

## CHROŃMY PRZYRODĘ OJCZYSTĄ

### SPIS TREŚCI

Tom 65, zeszyt 2 marzec/kwiecień 2009

#### AKTUALNOŚCI – NEWS

Grażyna Mazurkiewicz-Boroń, Janusz Starmach: Konsekwencje przyrodnicze przegradzania rzek – *Ecological consequences of building water bars*

Krzysztof Goryczko, Andrzej Witkowski: Gospodarka zarybieniowa a ochrona środowiska – *Fish stocking management and environment protection*

#### ARTYKUŁY – ARTICLES

Wojciech Gąsienica Byrcyn: Historia poznania, występowanie i rozmieszczenie świstaka tatrzańskiego (*Marmota m. latirostris* Kratochvíl, 1961) w Tatrach – *The history of research, current occurrence and distribution of the Tatra marmot (Marmota marmota latirostris Kratochvíl, 1961) in the Tatra Mountains*

Katarzyna Zając: Perłoródka rzeczna *Margaritifera margaritifera* – perspektywy zachowania gatunku – *Freshwater pearl mussel Margaritifera margaritifera – prospects for the species survival*

Jerzy M. Gutowski, Krzysztof Sućko: Konarek tajgowy *Phryganophilus ruficollis* (Fabricius, 1798) (Coleoptera: Melandryidae) w Polsce – *Phryganophilus ruficollis (Fabricius, 1798) (Coleoptera: Melandryidae) in Poland*

Bogusław Binkiewicz: Interesujące gatunki roślin naczyniowych rezerwatu „Biała Góra” i jego okolic na Wyżynie Miechowskiej – *Interesting vascular plant species of the nature reserve “Biała Góra” and its adjacent locations in the Miechowska Upland (south-central Poland)*

Andrzej Szczepkowski, Marek Kozłowski: Stanowiska czarki austriackiej *Sarcoscypha austriaca* (O. Beck ex Sacc.) Boud. w środkowo-wschodniej Polsce – *Localities of Sarcoscypha austriaca (O. Beck ex Sacc.) Boud. in the east-central Poland*

Krzysztof Spalek: Nowe stanowisko rojownika pospolitego *Jovibarba sobolifera* (Sims) Opiz na Śląsku Opolskim – *A new locality of Jovibarba sobolifera (Sims) Opiz on the Opole Silesia (SW Poland)*

#### RECENZJE – REVIEWS

Zbigniew Głowaciński: Grzegorz Jamrozy, Łukasz Pęksa, Zbigniew Urbanik, Wojciech Gąsienica Byrcyn – Kozica tatrzańska *Rupicapra rupicapra tatrica*

Anna Medwecka-Kornaś: S.M. Stojko (red.) – Użańskij Nacionalnij Prirodnij Park. Polifunkcjonalne znaczenja – S.M. Stoyko (ed.): Uzhanski national natural park. Multifunctional significance

## Konsekwencje przyrodnicze przegradzania rzek

### Ecological consequences of building water bars

GRAŻYNA MAZURKIEWICZ-BOROŃ, JANUSZ STARMACH

*Institut Ochrony Przyrody PAN  
31-120 Kraków, al. Mickiewicza 33  
e-mail: mazurkiewicz@iop.krakow.pl*

**Słowa kluczowe:** zabudowa hydrotechniczna, flora i fauna wodna, siedliska, tarliska, ryby, przepławki.

Zabudowa hydrotechniczna degradowuje ekosystem rzeki, zaburzając ciągłość geomorfologiczną i biologiczną, niszcząc i przekształcając siedliska wodne oraz strukturę zespołów roślin i zwierząt. Wpływa na procesy fizykochemiczne i biologiczne obniżając nie tylko walory przyrodnicze, ale także użytkowe wód. Przegradzanie rzek powoduje przerwanie ich drożności dla wędrówek ryb i innych organizmów wodnych. Budowa nawet najlepszych przepławek tylko częściowo rekompensuje szkody spowodowane przegrodzeniem rzeki, w przypadku wielu progów jedynie budowa przepławki typu „obejście”, obejmującej całą długość rzeki przegrodzonej progami może złagodzić skutki ekologiczne. W końcowym, 67-kilometrowym odcinku Dunajca zaplanowano wiele progów wodnych, przeznaczonych głównie do celów hydroenergetycznych, mających tworzyć kaskadę stopni wodnych. Jest to nie do zaakceptowania w rzece o dużych walorach przyrodniczych, traktowanej jako bank genowy karpioatych ryb reofilnych.

W Polsce powszechnie uważa się, że poprzeczne budowle hydrotechniczne sprzyjają poziomej stabilizacji biegu karpackich rzek i potoków. Dotychczas prowadzonym pracom nad stabilizacją koryt rzecznych towarzyszyło stałe obniżanie się dna cieków, którego rozmiary oraz tempo na wielu odcinkach rzek i potoków przybrały dramatyczną skalę. Zjawiska te mają bezpośredni wpływ na budowę dna, granulację żwiru, udział frakcji mulistych itp. Te właściwości warunkują z kolei występowanie i różnorodność zespołów roślin i zwierząt bytujących w rzekach i potokach. Pośrednio i bezpośrednio budowle hydrotechniczne wpływają na stan ekologiczny i walory użytkowe wód. Dna koryt rzecznych dolnych części karpackich dopływów Wisły już

teraz są silnie i niekorzystnie zmienione poprzez odcinkowe zapiaszczenia, zamulenia lub wypłukanie frakcji drobnoziarnistych.

Zabudowa rzek i potoków przegrodami piętrzącymi powoduje powyżej zapory zmianę charakteru wód z płynących na stagnujące. Następuje depozycja materiału wlezonego i zawiesiny powyżej przegrody i uruchomienie erozji dennej poniżej. Odkładanie się materiału unoszonego i wlezonego powyżej przegrody, kształtuje nowe, różne od pierwotnych, warunki siedliskowe. Na odcinku podpiętrżonym ustępują organizmy reofilne, powstają zupełnie nowe biocenozy, typowe dla wód stagnujących. Konsekwencją tych procesów jest zmniejszenie bioróżnorodności i biomasy organizmów wodnych oraz ogranicze-

nie zdolności samooczyszczania się wód przez spowolnienie procesów mineralizacji.

### Wpływ na organizmy bentosowe

Głony – mikroskopijne rośliny – są pierwszym ogniwem, od którego ściśle jest uzależniony cały łańcuch troficznych zależności w ekosystemie wodnym. Zabudowa hydrotechniczna rzeki powoduje pogorszenie się warunków fotosyntezy, takich jak: zmiany temperatury wody, wzrost ilości zawiesiny, wahania dopływu światła fotosyntetycznie czynnego (PAR) oraz zamulenie podłoża i rozwijających się na nim plech fitobentosu. Wielokrotnie wykazano, że ograniczenie produkcji glonów działa negatywnie na populacje bezkręgowców oraz ryb znajdujących się poniżej budowli hydrotechnicznych (Marmulla 2001, Jackson, Marmulla 2004).

Zwierzęta bentosowe, a szczególnie duże osobniki makrobezkręgowców są podstawowym pokarmem większości gatunków ryb. Przegrody rzeczne oraz inne budowle hydrotechniczne wpływają ujemnie na ich liczebność oraz ograniczają ich wędrówki (Santucci i in. 2005). Wykazano, że szybki nurt wody, np. poniżej elektrowni wodnej, wymywa organizmy bentosowe i powoduje, że baza pokarmowa dla ryb bentosożernych staje się niezróżnicowana. Dotyczy to głównie zmniejszenia zagęszczenia i biomasy larw owadów, które są preferowanym pokarmem wielu gatunków ryb. Mniejsza baza pokarmowa powoduje automatyczne osłabienie i zredukowanie liczebności oraz biomasy ichtiofauny (Ward, Stanford 1979, Moog 1993, Odinets-Collart i in. 2001, Gibson 2002). Należy podkreślić, że w środowisku wodnym nie tylko ryby odbywają wędrówki. Larwy chrząszczy (Trichoptera) posiadają zdolność podejmowania wędrówek w górę i w dół cieku. Wodne stadia rozwojowe owadów (nimfy lub larwy) mogą wędrować pod prąd. Wędrówki te, związane z ich cyklami życiowymi, często są warunkiem dalszego istnienia populacji. Stwierdzono, że duże bezkręgowce wodne podejmują wędrówki nie tylko w dół cieku, ale bardzo często aktywnie przemieszczają się także w

górę. Niektóre mięczaki oraz skorupiaki mogą pokonywać niewielkie przeszkody, chociaż w bardzo ograniczonym zakresie. Wśród makrobezkręgowców istnieją funkcjonalne grupy pokarmowe, których cykle życiowe związane są z przebiegiem procesów geomorfologicznych. Fizyczne uwarunkowania w rzece oraz cykl hydrologiczny dyktują wspólną reakcję biologiczną makrobezkręgowców danej grupy pokarmowej. Przy braku możliwości biologicznej komunikacji w wyniku obecności sztucznej bariery niemożliwe staje się osiągnięcie i utrzymanie ekologicznej równowagi cieku.

### Wpływ na ichtiofaunę

Przegrody na rzece, przerywając hydromorfologiczną ciągłość cieku przerywają przede wszystkim ciągłość ekologiczną, rozdzielając populacje organizmów wodnych na dwie subpopulacje powyżej i poniżej przegrody, uniemożliwiając im łączność i swobodne przemieszczanie się (Ward, Stanford 1995, 1995a, Slavson 2004). Rzeka, aby mogła spełniać warunki dla normalnego życia i rozrodu organizmów wodnych musi stanowić jeden ciągły ekosystem rozciągający się wzdłuż całej jej długości (*river continuum*), w którym warunki fizyczne i żyzność ulegają stopniowym łagodnym zmianom wraz ze strukturą gatunkową wszystkich poziomów troficznych w tym zespołów ichtiofauny (Vannote i in. 1980, Zalewski 1986, Starmach 1998).

Przekształcenia w składzie gatunkowym oraz ilościowym ichtiofauny powyżej przegrody polegają na zaniku gatunków reofilnych (prądolubnych). Ich cechą charakterystyczną jest składanie ikry na dnie żwirowym lub kamienistym w miejscach o stosunkowo szybkim prądzie wody. W nowo powstałe miejsca o spowolnionym lub zahamowanym przepływie wchodzi gatunki wód spokojnych z dominacją ryb karpioatych. Doliny rzeczne stanowią swoiste naturalne liniowe struktury przyrodnicze i są najbardziej uniwersalną formą korytarza ekologicznego. Ciągłość ekosystemów rzecznych jest więc kluczowym warunkiem ochrony i zachowania biologicznej różnorod-

ności zasiedlających je zespołów organizmów reofilnych, wykorzystujących różne siedliska ekosystemu rzeki do realizacji poszczególnych faz swego cyklu życiowego. Warunkiem zachowania każdego gatunku w obszarze jego występowania jest swobodny dostęp do siedlisk rozrodu, w przypadku ryb do tarlisk.

Typowymi gatunkami ryb wędrownych są ryby dwuśrodowiskowe, rozradzające się w górnych partiach rzek, natomiast większą część życia spędzające w morzu (łosoś atlantycki, troć wędrowna). Wędrowki jednak podejmują wszystkie gatunki ryb, także jednośrodowiskowe, związane są one zarówno z rozrodem, żerowaniem, jak i zimowaniem. W przemieszczaniu się ryb nie tylko duże tamy są przeszkodą. Dla większości rzecznych gatunków barierą nie do pokonania jest już piętrzenie o wysokości kilkudziesięciu centymetrów (Jungwirth, Pelikan 1989, Gebler 1991, Jens i in. 1997).

