniki oceniono na FV lub maksymalnie jeden wskaźnik oceniono na XX lub U1;
- U1, gdy dwa lub więcej wskaźników oceniono na U1, lub gdy jeden wskaźnik uzyskał parametr U2, a jeden lub więcej U1, lub gdy dwa lub więcej wskaźników oceniono na FV przy jednej ocenie U2;
- U2, gdy dwa lub więcej wskaźników oceniono na U2;
- XX, gdy wszystkie wskaźniki uzyskały ocenę XX, bądź dwa lub więcej XX, a pozostałe – FV.

### Ocena stanu siedliska

Obfitość pokarmu, stopień zalesienia/pokrycia brzegów roślinnością drzewiastą i krzewiastą, dostępność kryjówek, zagęszczenie sieci dróg i innych linii kolejowych czy obecność innych barier migracyjnych, są głównymi czynnikami warunkującymi rozmieszczenie i status gatunku w danym regionie. Nagłe pogorszenie stanu pojedynczych wskaźników cząstkowych nie przyczyni się do spadku liczebności gatunku, dlatego pogrupowano je w kilka wskaźników głównych. Zaobserwowane negatywne bądź pozytywne zmiany w obrębie wskaźników „głównych” upraszczają system decyzyjny przy ocenie stanu zachowania siedlisk oraz przewidywanie ewentualnych konsekwencji zmian zachodzących (obserwowanych) w środowisku.

Przy ustalaniu oceny stanu siedliska na podstawie ocen poszczególnych wskaźników należy stosować następującą zasadę:

- FV – gdy wszystkie wskaźniki oceniono na FV lub maksymalnie jeden wskaźnik oceniono na XX lub U1;

- U1 – gdy przynajmniej dwa wskaźniki oceniono na U1 lub gdy dwa wskaźniki oceniono na FV przy jednej ocenie U2;
- U2 – gdy przynajmniej dwa wskaźniki oceniono na U2;
- XX – gdy wszystkie wskaźniki uzyskały ocenę XX lub przynajmniej dwa XX, a pozostałe – FV.

## Perspektywy ochrony

Perspektywy ochrony są próbą prognozowania szans na utrzymanie się lub poprawę aktualnego stanu populacji i siedlisk gatunku na monitorowanym stanowisku w przeciągu najbliższych 10–15 lat. Oceniając ten parametr bierze się pod uwagę obecny stan populacji i siedliska gatunku, a także specyfikę i charakter siedliska. Ponadto, ocena powinna uwzględniać stwierdzone na etapie prowadzonych prac terenowych oddziaływanie na gatunek i jego siedlisko oraz przewidywane (potencjalne) zagrożenia. Przykładowo, w przypadku kompleksów stawów hodowlanych perspektywy odpowiedniego utrzymania populacji gatunku i jego siedliska będą zależały od prowadzonej gospodarki rybackiej, niekontrolowanego pozyskiwania osobników (kłusownictwo) czy stosowania skutecznych i zarazem nieoddziałujących na wydrę jak i inne związane z siedliskiem grupy gatunków (np. próba grodzenia dużych stawów czy usuwanie roślinności na goślach i trzcinowisk). W przypadku większych rzek i jezior niepożądanym czynnikiem może być rozwój infrastruktury rekreacyjnej w miejscach wysokiej aktywności gatunku czy też budowa/modernizacja dróg w bezpośrednim sąsiedztwie rzek, jezior lub stawów (mogące przyczynić się do zwiększenia śmiertelności). Zatem jeżeli stwierdzono obecność czynników lub w kolejnych latach planowane są działania, które mogą przyczynić się do pogorszenia aktualnego właściwego lub utrzymania niewłaściwego stanu siedlisk i populacji, tego typu informacje powinny również być uwzględniane przy ocenie perspektyw ochrony gatunku. Opierając się na powyższych zasadach, wyznaczono wstępny schemat postępowania przy określaniu perspektyw ochrony:

1. Gdy oceny dla stanu populacji i siedliska są różne, wtedy ocena dla perspektyw ochrony zwykle (patrz punkt 3) nie powinna być wyższa od niższej z ocen pozostałych dwóch parametrów.
2. Istotne przy ocenie perspektyw ochrony jest uwzględnienie wskaźników odnoszących się do poziomu antropopresji, jako kluczowych dla wychwycenia ewentualnych czynników mogących mieć bezpośredni wpływ na przyszły stan populacji.
3. Przy ocenie perspektyw ochrony należy wziąć pod uwagę ocenę uzyskaną dla wskaźnika „Roczny wskaźnik trendu populacji” jako wyznacznik zmian zachodzących w populacji gatunku na stanowisku na przestrzeni kilku lat.
4. Jeżeli istnieją realne przesłanki, które wskazują, że aktualny stan niezadowolający jest efektem „czynników losowych” i w kolejnych latach ulegnie poprawie (np. w efekcie wdrażanych właśnie działań ochronnych, które będą miały korzystny wpływ na stan ochrony gatunku w obszarze), ocena przypisana dla perspektyw ochrony może być wyższa od niższej z ocen stanu siedliska bądź populacji.

## Ocena ogólna

W ocenie ogólnej uwzględniane są oceny wszystkich trzech parametrów (populacja, siedlisko, perspektywy ochrony). Ocena ogólna odpowiada najniższej z ocen tych parametrów.

### 3. Opis badań monitoringowych

#### Wybór powierzchni monitoringowych i ich sugerowana wielkość

Podobnie, jak w monitoringu bobra, także w monitoringu wydry należy wyraźnie rozdzielić dwa odrębne pojęcia określające lokalizację prac monitoringowych. Pierwszym jest **stanowisko monitoringowe** (rozumiane, jako „powierzchnia monitoringowa”), obejmujące obszar, na którym prowadzone będą prace terenowe mające na celu ocenę stanu populacji i siedliska gatunku. Stanowiskiem monitoringowym może być teren o ściśle określonych granicach (np. obszar Natura 2000, teren parku narodowego itp.) bądź obszar o arbitralnie wyznaczonych granicach: wyznaczony do monitoringu odcinek rzeki czy zbiornik wodny wraz z dopływami. A zatem, teren objęty pracami terenowymi może być określony zarówno w jednostkach powierzchniowych (ha, km<sup>2</sup>), jak i liniowych mierzonych wzdłuż cieków wodnych.

W obrębie stanowiska monitoringowego, czyli obszaru objętego monitoringiem, wyznaczone są **punkty monitoringowe**, rozumiane jako min. 200 m (maks. 600 m) długości odcinki linii brzegowej cieków wodnych i większych zbiorników (zbiorniki zaporowe, jeziora). Jako punkty monitoringowe możemy klasyfikować również mniejsze zbiorniki wodne (np. stawy, starorzecza i rozlewiska). W tym przypadku każdy „drobny” zbiornik jako całość (np. starorzecze) jest odrębnym stałym punktem monitoringowym. Ze względu na znaczne zróżnicowanie wielkości obszarów, które mogą zostać objęte monitoringiem podanie konkretnej liczby stanowisk, na których powinny być prowadzone prace terenowe jest trudne. Niemniej w przypadku dużych stanowisk monitoringowych o powierzchni powyżej 10 000 ha (100 km<sup>2</sup>) zaleca się wyznaczenie od 30 do 50 punktów monitoringowych. Poszczególne punkty monitoringowe należy lokalizować w odstępach min. 2–5 km.

Wyznaczenie wskazanej powyżej minimalnej liczby 30–50 punktów monitoringowych może być niewykonalne, chociażby ze względu na niskie zagęszczenie potencjalnych siedlisk nadwodnych czy też zbyt małą powierzchnię obszaru objętego monitoringiem. Zaleca się, aby w takim przypadku (dla obszarów o powierzchni od kilku do kilkudziesięciu km<sup>2</sup>) dodatkowo objąć monitoringiem 5–10 km strefę buforową wyznaczoną np. wokół obszaru Natura 2000, tak aby łączna powierzchnia objęta monitoringiem nie była mniejsza niż 2500 ha (25 km<sup>2</sup>). W przypadku wszystkich stanowisk monitoringowych mniejszych niż 100 km<sup>2</sup> należy wyznaczyć 20–30 punktów monitoringowych. Pozwoli to na lepsze rozpoznanie stanu populacji, dokładniejsze i trafniejsze określenie potencjalnych zagrożeń i perspektyw ochrony gatunku. Ograniczenie się do granic małego obszaru może przyczynić się do zawyżania bądź zaniżania ocen perspektyw ochrony gatunku poprzez pomijanie istotnych zagrożeń czy innych czynników mających miejsce w sąsiedztwie granic obszaru, np. obszaru Natura 2000.

Aktualny zasięg gatunku obejmuje cały region kontynentalny i większość regionu alpejskiego. Do monitoringu w 2013 r. wybrano 15 wielkopowierzchniowych stanowisk zlokalizowanych w Polsce północnej, zachodniej, centralnej i południowej (patrz wykaz poniżej). Wybór stanowisk monitoringowych umożliwił zebranie w miarę reprezentatywnych wyników zarówno w skali kraju, jak i dla poszczególnych regionów biogeograficznych. Wstępnym monitoringiem objęto stanowiska rozmieszczone mniej więcej równomiernie w kraju (reprezentujące różne części zasięgu gatunku), zarówno obszary o obserwowanej stabilnej sytuacji gatunku (np. Dolina Bobru, Mazury) jak i tereny, na których populacja gatunku

znajduje się na etapie samoistnej rekolonizacji (Bzura), obejmujące zarówno mniejsze, jak i większe rzeki i zbiorniki. Wybrane stanowiska monitoringowe dla wydry pokrywają się z stanowiskami dla bobra. W kolejnych latach należy zwiększyć liczbę stanowisk monitoringowych o obszary reprezentujące słabiej rozpoznane siedliska, takie jak wybrzeże morskie czy zwarte kompleksy stawów hodowlanych oraz obszary reprezentujące nieuwzględnione dotychczas rejony geograficzne. Wstępnie proponowane jest wyznaczenie przynajmniej 5 dodatkowych stanowisk monitoringowych, w tym co najmniej jeden na wybrzeżu Bałtyku (np. w Słowińskim Parku Narodowym), dwa kolejne na terenach obejmujących duże kompleksy stawów hodowlanych (np. na Lubelszczyźnie i w Małopolsce) i dodatkowe stanowiska w województwie podkarpackim i na Wyżynie Świętokrzyskiej, aby powierzchnia monitoringowa pokrywała w miarę jednolicie teren całego kraju.

Poniżej podano zestawienie badanych stanowisk monitoringowych dla wydry w poszczególnych regionach biogeograficznych w roku 2013:

### **Region kontynentalny**

Bug, Bzura, Dolina Noteci, Dolina Bobru, Góry Stołowe i Bystrzyckie, Kaszuby, Kujawy, Łęgi Odrzańskie, Mała Panew, Mazury, Ujście Odry i Zalew Szczeciński, Wisła Kampinowska.

### **Region alpejski**

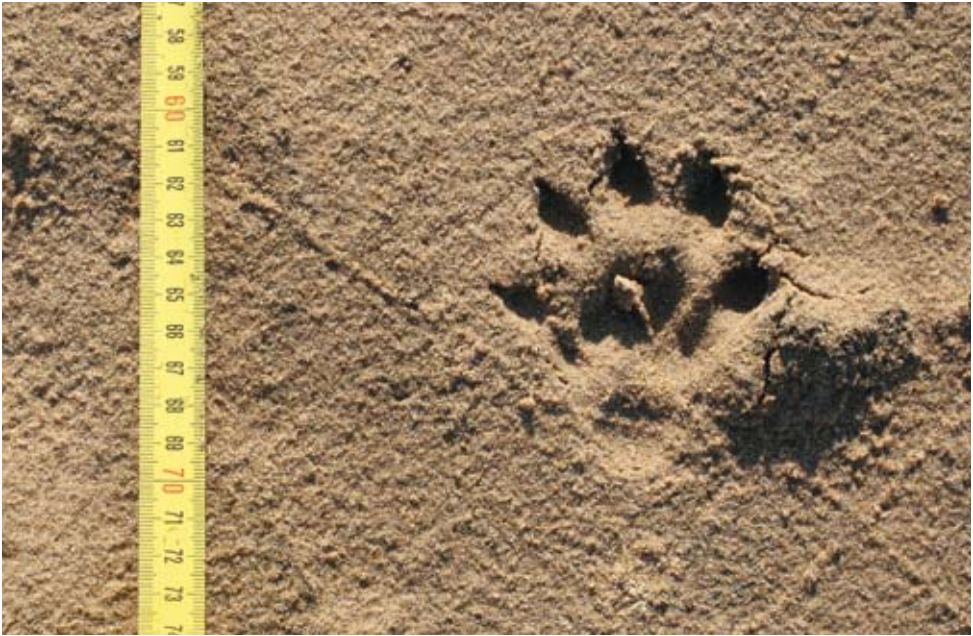
Beskid Żywiecki i Śląski, Bieszczady, Magurski Park Narodowy.

## **Sposób wykonywania badań**

### **Określanie wskaźników stanu populacji**

Metodyka monitoringu populacji wydry w Polsce nawiązuje do standardowej metody badań tego gatunku w Europie (patrz rozdział 1. Koncepcja monitoringu gatunku). Badania terenowe polegają na poszukiwaniu śladów obecności wydry, głównie odchodów, a także wyraźnych tropów (Fot. 4–6) na odcinkach brzegu cieków i zbiorników wodnych o długości 200 m, zwanych w niniejszym opracowaniu punktami monitoringowymi/badawczymi. Poszukiwania w miarę możliwości rozpoczyna się pod mostami i prowadzi się je na całej długości brzegu w ramach punktu badawczego (opisując równocześnie środowisko). W przypadku nie znalezienia śladów można przedłużyć poszukiwania na odległość do 600 (ewentualnie 1000 m), zaznaczając ten fakt na formularzu. W przypadku niekorzystnych warunków pogodowych (np. wysoki stan wody, intensywne opady) można zdecydować się na dodatkowe, powtórne poszukiwania po upływie około miesiąca lub w kolejnym dogodnym sezonie badawczym. Śladów wydry szuka się nie tylko na samym brzegu, ale także w pewnej odległości (zwykle w obrębie 10 m strefy buforowej), zależnie od notowanych zmian poziomu wody i występowania elementów środowiska, służących wydrom do znakowania: kamieni, powalonych drzew, kretowisk, połączeń z mniejszymi ciekami lub sąsiedztwa starorzeczy itp. Punkty badawcze, na których stwierdza się obecność śladów wydry, nazywamy pozytywnymi, natomiast te, na których nie znaleziono śladów wydry – negatywnymi.

Na każdym punkcie monitoringowym, zarówno w monitoringu krajowym jak i regionalnym, należy notować liczbę znalezionych odchodów. Dane te wykorzystywane są do obliczania indeksu populacyjnego. Dodatkowo odnotowane tropy, wydzieliny zapachowe i miejsca znakowania (w postaci kopczyków z piasku lub błota, zwykle z odchodami) wydry stanowią dodatkowe świadectwo obecności gatunku (w przypadku braku stwierdzeń



Fot. 4. Odcisk tylnej łapy wydry (fot. T. Zając).

odchodów). Warto także zanotować liczbę poszczególnych obserwacji w celach dokumentacyjnych. Kopczyki budowane przez wydrę zwykle są mniejsze od tego typu konstrukcji tworzonych przez bobry. Kopce bobrowe są mocno spłaszczone i zbudowane z błota i mułu wydobytego często z dna stawu bądź rzeki i rozprowadzonego na brzegu. Mogą być też zbudowane z fragmentów trawy i liści. Niemniej najłatwiej określić konstruktora kopczyka opierając się na pozostawionych w jego otoczeniu tropach.

Dodatkowe obserwacje obecności innych zwierząt nadwodnych (np. bobra, karczownika, norki amerykańskiej) i opis środowiska należy prowadzić na przygotowanym formularzu danych (patrz wzór). Na formularzu powinno wykonać się szkic sytuacyjny (ułatwiający powtórzenie badań terenowych). Zaleca się też, w celach dokumentacyjnych, fotografowanie znalezionych śladów. Należy rejestrować lokalizację punktów monitoringowych stanowiska przy pomocy przenośnego odbiornika GPS (miejsce rozpoczęcia transektu), zaznaczając jednocześnie długość i kierunek przejścia.

W przypadku monitoringu regionalnego punkty monitoringowe powinny obejmować dłuższe odcinki cieków bądź zbiorników wodnych; zaleca się odcinki 600 m zgodnie z ogólnie przyjętą metodyką monitoringu wydry. Dodatkowo, wykonywane w ramach monitoringu regionalnego pomiary tropów (por. metodyka poniżej) wykorzystywane są do oceny minimalnej liczebności gatunku w obszarze. Obowiązkowa jest dokumentacja fotograficzna tropów wydry (tropy fotografowane z miarką), które w dalszej kolejności zostaną wykorzystane do przeprowadzenia pomiarów.

W oparciu o wyniki poszukiwań śladów wydry na punktach monitoringowych określa się następujące wskaźniki stanu populacji gatunku na stanowisku monitoringowym:

**Udział pozytywnych stwierdzeń gatunku.** Wskaźnik pozwalający na stosunkowo prostą ocenę statusu gatunku na monitorowanym obszarze (stanowisku monitoringowym) oblicza-





Fot. 5. Tropo wydry na piasku (fot. T. Zajęc).



Fot. 6. Układ tropów wydry (fot. K. Kozyra).

ny jest na podstawie równania: liczba pozytywnych stwierdzeń/liczba wszystkich punktów monitoringowych na stanowisku \* 100. Za pozytywne stwierdzenia uznaje się punkty monitoringowe, na których odnotowano ślady bytowania wydry, świadczące o jej obecności.

**Indeks populacyjny.** Wskaźnik uwzględniający udział pozytywnych punktów monitoringowych i liczbę odchodów znajdujących podczas poszukiwań śladów wydry. Wskaźnik jest obliczany wg wzoru:

$I = p/10 + 10 [\log(x+1)]$ , gdzie:

- p – procent pozytywnych stwierdzeń, a
- x – średnia liczba odchodów przypadająca na pozytywny punkt monitoringowy.

**Roczny wskaźnik wzrostu populacji.** Wskaźnik wykorzystywany od drugiego roku monitoringu. Pozwala na ocenę zmian indeksu populacyjnego wydry na stanowisku monitoringowym. Wskaźnik jest obliczany wg wzoru:

$r = (\ln I_t - \ln I_0)/t$ , gdzie:

- r – roczny wskaźnik wzrostu populacji,
- $I_t$  – indeks uzyskany w bieżącym okresie monitoringu,
- $I_0$  – oznacza indeks uzyskany w roku poprzedzającym aktualny okres monitoringu, bądź z okresu kiedy rozpoczęto badania,
- t – liczba lat pomiędzy  $I_t$  i  $I_0$ .

Określanie tego wskaźnika jest stosunkowo prostą w interpretacji metodą wykrywania zmian zachodzących w populacji wydry na monitorowanym obszarze. Pozytywne wartości wskaźnika wskazują na wzrost częstości i/lub zagęszczenia gatunku, wartości ujemne na spadek częstości i/lub zagęszczenia gatunku. Ten wskaźnik, wraz ze wskaźnikami siedliskowymi pozwalają na wskazanie istniejących zagrożeń i perspektywy zachowania gatunku, wraz z określeniem ewentualnych działań niezbędnych dla utrzymania właściwego stanu zachowania populacji.



**Zagęszczenie populacji.** Wskaźnik określany tylko w monitoringu regionalnym. Sposób jego określania poniżej w podrozdziale „Zagęszczenie populacji – dodatkowy wskaźnik stanu populacji do badania w monitoringu regionalnym”.

#### Określanie wskaźników stanu siedliska

Charakterystyki środowiskowe, opisujące jakość siedliska wydry zostały pogrupowane w 4 główne wskaźniki: „baza pokarmowa”, „udział siedliska kluczowego dla gatunku”, „charakter strefy przybrzeżnej” i „stopień antropopresji”. Określenie wartości tych wskaźników wymaga analizy kilku wskaźników cząstkowych. Wskaźniki cząstkowe opisywane są na poziomie punktu monitoringowego i dopiero w dalszej kolejności analizowane dla całego stanowiska monitoringowego. Uzyskane wartości wskaźników cząstkowych waloryzowane są w trójstopniowej skali punktowej. Wartość wszystkich wskaźników głównych obliczana jest jako średnia z punktowych ocen wskaźników cząstkowych (suma punktów uzyskanych przez poszczególne wskaźniki cząstkowe dzielona przez liczbę analizowanych czynników). Uzyskaną wartość przypisujemy do odpowiedniej kategorii ocen – FV/U1/U2 dla danego stanowiska monitoringowego (zgodnie z tab. 4).

**Baza pokarmowa.** Jest jednym z głównych (o ile nie najważniejszym) czynnikiem warunkującym obecność i liczebność gatunku w obszarze. W większości przypadków brak szczegółowych informacji na temat zagęszczenia (biomasy) potencjalnych ofiar w środowisku (szczególnie ryb i płazów). W przypadku posiadania informacji na temat samego aktualnego zagęszczenia ryb w siedlisku, informacja ta może być już sama w sobie podstawą do wystawienia odpowiedniej oceny. Jako minimalną biomasę ryb niezbędną dla utrzymania stabilnej populacji wydry uznaje się wartość 10 g/m<sup>2</sup>. Przy tak dużym zagęszczeniu ryb wartość wskaźnika określamy jako FV (stan właściwy). W przypadku niższych wartości należy wziąć pod uwagę dostępność innych grup pokarmu (szczególnie płazów), opierając się na danych dotyczących zagęszczenia płazów lub – w przypadku przyjętej metodyki – potencjalnych miejsc ich rozrodu (szczególnie żaby trawnej).

W przypadku braku danych na temat biomasy ryb w środowisku należy ocenić dostępność tej grupy ofiar w oparciu o analizę dodatkowych czynników warunkujących obfitość głównych ofiar wydry na badanym terenie („różnicowanie gatunkowe ichtiofauny”, „naturalność koryta rzeki”). Ponadto dla każdego punktu monitoringowego na stanowisku określa się dostępność miejsc rozrodu płazów.

Zróżnicowanie gatunkowe ryb stwierdzonych w obszarze w pewnym stopniu może odzwierciedlać ich dostępność w środowisku. Pomimo obserwowanych często preferencji pokarmowych, zwykle ofiarą wydry pada kilka najpospolitszych gatunków. Niemniej ich udział w diecie może zmieniać się w ciągu roku zależnie od sezonowych zmian liczebności, biologii gatunku i behawioru itp.

W ocenie dostępności ofiar wykorzystywana jest ocena stopnia naturalności koryta rzeki, w tym stopień pokrycia brzegu roślinnością wysoką, stopień degradacji brzegów i koryta rzeki. Obecność roślinności wysokiej wzdłuż cieków i zbiorników wodnych wpływa na biomasę potencjalnych ofiar w siedlisku wodnym. Również obecność barier migracyjnych dla gatunków wodnych ujmowana być powinna jako czynnik uniemożliwiający lub ograniczający swobodną migrację organizmów wodnych, klasyfikowany jako forma degradacji siedliska.

Praktycznie wszystkie dane, pomocne przy określaniu bazy pokarmowej, gromadzi się w terenie na etapie monitoringu w wyznaczonych punktach. Jedynie w przypadku oceny biomasy ryb, źródłem danych mogą być materiały uzyskane z publikacji dotyczących ichtiofauny regionu, udostępnionych i niepublikowanych danych np. w trakcie tworzenia PZO bądź na podstawie danych PZW. Ocena wskaźnika oparta jest o średnią biomasę ichtiofauny obliczoną dla rzek i zbiorników wodnych na stanowisku monitoringowych, dla których tego typu dane są dostępne. Przy ocenie zróżnicowania gatunkowego ichtiofauny źródłem danych na temat liczby gatunków notowanych na poszczególnych punktach monitoringowych może być analiza zawartości odchodów zebranych podczas prac terenowych czy też wywiady przeprowadzone z wędkarzami. Podobnie jak w przypadku oceny biomasy ryb, średnia liczba gatunków przy ocenie wskaźnika „zróżnicowanie gatunkowe ichtiofauny” dla stanowiska monitoringowego obliczana jest dla punktów monitoringowych, rzek lub ich odcinków, w przypadku których dysponujemy tego typu danymi.