Decydują o tym możliwości poszczególnych gatunków do przeciwstawiania się sile prądu wody oraz pokonywania przeszkody skokiem. Ryby w swoich wędrowkach zawsze wybierają silniejszy strumień wody aż do momentu, gdy jego siła zaczyna przekraczać maksymalne możliwości danego gatunku. Bardzo ważne jest zróżnicowanie warunków przepływu w różnych fragmentach koryta rzeki. Pozwala to rybom na wybór odpowiedniego prądu wody w chwilach odpoczynku, żerowania czy przemieszczania się. Szybkość przepływu kształtuje się dzięki naturalnej szorstkiej strukturze dna, na którym pomiędzy głazami, kamieniami i grubymi frakcjami żwiru tworzy się system szczelin i przesmyków, w których szybkość przepływu wody silnie spada. Badania szybkości przepływu wody wykazały, że prąd wody o sile 1,5–2,0 m/s na głębokości 10 cm strefy przydennej liczonej od powierzchni zmniejsza się o 0,5–0,8 m/s. Maksymalne szybkości ruchu wody dla poszczególnych gatunków są różne: ryby łososiowate (troć, pstrągi, głowacica, lipień) – 1,5 m/s, reofilne ryby karpowate (boleń, brzana, brzanka, certa, jaź, jelec, kleń, świnka) – 0,5 m/s, pozostałe gatunki oraz ryby młode i małe – 0,3 m/s. Możliwości pokonywania przez ryby przeszkód skokiem są mniejsze,

niż się powszechnie sądzi. Najbardziej znane z tego są łososie i trocie, których skoki oceniane są na 1,0–1,7 m oraz pstrągi – 0,7–0,8 m. Do pokonywania przeszkody ryby wybierają zatopione przelewy i szczeliny. Gdy nie mogą w ten sposób jej pokonać, decydują się na oddanie skoku (ryc. 1). Większość ryb rzecznych nie posiada jednak umiejętności skoku. Przemieszczają się tylko dzięki zróżnicowaniu szybkości przepływu wody. Nawet betonowy próg o wysokości 20 cm pozbawiony szczelin jest nie do pokonania dla małych ryb (Köning 1969, Bless 1985).

W sąsiedztwie sztucznej przegrody, szczególnie w przypadku zaburzenia dynamiki hydrologicznej związanej z pracą hydroelektrowni, odpływ wody, przy niskich stanach koncentrujący się poniżej turbin, przy wysokich stanach wody przepływający całą szerokością stopnia, sprzyja erozji brzegowej i dennej, uruchamiając zdeponowane osady. Skutkuje to zasypywaniem i zamulaniem tarlisk oraz znacznie utrudnia dostęp tlenu do gniazd tarłowych ryb. Ikra dusi się, a przeżywalność młodocianych stadiów rozwojowych maleje (Collier i in. 1996). Natomiast, występujące silne turbulencje wody mogą miejscowo powodować przesylenie wody tlenem, co zwłaszcza u ryb młodocianych może skutkować chorobą gazową, w trakcie której uwalniane we włosowatych naczyniach krwionośnych pęcherzyki gazu skutecznie czopują te naczynia. Efektem choroby gazowej jest śnięcie ryb w wyniku zaburzenia funkcji życiowych i osmoregulacyjnych. Osłabione ryby podatne są na zakażenia bakteryjne, grzybicze i wirusowe. Nawet po zakończeniu tarła gwałtowny wzrost szybkości przepływu może wymywać złożone jaja, wylęg, narybek, a nawet dorosłe ryby. Takie działania uszkadzają zwłaszcza osobniki młodociane, natomiast u wszystkich osobników wywołują stres fizjologiczny.

### Przykład zabudowy dolnego Dunajca

Najlepszym przykładem nieuzasadnionej ekologicznie i, co za tym idzie, ekonomicznie ingerencji w ekosystem rzeki jest propozycja zabudowy dolnego Dunajca na odcinku od



**Ryc. 1.** Próg regulacyjny w Jankowej na rzece Biała Tarnowska – „próba skoku” (fot. G. Mazurkiewicz-Boroń; 2009 r.)

*Fig. 1.* Water bar near Jankowa on the Biała Tarnowska River – jumping fish (photo by G. Mazurkiewicz-Boroń; 2009)

zbiornika w Czchowie do ujścia (zlewnia górnej Wisły). Pod pretekstem stabilizacji koryta planuje się budowę kaskady 7–9-ciu progów z jednoczesną budową przy tych progach małych elektrowni wodnych.

W tym ponad 60. kilometrowym odcinku dolnego Dunajca, tzw. krainie brzany, występuje aktualnie 26 gatunków ryb rzecznych, w tym gatunki chronione: głowacz białopłetwy *Cottus gobio*, piekielnica *Alburnoides bipunctatus*, śliz *Barbatula barbatula* oraz 7 gatunków ryb w różnym stopniu zagrożonych, w tym gatunek anadromiczny – certa *Vimba vimba*. Liczne tarliska certy znajdują się właśnie na odcinku Dunajca przeznaczonym do zabudowy, między Biskupicami Radłowskimi i Wielką Wsią koło Wojnicza (Jelonek, Klich 2006).

Zakłócenia w drożności tego odcinka rzeki staną się przyczyną eksterminacji wielu występujących tam gatunków ryb, ponieważ spowodują zniszczenie ich naturalnych siedlisk oraz uniemożliwią im bezpieczne dotarcie do tarlisk. Naturalnych tarlisk ryb nie można bowiem w pełni zastąpić sztucznym tarłem i produkcją materiału zarybieniowego. Prowadzi to do osłabienia populacji, spowodowanego brakiem doboru naturalnego i selekcji, będących podstawą różnorodności genetycznej. Cechą charakterystyczną rzek o charakterze podgórskim, takich jak Dunajec, jest naturalna zmienność intensywności przepływu. Organizmy wodne, rośliny i zwierzęta, są ewolucyjnie przystosowane do życia w warunkach częstych naturalnych



zmian poziomu wód. Wezbrania zapewniają łączność pomiędzy korytem a zbiornikami wodnymi na terasie zalewowej i starorzeczami. Rozlewiska stanowią miejsce rozrodu licznych ryb, płazów oraz owadów. Szereg ryb i owadów traktuje wzrost przepływów jako bodziec inicjujący tarło, klucie czy sezonowe migracje. Podobnie okresowe przesuszanie doliny i niskie objętości przepływów korytowych są często konieczne dla rozwoju roślin i ustabilizowania pionierskich zespołów, kolonizujących nowe obszary w okresie powodzi. Gdyby organizmy zasiedlające rzekę nie miały zdolności przeżycia suszy i powodzi w takiej rzece jak Dunajec, obecnie nie było by tam ani roślin ani zwierząt.

Aktualnie, Dunajec od ujścia do Wisły do tamy w Sromowcach Wyżnych dzięki przepławkom w Czchowie i Rożnowie jest tylko częściowo drożny dla wędrówek ryb. Występujący na tej trasie próg w Ostrowie (ujęcie wody dla Tarnowa, ryc. 2) też tylko przy średnich lub wyższych stanach wód jest możliwy do pokonania przez ryby (Wiśniewolski i in. 2004). Ponadto działające na tej trasie elektrownie wodne niszczą ryby spływające w dół rzeki.

Według Juszczyka (1951), spośród ryb przechodzących przez turbiny elektrowni w

Rożnowie uszkodzonych było od ok. 16% do ok. 46% osobników. Ryby wpływające do komór turbin są kaleczone, a część jest zabijana przez łopatkę turbin. Szczególnie narażone są młode osobniki, spływające z tarłisk w dół rzeki. Jak wykazały badania, wybudowanie na rzece kilku stopni z małymi elektrowniami wodnymi spowodowałoby prawie całkowite zablokowanie drożności ekologicznej Dunajca. Przykładem są rzeki Pomorza: Słupia (4 stopnie energetyczne), Łupawy (5 stopni energetycznych) i Reda (3 stopnie energetyczne), gdzie stwierdzono narastanie strat w miarę pokonywania przez ryby kolejnych stopni energetycznych w czasie migracji w dół rzeki. Sumaryczne straty w Słupi sięgały ok. 90%, w Łupawie ok. 75%, w Redzie ok. 60% (Bartel i in. 2002).

Według Wilsona (1999) największy wpływ na wymieranie endemicznych gatunków ryb ma niszczenie naturalnych siedlisk (73% gatunków). Antropogeniczne przekształcenia środowiska przyrodniczego, czyli regulacje i przegradzanie rzek oraz zanieczyszczenia, doprowadzają do ustępowania z zespołów ichtiofauny stenotopowych gatunków ryb lub drastycznie zmniejszają ich populacje do stopnia katastrofy ekologicznej (ryc. 3) (Penczak 1988, Penczak i in. 1996, Witkowski 1996).



**Ryc. 2. Bariera dla ryb – próg w Ostrowie na Dunajcu (fot. R. Żurek; 2008 r.)**

*Fig. 2. Fish barrier near Ostrów on the Dunajec River (photo by R. Żurek; 2008)*



**Ryc. 3. Jaz piętrzący z zamknięciami gumowymi na Czarnym Dunajcu w Podczerwonym wykorzystywany do celów energetycznych (fot. B. Wyźga; 2009 r.)**

*Fig. 3. Weir of the hydro-electric power station near Podczerwone on the Czarny Dunajec River (photo by B. Wyźga; 2009)*

Z punktu widzenia ochrony siedlisk gatunków zamieszczonych w II Załączniku Dyrektywy Siedliskowej lokalizacja progów na dolnym Dunajcu zniszczy zarówno siedliska ryb w korycie rzeki, przerwie szlaki ich wędrówek, jak i doprowadzi do eksterminacji niektórych rodzimych gatunków. Dotyczy to całego odcinka Dunajca od zapory w Czchowie do ujścia rzeki do Wisły, który jest proponowanym obszarem sieci Natura 2000 „Dolny Dunajec”.

### **Zapewnienie warunków do migracji ryb**

W celu złagodzenia szkodliwości działania progów i elektrowni dla ryb i towarzyszących im zespołów fauny rzecznej w krajach, gdzie na skutek regulacji i zabudowy rzek doprowadzono do biologicznej dewastacji tych środowisk (Bless 1985, Gebler 1991, Jungwirth, Pelikan 1989) opracowano konstrukcje przepławek, ułatwiające rybom pokonywanie przeszkód. Przepławka naśladuje, lepiej lub

gorzej, naturalne warunki panujące w korycie rzecznej. Najlepszą z nich jest tzw. „obejście” zlokalizowane poza korytem rzeki omijające próg hydrotechniczny (ryc. 4). Najlepiej odzwierciedla naturalny charakter rzeki w sekwencji „płoso-bystrze”. Sprawia to, że „obejście”, pełniąc funkcje przepławki, jest równocześnie siedliskiem wszystkich organizmów wodnych. Do wykonania „obejścia” wykorzystywane są naturalne materiały (żwir, kamienie głazy pnie drzew i ich karpny, faszyna).

Według zaleceń opracowanych przez interdyscyplinarny zespół specjalistów niemieckich (Adam i in. 1994) „obejście” w swej konstrukcji musi spełniać następujące warunki:

- przepływ wody  $Q > 100$  l/s na 0,8 metra szerokości dna obejścia
- nachylenie 1:100 maksymalnie 1:20 – zależnie od struktury ichtiofauny
- szerokość dna obejścia 1–2 m
- średnia prędkość przepływu wody  $V_s = 0,4$ – $0,6$  m/s
- maksymalna szybkość przepływu wody



**Ryc. 4. Przepławka typu „obejście” na rzece Don, Wielka Brytania**

*Fig. 4. Bypass fishway Don River, Great Britain*

$V_{\max} = 1,6-2,0$  m/s zależnie od struktury ichtiofauny

- głębokość wody zmienna od 0,2 m do 1,5 m
- w korycie nieregularnie położone duże głazy stanowią kryjówki dla ryb.

W przypadku elektrowni wodnej lokalizacja „obejścia” musi być umiejscowiona na tym samym brzegu co elektrownia, a wejście do przepławki od strony wody dolnej musi być zlokalizowane przed wylotem wody z elektrowni, natomiast wyjście z obejścia od strony wody górnej przed wlotem wody do elektrowni. Należy wyraźnie zaznaczyć, że w przypadku umieszczenia w każdym proggu dwóch turbozespołów niemożliwe jest uzyskanie odpowiedniego prądu wabiącego do przepławki, zarówno od strony wody dolnej, jak i górnej. W takim przypadku budowa przepławki jest bezcelowa.

Jeżeli planowana jest budowa kaskady progów przegradzających rzekę w niedużych odległościach od siebie, wymaga to rozwiązania typu „obejście”, obejmującego całą długość rzeki przegradzonej progami. Innymi słowy obok rzeki musi powstać druga rzeka. Pozwala to rybam uchwycić tak dolny, jak i górny prąd wody wabiący do „obejścia” oraz umożliwia pokonanie szeregu przeszkód w dużo łatwiejszy sposób niż szukanie wejścia do przepławki przy każdym proggu z osobna.

Wskazując na obowiązek budowy przepławek, bez których nie jest możliwa realizacja

celów ochrony organizmów i siedlisk wodnych, należy zdecydowanie podkreślić, że nawet najlepiej funkcjonująca przepławka nie jest w stanie zrekomensować szkód powstałych z budowy tam i progów wodnych, szczególnie w tak dużej ilości, jak to jest proponowane w przypadku Dunajca. Dlatego każde planowane przegradzenie rzeki powinno być poprzedzone oceną skutków, jakie ta inwestycja może wywołać w obrębie zespołu ryb i pozostałych elementów ekosystemu wodnego i od wód zależnych. Aby móc odpowiedzieć na tak postawione pytanie niezbędna jest ocena stanu potencjału biologicznego i jego znaczenia nie tylko gospodarczego, ale również przyrodniczego. Może się bowiem okazać, że rzeka ze względu na swoich mieszkańców ma bardzo wysoką wartość przyrodniczo-kulturową, wykluczającą możliwość jakichkolwiek ingerencji naruszających jej naturalny układ. Ponadto należy określić działania rekompensujące rzecze jej straty, a kosztami tych działań obciążyć właściciela proggu lub elektrowni. Takie podejście jest wymagane przez Ramową Dyrektywę Wodną i sprowadza się do praktyki: korzystający – płaci.

## Podsumowanie

Na Dunajcu, jednym z podgórszych dopływów Wisły, znajdują się już cztery zbiorniki zaporowe: Czorsztyn–Niedzica, Sromowce Wyżne, Rożnów i Czchów. Posiadają one z wyjątkiem Czchowa elektrownie wodne dużej mocy. Widoczne negatywne skutki ekologiczne ich eksploatacji doprowadziły już do zburzenia hydromorfologicznej równowagi oraz ekologicznego *continuum*. Zamierzenia inwestycyjne budowy kilku zbiorników wypełnionych wodą stagnującą w zasięgu oddziaływania zanieczyszczenia miasta Tarnowa, doprowadzą do zahamowania procesów samooczyszczania, spowodują szybkie zamulanie, zanieczyszczenie i ostateczną degradację dolnego odcinka Dunajca.

Nasuwa się pytanie, czym uzasadniona jest budowa właśnie w końcowym, 67. kilometrowym odcinku Dunajca, rzece o wciąż dużych walorach przyrodniczych, traktowanej jako



bank genowy reofilnych ryb karpioatych, kaskady stopni wodnych nie do przebycia dla ryb i innych organizmów wodnych? Inwestycje takie nie spełniają podstawowych założeń zrównoważonego gospodarowania zasobami naturalnymi. Nie spełniają również wymagań stawianych przez Dyrektywę w sprawie promocji energii elektrycznej ze źródeł odnawialnych (2001/77/WE), Ramową Dyrektywę Wodną (2000/60/WE) oraz Dyrektywę Siedliskową (92/43/EWG). Dyrektywy te w swoich założeniach harmonijnie łączą cele w zakresie energetyki i środowiska naturalnego i nie pozostają w sprzeczności z ochroną szlaków migracji organizmów, realizowaną również w Polsce. Korytarze ekologiczne przebiegające dolinami rzek i potoków są włączone do sieci ekologicznej ECONET-PL, a najcenniejsze przyrodniczo – do obszarów Natura 2000 i podlegają ochronie zgodnie z postanowieniami Konwencji: Ramsarskiej (1971), Bońskiej (1979), Berneńskiej (1979), programu UNESCO Człowiek i Biosfera (MAB) oraz konwencji z Rio de Janeiro (1992). Ustalenia tych wszystkich programów i konwencji zostały przez Polskę ratyfikowane.

Budowa szczególnie małych elektrowni wodnych (MEW) tworzących kaskady stopni wodnych nie realizuje zarówno celów w zakresie energetyki odnawialnej, jak i ochrony zasobów przyrody. W rzeczywistości produkcja energii elektrycznej poprzez budowę elektrowni wodnych w większości przypadków wyrządza środowisku biotycznemu większe szkody niż wartość wytworzonego w ten sposób prądu elektrycznego (Gibson 2002). Przekonała się o tym Nowa Funlandia (Kanada), której ponad 55% cieków zostało zabudowanych programami hydroenergetycznymi. Zniszczeniu uległa większość tamtejszych rzek i dopiero w takiej sytuacji władze wprowadziły moratorium na budowę elektrowni wodnych. Podobny problem wystąpił w Hiszpanii w związku z niewłaściwym wykorzystaniem hydroenergetycznym dorzecza rzeki Ulla i oddziaływaniem na sieć europejskich obszarów chronionych.

Zabudowa hydrotechniczna rzek i potoków, taka która prowadzi do pogorszenia stanu

ekologicznego wód poprzez ograniczenie tzw. funkcji usługowych ekosystemu (*ecosystem services*): produkcyjnych, siedliskowych, regulacyjnych, informacyjnych, rekreacyjnych oraz estetycznych (Berkamp i in. 2000), nie jest akceptowana ani przez międzynarodowe konwencje ochronne, ani przez dyrektywy unijne, ani przez obowiązujące polskie prawo. Zatem podstawą działania w zakresie hydroenergetyki powinno być zharmonizowanie celów Dyrektywy Wodnej (2000/60/WE), Dyrektywy w sprawie promocji energii elektrycznej ze źródeł odnawialnych (2001/77/WE) oraz Dyrektywy Siedliskowej (92/43/EWG).

## PIŚMIENNICTWO

- Adam B., Bosse R., Dumont U., Gebler R.J., Geitner V., Hass H., Krüger F., Rapp R., Sanzin W., Schaa W., Szhwevers U., Ssteinberg L. 1994. Fischaufsteigsanlagen. DVWK. Mergbl. z. Wasserwirtsch.
- Bartel R., Bieniarz K., Epler P. 2002. Fish passing through the turbines of Pomeranien river hydroelectric plants. Arch. Pol. Fish. 10, 2: 275–280.
- Berkamp G., McCartney M., Dugan P., McNeely J., Acreman M. 2000. Dams, Ecosystem Functions and Environmental Restoration Thematic Review II. 1 – World Commission on Dams, Cape Town.
- Bless R. 1985. Zur Regeneration von Bächen der Agrarlanschaft. Eine ichtiologische Falstudie. Schr.-reihe Landschaftspf. u. Naturschutz. 26.
- Collier M., Webb R.H., Schmidt J.C. 1996. Dams and rivers. A primer on the downstream effects of dams. US Geol. Suirv. Circ. 1126, 94.
- Dillon 1988. The influence of minor disturbance on biochemical variation in a population of freshwater snail. Biol. Cons. 43, 137–134.
- Dyrektywa w sprawie ochrony siedlisk przyrodniczych oraz dzikiej fauny i flory (92/43/EWG).
- Dyrektywa w sprawie promocji energii elektrycznej ze źródeł odnawialnych (2001/77/WE).
- Gebler R.J. 1991. Naturgemässe Bauweisen von Sochlenbauwerken und Fischaufstiegen

- zur Vernetzung der Fliessgewässer. Inst. f. Wasserbau u. Kulturtechnik. Universität Fridericiana, Karlsruhe.
- Gibson R.J. 2002. The myth of hydroelectricity as "green" energy. *Can. Soc. Environ. Biol.* 1–12.
- Jackson D.C., Marmulla G. 2004. The influence of dams on river fisheries. [<http://www.fao.org/004/y2785E/Y2785c02.htm>].
- Jelonek M., Klich M. 2006. Ichtyofauna Zbiornika Czchowskiego i rzeki Dunajec poniżej zbiornika. W: Żurek R. (red.). *Ichtyofauna i status ekologiczny wód Wisły, Raby, Dunajca i Wisłoki*. IOP PAN, Kraków: 96–104.
- Jens G., Born O., Hohlstein R., Kämmereit M., Klupp R., Labatzki P., Mau G., Seifert K., Wondrak P. 1997. *Fischwanderhilfen. Notwendigkeit, Gestaltung, Rechtsgrundlagen. Schriftenreihe, Verband Deutcher Fischereiverwaltungsbeamter und Fischereiwissenschaftler e.V.*, 11.
- Jungwirth M., Pelikan Z. 1989. Zur Problematik von Fischaufstiegshilfen. *Österr. Wasserwirtschaft* 41: 80–89.
- Juszczak W. 1951. Przeptyw ryb przez turbiny Zapory Rożnowskiej. *Rocz. Nauk Roln.* 57: 307–335.
- König D. 1969. Biologisch-Landschaftliche Aspekte bei wasserwirtschaftlichen Massnahmen an Fließgewässern. *Deutch. Gewässkundl. Mitteil. Sonderheft*: 75–81.
- Konwencja Berneńska (1979) o ochronie gatunków dzikiej flory i fauny europejskiej oraz siedlisk przyrodniczych.
- Konwencja Bońska (1979) o ochronie wędrownych gatunków dzikich zwierząt.
- Konwencja z Rio de Janeiro (1992) o różnorodności biologicznej.
- Konwencja Ramsarska (1971) o obszarach wodno-błotnych mających znaczenie międzynarodowe, zwłaszcza jako środowisko życiowe ptactwa wodnego.
- Marmulla G. (red.). 2001. *Dams, fish and fisheries. Opportunities, challenges and conflict resolution*. FAO Fisheries Technical Paper No 419. Rome FAO.
- Moog O. 1993. Quantification of daily peak hydropower effects on aquatic fauna and management to minimize environmental impacts. *Reg. Rive, Res. Management* 8: 5–14.
- Odinets-Collart O., Tovares A.S., Enriconi A. 2001. Responses of podostemaceae aquatic biocenosis to environmental in central amazonian waterfalls. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 27: 4063–4068.
- Penczak T. 1988. Ichtyofauna dolnego biegu Rawki. *Rocz. Nauk. PZW*, 1: 61–72.
- Penczak T., Marszał L., Kruk A., Koszaliński H., Zaczyński A. 1996. Monitoring ichtiofauny dorzecza Pilicy. Część II. *Pilica. Rocz. Nauk. PZW* 9: 91–104.
- Ramowa Dyrektywa Wodna (2000/60/WE).
- Ryan P.A. 1981. Environmental effects of sediment on New Zeland streams: a review. *NZ J. Mar. Freshwat. Res.* 25: 207–222.
- Santucci V.Jr., Gephard S.R., Pescitelli S.M. 2005. Effects of multiple low-head dams on fish, Macroinvertebrates, habitat, and water quality in the Fox River, Illinois. *North Am. J. Fish. Management* 25: 975–992.
- Starmach J. 1998. Ichthyofauna of the River Dunajec in the region of the Czorsztyn-Niedzica and Sromowce Wyżne dam reservoirs (southern Poland) *Acta Hydrobiol.* 40: 199–205.
- Slavson F. 2004. *Physical habitat recovering a former dam*. Doct. Thesis the Pennsylvania State Univ. The Graduate School.
- Vannote R.L., Minshall G.W., Cummins K.W., Sedell J.R., Cushing C.E. 1980. The river continuum concept. *Can. J. Fish. Aq. Sci.* 37: 130–137.
- Ward J.V., Stanford J.A. (eds). 1979. *The ecology of regulated streams*. Plenum Press, New York.
- Ward J.V., Stanford J.A. 1995. The serial discontinuity concept: extending model to floodplain rivers segment. *Regul. Riv.* 10: 159–168.
- Ward J.V., Stanford J.A. 1995a. Ecological connectivity in alluvial rivers ecosystems and its disruption by flov regulation. *Regul. Riv.* 11(1): 105–119.
- Wilson E.O. 1999. *The diversity of life*. Harvard University Press.
- Wiśniewolski A., Augustyn L., Bartel R., Depowski R., Dębowski P., Klich M., Kolman R., Witkowski A. 2004. *Restytucja ryb wędrownych a drożność polskich rzek*. IRŚ, Warszawa: 1–42.