**Tab. 9.** Baza pokarmowa – wskaźniki cząstkowe

Wskaźnik cząstkowy	Miara	Sposób pomiaru/określenia
Biomasa ryb <sup>1</sup>	g/m <sup>2</sup>	Średnia biomasa ryb odnotowywana na stanowisku monitoringowym, w przeliczeniu na m <sup>2</sup>
Zróżnicowanie gatunkowe ichtiofauny	N	Średnia liczebność gatunków odnotowywana w rzekach i zbiornikach wodnych stanowiska monitoringowego
Miejsca rozrodu płazów	%	Udział (%) punktów monitoringowych, na których odnotowano istniejące bądź potencjalne miejsca rozrodu płazów
Naturalność koryta rzeki	%	Udział (%) punktów monitoringowych o brzegach nieuregulowanych i zadrzewionych (z zadrzewieniami kępowymi bądź ciągłymi); w analizie uwzględnia się miejsca, które spełniają jednocześnie oba te kryteria

<sup>1</sup> wskaźnik stosowany, gdy są dostępne aktualne dane na temat biomasy ryb.

**Tab. 10.** Baza pokarmowa – waloryzacja wskaźników cząstkowych

1.	Biomasa ryb <sup>1</sup>	
a)	>10g/m <sup>2</sup>	1
b)	8–10 g/m <sup>2</sup>	0,5
c)	<8 g/m <sup>2</sup>	0
2.	Zróżnicowanie gatunkowe ichtiofauny	
a)	>8/>3 <sup>2</sup>	1
b)	5–8/2–3 <sup>2</sup>	0,5
c)	<5/<2 <sup>2</sup>	0
3.	Miejsca rozrodu płazów	
a)	Liczne (stawy hodowlane, starorzecza i inne stałe zbiorniki w >20% punktów monitoringowych)	1
b)	Nieliczne (pojedyncze zbiorniki, zbiorniki efemeryczne w <20% punktów monitoringowych)	0,5
c)	Brak	0

4.	Naturalność koryta rzeki	
a)	>50% stanowią rzeki o brzegach naturalnych lub półnaturalnych, zadrzewione, bez barier ograniczających swobodną migrację bądź są one okresowo zalewane, co umożliwia swobodną migrację	1
b)	20–50% stanowią rzeki o brzegach naturalnych lub półnaturalnych, zadrzewione, bez barier ograniczających swobodną migrację bądź są one okresowo zalewane, co umożliwia swobodną migrację	0,5
c)	<20% stanowią rzeki o brzegach naturalnych lub półnaturalnych, zadrzewione, bez barier ograniczających swobodną migrację bądź są one okresowo zalewane, co umożliwia swobodną migrację	0

<sup>1</sup> wskaźnik stosowany gdy dostępne aktualne dane na temat biomasy ryb.

<sup>2</sup> wartości dla górskich potoków powyżej 500 m n.p.m.

**Udział siedliska kluczowego dla gatunku.** Wartość tego wskaźnika określają 3 wskaźniki cząstkowe (por. tab. 11 i 12). Przy ocenie wykorzystuje się dane zebrane podczas prac terenowych, wyznaczone dla każdego punktu monitoringowego. W przypadku części wskaźników zalecono jako dodatkowe wsparcie wykorzystanie aktualnych i szczegółowych map topograficznych i/lub ortofotomap.

**Udział preferowanych odcinków rzek.** Wskaźnik określa dostępność cieków wodnych o szerokości powyżej 3 m na monitorowanym obszarze (stanowisku monitoringowym). Cieki wodne o takich minimalnych rozmiarach uznane zostały jako preferowane przez wydre, jako miejsca stałego występowania i siedliska oferujące odpowiednią dostępność bazy pokarmowej (Romanowski 2000).

**Obecność preferowanych zbiorników wodnych.** Przy analizie wskaźnika oceniamy dostępność zbiorników wodnych o większej powierzchni takich jak jeziora, kompleksy stawów hodowlanych (o pow. powyżej 30 ha), w tym szczególnie pokryte zwartymi trzcinowiskami i/lub posiadające nieregularną linię brzegową (wskaźnik cząstkowy „obecność preferowanych zbiorników wodnych”). Siedliska tego typu oferują odpowiednie warunki dla osiedlenia się i stałego bytowania gatunku.

**Obecność mniejszych zbiorników wodnych.** Oprócz wspomnianych powyżej typów zbiorników przy ocenie uwzględnia się także obecność mniejszych stałych lub efemerycznych zbiorników i rozlewisk (odnotowywanych dla każdego punktu monitoringowego w formie dostępne/brak – 1/0). Zbiorniki tego typu mogą pełnić funkcję alternatywnych czy też okresowych żerowisk, bądź są penetrowane przez migrujące osobniki.

**Tab. 11.** Udział siedliska kluczowego dla gatunku – wskaźniki cząstkowe

Wskaźnik cząstkowy	Miara	Sposób pomiaru/określenia
Udział preferowanych odcinków rzek	%	Udział punktów monitoringowych, na których odnotowano obecność preferowanych typów cieków wodnych o szerokości powyżej 3 m
Obecność preferowanych zbiorników wodnych	%	Udział punktów monitoringowych w sąsiedztwie, których odnotowano obecność większych zbiorników wodnych i kompleksów stawów o powierzchni >30 ha
Obecność mniejszych zbiorników wodnych	%	Udział punktów monitoringowych w sąsiedztwie, których odnotowano obecność drobnych zbiorników wodnych rodzaju zbiorników wodnych o powierzchni <30ha

**Tab. 12.** Udział siedliska kluczowego dla gatunku – waloryzacja wskaźników cząstkowych

1.	Udział preferowanych odcinków rzek (>3 m szerokości)	pkt.
a)	>50%	1
b)	20–50%	0,5
c)	<20%	0
2.	Obecność preferowanych zbiorników wodnych (>30ha)	pkt.
a)	<10%	1
b)	5–10%	0,5
c)	<5%	0
3.	Obecność mniejszych zbiorników wodnych (<30ha)	pkt.
a)	<10%	1
b)	5–20%	0,5
c)	<5%	0

**Charakter strefy przybrzeżnej.** Wskaźnik określa dostępność i udział drzewostanów w strefie przybrzeżnej jak i stopień pokrycia lasami monitorowanego stanowiska, warunkujących dostępność potencjalnych schronień; istotnym czynnikiem jest również ocena stopnia przekształcenia koryta w wyniku prowadzonych aktualnie bądź w przeszłości prac regulacyjnych (por. tab. 13 i 14). Łączna ocena dla tych czynników, ujętych w ramach wskaźnika, w większym stopniu odzwierciedla stan zachowania siedliska wydry, aniżeli indywidualna interpretacja ocen uzyskanych dla poszczególnych wskaźników cząstkowych.

**Stopień pokrycia brzegów drzewami i krzewami.** Analiza wskaźnika oparta na podstawie obserwacji terenowych. W trakcie kontroli, określa się powierzchnię (procent) monitorowanego odcinka porośniętą drzewami i krzewami. Zapisy z terenu można zweryfikować później w oparciu o szczegółowe i aktualne ortofotomapy.

**Lesistość.** Wskaźnik określający udział procentowy punktów monitoringowych na stanowisku, na których (bądź w bezpośrednim sąsiedztwie których w promieniu 100 m) odnotowano zwarte zadrzewienia. W czasie prac terenowych do każdego punktu monitoringowego przypisuje się informację typu obecne/brak (1/0), które posłużą do obliczenia wartości wskaźnika cząstkowego. Jako drzewostany leśne przyjęto zadrzewienia o powierzchni min. 1 ha.

**Stopień regulacji rzek.** W ramach wskaźnika określa się procentowy udział uregulowanych odcinków rzek. W trakcie prac terenowych odnotowuje się stopień uregulowania, jednak do analizy wskaźnika określamy procent stanowisk, na których odnotowano silne przekształcenie linii brzegowej (odcinków uregulowanych). Za takie uznaje się brzegi noszące wyraźne znamiona prac regulacyjnych, takie jak np. kamienne bądź faszynowe umocnienia brzegów, nienaturalne dno, brak wysokiej roślinności nadbrzeżnej, odcinki o widocznych śladach prostowania, profilowania i/lub pogłębiania koryta rzeki. Koryto o umiarkowanym/nieznacznym stopniu przekształcenia charakteryzuje się wysoką roślinnością nadbrzeżną i brakiem wyraźnych śladów prac regulacyjnych, obejmujących profilowanie, prostowanie koryta czy też bez umocnień na brzegach. Odcinki naturalne charakteryzują się brakiem

powyższych elementów świadczących o przekształceniu koryta i z zachowaną wysoką roślinnością nadbrzeżną. Rzeki noszące ślady dawnych prac regulacyjnych, jednak spełniające w ocenie eksperta warunki siedlisk naturalnych/pólnaturalnych, uznaje się za nieuregulowane. Ocena oparta o przeprowadzoną wizję lokalną, przy ewentualnym dodatkowym wsparciu szczegółowych map topograficznych i/lub aktualnych ortofotomap.

**Dostępność schronień.** Wskaźnik określa udział procentowy punktów monitoringowych, na których odnotowano obecność siedlisk zapewniających odpowiednie warunki dla osiedlenia się gatunku, charakteryzowanych poprzez dostępność potencjalnych schronień. Jako odpowiednie uznano zadrzewienia ciągłe lub zwarte kępowe przy min. 40% stopniu pokrycia brzegu (procent pokrycia oceniany jest dla monitorowanego odcinka), z wykrotami pod korzeniami i o odpowiednim potencjale „norowym” (brzezi odpowiednie do założenia nor). W przypadku estuariów, jezior i stawów hodowlanych pod uwagę należy wziąć również stopień pokrycia strefy przybrzeżnej roślinnością wynurzona (trzciniowiska, łozowiska itp.).

Każdemu punktowi monitoringowemu przypisuje się wartość w systemie 0/1 (brak lub obecność schronień). Łączna ocena określa udział procentowy miejsc spełniających kryterium odpowiednich pod względem dostępności schronień.

**Tab. 13.** Charakter strefy brzegowej – wskaźniki cząstkowe

Wskaźnik cząstkowy	Miara	Sposób pomiaru/określenia
Stopień pokrycia brzegów drzewami i krzewami	%	Średni stopień pokrycia brzegów zadrzewieniami obliczany dla stanowiska monitoringowego w oparciu o dane dla poszczególnych punktów monitoringowych
Lesistość	%	Udział punktów monitoringowych, w otoczeniu których w odległości maks. 100 m odnotowano zwarte drzewostany leśne o pow. min. 1 ha
Stopień regulacji rzek	%	Udział punktów monitoringowych, na których odnotowano obecność zdegradowanych i/lub uregulowanych brzegów
Dostępność schronień	%	Udział punktów monitoringowych, na których odnotowano obecność siedlisk zapewniających wydrze możliwość schronienia

**Tab. 14.** Charakter strefy brzegowej – waloryzacja wskaźników cząstkowych

1.	Stopień pokrycia brzegów roślinnością drzewiastą i krzewiastą	
a)	>30%	1
b)	5–30%	0,5
c)	<5%	0
2.	Lesistość	
a)	>30%	1
b)	10–30%	0,5
c)	<10%	0
3.	Stopień regulacji rzek	pkt.
a)	<10%	1
b)	10–30%	0,5
c)	>30%	0

4.	Dostępność schronień	
a)	>40%	1
b)	10–40%	0,5
c)	<10%	0

**Stopień antropopresji.** Wskaźnik charakteryzujący stopień przekształcenia otoczenia punktów monitoringowych. Jego ocena wymaga określenia 4 wskaźników cząstkowych opisujących poziom antropopresji w wyniku zwiększonej ludzkiej penetracji („sąsiedztwo zabudowań”), jak i ryzyko kolizji z pojazdami („drogi wojewódzkie i krajowe”, „linie kolejowe”, „przepusty pod drogami”). Wartością wskaźnika jest procentowy udział punktów monitoringowych zlokalizowanych w sąsiedztwie terenów zabudowanych bądź leżących w sąsiedztwie dróg krajowych i wojewódzkich i linii kolejowych, albo takich, na których obecne są przepusty praktycznie nieprzekraczalne dla wydry. Informacje wykorzystane do oceny wskaźnika „stopień antropopresji” powinna być też wykorzystane podczas analizy zagrożeń i wyznaczania wymaganych działań ochronnych.

Obecność barier migracyjnych stanowi jeden z ważniejszych czynników wpływających na rozmieszczenie i jakość siedliska gatunku. Obecność barier skumulowanych, np. połączenie nieprzechodnych mostów (niskich mostów i przepustów o wąskim świetle, pozbawionych suchych półek przy brzegach) pod drogami o dużym natężeniu ruchu, czy też jazów i śluz w połączeniu ze sztucznymi, skanalizowanymi odcinkami rzek o wysokich pionowych ścianach stwarza także dla wydry bariery trudne do pokonania. Bariery tego typu mogą przyczyniać się do większej śmiertelności gatunku. Dlatego też dla oceny stanu zachowania siedliska ważne jest uwzględnienie i analizowanie potencjalnego oddziaływania tych czynników na lokalną populację. Wszelkie tego typu konstrukcje powinny być odnotowywane w trakcie prowadzonych prac terenowych, wraz z wstępną oceną ich potencjalnego wpływu (również w oparciu o wiedzę i doświadczenie eksperta). W pewnych przypadkach lokalizacja, liczba i rozmieszczenie mogą być określane w oparciu o aktualne, szczegółowe ortofotomapy i mapy topograficzne, jednak zalecane jest przeprowadzenie wizji terenowej tego typu obiektów.

Prowadzone w Europie badania nad śmiertelnością wydry w wyniku kolizji z pojazdami, wykazują, że istotnym czynnikiem warunkującym poziom śmiertelności gatunku jest odległość dróg i linii kolejowych od wody (Philcox i in. 1999, Arrendal, Johnsson 2011). Wyniki badań wskazują na wyraźny wzrost częstotliwości kolizji gatunku z pojazdami w miejscach sąsiadujących lub przecinających cieków bądź zbiorniki wodne. Najwyższa śmiertelność odnotowywana jest w pasie 200 m od wody. Na drogach przebiegających w takiej odległości od wody stwierdzano ponad połowę wszystkich przypadków śmierci wydry. Wraz ze wzrostem odległości liczba kolizji znacznie spada. Warto zaznaczyć, że prawie połowa miejsc kolizji wydr z samochodami zlokalizowana była w miejscach, gdzie droga nie przecinała żadnych cieków czy zbiorników wodnych, jednak przebiegała wzdłuż ich linii brzegowej. Blisko 40% miejsc kolizji znajdowało się w odległości do 100 m od wody. Natomiast aż 73% przypadków śmierci wydr na drogach miało miejsce w promieniu 250 m od wody (Körbel 1994).



**Tab. 15.** Stopień antropopresji – wskaźniki cząstkowe

Wskaźnik cząstkowy	Miara	Sposób pomiaru/określenia
Drogi wojewódzkie i krajowe	%	Udział procentowy punktów monitoringowych, w sąsiedztwie których (w 200 m strefie buforowej) odnotowano obecność dróg krajowych i wojewódzkich
Linie kolejowe	%	Udział procentowy punktów monitoringowych, w sąsiedztwie których (w 200 m strefie buforowej) odnotowano obecność czynnych linii kolejowych
Sąsiedztwo zabudowań	%	Udział procentowy punktów monitoringowych, w otoczeniu których w odległości maks. 100 m, odnotowano zwartą zabudowę
Przepusty pod drogami	%	Udział procentowy punktów monitoringowych, na których odnotowano obecność nieprzechodnych małych mostów i przepustów, ograniczających swobodną migrację wydry

**Tab. 16.** Stopień antropopresji – waloryzacja wskaźników cząstkowych

1.	Drogi wojewódzkie i krajowe	pkt.
a)	< 20%	1
b)	20–30%	0,5
c)	> 30%	0
2.	Linie kolejowe	
a)	<10%	1
b)	10–20%	0,5
c)	>20%	0
4.	Przepusty pod drogami	pkt.
a)	< 30 %	1
b)	30–40 %	0,5
c)	>40 %	0
3.	Sąsiedztwo zabudowań	pkt.
a)	< 10 %	1
b)	10–40 %	0,5
c)	> 40 %	0

Dane dotyczące wydry i jej siedliska na poszczególnych punktach monitoringowych należy wpisać do roboczego formularza danych (Tab. 17).

**Tab. 17.** Formularz danych dla punktu monitoringowego

Nazwa stanowiska monitoringowego	Data kontroli	Nr punktu	Najbliższa miejscowość	Nazwa rzeki/zbiornika
Dolina Bobru	29.09.2013	4	Sobota	Bóbr
Długość monitorowanego odcinka linii brzegowej (m)	200	Współrzędne geograficzne GPS punktu monitoringowego		
		N 51°5'11"		E 15°39'38"

<b>Szerokość monitorowanego odcinka rzeki</b>	<b>Powierzchnia monitorowanego zbiornika</b>	<b>Opis uzupełniający monitorowanego zbiornika / cieku wodnego</b>								
25 m	–	Rzeka o naturalnym charakterze w sąsiedztwie niewielkiego drzewostanu. W okolicy cieku wodnego dominują pola uprawne i niewielkie nadwodne siedliska o charakterze łąkowym. Wzdłuż rzeki zwarte zadrzewienia wierzbowe.								
<b>Obecność i liczba stwierdzonych odchodów</b>	<b>Inne stwierdzone ślady bytowania gatunku (m. in. kopczyków, wydzielin zapachowej)</b>									
1 odchód	Tropy i 1 miejsce z kopcem									
<b>Obecność i wymiary stwierdzonych tropów (wymiały tylko w monitoringu regionalnym)</b>										
<b>Liczba i wykaz odnotowanych gatunków ryb (wywiady z wędkarzami, analiza zebranych odchodów).</b>					<b>Istniejące miejsca rozrodu płazów*</b>		<b>Potencjalne miejsca rozrodu płazów*</b>			
> 5 gatunków					Tak	Nie	Tak	Nie		
<b>Dostępność zbiorników wodnych w promieniu 100 m*</b>		<b>Powierzchnia zbiorników wodnych w promieniu 100 m*</b>		<b>Opis zbiorników wodnych w sąsiedztwie</b>						
tak	nie	>30 ha	< 30ha	Brak stwierdzonych zbiorników w promieniu 200 m						
<b>Naturalność koryta rzeki*</b>		<b>Stopień przekształcenia i opis zastosowanych metod regulacji</b>								
naturalny	uregulowany	Brak śladów świadczących o regulacji rzeki								
<b>Stopień pokrycia brzegów drzewami i krzewami</b>			<b>Lasy w promieniu 100 m</b>		<b>Potencjał „norowy”*</b>	Tak	Nie	<b>Potencjalne schronienia*</b>	Tak	Nie
80 % odcinka			tak	nie	Zwarte trzcinowiska /tozowiska*	Tak	Nie	Powierzchnia trzcinowisk/tozowisk 0 % pokrycia		
<b>Typ zadrzewień*</b>			<b>Drogi wojewódzkie lub krajowe w promieniu 200 m</b>			<b>Linie kolejowe w promieniu 200 m*</b>		<b>Zabudowa w promieniu 50 m*</b>		
ciągłe	kępowe	pojedyncze/brak	Tak	Nie	Tak	Nie	Tak	Nie	Tak	Nie
<b>Przepusty i nieprzechodnie mosty*</b>		<b>Opis mostu / przepustu</b>				<b>Charakter zabudowy – część opisowa</b>				
Tak	Nie	W okolicy znajduje się most umożliwiający stosunkowo swobodne przemieszczanie się gatunku wzdłuż koryta, bez potrzeby wychodzenia na drogę.				–				
<b>Inne stwierdzone gatunki</b>		<b>Inne zagrożenia odnotowane na punkcie monitoringowym</b>								
Brak		Brak								

\* należy zakreślić właściwą odpowiedź

**Zagęszczenie populacji – dodatkowy wskaźnik stanu populacji w monitoringu regionalnym**  
Zagęszczenie populacji należy analizować jedynie w ramach szczegółowego monitoringu regionalnego (np. obszarów Natura 2000). Określany jest w oparciu o pomiary stwierdzonych tropów wydry. Analiza danych uzyskanych z pomiarów umożliwia na stosunkowo prostą identyfikację poszczególnych osobników. Ponieważ prawdopodobieństwo stwierdzenia

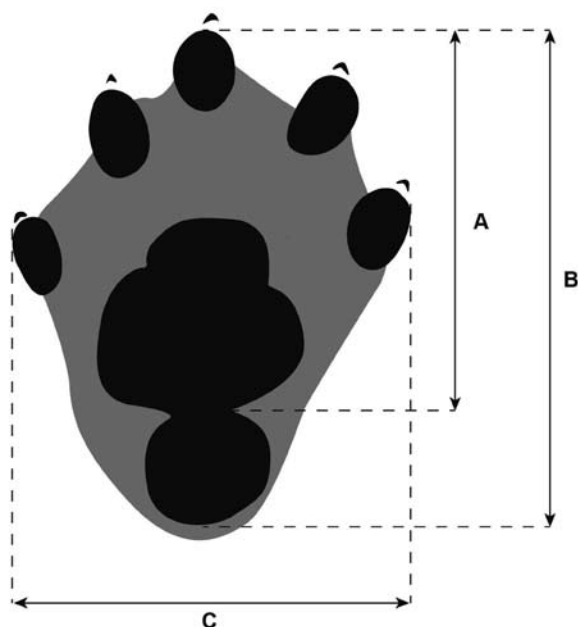
osobników tej samej płci o zbliżonej wielkości tropów (różnica mniejsza niż 1 cm) w bezpośrednim sąsiedztwie jest bardzo niskie (Sidorovich 1991), uzyskane dane mogą zostać z powodzeniem wykorzystane do oceny liczebności lub zagęszczenia gatunku. Na tej samej podstawie możliwa jest ocena struktury populacji i wieku osobników (przy uzyskaniu dodatkowej informacji na temat płci osobnika). Posiadając wiedzę na temat płci i wieku danego osobnika zwiększamy dokładność danych na temat liczebności gatunku, a także dokładniej określić strukturę płciową populacji wydry na danym stanowisku monitoringowym.

Dotychczas, podczas prowadzenia badań monitoringowych mających na celu ocenę zagęszczenia (liczebności) gatunku i ewentualnych zmian w kolejnych latach, wykorzystywano wiele metod badawczych, obejmujących m.in.:

- pomiary tropów wydry podczas tropień prowadzonych na śniegu bądź mulistym czy błotnistym brzegu podłożu,
- obserwacje bezpośrednie w rejonach, gdzie wydry wykazują dzienną aktywność prowadzone przez grupę badaczy,
- szacowanie nor w rejonach nadmorskich północnej Europy,
- badania radiotelemetryczne, pozwalające na ciągłe śledzenie wydry i ocenę częstości stwierdzeń na poszczególnych odcinkach rzeki,
- znakowanie schwytych osobników przy pomocy radioizotopów,
- metody molekularne (gł. DNA fingerprinting), oparte o znajdowane włosy, odchody i inny materiał umożliwiający analizę genetyczną.

Niemniej ze względu na charakter gromadzonych danych i ich przeznaczenie, przy ograniczonych możliwościach czasowych i finansowych, w zasadzie jedyną możliwą do wykorzystania formą oceny liczebności gatunku jest opisana tutaj metodyka oparta o pomiary tropów. Metoda ta, pozwalająca na określenie minimalnej szacunkowej liczebności na danym obszarze, wykorzystywana jest z powodzeniem w kilku europejskich krajach (Sidorovich 1991, Sulkava, Liukko 2007, Sulkava 2007). Uzyskane na monitorowanych powierzchniach wyniki wykorzystywane są do oceny statusu gatunku bądź szacowania przybliżonej liczebności w kraju (Storrank i in. 2002, Sulkava, Sulkava 2009). Badania oceniające dokładność tej metody w porównaniu z wynikami badań telemetrycznych czy genetycznych, wykazały w miarę jednorodne wyniki, szczególnie w przypadku siedlisk o liniowym charakterze (Sidorovich 1991, Ruiz-Olmo i in. 2001, Hájková i in. 2009). W przypadku obszarów charakteryzujących się wysokim zagęszczeniem gatunku ( $>0,6$  os/km), w tym np. uzyskiwane w obrębie większych kompleksów stawowych i ich sąsiedztwie, liczebność szacowana w oparciu o prowadzone pomiary tropów może być zaniżona (Ruiz-Olmo i in. 2001, Hájková i in. 2009). Z tego względu, w rejonach o wysokim zagęszczeniu zaleca się przemnożenie uzyskanego wyniku przez stałą 1,5 (liczebność minimalna = liczebność uzyskana \* 1,5).