- Witkowski A. 1996. Zmiany w ichtiofaunie polskich rzek: gatunki rodzime i introdukowane. Zool. Pol., 41 Suppl.: 29–40.
- Zalewski M. 1986. Regulacja zespołów ryb w rzekach przez continuum czynników abiotycznych i biotycznych. Acta Univ. Lodz.

## SUMMARY

### **Mazurkiewicz-Boroń G., Starmach J. Ecological consequences of building water bars**

Chrońmy Przyr. Ojcz. **65** (2): 83–92, 2009.

Hydro-technical constructions may degrade river ecosystems through the disturbance of geomorphologic and biological continuity and by the transformation of water habitats, as well as structure of plant and animal communities. They affect physical, chemical and biological processes, thereby leading to decrease of the natural values and, also, the utility of water. The planned construction of water bars will disrupt the passable migration routes for fish and other water organisms in the lower section of the Dunajec River. The building even the best fish passes will compensate only partially the damage brought by the construction of the bars. In the case of a larger number of water bars the construction of fish passes of the “bypass” type, including the whole length of the dammed river, can only alleviate the negative ecological consequences. From the nature conservation point of view it is unacceptable to build water bars forming a cascade in the final 67-kilometer section of the Dunajec River with the aim of using these constructions for hydro-energetic purposes as well. The Dunajec River is of high natural value and it is regarded as the gene bank of rheophilous Cyprinid fish species. High natural values of the Dunajec River valley necessitate the rational estimates of gains and losses for human economy and natural environment before the plans of the bars’ construction will be incorporated into reality.

## Gospodarka zarybieniowa a ochrona środowiska

### Fish stocking management and environment protection

KRZYSZTOF GORYCZKO<sup>1</sup>, ANDRZEJ WITKOWSKI<sup>2</sup>

<sup>1</sup>*Instytut Rybactwa Śródlądowego w Olsztynie, Zakład Hodowli Ryb Łososiowatych w Rutkach  
83-330 Żukowo  
e-mail: goryczko@op.pl*

<sup>2</sup>*Muzeum Przyrodnicze Uniwersytetu Wrocławskiego  
50-335 Wrocław, ul. Sienkiewicza 21*

**Słowa kluczowe:** rodzima ichtiofauna, bioróżnorodność, stan środowiska, ochrona, zarybienia.

Przedstawiono główne cele właściwej gospodarki zarybieniowej. Jej zadaniami powinny być: ochrona i zachowanie bioróżnorodności rodzimej ichtiofauny, a w przypadku gatunku również zmienności genetycznej lokalnych populacji oraz zapewnienie obfitości ryb do celów rekreacyjnych/wędkarskich i gospodarczych.

Problem gospodarki zarybieniowej jest ostatnio modnym tematem podejmowanym zarówno przez środowiska zainteresowane ochroną przyrody, naukowców parających się ichtiologią, osoby zajmujące się zawodowo rybactwem (dzierżawcy, właściciele wód, hodowcy ryb), wędkarzy, wreszcie dziennikarzy zatroskanych stanem polskiej ichtiofauny. Oczywiście jest występowanie zróżnicowania poglądów i opinii wymienionych grup, wynikające z niekoniernie tożsamyh interesów, mimo iż generalnie wszyscy pragną, aby nasze wody obfitowały w ryby. W tej sytuacji należy sprecyzować cele (zadania) gospodarki zarybieniowej.

Cel pierwszy, najważniejszy i najtrudniejszy to ochrona bioróżnorodności ichtiofauny, rozumiana jako utrzymanie zagrożonych i restytucja utraconych gatunków ryb oraz zachowanie ich zmienności genetycznej na poziomie poszczególnych populacji (niekoniernie zagrożonych jako gatunek) przystosowanych do lokalnych warunków środowiskowych.

Cel drugi to zapewnienie obfitości ryb tak dla celów rekreacyjnych, jak i gospodarczych. Planując realizację tych celów należy pamiętać iż *powrót do Edenu* jest aktualnie prawie niemożliwy, a to z tej prostej przyczyny, że go zniszczyliśmy. Wód w pierwszej klasie czystości mamy poniżej 1%, zaś jeziora i potoki w stanie naturalnym istnieją tylko w niektórych parkach narodowych.

Dlatego też efektywna gospodarka zarybieniowa, szczególnie w zakresie zachowania bioróżnorodności, nie będzie możliwa bez rzeczywistej i skutecznej ochrony środowiska, a w szczególności powstrzymania bezsensownych melioracji, budowy kolejnych zbiorników zaporowych, małych elektrowni wodnych czy rabunkowego pozyskiwania kruszywa i piasku z koryt rzek i potoków. Zastanawiającym jest, że liczne i pozornie wpływowe organizacje, mające na celu ochronę przyrody, a także ok. 1 mln wędkarzy oraz wielu naukowców nie potrafi w sposób skoordynowany przeciwsta-



wić się nadal trwającej dewastacji polskich wód płynących.

W tej sytuacji mniej lub bardziej sensowna krytyka dotychczasowej gospodarki zarybieniowej wprawdzie zwraca uwagę na istniejący problem, lecz skupia się raczej na sprawach drugorzędnych, lub błędnie ocenia prowadzone działania, co wynika najczęściej z braku rzetelnej wiedzy, która winna być dostarczana i popularyzowana przez organizatorów, wykonawców i beneficjentów prowadzonych zarybień.

Nadrzędnym warunkiem racjonalnej gospodarki rybackiej jest efektywna ochrona środowiska wodnego, wymagająca skoordynowanych działań wszystkich zainteresowanych podmiotów. Ten brak koordynacji uważa się także za główną słabość dotychczasowych działań zarybieniowych. Zarybiało gdzie i czym popadnie, przykładowo populacje siei *Coregonus lavaretus* „wzmacniano” obcą pelugą *C. peled*, nowe zbiorniki zaporowe kosztownie zagospodarowywane trocią jeziorową *Salmo trutta* m. *lacustris* „dorybiano” sandaczem *Sander lucio-perca*, wreszcie w latach sześćdziesiątych i siedemdziesiątych XX w. skutecznie wymieszano populacje troci wędrownej *Salmo trutta* m. *trutta*, pstrągą potokowego *Salmo trutta* m. *fario*, a ostatnio lipienia *Thymallus thymallus*, ignorując całkowicie wewnątrzgatunkowe różnicowanie, wynikające z dostosowania lokalnych populacji do lokalnych warunków środowiska. Skutkiem tych chaotycznych działań utraciliśmy bezpowrotnie wiele specyficznych genotypów, a tym samym drastycznie ograniczyliśmy dziedzictwo bezcennej bioróżnorodności rodzimej ichtiofauny. Dlatego bezwzględnie należy ratować i chronić to, co jeszcze pozostało (Witkowski i in. 2009). Optymalnym działaniem jest szanowanie zasady *po pierwsze nie szkodzić*. W odniesieniu do gospodarki rybackiej znaczy to: nie zarybiać wcale tam, gdzie nadal istnieją naturalne populacje ryb, które muszą być efektywniej chronione i traktowane jako naturalne banki genów.

Gospodarka zarybieniowa, służąca aktywnie zachowaniu bioróżnorodności oraz zapewnieniu obfitości ryb, opiera się na trzech różnych strategiach. Pierwsza z nich dotyczy ochrony

gatunku czy populacji zagrożonej wyginięciem ze względu na niekorzystne zmiany środowiska. Jako przykład może posłużyć strzebla błotna *Eupallasella percunurus* (Wolnicki i in. 2006). Druga polega na wspomaganiu gatunku czy populacji w celu zwiększenia lub utrzymania na pożądanym poziomie ich liczebności dla celów gospodarczych lub sportowych. Tą strategią objęto między innymi takie gatunki jak troć (Bartel, Pelczarski 2005, Dębowski i in. 2008), pstrąg potokowy (Augustyn 2002a), sieja wędrowna rzadkofiltrowa *C. lavaretus lavaretus* i sieja szlachetna gęstofiltrowa *C. lavaretus generosus* (Kuźmiński i in. 2002, Martyniak i in. 2004), lipień (Augustyn 2002b), certa *Vimba vimba* (Buras i in. 2004, Witkowski i in. 2004), szczupak *Esox lucius* (Szczerbowski 2008). Wreszcie trzecia to restytucja, czyli przywrócenie środowisku utraconego taksonu. W Polsce działania te prowadzone są z łososiem *Salmo salar* (Bartel 2001) i jesiotrem ostronosym *Acipenser oxyrhynchus* (Kolman i in. 2008).

W każdej z tych strategii ochrona jest prowadzona *in situ* poprzez wymiary i okresy ochronne czy całkowite zakazy połowów. Bazuje więc na naturalnym rozrodzie lub co najwyżej chowie materiału zarybieniowego pochodzącego od dzikich tarlaków. Podkreślić należy, że coraz częściej stosowana jest również metoda ochrony *ex situ* polegająca na tworzeniu i utrzymywaniu hodowlanych stad tarlaków (ryc. 1–3), pochodzących od licznych osobników zagrożonej populacji, aby zachować zbliżony do naturalnego poziom zmienności genetycznej (Kapuściński, Jacobson 1987), oraz na wykorzystywaniu banków mrożonego nasienia (Gausen 1992, Głogowski i in. 1997).

Dla racjonalnej realizacji każdej z wymienionych wyżej strategii gospodarki zarybieniowej niezbędny warunek wstępny stanowi rozpoznanie i dokumentacja zmienności genetycznej populacji chronionych bądź wspieranych na tle całkowitej zmienności genetycznej gatunku (Guyomard 1992). Dotychczas takie badania przeprowadzono na siei wędrownej, dokonując oceny stada hodowlanych tarlaków stanowiącego bazę resty-



Ryc. 1. Materiał zarybieniowy certy *Vimba vimba*. a - wylęg; b - narybek letni; c - narybek jesienny; d - załadunek narybku do zarybienia rzeki Barycz (fot. M. Kleszcz)

Fig. 1. Stocking material of *Vimba vimba*: a – fry, b – summer fingerlings, c – autumn fingerlings, d – packing fingerlings for the Barycz River stocking (photo by M. Kleszcz)





**Ryc. 2. Oznakowany narybek jesiotra ostronosego *Acipenser oxyrhynchus* przeznaczony do zarybienia rzeki Barycz (fot. M. Kleszcz)**

*Fig. 2. Tagged fingerling of the Baltic sturgeon *Acipenser oxyrhynchus* for the Barycz River stocking (photo by M. Kleszcz)*



**Ryc. 3. Samiec certy *Vimba vimba* złowiony na tarlisku w Baryczy (fot. M. Kleszcz)**

*Fig. 3. Male *Vimba vimba* caught in the spawning grounds in the Barycz River (photo by M. Kleszcz)*

tucji tej formy w Zatoce Puckiej (Łuczynski i in. 1998), i na lipieniu (Jurczyk 2006). Hodowlane stada tarlaków stanowiące bank genów winny być monitorowane w celu zachowania oryginalnego poziomu zmienności genetycznej.

Oddzielnym zagadnieniem jest dokonanie racjonalnego wyboru właściwego stadium rozwojowego materiału zarybieniowego, przy czym zawsze należy brać pod uwagę specyfikę środowiska (Goryczko i in. 2004). I tak, kosztowne zarybianie smoltami jest konieczne w przypadku rzek czy całych dorzeczy zabudowanych piętrzeniami elektrowni wodnych

stanowiącymi zagrożenie dla spływających smoltów (np. Wisła, Słupia), podczas gdy dobre efekty przy znikomych kosztach daje się uzyskać umożliwiając tarło naturalne, a gdzie nie jest to możliwe poprzez produkcję smoltów z wylęgu wpuszczonego do dopływów rzeki gwarantującej ich bezpieczny spływ do morza (np. Reda, Łeba). W przypadku programu restytucji siei wędrownej liczna populacja ciernika *Gasterosteus aculeatus* w Zatoce Puckiej spowodowała konieczność zastąpienia taniego materiału zarybieniowego (wylęgu) znacznie droższym narybkiem (ryc. 4).