Płeć osobników określana jest zwykle w oparciu o pozostawione ślady moczu i ich względne położenie względem pozostawionych odchodów bądź śladów łap. U samców ślady moczu znajdują się przed pozostawionymi odchodami lub między odcisniętymi tylnymi łapami, natomiast u samic ślady moczu znajdują się na lub za odchodami, relatywnie poza odciskami tylnych łap. Niemniej tego typu ślady możliwe są do odczytania głównie w okresie zimowym, przy zalegającej pokrywie śnieżnej. W pozostałych porach roku identyfikacja płci osobnika na podstawie tego typu śladów jest znacznie utrudniona czy wręcz niemożliwa. Dlatego też dodatkowo zamieszczono tutaj metodę identyfikacji płci osobnika



**Ryc. 2.** Pomiary tropów wydry. A – długość tropów mierzona od początku palców do końca opuszek międzypalcowych, B – długość mierzona od początku palców do końca opuszki piętowej, C – szerokość tropu (wg Reuther i in. 2001, ryc. T. Zając).

w oparciu o przeprowadzone pomiary tropów, przy wykorzystaniu analizy dyskryminacyjnej (Mercier, Fried 2004). Metoda ta, opisana poniżej (por. podrozdział „Identyfikacja płci osobnika na podstawie pomiarów tropów”), może być stosowana niezależnie od pory roku.

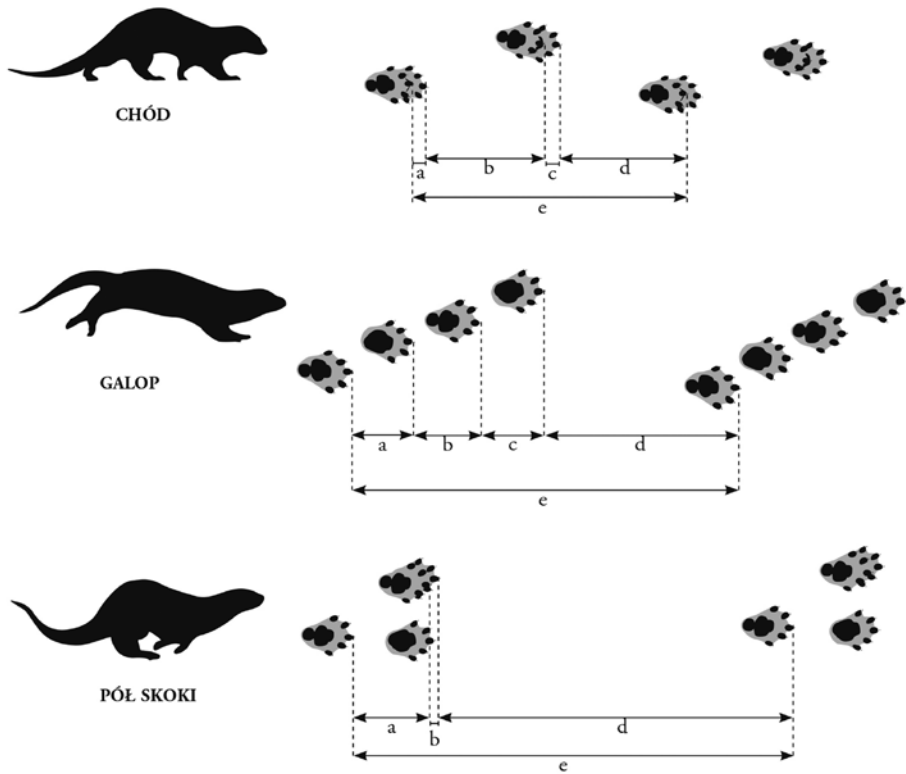
Wymiary tropów wydry zależą od wieku i płci osobnika (Ryc. 2, Tab. 18, 19), natomiast średnie odstępy między tropami zależą od płci i sposobu poruszania się zwierzęcia (Ryc. 3, Tab. 20). Należy jednak pamiętać, że w obu przypadkach rozmiary przypisane dla samicy odpowiadają tropom pozostawianym przez młodociane samce. W tabeli 7 przedstawiono zakresy wielkości tropów przypisanych do poszczególnych grup wiekowych wydry (Sidorovich 1991).

**Tab. 18.** Średnia wielkość tropów dorosłych samców i samic wydry (wg Reuther i in. 2000)

Płeć	długość „A”	długość „B”	szerokość „C”
samce	6,1–6,4 cm	8,2–8,7 cm	5,7–7,1 cm
samice	5,5–5,8 cm	7,6–7,9 cm	5,6–6,6 cm

**Tab. 19.** Ocena wieku wydry w oparciu o pomiary tropów tylnej łapy (wg Sidorovich 1991)

wiek	całkowita długość tropu – długość „B” (cm)	
	samce	Samice
1-letnie (młode)	5,0–5,9	4,0–4,7
2-letnie (młodociane)	6,0–7,8	4,8–6,5
3-letnie (dorosłe)	7,9–13,5	6,6–11,9



**Ryc. 3.** Sposoby wykonywania pomiarów układu tropów wydry w zależności od sposobu poruszania się (wg Reuther i in. 2001, ryc. T. Zając).

**Tab. 20.** Pomiary układu tropów (w cm) w zależności od płci i sposobu poruszania (a–d – odstępy pomiędzy dwoma kolejnymi tropami, e – odległość pomiędzy dwoma kolejnymi odciskami tej samej łapy; wg Reuther i in. 2000)

pomiar	chód		galop		półskoki	
	samiec	samica	samiec	samica	samiec	samica
a	2,6	1,6	9,8	12,6	11,0	–
b	19,2	18,7	13,2	10,3	0,7	–
c	0,7	2,5	9,5	9,9	0,0	–
d	20,0	19,6	39,3	38,4	80,8	–
e	48,5	42,4	71,8	71,2	92,2	–

W trakcie prowadzonych prac terenowych wszystkie znalezione tropy wydry powinny być fotografowane (bez użycia lampy błyskowej) wraz z miarką umożliwiającą późniejsze wyznaczenie skali i przeprowadzenie pomiarów. Udokumentowane w ten sposób tropy (przypisane do określonej lokalizacji GPS) mierzone są przy użyciu darmowego oprogramowania ImageJ (do pobrania na stronie <http://rsb.info.nih.gov/ij/>) bądź Analyzing Digital Images (<http://www.globalsystemscience.org/software/download>). Procedura ta umożliwia

eliminację błędów wynikających z różnic w sposobie i dokładności pomiarów, uzyskanych przez różnych obserwatorów podczas prowadzonych prac terenowych. Średnie uzyskane z pomiarów tropów danego osobnika (oddzielnie określone dla odcisków przednich i tylnych łap) posłużą w dalszej kolejności do oceny liczebności osobników w obszarze. Zaleca się przeprowadzenie przynajmniej 3 pomiarów dla przedniej i tylnej łapy. Jednak w praktyce liczba pomiarów wykonanych do obliczenia średniej jest uzależniona od liczby znalezionych na monitorowanym odcinku odcisków umożliwiających przeprowadzenie pomiarów.

### Niwelacja różnic w pomiarach tropów w zależności od charakteru podłoża

Podczas analizy zdjęć należy uwzględnić różnice wielkości odcisniętych tropów w zależności od charakteru podłoża i tego czy odcisnięte są przednie czy tylne łapy. W przypadku tropów odcisniętych na podłożu piaszczystym i mulistym zaleca się zastosowanie odpowiedniego współczynnika korygującego, aby uniknąć bądź zminimalizować ryzyko błędów w interpretacji danych. Długość tropów odcisniętych na piasku są mniejsze od tych znalezionych na błotnistym bądź mulistym podłożu. Zatem uzyskane wyniki pomiaru tropów odcisniętych na błocie należy przemnożyć przez stałą 0,92 w celu ujednoczenia pomiarów z tymi uzyskanymi na podłożu piaszczystym. Podobne rozbieżności występują w przypadku tropów odcisniętych na śniegu i piasku (Reuther i in. 2000). Również w tym przypadku zaleca się wykorzystanie stałej, która pozwoli na ujednoczenie wszystkich pomiarów poprzez pomnożenie pomiarów długości tropów odcisniętych na śniegu przez współczynnik 0,98. Wyraźnie większe rozbieżności obserwujemy przy pomiarach szerokości tropów w zależności od podłoża. W przypadku odcisków przedniej łapy odcisniętych na śniegu odczytaną szerokość należy przemnożyć przez stałą 0,85, tylnej łapy – 0,95.

Reasumując:

- pomiary długości tropów odcisnięte na błocie przemnaża się przez współczynnik 0,92;
- pomiary długości tropów odcisnięte na śniegu przemnaża się przez współczynnik 0,98;
- pomiary szerokości tropów przedniej łapy odcisnięte na śniegu przemnaża się przez współczynnik 0,85;
- pomiary szerokości tropów tylnej łapy odcisnięte na śniegu przemnaża się przez współczynnik 0,95.

### Identyfikacja płci osobnika na podstawie pomiarów tropów

W przypadku dokładnych odcisków tropów tylnej łapy istnieje możliwość określenia płci osobnika przy zastosowaniu analizy dyskryminacyjnej opracowanej dla wydry europejskiej (Mercier, Fried 2004). Płeć określana jest na podstawie uzyskanej wartości współczynnika płci ( $Y$ ) wyznaczanego przy pomocy opracowanej formuły  $Y = (Y_m - Y_f)$ , gdzie  $Y_m$  oznacza współczynnik przypisany dla samca,  $Y_f$  – współczynnik uzyskany dla samicy. Obie wartości otrzymujemy po pomnożeniu każdego z 7 pomiarów (por. tab. 21) przez współczynniki przypisane dla samców i samic i dodaniu stałej  $B_0$  (schemat pomiarów na ryc. 4). Finalną wartość współczynnika  $Y$  uzyskuje się przez odjęcie wartości współczynnika przypisanego dla samicy od wartości przypisanej dla samca. Otrzymany wynik ujemny dla współczynnika płci oznacza, że tropy należą do samicy, natomiast wartość dodatnia wskazuje, iż należą one do samca. Im wyższa wartość dodatnia bądź ujemna tym większe prawdopodobieństwo prawidłowego zaklasyfikowania tropów do określonej płci.

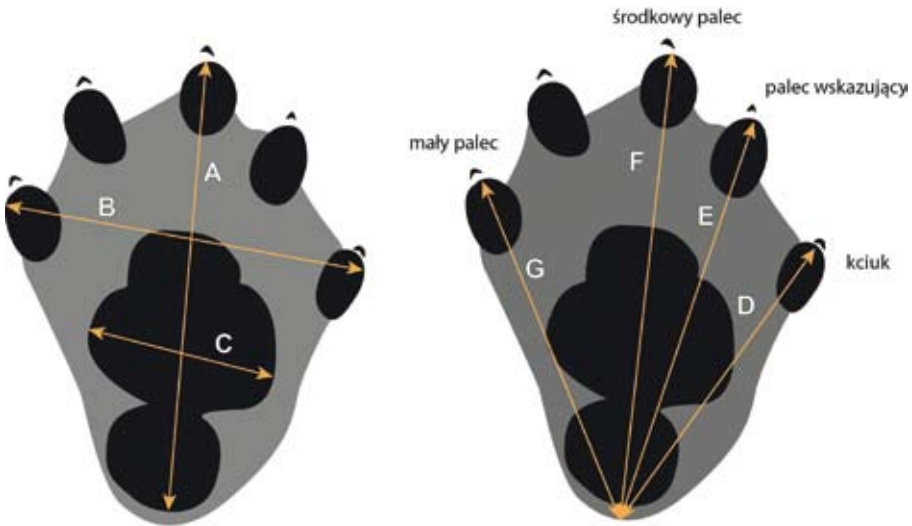


**Przykład obliczania współczynnika płci:**

$$Y(Y_m - Y_f) = [(72.5 * -10,2915888) + (55.83 * 1,78856003) + (32.17 * -1,5458498) + (54.00 * 1,67097378) + (67.33 * -1,23272276) + (72,67 * 15,5776567) + (56.00 * 1,52623034) - 317,205353] - [(72.5 * -7,94367027) + (55.83 * 1,49818182) + (32.17 * -1,19685888) + (54.00 * 1,34144676) + (67.33 * -1,00010705) + (72,67 * 12,5073814) + (56.00 * 1,15367424) - 227,013809] = -9,32724729$$

**Tab. 21.** Siedem parametrów wykorzystanych przy analizie dyskryminacyjnej dla określenia płci osobników wydry

Użyte parametry	Pomiar	Wskaźniki dyskryminacyjne ( $b_1, \dots, b_7$ )	
		samiec	samica
Długość tropu	A	-10,2915888	-7,94367027
Szerokość tropu	B	1,78856003	1,49818182
Opuszka międzypalcowa	C	-1,5458498	-1,19685888
Kciuk	D	1,67097378	1,34144676
Pierwszy palec	E	-1,23272276	-1,00010705
Palec środkowy	F	15,5776567	12,5073814
Mały palec	G	1,52623034	1,15367424
Stała ( $b_0$ )		-317,205353	-227,013809



**Ryc. 4.** Pomiary tropów wykorzystywane przy analizie dyskryminacyjnej płci (wg Mercier, Fried 2004, ryc. T. Zajac).

### Termin i częstotliwość badań

Badania monitoringowe wydry dotyczące stanu populacji należy prowadzić w okresach najlepszej wykrywalności śladów obecności gatunku. Należy przede wszystkim brać pod uwagę silnie wyrażoną sezonowość znakowania terenu przez wydry (Macdonald, Mason 1987). Może ona powodować mniejszą wykrywalność gatunku w porach roku, gdy znakowanie odchodami jest najniższe (Reuther i in. 2000). W warunkach polskiego nizu największą

liczbę odchodów wydry rejestruje się od jesieni do wiosny, natomiast najmniejszą – latem (Romanowski 2000). Oznacza to że najbardziej dogodnym okresem do monitoringu wydry w Polsce są miesiące jesienne i wiosenne (od połowy września do końca kwietnia). Zima z powodu krótkiej pory dziennej i zmiennych warunków pogodowych utrudnia prowadzenie regularnego monitoringu gatunku. Terenowe badania nad wydrą w miesiącach letnich obciążone są ryzykiem gorszej wykrywalności gatunku i zanizania wskaźników dla gatunku z powodu znajdowania mniejszej liczby odchodów. Dodatkowy wpływ na wykrywalność śladów wydry mają warunki pogodowe. Nie należy prowadzić badań terenowych w trakcie i bezpośrednio po opadach deszczu i śniegu oraz po wezbraniach wód, które częściowo niszczą ślady oraz utrudniają prowadzenie terenowych poszukiwań. Prace monitoringowe powinny być prowadzone z częstotnością przynajmniej raz na 6 lat.

### Sprzęt i materiały do badań

- odbiornik GPS,
- dokładna mapa topograficzna (zalecana 1:10 000 lub 1:25 000),
- aktualne zdjęcia lotnicze terenu (tzw. ortofotomapy),
- buty wodoodporne lub kalosze (ewentualnie wodery lub spodniobuty),
- aparat fotograficzny,
- suwmiarka lub linijka,
- dalmierz zalecany do pomiaru szerokości rzeki ,
- kamizelka odblaskowa – gdy poszukiwania wymagają poruszania się po mostach i przechodzenia przez drogi.

### 4. Przykład wypełnionej karty obserwacji gatunku na stanowisku

Karta obserwacji gatunku na stanowisku	
Kod i nazwa gatunku	<i>Kod gatunku wg Dyrektywy Siedliskowej, nazwa polska i łacińska, autor wg aktualnie obowiązującej nomenklatury</i> <b>1355 wydra <i>Lutra lutra</i> (Linnaeus, 1758)</b>
Nazwa stanowiska	<i>Nazwa stanowiska monitorowanego</i> .....
Typ stanowiska	<i>Badawcze/referencyjne</i> Badawcze
Obszary chronione na których znajduje się stanowisko	<i>(Natura 2000, rezerwaty przyrody, parki narodowe i krajobrazowe, użytki ekologiczne, stanowiska, dokumentacyjne itd.)</i> Ostoja nad Bobrem PLH020054, Park Krajobrazowy Doliny Bobru
Współrzędne geograficzne	<i>Podać współrzędne geograficzne (GPS) centralnego punktu stanowiska</i> N XX° XX' XX", E XX° XX' XX"
Wysokość n.p.m.	<i>Podać wysokość n.p.m. stanowiska lub zakres od ... do ...</i> 180–482 m
Powierzchnia stanowiska	<i>Podać wielkość powierzchni w ha</i> Ponad 20 000 ha
Opis stanowiska	<i>Opisać położenie i charakter terenu, sposób użytkowania</i> Stanowisko monitoringowe obejmuje rzekę Bóbr wraz z jej dopływami, na odcinku od Siedlęcina do Bolesławca. W znacznym stopniu obszar ten obejmuje swoim zakresem teren obszaru Natura 2000 „Ostoja nad Bobrem” i Parku Krajobrazowego Dolina Bobru.

Charakterystyka siedliska gatunku na stanowisku	<i>Opisać charakter siedlisk gatunku na stanowisku</i> Siedliskiem gatunku na obszarze „Dolina Bobru” są głównie mniejsze dopływy rzeki Bóbr. Obszar obejmuje koryto rzeki Bóbr wraz z dopływami płynącymi przez liczne, głębokie doliny. W bezpośrednim sąsiedztwie rzeki dominują lasy o charakterze mieszanym porastające stoki tutejszych wzgórz, oraz łąki i pastwiska. Pozostała część obszaru jest zajęta przez pola uprawne i zabudowania. Na monitorowanym obszarze zlokalizowany jest duży zbiornik przeciwpowodziowy – „Zbiornik Pilchowicki” położony powyżej miejscowości Pilchowice. Pomiedzy nim a Jelenia Górą znajdują się 2 kolejne, mniejsze zbiorniki – Jezioro Wrzeszczyńskie i Jezioro Modre.
Informacje o gatunku na stanowisku	<i>Syntetyczne obserwacje o występowaniu gatunku na stanowisku, dotychczasowe badania i inne istotne fakty; wyniki badań z lat poprzednich</i> Wydra odnotowywana jest aktualnie na całym monitorowanym odcinku rzeki Bór jak i większości jej dopływów. Pierwsze stwierdzenia gatunku z tego obszaru, po kilkudziesięcioletniej nieobecności, pochodzą z końca lat 80. i początku lat 90. XX w. Wówczas uznawana była za gatunek rzadki i rejestrowana na nielicznych stanowiskach, głównie w północnej części odcinka wyznaczonego do monitoringu, okolicach Bolesławca. Przeprowadzona inwentaryzacja w roku 2013 wykazała już obecność wydry na całym odcinku rzeki Bóbr, od Bolesławca do Jeleniej Góry i większości jej dopływów.
Czy monitoring w kolejnych latach jest wymagany?	<i>Wpisać tak/nie; w przypadku „nie” uzasadnić dlaczego proponuje się rezygnację z tego stanowiska</i> Tak. Populacja gatunku stabilna jednak wciąż stosunkowo nieliczna, na etapie rekolonizacji, monitorowana od roku 2003. Kontynuacja monitoringu pozwoli na dalszą ocenę zmian w rozmieszczeniu gatunku i śledzenie dalszej ekspansji gatunku na stanowisku, pozwalające na wyznaczenie preferencji gatunkowych i czynników wpływających na osiedlanie się wydry.
Obserwator	<i>Imię i nazwisko wykonawcy monitoringu</i> Tomasz Zajac, Katarzyna Kozyra
Daty obserwacji	<i>Daty wszystkich obserwacji</i> 29.09.2013, 05–08.10.2013

Stan ochrony gatunku na stanowisku				
Parametr / Wskaźniki	Wartość wskaźnika i komentarz		Ocena	
<b>Populacja</b>				
Procent pozytywnych stwierdzeń gatunku	<i>Udział procentowy punktów monitoringowych, na których odnotowano obecność gatunku</i> 65,79%		FV	
Indeks populacyjny	<i>Wskaźnik wyliczamy wg wzoru w oparciu o udział pozytywnych punktów monitoringowych i średnią liczbę odchodów na punkt</i> 11,23		U1	
Roczny wskaźnik trendu populacji <sup>1</sup>	<i>Wskaźnik wyliczamy wg wzoru w oparciu o wartości indeksu populacyjnego w dwóch kolejnych etapach monitoringu</i> Nie analizowany w pierwszym roku monitoringu.		XX	
Zagęszczenie populacji <sup>1</sup>	<i>Ocena liczebności w przeliczeniu na 10 km linii brzegowej</i> Nie analizowany w monitoringu krajowym.		XX	
<b>Siedlisko</b>				
Baza pokarmowa	Biomasa ryb <sup>1</sup>	<i>Średnia biomasa ryb odnotowywana na stanowisku monitoringowym, w przeliczeniu na m<sup>2</sup></i> Nie analizowany w monitoringu krajowym.	pkt. -	FV FV
	Zróżnicowanie gatunkowe ichtiofauny	<i>Średnia liczba gatunków odnotowywana w rzekach i zbiornikach wodnych stanowiska monitoringowego</i> > 5	pkt. 1	
	Miejsca rozrodu płazów	<i>Udział procentowy punktów monitoringowych na których odnotowano istniejące bądź potencjalne miejsca rozrodu płazów</i> 18,42%	pkt. 1	
	Naturalność koryta cieku	<i>Udział % punktów monitoringowych o brzegach nieuregulowanych i zdrzewionych (z zdrzewieniami kępowymi bądź ciągłymi)</i> 69,23%	pkt. 1	

Udział siedliska kluczowego dla gatunku	Udział preferowanych odcinków rzek	Udział procentowy punktów monitoringowych, na których odnotowano obecność preferowanych typów cieków wodnych o szerokości powyżej 3 m 76,92%	pkt. 1	FV	FV
	Obecność preferowanych zbiorników wodnych	Udział procentowy punktów monitoringowych w sąsiedztwie, których odnotowano obecność większych zbiorników wodnych i kompleksów stawów o powierzchni >30 ha 8%	pkt. 0,5		
	Obecność mniejszych zbiorników wodnych	Udział procentowy punktów monitoringowych w sąsiedztwie, których odnotowano obecność drobnych zbiorników wodnych rodzaju zbiorników wodnych o powierzchni <30ha 25%	pkt. 1		
Charakter strefy brzegowej	Stopień pokrycia brzegów drzewami i krzewami	Średni stopień pokrycia brzegów zadrzewieniami obliczony dla stanowiska monitoringowego 65,39%	pkt. 1	FV	FV
	Lesistość	Udział procentowy punktów monitoringowych, w otoczeniu, których odnotowano obecność lasów 71,05%	pkt. 1		
	Stopień regulacji rzek	Wskaźnik określający udział procentowy punktów monitoringowych, na których odnotowano obecność zdegradowanych i/lub uregulowanych brzegów (brak drzew i krzewów, umocnione brzegi i przekształcone koryta) 13,16%	pkt. 0,5		
	Dostępność schronień	Udział procentowy punktów monitoringowych, na których odnotowano obecność istniejących lub potencjalnych schronień 78,95%	pkt. 1		
Stopień antropopresji	Drogi wojewódzkie i krajowe	Udział procentowy punktów monitoringowych, w sąsiedztwie, których (w obrębie 200 m strefie buforowej) odnotowano obecność dróg krajowych i wojewódzkich 7,89%	pkt. 1	U1	U1
	Linie kolejowe	Udział procentowy punktów monitoringowych, w sąsiedztwie których (w obrębie 200 m strefie buforowej) odnotowano obecność czynnych linii kolejowych >5%	pkt. 1		
	Sąsiedztwo zabudowań	Udział procentowy punktów monitoringowych, w otoczeniu których z odległości max. 50 m, odnotowano zwartej zabudowy 34,21%	pkt. 0,5		
	Przepusty pod drogami	Udział procentowy punktów monitoringowych, na których odnotowano obecność nieprzeznaczonych małych mostów i przepustów, ograniczających swobodną migrację wydry 34,21%	pkt. 0,5		
Perspektywy ochrony	<p><i>Krótką prognoza stanu populacji i siedliska gatunku na stanowisku w perspektywie 10–15 lat w nawiązaniu do ich aktualnego stanu i obserwowanych procesów zachodzących w siedlisku, z uwzględnieniem wszelkich działań i planów, których skutki mogą wpłynąć na gatunek i jego siedlisko</i></p> <p>Dobra ocena perspektyw ochrony wynika z braku stwierdzonych istotnych czynników, które mogłyby przyczynić się do pogorszenia stanu populacji i siedliska gatunku. Gatunek znajduje się obecnie na etapie rekolonizacji obszaru, co jest przyczyną uzyskanego stosunkowo niskiej oceny dla stanu populacji, przy uzyskanym właściwym stanie zachowania siedliska.</p>			FV	FV
<b>Ocena ogólna</b>					<b>U1</b>

\*wskaźnik brany pod uwagę jedynie w przypadku wszelkiego typu zbiorników wodnych