**Ryc. 4. Zarybianie sieją Zatoki Puckiej (projekt realizowany od 1993 r. przez Instytut Rybactwa Śródlądowego, Zakład Hodowli Ryb Łososiowatych Rutki, finansowany przez Ministerstwo Rolnictwa i Rozwoju Wsi) (fot. K. Goryczko)**

*Fig. 4. Stocking Puck Bay with the white fish (project of the Institute of the Inland Fishery, Department of Salmonid Culture in Rutki, financed by the Ministry of Agriculture and Rural Development, started in 1993 (photo by K. Goryczko)*

Tak zróżnicowane cele i strategie prowadzonych zarybień wymagają zapewnienia trwałego finansowania i uzgodnienia jego źródeł. W przypadku zarybień gospodarczych sprawa jest jasna: finansowanie zapewnia użytkownik – w przypadku troci, siei czy certy Ministerstwo Rolnictwa i Rozwoju Wsi, a w przypadku pstrąga potokowego, lipienia, szczupaka Polski Związek Wędkarski, lub inni dzierżawcy. Natomiast restytucja oraz aktywna ochrona ginących i krytycznie zagrożonych gatunków, obejmująca zarybiania, utrzymywanie banku genów w postaci mrożonego nasienia

i hodowlanych stad tarlaków (jesiotr ostronosy, łosoś, strzebla przekopowa) mieszczą się w kompetencji Ministerstwa Środowiska, które winno zapewnić środki na ich realizację.

## PIŚMIENNICTWO

- Augustyn L. 2002a. Wpływ zarybień na strukturę populacji łownej pstrąga potokowego. *Komunikaty Rybackie* 5: 4–7.
- Augustyn L. 2002b. Efektywność zarybienia lipieniem *Thymallus thymallus* w świetle wyników rejestracji połowów wędkarskich. *Magazyn Przemysłu Rybnego* 2: 10–11.
- Bartel R. 2001. Return of salmon back to Polish waters. *Ecohydrology and Hydrobiology*. 3: 377–392.
- Bartel R., Pelczarski W. 2005. Połowy troci *Salmo trutta* w latach 1972–2003 i efekty zarybiania tym gatunkiem. *Komunikaty Rybackie* 3: 8–11.
- Buras P., Wiśniewolski W., Błachuta J., Błachuta J., Heese T. 2004. Certa *Vimba vimba* (L.) dorzecza Wisły: historia, stan aktualny i perspektywy. *Archiwum Rybactwa Polskiego* 12 (supl. 2): 1171–30.
- Dębowski P., Bernaś R., Radtke G., Skóra M. 2008. Stan populacji troci wędrownej (*Salmo trutta* m. *trutta*) i łososa (*Salmo salar*) w dorzeczu Słupi i możliwości optymalizacji tarła tych gatunków. Wyd. IRS, Olsztyn.
- Gausen D. 1992. The Norwegian gene bank programme for atlantic salmon (*Salmo salar*). In: Cloud J.D., Thorgaard G. H. (eds). *Genetic conservation of salmonid fishes*. NATO ASI Series A 248: 181–187.
- Głogowski J., Babiak I., Goryczko K., Dobosz S., Kuźmiński H. 1997. Properties and cryopreservation of Danube salmon *Hucho hucho* milt. *Archiwum Rybactwa Polskiego* 5 (2): 235–239.
- Goryczko K., Witkowski A., Szymt M. 2004. O korzyściach niekonwencjonalnych sposobów zarybień. *Archiwum Rybactwa Polskiego* 12 (supl. 2): 287–292.
- Guyomard R. 1992. Methods to describe fish stocks. In: Cloud J.D., Thorgaard G. H. (eds). *Genetic conservation of salmonid fishes*. NATO ASI Series A 248: 1–22.
- Jurczyk Ł. 2006. Charakterystyka genetyczna polskich populacji lipienia (*Thymallus thymallus* L.) na podstawie analizy wybranych markerów molekularnych. Praca doktorska, Wydział Ochrony Środowiska i Rybactwa UWM Olsztyn.
- Kapuściński A.R., Miller L.M. 2007. *Genetic guidelines for fisheries management*. Minnesota Sea Grant F 22.
- Kolman R., Kapusta A., Szczepkowski M., Duda A., Bogacka-Kapusta E. 2008. Jesiotr bałtycki *Acipenser oxyrhynchus oxyrhynchus* Mitchell. Wyd. IRŚ, Olsztyn.
- Kuźmiński H., Pelczarski W., Dobosz S. 2002. Aktywna ochrona sieci wędrownej *Coregonus lavaretus lavaretus* L. w Polsce w latach 1993–2002. Wylęgarnia 2001–2002. Wyd. IRS, Olsztyn: 217–228.
- Łuczyński M., Kuźmiński H., Dobosz S., Goryczko K. 1998. Gene pool characteristics of whitefish (*Coregonus lavaretus*) fingerlings produced in a hatchery for restoration stocking purposes. *Archiv für Hydrobiologie, Advances in Limnology* 50, 317–321.
- Martyniak A., Hliwa P., Kozłowski J., Wziątek B., Heese T., Sobecki M. 2004. Some aspects of the biology of anadromous population of whitefish (*Coregonus lavaretus lavaretus*) from Lake Łebsko (Northern Poland). *Archiwum Rybactwa Polskiego* 12: 51–59.
- Szczerbowski J.A. (red.). 2008. *Rybactwo śródlądowe*. Wyd. IRŚ, Olsztyn.
- Witkowski A., Kleszcz M., Heese T., Martyniak A. 2004. Certa *Vimba vimba* (L.) dorzecza Odry: historia, stan aktualny i perspektywy. *Archiwum Rybactwa Polskiego* 12 (supl. 2): 103–115.
- Witkowski A., Kotusz J., Przybylski M. 2009. Stopień zagrożenia słodkowodnej ichtiofauny Polski: czerwona lista minogów i ryb – stan 2009. *Chrońmy Przyr. Ojcz.* 65 (1): 33–52.
- Wolnicki J., Kamiński R., Sikorska J. 2006. Współczesny stan występowania strzebli błotnej w województwie mazowieckim. *Kom. Ryb.* 4: 25–28.



**SUMMARY**

**Goryczko K., Witkowski A. Fish stocking management and environment protection**

Chrońmy Przyr. Ojcz. **65** (2): 93–98, 2009.

The rational stocking management should include the conservation of diversity of native fish species, preservation of genetic legacy of their populations and maintaining their abundance in natural waters. Depending on situation the different strategies are used: restitution of extinct species, *ex situ* conservation of critically endangered taxa, and enhancement of intensively exploited populations. However, the first of all necessary measures is the effective protection of aquatic environment.

## Historia poznania, występowanie i rozmieszczenie świstaka tatrzańskiego (*Marmota m. latirostris* Kratochvíl, 1961) w Tatrach

The history of research, current occurrence and distribution of the Tatra marmot (*Marmota marmota latirostris* Kratochvíl, 1961) in the Tatra Mountains

WOJCIECH GAŚIENICA BYRCYN

Tatrzański Park Narodowy  
34-500 Zakopane, ul. Chałubińskiego 42 a  
e-mail: wgbyrcyn@tpn.pl

**Słowa kluczowe:** świstak tatrzański, historia poznania, występowanie, rozmieszczenie, granica zasięgu geograficznego, ochrona.

Podgatunek świstaka *Marmota marmota latirostris* żyje wyłącznie w Tatrach, gdzie osiąga północną granicę zasięgu geograficznego gatunku. W Polsce ssak ten należy do grupy najmniej licznych zwierząt kręgowych i jest zaliczany do grupy silnie zagrożonych. Stan jego populacji w Tatrach Polskich liczy 150–200 osobników, a w całych Tatrach niespełna 1000 zwierząt.

Po polskiej i słowackiej stronie tych gór zinwentaryzowano 207 nor głównych, w których hibernują rodziny tych gryzoni, a w Niżnich Tatrach – 46. Większość tych nor w Tatrach Polskich zlokalizowano na wysokości 1750–1950 m n.p.m. ( $x=1870$  m n.p.m.). W całym tym masywie pionowe rozmieszczenie stanowisk nor rozciąga się od 1380 do 2330 m n.p.m. Gatunek ten preferuje budowę nor na stokach o wystawie: wschodniej, południowo-wschodniej i południowej. Cały jego areal występowania w naszym kraju znajduje się w Tatrzańskim Parku Narodowym.

### Wstęp

Świstak *Marmota marmota* (Linnaeus, 1758) występuje wyłącznie na obszarze Europy. Obecnie, jego główny areal bytowania stanowią Alpy, a drugi, o znacznie mniejszej powierzchni, to Tatry. Po polskiej stronie tych gór przebiega północna granica naturalnego arealu występowania tego gatunku. Poza naturalnym rozmieszczeniem geograficznym, świstak spotykany jest na nielicznych stanowiskach w innych górach, gdzie został introdukowany. Świstaki alpejskie żyją więc obecnie w masywie Pirenejów, Masywie Centralnym i Wogezach (Francja), Górach Jura

(Szwajcaria i Francja), Apeninach (Włochy) oraz w obrębie Retezatu, Gór Rodniańskich i Fogarskich w Rumunii (Krapp 1978, Mann i in. 1993, Preleuthner 1999).

W obrębie gatunku *Marmota marmota* wydzielono dwa podgatunki: nominatywnego świstaka alpejskiego *Marmota m. marmota* (Linnaeus, 1758) oraz świstaka tatrzańskiego *Marmota m. latirostris* Kratochvíl, 1961 (ryc. 1). Ostatni z wymienionych, będący endemitem tatrzańskim i zarazem zachodnio-karpackim, podlega ochronie gatunkowej w Polsce i na Słowacji. W naszym kraju to jedno z najrzadszych zwierząt kręgowych: stan jego



**Ryc. 1. Świstak tatrzański w Dolinie Jamnickiej, Tatry Słowackie (fot. P. Ballo; 31.08.2005)**

*Fig. 1. The Tatra Marmot in Jamnicka Valey, Slovakian Tatras (photo by P. Ballo; 31 August 2005)*

populacji oceniany jest na zaledwie 150–200 osobników (Gąsienica Byrcyn 2001), zaś w całych Tatrach żyje niespełna 1000 świstaków. W przeszłości podgatunek ten był zagrożony wyginięciem (Gąsienica Byrcyn 2001, 2002). Także obecnie świstak znajduje się w obu krajach na czerwonych listach zwierząt ginących jako skrajnie zagrożony (EN) (Vološčuk 1996, Głowaciński 2002).

Na południe od masywu Tatr znajdują się, przedzielone Kotliną Liptowską, Niżnie Tatry z najwyższym szczytem Dziumbirem (2046 m). W Niżnich Tatrach, położonych na terytorium Słowacji, także obecnie występują świstaki. Według Zejsznera (1845), miały one bytować w okolicy Soliska i Dziumbiru, a Jamnický (1977, 1999) potwierdza występowanie omawianego gatunku w tych górach przed 1859 r. Blahout (1961a) wspomina

o świstakach, pochodzących z Alp Austriackich, które wypuszczono w Niżnich Tatrach w latach 1859–1867. Były też prowadzone przesiedlenia tych zwierząt, pochodzących z Tatr. Tak więc mogło tu dojść do krzyżówki obu podgatunków występujących w Alpach i Tatrach. Słowaccy autorzy (Jamnický 1977, Ballo 2002) wspominają o możliwości wymiany genów obu populacji, ale najczęściej wymieniają *Marmota marmota latirostris*, jako zasiedlający Niżnie Tatry. Mają to potwierdzać wyniki badań kraniologicznych lecz ostateczne rozwiązanie tego problemu możliwe będzie dopiero w oparciu o badania genetyczne. Jeszcze w końcu XIX wieku świstaki żyły w Karpatach Rumuńskich i na ukraińskim Zakarpaciu (Turjanin 1959, Hamar 1960). Dlatego, jak sądzi Kratochvíl (1964), autorzy w przeszłości wspominali o rozmieszczeniu tego gatunku

w Alpach oraz w różnych częściach Karpat, a nie wyłącznie w Tatrach.