*Lista najważniejszych aktualnych i przewidywanych oddziaływań (zagrożeń) na gatunek i jego siedlisko na badanym stanowisku (w tym aktualny sposób użytkowania, planowane inwestycje, pla-*

nowane 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
D01.02	Drogi, autostrady	C	–	Drogi wojewódzkie i krajowe zlokalizowane w bezpośrednim sąsiedztwie siedlisk gatunku stwarzają ryzyko kolizji z pojazdami.
D01.04	Drogi kolejowe, w tym TGV	C	–	Linia kolejowa zlokalizowana w bezpośrednim sąsiedztwie siedlisk gatunku stwarzają ryzyko kolizji z pojazdami.
G05.11	Śmierć lub uraz w wyniku kolizji	C	–	Drogi o silnym natężeniu ruchu i linia kolejowa, zlokalizowane w bezpośrednim sąsiedztwie siedlisk gatunku stwarzają ryzyko kolizji z pojazdami.
J02.03	Regulowanie (prostowanie) koryt rzecznych i zmiana przebiegu koryt rzecznych	B	–	Rzeka Bóbr na znacznych odcinkach ze zwartą zabudową jest uregulowana.
J03.01	Zmniejszenie lub utrata określonych cech siedliska	B	–	Zbiorniki zaporowe jak i zwrta zabudowa wzdłuż dolin rzecznych przyczyniają się do pogorszenia jakości siedlisk gatunku.
J03.02	Antropogeniczne zmniejszenie spójności siedlisk	B	–	Zwrta zabudowa wzdłuż dolin rzecznych przyczyniają się do pogorszenia spójności siedlisk gatunku.
J03.02.01	Zmniejszenie migracji / bariery dla migracji	B	–	Sąsiedztwo dróg i linii kolejowych jak i obecność zbiorników zaporowych na rzece Bóbr przyczynia się do zwiększenia efektu barierowego.

Zagrożenia (przyszłe, przewidywane oddziaływania)				
Kod	Nazwa działalności	Intensywność	Wpływ	Syntetyczny opis
D01.02	Drogi, autostrady	C	–	Drogi wojewódzkie i krajowe zlokalizowane w bezpośrednim sąsiedztwie siedlisk gatunku stwarzają ryzyko kolizji z pojazdami.
D01.04	Drogi kolejowe, w tym TGV	C	–	Linia kolejowa zlokalizowana w bezpośrednim sąsiedztwie siedlisk gatunku stwarzają ryzyko kolizji z pojazdami.
G05.11	Śmierć lub uraz w wyniku kolizji	C	–	Drogi o silnym natężeniu ruchu i linia kolejowa, zlokalizowane w bezpośrednim sąsiedztwie siedlisk gatunku stwarzają ryzyko kolizji z pojazdami.
J02.03	Regulowanie (prostowanie) koryt rzecznych i zmiana przebiegu koryt rzecznych	B	–	Rzeka Bóbr na znacznych odcinkach ze zwartą zabudową jest uregulowana.
J03.01	Zmniejszenie lub utrata określonych cech siedliska	B	–	Zbiorniki zaporowe jak i zwrta zabudowa wzdłuż dolin rzecznych przyczyniają się do pogorszenia jakości siedlisk gatunku.
J03.02	Antropogeniczne zmniejszenie spójności siedlisk	B	–	Zwrta zabudowa wzdłuż dolin rzecznych przyczyniają się do pogorszenia spójności siedlisk gatunku.
J03.02.01	Zmniejszenie migracji / bariery dla migracji	B	–	Sąsiedztwo dróg i linii kolejowych jak i obecność zbiorników zaporowych na rzece Bóbr przyczynia się do zwiększenia efektu barierowego.

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 (podać liczebność w skali: liczny, średnio liczny, rzadki); inne wyjątkowe walory obszaru</i> Nie obserwowano.
Gatunki obce i inwazyjne	<i>Obserwowane gatunki obce i inwazyjne; ewentualnie podać ich liczebność lub zagęszczenie</i> norka amerykańska <i>Mustela vison</i> – średnio liczna, notowana co najmniej od kilkunastu lat na całym odcinku rzeki Bóbr; jenot <i>Nyctereutes procyonoides</i> – średnio liczny, odnotowywany na całym monitorowanym obszarze; piżmak <i>Ondatra zibethicus</i> – mało liczny, liczebność gatunku wyraźnie spada w ostatnich latach
Uwagi metodyczne	<i>Informacje istotne dla dalszego planowania monitoringu (sposób prowadzenia prac, wskaźniki, które powinny być badane w monitoringu i ich waloryzacja, regionalnie optymalny czas prowadzenia badań itp.)</i> Brak.
Inne uwagi	<i>Wszelkie informacje pomocne przy interpretacji wyników, np. anomalie pogodowe</i> Brak.
Dokumentacja fotograficzna i karograficzna	<i>Załączniki do bazy danych (w wersji elektronicznej):</i> <i>Minimum 2 zdjęcia na stanowisko (gatunek, siedlisko), granice powierzchni badawczej naniesione na odpowiedni podkład kartograficzny</i>

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

Metodyka dla wydry została opracowana w taki sposób, aby monitoring tego gatunku można było łączyć z monitoringiem bobra. Wspólne dla obu gatunków są powierzchnie (stanowiska) monitoringowe, punkty badawcze, odległość poszukiwania śladów oraz termin prowadzenia badań terenowych.

## 6. Ochrona gatunku

### Opis zagrożeń dla gatunku<sup>1</sup>

Potencjalne czynniki negatywnie wpływające na populację wydr można sklasyfikować w trzech kategoriach:

**Zanieczyszczenie środowiska.** Chociaż dokładna przyczyna spadku liczebności wydry w ostatnim stuleciu przypuszczalnie pozostanie niewyjaśniona, to jednak większość autorów jest zgodna, że proces ten związany był ze skażeniem środowiska przez chloroorganiczne pestycydy, polichlorowane dwufenyle (PCBs) i metale ciężkie, głównie rtęć. Świadczyć o tym może zgodność w czasie, załamania się liczebności wydr wraz ze wzrostem produkcji polichlorowanych dwufenyli i zastosowaniem w Europie nowych pestycydów do powszechnego użycia. Substancje te były stwierdzane w organizmie wydr w koncentracjach zagrażających ich życiu lub upośledzających rozród: np. w zagrożonych wyginięciem populacjach wydr z południa Szwecji, Holandii i południa Anglii, stwierdzono średnie koncentracje PCB w tkankach powyżej 50 mg kg<sup>-1</sup>. Te same związki były zidentyfikowane jako przyczyna załamania liczebności także innych drapieżników, np. sokoła wędrownego (dieldryna, Newton i in. 1993) i fok bałtyckich (PCBs, Olsson i in. 1992).

<sup>1</sup> Podrozdział opracowany na podstawie Romanowski i in. 2010, 2011



Poza pestycydami i metalami ciężkimi, także inne czynniki, jak zanieczyszczenie wód, mogły przyczynić się do spadku liczebności wydry. Brak wydr w wielu rzekach we Włoszech, Francji i Bułgarii jest wyjaśniany właśnie silnym zanieczyszczeniem organicznym i chemicznym tych rzek. Negatywny związek pomiędzy organicznym i chemicznym skażeniem wód powierzchniowych, a rozmieszczeniem wydry stwierdzono także w Polsce (Brzeziński i in. 1996, Romanowski 2000).

**Degradacja siedlisk.** Niszczenie środowisk wodnych uważane było do niedawna za główną przyczynę spadku liczebności gatunku w całej Europie, np. w ostatnim planie ochrony wydry (Otter Action Plan) badacze z 90% europejskich krajów wymienili niszczenie środowisk wodnych za główne zagrożenie dla wydry. Kanalizacja i regulacja rzek, usuwanie roślinności nadbrzeżnej, budowa tam, melioracja środowisk wodno-błotnych i inne rodzaje antropopresji na środowiska wodne uważane były przez biologów za przyczynę zmniejszania się liczebności i arealu wydry.

W istocie znane są przypadki negatywnego wpływu tego rodzaju działalności człowieka na populację wydr, np. tamy i zbiorniki zaporowe ograniczyły rozmieszczenie wydr na wielu odcinkach rzek w południowej Europie. Także umacnianie brzegów i usuwanie roślinności przybrzeżnej, które towarzyszą melioracjom i regulacjom rzek, odbijają się negatywnie na rozmieszczeniu wydr, co zostało potwierdzone także w warunkach naszego kraju (Romanowski 2000).

Obecnie, gdy zebrano wiele dowodów plastyczności ekologicznej wydry, wśród badaczy wydry panuje przekonanie, że w ubiegłych latach przeceniano rolę fizycznych zmian zachodzących w środowiskach wodnych w procesie załamania populacji tego gatunku w Europie. W szczególności nie udało się potwierdzić, aby niepożądane formy aktywności ludzi, np. wędkarstwo, rekreacja i sporty wodne mogły ograniczać rozmieszczenie gatunku, a wręcz przeciwnie – udokumentowano bardzo wiele przykładów obecności wydry w siedliskach silnie penetrowanych przez ludzi i zwierzęta domowe, a także w pobliżu zabudowań i w obrębie nawet dużych miast. W chwili obecnej uważa się, że z punktu widzenia ochrony wydry, bardziej należy przejmować się redukcją rybostanu w środowiskach wodnych niż np. rekreacją i turystyką. Należy jednak pamiętać, że ekosystemy wodne są bardzo wrażliwe na zmiany wywołane działalnością człowieka, oraz że złożone powiązania wydry z różnymi elementami środowiska są jeszcze nie do końca wyjaśnione.

**Zabijanie przez człowieka.** Przez wiele dziesięcioleci wydry były obiektem intensywnych polowań i tępienia przez ludzi. Na wydry polowano dla ich cenionego futra (będącego wzorcem trwałości w przemyśle futrzarskim) a także z powodu praktykowanego przez wiele lat w tzw. „nowoczesnym” (obecnie już przestarzałym) łowiectwie zwyczaju zwalczania „szkodników – drapieżników”. Szczególnie okrutny rodzaj polowania na wydry z psami utrwalił się wśród angielskich myśliwych.

Tępienie wydr mogło być dodatkowym czynnikiem, który wraz ze skażeniem środowiska przez pestycydy, polichlorowane dwufenyle i metale ciężkie spowodował załamanie się liczebności gatunku w Europie. Obecnie w większości krajów wydra objęta jest całoroczną ochroną, co w połączeniu z okresowym spadkiem mody na noszenie naturalnych futer dzikich zwierząt zapewniło temu gatunkowi „parasol ochronny”. Nielegalne kłusownictwo, głównie na stawach hodowlanych, nadal pozostaje problemem w wielu częściach arealu wydry i może mieć negatywny wpływ na ich występowanie jedynie w lokalnej skali. Jak

wskazują ostatnie badania z różnych krajów, nielegalne pozyskiwanie nie jest w stanie powstrzymać procesu odbudowy populacji wydr w Europie, natomiast narastającym zagrożeniem jest śmiertelność na drogach w wyniku kolizji z samochodami, co jest główną przyczyną śmiertelności reintrodukowanej lokalnej populacji wydr w Holandii.

Zgodnie z wykładnią przepisów obowiązujących do wprowadzenia aktualnego „Rozporządzenia Ministra Środowiska z 12 października 2011 r. w sprawie ochrony gatunkowej zwierząt w Polsce” (Dz.U. 2011, nr 237 poz. 1419), wydra nie podlegała wówczas ochronie na obszarach stawów rybnych uznanych za obręby hodowlane i mogła być legalnie odstrzeliana w liczbie do kilku, a nawet kilkunastu osobników na kompleks stawów w ciągu roku. Niestety brak jest danych o wielkości rocznej redukcji wydry w skali województw i kraju. Brak jest także statystyk śmiertelności wydr na drogach.

### Stan zagrożenia gatunku w Polsce

Wydra nie jest gatunkiem zagrożonym wyginieciem w Polsce, przeciwnie, w ostatnich dekadach następuje szybki proces odbudowy liczebności i arealu gatunku w kraju (Brzeziński i in. 1996, Romanowski 2000, 2006). Obecnie śmiertelność wydry w wyniku tępienia przez ludzi oraz kolizji z samochodami utrzymuje się na takim poziomie, który nie hamuje dalszej ekspansji gatunku. Przewidując dalszy wzrost populacji wydry, za główne zagrożenia należy uznać te, które są związane ze stawami hodowlanymi: możliwość zaostrzenia się konfliktu na stawach rybnych, co może prowadzić do wzrostu liczby zabijanych wydr. Należy tu podkreślić rosnące u hodowców ryb odczucie presji na rybstany ze strony wydr (Kłoskowski 2011). Kolejnymi ważnymi problemami wydają się być dalsza dynamiczna regulacja rzek i budowa tam, wzrost śmiertelności na drogach (potęgowany przez szybki rozwój motoryzacji i budowę nowych dróg) oraz kłusownictwo w celu pozyskania futer.

### Proponowane działania ochronne

Wydra jest wymieniona w załącznikach II i IV Dyrektywy Siedliskowej, co nakłada obowiązek ochrony gatunku i jego środowisk. Do podstawowych proponowanych działań ochronnych należą:

1. Podjęcie działań zmierzających do zmniejszenia śmiertelności wydr: tworzenie bezpiecznych przejść na odcinkach zwiększonej śmiertelności wydry w pobliżu środowisk wodnych w projektach budowy lub modernizacji dróg i linii.
2. Podjęcie działań zmierzających do ochrony środowisk wydry:
  - przeciwdziałanie programom regulacji cieków wodnych negatywnie wpływających na jakość siedlisk wydry i uwzględnienie działań rekompensujących dla wydry, w przypadku wystąpienia nadrzędnych celów umożliwiających zrealizowanie przedsięwzięcia przy braku możliwości zastosowania metod alternatywnych i wdrożenia środków minimalizujących. Decyzje powinny być oparte o ustawy i dyrektywy szczegółowo określające sytuacje w przypadku, których możliwe są odstępstwa o obowiązujących przepisów.
  - zapewnienie ochrony odpowiedniej ilości siedlisk wydry w ramach Natura 2000.
  - spowodowanie aby wszelkie prace w dolinach rzek wykonywane były z uwzględnieniem wymagań środowiskowych wydry: m.in. zachowanie starorzeczy, zadrzewień,

starych drzew, utrzymanie odpowiedniej jakości wód i eliminacja źródeł zanieczyszczeń. W znacznym stopniu obowiązek tego typu nakładają przyjęte dyrektywy i ustawy (m. in. Ramowa Dyrektywa Wodna <sup>2</sup>, Prawo wodne <sup>3</sup>, Prawo ochrony środowiska<sup>4</sup>, Ustawa o ochronie przyrody).

Przykłady konkretnych działań ochronnych dla wydry, w tym opis zalecanych bezpiecznych przejść dla gatunku zostały szczegółowo opisane w następujących publikacjach: „Wydra ambasador czystych wód” (Romanowski i in. 2010) i „Program ochrony wydry *Lutra lutra* w Polsce” (Romanowski i in. 2010, 2011).

## 7. Literatura

- Arrendal J., Johnsson M. 2011. Otters and Rail Ways – An Assessment of Trains as a Threat to the Otter population in Sweden. XIth International Otter Colloquium. Hystrix, It. J. Mamm. Supplement, 79.
- Brzeziński M., Romanowski J., Cygan J. P., Pabin B. 1996. Otter *Lutra lutra* distribution in Poland. Acta Theriologica 41, 2: 113–126.**
- Chanin P. 2003. Monitoring the *Lutra lutra*. Conserving Natura 2000 Rivers Monitoring Series No. 10, English Nature, Peterborough.
- Chapman P. J. and Chapman L. L. 1982. Otter survey of Ireland 1980–81. Vincent Wildlife Trust, London.
- Crawford A., Jones A., McNulty J. 1979. Otter survey of Wales 1977–78. Society for the Promotion of Nature Conservation / Nature Conservation Council, London.
- Durbin L.S. 1996. Some changes in the habitat use of a tree-ranging female otter *Lutra lutra* during breeding. . Journal of Zoology, London, 240: 761–64.
- Durbin, L.S. 1998. Habitat selection by five otters *Lutra lutra* in rivers of northern Scotland. Journal of Zoology, London, 245: 85–92.
- Erlinge S. 1968. Food studies on captive otters (*Lutra lutra*). Oikos 19: 259–270.
- Green J. and Green R. 1980. Otter survey of Scotland 1977–79. Vincent Wildlife Trust, London.
- Green J., Green R. i Jefferies D.J. 1984. A radio-tracking survey of otters *Lutra lutra* on Perthshire river system. *Lutra* 27: 85–145.
- Hájková P., Zemanová B., Roche K., Hájek B. 2009. An evaluation of field and noninvasive genetic methods for estimating Eurasian otter population size. *Conserv. Genet.* 10: 1667–1681.
- Jenkins D. 1980. Ecology of otters in northern Scotland. I. Otter (*Lutra lutra*) breeding and dispersion in mid-Deeside, Aberdeenshire in 1974–79. *Journal of Animal Ecology* 49: 713–735.
- Jędrzejewska B., Sidorovich V.E., Pikulik M.M. i Jędrzejewski W. 2001. Feeding habits of the otter and American mink in Białowieża Primeval Forest (Poland) compared to other Eurasian populations. Ecology 24: 165–180.**
- Kloskowski J. 2011. Human – wildlife conflicts at pond fisheries in eastern Poland: perceptions and management of wildlife damage. *European Journal of Wildlife Research* 57: 295–304.
- Körbel O. 1994. Hindering Otter *Lutra lutra* Road Kills Part 1. IUCN Otter Spec. Group Bull. 10: 14–20.
- Kruuk, H., Carss, D.N., Conroy J.W.H. and Durbin, L. 1993. Otter (*Lutra lutra* L.) numbers and fish productivity in rivers in north-east Scotland. *Symposium of the Zoological Society of London* 65: 171–191.
- Lenton E. J., Chanin P. R. F. & Jefferies D. J. 1980. Otter survey of England 1977–79. Nature Conservancy Council, London.
- Macdonald S. M. 1990. Surveys. W: Otters; an action plan for their conservation (red. Foster-Turley P., Macdonald S. and Mason C.). IUCN Species Survival Commission, Gland. s. 8–10.
- Mercier L., Fried G. 2004. Preliminary Study of the Tracks of Captive Otters (*Lutra lutra*) as a Tool for Field Research. *IUCN Otter Species Group Bulletin* 21(2): 94–99.

<sup>2</sup> Dyrektywa 2000/60/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 23 października 2000 r. ustanawiająca ramy wspólnotowego działania w dziedzinie polityki wodnej.

<sup>3</sup> Ustawa z 18 lipca 2001 r. – Prawo wodne (Dz.U. 2001 Nr 115 poz. 1229 ze zm.)

<sup>4</sup> Ustawa z 27 kwietnia 2001 r. – Prawo ochrony środowiska (Dz.U. 2001 Nr 62 poz. 627 ze zm.)

- Newton I., Wyllie I., Asher A. 1993. Long-term trends in organochlorine and mercury residues in some predatory birds in Britain. *Environmental Pollution* 79: 143–151.
- Olsson M., Karlsson B., Ahnland E. 1992. Diseases and environmental contaminants in seals from the Baltic and the Swedish west coast. *Science of The Total Environment* 154: 217–227.
- Philcox C.K., Grogan A.L. and Macdonald D.W. 1999. Patterns of otter *Lutra lutra* road mortality in Britain. *Journal of Applied Ecology* 36: 748–762.
- Poledník L., Poledníková K., Větrovcová J., Hlaváč V. and Beran V. 2011. Causes of deaths of *Lutra lutra* in the Czech Republic (Carnivora: Mustelidae). *Lynx, n.s. (Praha)* 42: 145–157.
- Reuther C., Dolch D., Green R., Jahrl J., Jefferies D. J., Krekemeyer A., Kucerova M., Madsen A. B., Romanowski J., Roche K., Ruiz-Olmo J., Teubner J., Trindade A. 2000 – Surveying and Monitoring Distribution and Population Trends of the Eurasian Otter (*Lutra lutra*). Guidelines and Evaluation of the Standard Method for Surveys as recommended by the European section of the IUCN/SSC Otter Specialist Group – Habitat, Hankensbuttel, 12: 1–152.
- Romanowski J. 2000. Wybiórność środowiskowa wydry w trakcie rekolonizacji. Praca doktorska, Instytut Ekologii PAN. Maszynopis.
- Romanowski J. 2006. Monitoring of the Otter recolonisation of Poland – Hystrix It. *J. Mammal. (n.s.)* 17 (1): 37–46.
- Romanowski J. 2013. Detection of otter *Lutra lutra* signs in a survey of central and eastern Poland: methodological implications. *Polish Journal of Ecology* 61: 597–604.**
- Romanowski J., Brzeziński M., Cygan J. P. 1996. Notes on the technique of the otter field survey. *Acta Theriologica* 41, 2: 199–204.
- Romanowski J., Zajac T., Orłowska L. 2010. Wydra. Ambasador czystych wód. Fundacja Wspierania Inicjatyw Ekologicznych, Kraków.
- Romanowski J., Orłowska L., Zajac T. 2011. Program ochrony wydry *Lutra lutra* w Polsce. Krajowa strategia gospodarowania wydrą. SGGW, Warszawa.
- Romanowski J, Brzeziński M, Żmihorski M. 2013. Habitat correlates of the Eurasian otter *Lutra lutra* recolonizing Central Poland. *Acta theriologica* 58, 2: 149–155.**
- Ruiz-Olmo J., Lopez-Martin J.M. & Palazón S. 2001: The influence of fish abundance on the otter (*Lutra lutra*) populations in Iberian Mediterranean habitats. *Journal of Zoology* 254: 325–336.
- Sidorovich V.E. 1991. Structure, reproductive status and dynamics of the otter population in Byelorussia. *Acta Theriologica* 36, 1–2: 153–161.
- Sjöasen T. 1997. Movements and establishment of reintroduced European otters *Lutra lutra*. *Journal of Applied Ecology* 34: 1070–1080.
- Storränk B., Sulkava R., Liukko U.M. 2002. Testing a method to monitor the otter (*Lutra lutra*) population in Finland – a pilot study based on snow tracking. *IUCN Otter Species Group Bulletin* s. 346–350.
- Sulkava R. 2007. Snow tracking: a relevant method for estimating otter *Lutra lutra* populations. *Wildlife Biology* 132: 208–218.
- Sulkava R., Liukko U. 2007. Use of snow-tracking methods to estimate the abundance of otter (*Lutra lutra*) in Finland with evaluation of one-visit census for monitoring purposes. *Annales Zoologici Fennici* 44: 179–188.
- Sulkava R., Sulkava P., Sulkava P. 2009. Source and sink dynamics of density-dependent otter (*Lutra lutra*) populations in rivers of central Finland. *Oecologia* 153: 579–588.
- Urban P. 2000. Úkryty vydry riečnej (*Lutra lutra*) na Slovensku. *Lynx* 31: 133–142.
- Zajac T. 2008. Wydra *Lutra lutra* w Karkonoszach. *Opera Corcontica* 45: 163–177.

Opracowali: Jerzy Romanowski, Tomasz Zajac i Katarzyna Kozyra





Samiec czerwończyka nieparka *Lycaena dispar* (fot. W. Ziaja)

## 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 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 perspektywy zachowania. Pozwala to na wnioskowanie o stanie ochrony gatunku na poziomie monitorowanych stanowisk, obszarów Natura 2000, regionów biogeograficznych i całego kraju.

## BIBLIOTEKA MONITORINGU ŚRODOWISKA

W 2010 r. ukazał się pierwszy tom przewodników metodycznych do monitoringu zwierząt, dotyczący 18 gatunków, zarówno bezkręgowców, jak i kręgowców, głównie tzw. gatunków priorytetowych, za których ochronę Wspólnota Europejska ponosi szczególną odpowiedzialność. W 2012 r. opublikowane zostały tomy drugi i trzeci, obejmujące metodyki monitoringu dla 24 gatunków bezkręgowców oraz 36 gatunków kręgowców. Obecnie oddajemy do Państwa rąk tom czwarty dotyczący 19 gatunków, w tym 13 bezkręgowców i 6 kręgowców. Jest to praca zbiorowa 21 specjalistów z całej Polski. Przedstawione metodyki monitoringu są oparte o schemat wypracowany w latach 2006–2008, opisany w części pierwszej, ogólnej tego przewodnika.

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 dla oceny stanu ochrony gatunków, a w konsekwencji dla 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

*Jerzego Kulińskiego*

*Głównego Inspektora Ochrony Środowiska*

ISBN: 978-83-61227-37-3



9 788361 227373