Świstak, po bobrze *Castor fiber*, jest największym naszym gryzoniem. Może osiągać ciężar do ponad 6 kg, przy długości ciała sięgającej 45–65 cm. Grupa zwierząt, najczęściej rodzina, zajmuje określone terytorium. Centralne jego miejsce stanowi nora główna, w której świstaki hibernują w zimie. Tu są rodzone i wychowywane młode we wczesnym etapie rozwoju ontogenetycznego. Zniszczenie takiej nory poprzez rozkopanie, np. w celu pozyskania zwierząt, powodowało zanik stanowiska na dłuższy czas. W przeszłości najbardziej występowanie tego gatunku w Tatrach ograniczał człowiek. Od początku drugiej połowy XIX wieku podejmowane są zabiegi mające na celu ochronę populacji tego zwierzęcia (Gąsienica Byrcyn 1988).

### Historia poznania świstaka

Stopniowo postępujące osadnictwo na Podtatrzu spowodowało wnikanie ludzi w trudnodostępne Tatry. W południowej ich części następowało to już w XIII wieku. Od północy, od strony Królestwa Polskiego miało to miejsce prawdopodobnie od XV wieku, choć już w przywileju Bolesława Wstydlivego z 1255 r. dla szczyrzyckiego Zakonu Cystersów czytamy: „*Nadajemy nadto opatowi onemuż: łowiectwo wolne, wszelkie, w lasach okolicznych aż po góry nazwane: Tatrami*” (Skupień 1985).

Z postępującą eksploatacją Tatr, docierający tu górnicy, zielarze, a przede wszystkim pasterze, wykorzystywali każdą możliwość zdobycia pożywienia. Z czasem wytworzyła się grupa myśliwych, którzy posiadli znaczną wiedzę praktyczną, związaną z występowaniem i wykorzystaniem świstaka jako „drobnego zwierzęcia łownego”. Myśliwych, polujących chętniej na świstaki niż na inne zwierzęta nazywano świszczarzami. Zwykle pozyskiwali oni też inną zwierzynę łowną. Populację świstaka eksploatowano bez ograniczeń niemal do 1868 r. po obecnej stronie polskiej i do 1883 r. po ówczesnej stronie węgierskiej, kiedy to uchwalone zostały stosowne przepisy praw-

ne, chroniące po części ten gatunek w całych Tatrach.

Świstak ze względu na niezbyt dużą masę ciała, ograniczony zasięg występowania oraz stosunkowo niewielką liczebność nie stanowił tak pożądanej zdobyczy, jak to było w przypadku kozicy *Rupicapra rupicapra* i innej zwierzyny grubszej. Mięso świstaka mogło zaspokoić zapotrzebowanie na pokarm mięsny jedynie nielicznych świszczarzy oraz małe grono społeczności Podtatrza. Wysoką wartość odżywczą tego zwierzęcia wiązano z jego specyficznym tłuszczem oraz „halnymi ziołami”, którymi się żywił. Czirbesz (1774) podkreślał: *Świstak karpacki przebywa latem i zimą w jamach najwyższych szczytów górskich. Karmi się korzeniami oraz ziołami i ma tłuste, smaczne mięso*. Wymienione użytki miały posiadać właściwości lecznicze stosowane w medycynie ludowej. Najbardziej jednak jako lekarstwo poszukiwany był tłuszcz, zwany sadłem. Uważany był od dawna za cudowny lek na wszelkie dolegliwości. Wykorzystywane były także skóry jako materiał na odzież (Janota 1865, Gąsienica Byrcyn 1988).

Spośród pionierów, zajmujących się poznaniem Tatr, tylko nieliczni poświęcili nieco uwagi świstakowi. Wiedza o tym gatunku zapewne była skąpa, a wiadomości zwykle pochodziły od tatrzańskich myśliwych, zatrudnianych w charakterze przewodników. Wiązały się one z miejscami występowania, niektórymi sposobami jego zachowania i biologią, a przede wszystkim użytecznością świstaka (np. Buchholtz 1719, Rzączyński 1721, Czirbesz 1774). Wspomniane przekazy o tym gatunku nie wzbudziły większego zainteresowania ówczesnych przyrodników. Zmiana nastąpiła w drugiej połowie XIX wieku, z chwilą zagrożenia wyginięciem świstaka w Tatrach. Bliższym poznaniem biologii, rozmieszczeniem oraz ochroną świstaka zajął się zwłaszcza Maksymilian Nowicki (1865). Ten przyrodnik wykorzystał w swoich pracach także wiedzę ówczesnych myśliwych, polujących wcześniej na świstaki, takich jak Jędrzej Bachleđa-Wala oraz Maciej Gąsienica-Sieczka. Stanowili oni cenne źródło informacji między



innymi odnośnie rozmieszczenia świstaka w niektórych częściach Tatr. Spośród ważniejszych prac omawiających występowanie świstaka tatrzańskiego warto wymienić publikacje Podobińskiego (1961, 1969, 1973, 1975), Blahouta (1961b, 1971), Kostrona (1965), Zeliny (1965), Halaka (1984), Chovancovej (1987, 1990), Gąsienicy Byrcyna (1994, 2001), Jurek (2002) i Zwijacza-Kozicy (2002). O populacji świstaka w Tatrach Niżnich pisali m. in. Jamnicki (1977) oraz Ondruš i in. (2003). Dotąd jednak rozmieszczenie podgatunku *Marmota m. latirostris* nie doczekało się pełnego opracowania, co jest celem niniejszego artykułu.

### **Występowanie świstaka w Tatrach przed utworzeniem parków narodowych**

W okresie ostatniego zlodowacenia, świstak występował w niższej położonych częściach Europy Zachodniej i Środkowej, obejmujących dzisiejsze obszary od północnej Hiszpanii i północnych Włoch na południu, po Belgię na północy oraz Jugosławię, Węgry i Rumunię na wschodzie. Znaleźiska kopalnych świstaków stwierdzono na Morawach (Kratochvíl 1964), a w Polsce w okolicach Jasła (Kadyi, Kowalski 1975). Ocenia się, że rozdzielenie populacji alpejskiej od karpackiej mogło nastąpić 15–50 tysięcy lat temu (Kratochvíl 1964).

Najstarsze informacje odnośnie występowania świstaka w Tatrach wiążą się głównie z licznymi nazwami pochodzącymi tu od tego zwierzęcia. W literaturze polskiej spotykamy je dopiero od XVII wieku, a po południowej stronie tych gór, o jeden wiek później (Bohuš 1982). Ważniejsze przykłady takiego nazewnictwa to: Świstowy Szczyt, Dolina Świstowa, Świstówka Roztocka, Świstówka Waksmundzka, Świstówka Mała, Świstówka Wielka, Świstowa Przełęcz, Świstowa Grań, Świstowa Turnia, Świstowa Rówień, Świstowe Stawki, Jaskinia Świstowa Studnia. Po raz pierwszy nazwę, której źródłosłów związany był z opisywanym gatunkiem, podał Rzeczyński (1721). Określił on bliżej jedno z miejsc jego występowania w Tatrach (najprawdopodobniej chodzi o Dolinę

Świstową): *Znajduje się w Alpach i górach Karpackich w dolinie nazwanej Świszcza*. Bel (1742) wymienił Dolinę Młynicką oraz podnóża Wysokiej jako miejsca, gdzie żyją świstaki natomiast Kluk (1779) wspominał o *swiszczach na Karpackich górach*.

Większość przekazów związanych z rozmieszczeniem świstaka w Tatrach odnosiło się początkowo do jednego lub kilku miejsc, podawanych dość ogólnie. Najczęściej wymieniano Tatry, czasem doliny lub szczyty w okolicy, których napotymano te zwierzęta. Steczkowska (1858) podała, iż zwierzęta te w *najbardziej dzikich i niedostępnych przebywają skałach w okolicy Morskiego Oka, Świny, Krywania, Łomnicy oraz Rohaczy*. Według Wodzickiego (1851) świstak był pospolity po obu stronach Tatr, a w części polskiej wymienia Dolinę Pięciu Stawów Polskich i Dolinę Kościeliską jako miejsca jego występowania. Fuchs (1863) stwierdził świstaki w każdej większej dolinie po południowej stronie Tatr w latach 1830–1840. Jednak już z początkiem lat 60. XIX wieku populacja tego gatunku została drastycznie ograniczona do zaledwie kilku stanowisk. Potwierdził to Nowicki (1865), który pierwszy przekazał precyzyjny opis rozmieszczenia w okresie, kiedy świstak znalazł się na granicy wymarcia. Wspomina on, że w 1864 r. te zwierzęta żyły w Dolinie Solnisku (Dolina Furkotna), w Dolinie Staroleśnej, Głazistej (Dolinie Łomnickiej), w Kolbachu (Dolinie Zimnej Wody), w Felce (Dolinie Wielickiej), w Dolinie Szczerbskiej (Dolinie Młynickiej), Mięguszowej (Dolinie Mięguszowieckiej) i zaledwie w jednym miejscu po północnej (polskiej) stronie Tatr – w Dolinie Pięciu Stawów Polskich. Kocyan (1867) wspominał o stanowiskach w Tatrach Zachodnich w: Świstówce, Kamiennem Tomanowem i w Dolinie Tomanowej. W Tatrach Bielskich najprawdopodobniej ich już wtedy nie było.

Wraz z uchwaleniem aktów prawnych, chroniących świstaka, oraz powołaniem po polskiej stronie Tatr w miarę skutecznej straży zwierzyny, polepszyły się warunki bytowania tego gatunku. Nastąpił wówczas okres powolnego procesu regeneracji zniszczonych miejsc jego występowania. W 1881 r. w Polskich

Tatrach stwierdzono stanowiska świstaków w Dolinach: Rybiego Potoku, Pięciu Stawów Polskich, Waksmundzkiej, Pańszczycy, Stawów Gąsienicowych, a w Tatrach Zachodnich jedynie w Dolinie Małej Łąki (Anonim 1884). Polepszyły się też warunki, umożliwiające wzrost liczebny populacji świstaka u naszych południowych sąsiadów w Tatrach Bielskich i Wysokich, zwłaszcza w dobrach Christiana Hohenlohego. Wiązało się to m.in. z ograniczeniem tu pasterstwa i kłusownictwa (Zelina 1965). Ten stan trwał do I Wojny Światowej, kiedy to na obszarze całych Tatr miało miejsce nadmierne pozyskanie zwierzyny. W przypadku świstaka nastąpiło ograniczenie jego liczebności oraz areалу występowania. W okresie międzywojennym ponownie stwierdzono znaczną poprawę stanu populacji tego ssaka. Zwłaszcza od 1927 r., kiedy podjęto skuteczne działania ochronne. Domaniewski (1930) stwierdził obecność świstaków w następujących Dolinach: Pysznej, w górnych częściach Miętusiej, Kondratowej i Goryczkowej oraz w Dolinie Czarnego Stawu Gąsienicowego i Pięciu Stawów Polskich. Ten pozytywny proces zniweczony jednak został podczas II Wojny Światowej i tuż po niej, tak w Tatrach Polskich jak i w ich słowackiej części (Podobiński 1961, Zelina 1965, Halak 1984, Gąsienica Byrcyn 1988).

### **Stanowiska świstaka w Tatrach w latach 1949–2005**

Z powstaniem przygranicznych parków narodowych, słowackiego Tatrského národného parku (TANAP) w 1949 r. i poszerzonego w 1987 r. oraz polskiego Tatrzańskiego Parku Narodowego (TPN) w 1954 r., cała populacja świstaka znalazła się w ich granicach. Także populacja tego gatunku bytująca w Niżnich Tatrach żyje obecnie w obrębie słowackiego Národného parku Nízke Tatry (NAPANT). Pracownicy parków narodowych od początku ich powstania zwracali uwagę na konieczność ochrony świstaka, co wiązało się z potrzebą poznania m.in. rozmieszczenia gatunku oraz śledzeniem zmian liczebnych. W tym celu pro-

wadzono szczegółową ewidencję stanowisk głównie poprzez inwentaryzację nor zimowych. Są one stałym elementem każdego czynnego stanowiska świstaka.

Szczegółowy opis miejsc zasiedlonych przez populację świstaka wkrótce przed powołaniem TPN, podał Podobiński (1954). Świstaki rejestrowano wówczas w dolinach: Rybiego Potoku, Pięciu Stawów Polskich, Stawów Gąsienicowych, Waksmundzkiej, Pańszczycy, Suchej Kasprowej, Kondratowej, Mułowej i Świstówce, a być może też w Dolinie Chochołowskiej. W latach 1960-tych i później opublikowano szereg prac, które obok aktualnych informacji uwzględniały dane o zanikłych stanowiskach świstaka w przeszłości, np. w Tatrach Bielskich (Zelina 1965), w Tatrach Zachodnich (Halák 1984) czy w TPN (Gąsienica Byrcyn 1994), a nawet w całych Tatrach Słowackich i Niżnich Tatrach (Ondruš i in. 2003). Obok rejestracji nor zimowych w wybranych częściach Tatr (Kostroń 1965, Blahout 1971, Chovancova 1987, Gąsienica Byrcyn 1994), podejmowane były próby kartowania stanowisk świstaka, np. w Tatrach Polskich. Wykazano aktualne ostoje oraz wydzielono potencjalną dolną granicę występowania (Zembrzuski 1985). Obecnie trwają prace inwentaryzacyjne, mające na celu określenie występowania i rozmieszczenia populacji świstaka w Tatrach w ramach przygotowywanego wspólnie przez TPN i TANAP „Atlasu Tatr”.

*Marmota m. latirostris* osiąga w Tatrach północny zasięg geograficzny dla całego gatunku. Aktualnie rozmieszczenie jego miejsc rozrodu rozciąga się pomiędzy 49°15'09'' a 49°09'25'' szerokości geograficznej północnej, to jest pomiędzy rejonem Małej Królowej Kopy w polskiej części Tatr Zachodnich, a okolicą Turni Ponad Ogród w Słowackich Tatrach Wysokich. Amplituda tego horyzontalnego rozmieszczenia wynosi 5'44'' (ok. 10,4 km). Rozmieszczenie południkowe stanowisk zawarte jest pomiędzy 20°14'50'' a 19°41'11'' długości geograficznej wschodniej. Rozciąga się ono od Doliny pod Koszary w Tatrach Bielskich po okolice Brestowej w Tatrach Zachodnich.

Obydwa skrajne położenia znajdują się po słowackiej stronie Tatr. Amplituda wynosi 33'39'' (ok. 40,7 km).

Rozmieszczenie poziome w Tatrach Polskich rozciąga się od Doliny Rybiego Potoku na wschodzie po Dolinę Chochołowską na zachodzie (20°04'19'' – 19°46'10''); amplituda liczy 8'09'' (ok. 9,9 km). Najbardziej na północ wysunięte jest stanowisko na stokach Małej Królowej Kopy, a na południe zlokalizowane w okolicy Czarnego Stawu pod Rysami. Amplituda w tym przypadku wynosi 3'06'' (ok. 5,8 km).

Pionowy zasięg stanowisk świstaków mieści się w wydzielonym przez Hessa (1965) piętrze klimatycznym bardzo chłodnym. W Tatrach w odróżnieniu od Alp, do wyjątków należy występowanie tych zwierząt w piętrach: umiarkowanie zimnym albo chłodnym. Zasięg obejmuje również kilka stref roślinnych. Zdecydowaną większość nor zimowych spotykamy w piętrze hal. Rzadkie są przykłady występowania tego typu nor powyżej 2300 m n.p.m., czyli w piętrze turni. Dolny zasięg występowania świstaka znajduje się zwykle w piętrze kosodrzewiny, jednak zawsze na powierzchniach nie porośniętych przez ten krzew (Gąsienica Byrcyn 1994).

W Tatrach, w Dolinie Jaworzynki, znany jest tylko jeden przykład zasiedlenia przez świstaki terenu w paśmie piętra regła górnego. Obszar ten został w przeszłości wylesiony w związku z działalnością górniczą i pasterską. Tutaj, na stokach Małej Kopy Królowej, od 1992 r. znajduje się najniżej usytuowane stanowisko świstaków w Tatrach (ryc. 2). Nora główna wygrzebaną została przez te ssaki w hałdzie górniczej na wysokości 1380 m n.p.m. (Zwijacz 1999). W Słowackich Tatrach Wysokich najniższe stanowisko zlokalizowano w Dolinie Małej Zimnej Wody, na wysokości 1560 m n.p.m. Najwyżej usytuowaną norę zimową napotymano tu na stokach Rysów w Dolinie Mięguszowieckiej (2330 m n.p.m.), a kolejne w okolicy Łomnickiej Grani (2160 m n.p.m.). Po stronie polskiej Tatr najwyżej położone nory stwierdzono na stokach Miedzianego w Dolinie za Mnichem (2095 m n.p.m.) (Blahout 1971, Zwijacz-Kozica 2002). Różnica pomiędzy najwyższymi



**Ryc. 2. Siedlisko świstaka w Dolinie Jaworzynki (fot. A. Krzysztofiak; 15.08.2007)**

*Fig. 2. Habitat of Tatra Marmot in Jaworzynka Valley (photo by A. Krzysztofiak; 15 August 2007)*

i najniżej leżącymi norami zimowymi w Tatrach wynosi zatem 950 m.

Pionowe rozmieszczenie nor zimowych nie jest równomierne. Na 35 nor tego typu, stwierdzonych w 1982 r. w polskiej części Tatr Wysokich, większość (n = 22) znajdowała się na wysokości 1750–1950 m n.p.m. ( $\bar{x}$  = 1870 m n.p.m.  $\pm$ 35 m) (Gąsienica Byrcyn 1994). Zbliżone wyniki dla słowackich Tatr Wysokich podaje Kostroń (1965), a dla polskich Tatr Wysokich i części Zachodnich Zwijacz-Kozica (2002) oraz Jurek (2002) odnośnie Doliny Stawów Gąsienicowych.

Nory zimowe w Tatrach Polskich znajdują się na stokach o wszystkich możliwych ekspozycjach, lecz najczęściej były to wystawy wschodnie. Ekspozycje: wschodnią, południowo-wschodnią i południową posiadało 60% stoków z norami zimowymi. Wystawa północna liczyła 17%, a inne od 3 do 8%. Najrzadsze były wystawy: południowo-zachodnia i zachodnia. W Tatrach ekspozycje: południowo-wschodnie, południowe, południowo-zachodnie i zachodnie zaliczane są do tzw. ekspozycji ciepłych, a pozostałe do zimnych (Hess 1965). Na stokach o wystawie ciepłej występowało 16 nor głównych, a 19 nor o ekspozycji zimnej. Wraz z wysokością liczba nor na zboczach o wystawie ciepłej rosła, osiągając najwyższą wartość pomiędzy 1951 a 2050 m n.p.m. Najniższa była w dolnym zasięgu stanowisk (1650–1750 m n.p.m.). Na zboczach

oekspozycji zimnej najliczniej nory zimowe spotykane były w przedziale 1751–1850 m n.p.m. W wyższych położeniach następował spadek ich liczby. Minimum wystąpiło pomiędzy 1951 a 2050 m n.p.m. Średnie położenie nor głównych z wystawą zimną osiągnęło 1827 m n.p.m.  $\pm 47$  m, a z ciepłą 1926 n.p.m.  $\pm 57$  m, różnica wynosi zatem około 100 m. Tatry Polskie są położone po północnej stronie grani głównej tego masywu górskiego, co istotnie wpływa na możliwość wykorzystania przez świstaki siedlisk z określonymi ekspozycjami stoków. W przypadku Tatr Słowackich liczba ekspozycji ciepłych, korzystniejszych dla tych zwierząt, przeważa nad zimnymi (Kostroń 1965). Spadki stoków, na których zlokalizowane są nory zimowe świstaków wahają się od kilku do nieco ponad czterdzieści stopni. Nieliczne są nory położone na dnie dolin, nazywane potocznie norami dolinowymi. W przypadku stanowisk na stokach przeważają spadki powyżej 30°. Średni spadek stoków z norami zimowymi w polskiej części Tatr Wysokich obliczono na 31° (Gąsienica Byrcyn 1994).

W oparciu o różne prace, a zwłaszcza Chovancovej (1990), Ondruša i in. (2003) (Tatry Słowackie, Niżnie Tatry) oraz Gąsienicy Byrcyna (1994), Zwijacza-Kozicy (2002), Jurek (2002) i danych niepublikowanych autora (Tatry Polskie), możliwe stało się podanie aktualnych miejsc występowania *Marmota m. latirostris* (ryc. 3). Dodatkową informację stanowi liczba stanowisk rodzinnych świstaka w dolinach i na zboczach określonych szczytów do 2005 r. Podano też liczbę znanych w przeszłości stanowisk głównych nor świstaków, które obecnie nie są czynne.

Miejsca stwierdzeń i liczba stanowisk świstaka przedstawiają się następująco:

**TPN – Tatry Polskie:** Dolina Rybiego Potoku – 5 stanowisk, Dolina Pięciu Stawów Polskich – 14, Dolina Waksmundzka – 2, Dolina Pańszczycy – 1, Dolina Czarnego Stawu Gąsienicowego – 2, Dolina Zielonego Stawu Gąsienicowego – 7, Dolina Kasprowa – 1, Dolina Jaworzynki – 1, Dolina Świńska – 1, Dolina Sucha Kondracka – 1, Dolina Kondratowa – 1, Dolina Małej Łąki – 5, Dolina

Litworowa – 2, Dolina Mułowa – 1, Wąwóz Kraków – 1, Dolina Pyszniańska – 2, Dolina Starorobociańska – 2, Dolina Jarząbcza – 1, Dolina Wyżnia Chochołowska – 3. Razem 53 stanowiska.

**TANAP – Tatry Bielskie:** Zadnie Jatki – 1, Szalony Wierch – południe – 1, Szalony Wierch północ – 2, Szeroka Przełęcz Bielska – 3, Płacziwa Skała – południe – 1, Dolina Hawrania – 3, Dolina Nowa – 1. Razem 12 stanowisk.

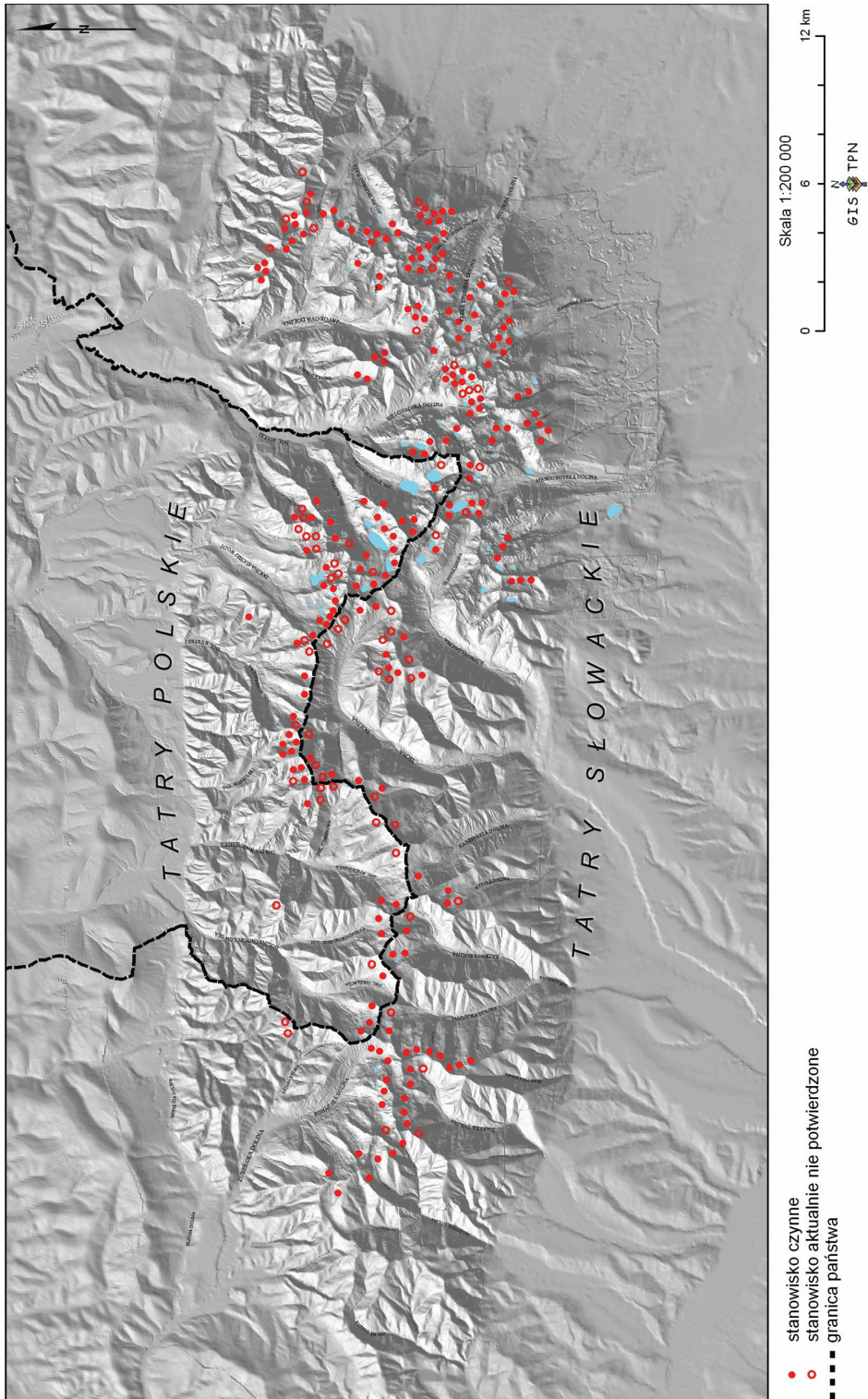
**TANAP – Tatry Wysokie:** Dolina Furkotna – 3, Dolina Młynicka – 3, Dolina Hińczowa – 2, Dolina Żabich Stawów Miękuszowieckich – 3, Dolinka Smocza – 1, Rumanowa Dolinka – 1, Złomiska – 3, Osterwa – 1, Żleb pod Klinem – 1, Dolina Stwolska – 3, Dolina Batyżowiecka – 2, Dolina Wielicka – 7, Dolina Sławkowska – 3, Dolina Staroleśna – 9, Dolina Małej Zimnej Wody – 10, Dolina Łomnicka – 7, Dolina Kiezmarska – Zielony Staw – 2, Dolina Jastrzębia – 2, Miedziana Kotlina – 1, Dolina Jagnięca – 2, Dolina Białych Stawów – 2, Koperszady Przednie – 2, Dolina Kołowa – 1, Dolina Czarna Jaworowa – 2, Dolina Zadnia Jaworowa – 4, Dolina Zielona Jaworowa – 3, Dolina Żabia Białczańska – 3, Dolina Spadowa – 1, Dolina Ciężka – 1, Dolina Kacza – 3, Dolina Litworowa – 3, Dolina Świstowa – 4, Dolina Rówienki – 1, Dolina Szeroka – 2. Razem 98 stanowisk.

**TANAP – Tatry Zachodnie:** Dolina Rohacka – 8, Dolina Jałowiecka – 5, Dolina Żarska – 5, Dolina Jamnicka – 8, Dolina Raczkowa – 3, Dolina Bystra – 2, Dolina Kamienista – 1, Dolina Hlina – 1, Dolina Tomanowa Liptowska – 2, Dolina Rozpadła – 1, Dolina Walentkowa – 1, Dolina Wierchcicha – 2, Dolina Krzyżna – 1, Dolina Koprowica – 1, Dolina Szpania – 1, Dolina Koprowa – 2. Razem 44 stanowisk.

**NAPANT – Niżnie Tatry:** subpopulacja z Kralowej Holi – 21 oraz Dziumbirska – 25. Razem 46 stanowisk.

Sumaryczna liczba „czynnych stanowisk” świstaka tatrzańskiego wynosi 253, z tego w Tatrach Polskich (TPN) znajduje się 53 stanowisk, a w części słowackiej Tatr (TANAP): w Tatrach Bielskich 12, Tatrach Wysokich 98, Tatrach Zachodnich 44, zaś w NAPANT, czyli w Niżnich Tatrach – 46 stanowisk.





**Ryc. 3. Czynne stanowiska *Marmota m. latirostris* w Tatrach oraz aktualnie nie potwierdzone**  
*Fig. 3. The actual locations of *Marmota m. latirostris* and the former locations, actually unconfirmed*



Stanowiska zanikłe i niepotwierdzone podczas obecnej inwentaryzacji:

**TPN – Tatry Polskie:** Dolina Rybiego Potoku – 1, Dolina Pięciu Stawów Polskich – 2, Dolina Waksmundzka – 2, Dolina Pańszczycy – 4, Dolina Czarnego Stawu Gąsienicowego – 3, Dolina Kasprowa – 1, Dolina Goryczkowa – 1, Dolina Kondratowa – 1, Dolina Mułowa – 1, Dolina Tomanowa – 2, Dolinka – 1, Dolina Pyszniańska – 2, Dolina Jarzączka – 1, Kominy Tylkowe – 1. Razem 23 stanowiska.

**TANAP – Tatry Bielskie:** pojedyncze stanowiska na stokach Zadnich Jatek, Szalonego Wierchu, Małego Koszaru, pod Szeroką Przełęczą oraz w Strzyszarskim Żlebie. Razem 5 stanowisk.

**TANAP – Tatry Wysokie:** Dolina Żabich Stawów Mięguszowieckich – 1, Dolina Sławkowska – 1, Dolina Małej Zimnej Wody – 1, Dolina Łomnicka – 1, Żabia Dolina Jaworowa – 1, Litworowa Dolina – 3, Dolina Świstowa – 1. Razem 9 stanowisk.

**TANAP – Tatry Zachodnie:** Dolina Bobrowiecka – 2, Dolina Spalona – 1, Dolina Żarska – 2, Dolina Jamnicka – 1, Dolina Raczkowa – 1, Dolina Bystra – 1, Dolina Hlina – 1, Dolina Tomanowa – 2, Dolina Rozpadła – 1, Dolina Cicha – 4, Liptowskie Kopy – 6, Dolina Koprowa – 2. Razem 24 stanowiska.

**NAPANT – Niżnie Tatry:** Dolina Jasenská – 1.

Liczba niepotwierdzonych aktualnie stanowisk wynosi 62, z tego w TPN 23, w TANAP 38, a w NAPANT 1.

Występowanie i rozmieszczenie stanowisk świstaków determinują głównie baza pokarmowa, możliwość grzebania nor, a ponadto presja drapieżników oraz różnorodna działalność człowieka w granicach ostoi tego gatunku i inne czynniki. Działalność parków narodowych, w ciągu swojego istnienia, konsekwentnie starała się ograniczyć wszelkie antropologiczne ujemne oddziaływania na populację świstaka. Dotychczas jednak nie rozwiązano w pełni problemu skutków udostępnienia turystycznego, sportowego, czy kłusownictwa, istotnie wpływających na ograniczenie areалу występowania świstaka zwłaszcza w Tatrach Polskich. Należy jednak przyznać, iż ochrona *Marmota m. lati-*

*rostris* oraz jego siedlisk, w obu przygranicznych parkach narodowych należy do priorytetów. Populacja tego gatunku strzeżona jest też właściwie w Niżnich Tatrach i może stanowić cenny zasób genowy świstaka tatrzańskiego.

## PIŚMIENICTWO

- Anonim 1884. Świstak w Tatrach. Gazeta Narodowa.
- Ballo M. 2002. Svište v Národnom parku Nízke Tatry. Tatry 2: 10–11.
- Bel M. (1736–42). Notitia Hungariae novae historico geographica. 1–4, Wien.
- Blahout M. 1961a. Hvizďají. Krásy Slovenska 5: 188–189.
- Blahout M. 1961b. Príspevok k bionómii svišta horského (*Marmota marmota* L.) v rezervácii Podbanské v Tatranskom národnom parku. Zborník prác o Tatranskom národnom parku 4: 118–150.
- Blahout M. 1971. Príspevok k bionómii svišta vrchovského (*Marmota marmota* L.). Zborník prác o Tatranskom národnom parku 13: 243–285.
- Buchholtz G. 1719. Das weit und breit erschollene Ziepscher-Schnee-Gebürg. Wyd. R. Weber, Lőcse 1899.
- Bohuš I. 1982. Rozprávanie o tatranských štítoch: 45. Svište hory-doly. Krásy Slovenska 5: 12–16.
- Chovancová B. 1987. Výsledky inventarizácie svišta vrchovského tatranského (*Marmota marmota latirostris*, Kratochvíl, 1961) na území Tatranského národného parku v období rokov 1982–1985. Folia venatoria 17: 137–150.
- Chovancová B. 1990. Súčasná situácia a perspektívy zachovania a ochrany vybraných ohrozených druhov stavovcov v TANAP-u. Záverečná správa. Tatranská Lomnica, Výskumná stanica a múzeum Tatranského národného parku, 92 pp. Depon. w: VSaM TANAPu, Tatranská Lomnica.
- Czirbesz A. J. 1774. Kurzgefasste Beschreibung des karpatischen Gebirges. K. k. privileg. Anzeigen auf sämtlichen k. k. Erbländern, IV.
- Domaniewski J. 1930. Sprawozdanie z prac nad ochroną przyrody w Tatrach. Ochrona Przyrody 10: 215–225.

- Fuchs F. 1863. Die Central-Karpathen mit den nächsten Voralpen. Pest.
- Gašienica Byrcyn W. 1988. Historia ochrony świstaka w Tatrach Polskich. Wierchy 54: 24–44.
- Gašienica Byrcyn W. 1994. Z ekologii świstaka (*Marmota marmota latirostris* Kratochvíl, 1961) w Tatrach Polskich. Rocznik Podhalański T. VI. Vol. 19: 99–122. Towarzystwo Muzeum Tatrzańskiego im. dra Tytusa Chałubińskiego. Zakopane.
- Gašienica Byrcyn W. 2001. *Marmota marmota* (Linné, 1758) - Świstak. W: Głowaciński Z. (red.). Polska czerwona księga zwierząt. Kręgowce. PWRiL, Warszawa: 67–69.
- Gašienica Byrcyn W. 2002. Ochrona kozicy (*Rupicapra rupicapra* L.) i świstaka (*Marmota marmota* L.) w Tatrzańskim Parku Narodowym. W: Nakonieczny M., Migula P. (red.). Problemy środowiska i jego ochrony. Centrum Studiów nad Człowiekiem i Środowiskiem, Uniwersytet Śląski, Katowice 10: 81–91.
- Głowaciński Z. 2002. Czerwona lista zwierząt ginących i zagrożonych w Polsce. Instytut Ochrony Przyrody PAN, Kraków.
- Halák K. 1984. Výskyt svišťa vrchovského (*Marmota marmota latirostris* Kratochvíl, 1961) v Západných Tatrách – Roháčoch. Zborník prác o Tatranskom národnom parku 25: 47–60.
- Hamar M. 1960. Fauna gryzunow (*Rodentia*) rumunskich Karpat. W: Flora i fauna Karpat. Wyd. AN SSSR, Moskwa.
- Hess M. 1965. Piętra klimatyczne w polskich Karpatach Zachodnich. Zesz. Nauk. UJ. Prace geograficzne 44: 1–267.
- Jamnický J. 1977. Povodnost svišťa vrchovského (*Marmota marmota* L.) v Nizkych Tatrach. Folia venatoria 7 (7): 297–302.
- Jamnický J. 1999. O pôvode nízkotatranských svištov. Poľovníctvo a rybárstvo 9: 20.
- Janota E. (Anonim) 1865. Upomnienie Zakopianów i wszystkich Podhalańców, aby nie tępili świstaków i kóz. Broszura.
- Jurek I. J. 2002. Liczebność i struktura przestrzenna populacji świstaka *Marmota marmota latirostris* w Dolinie Gašienicowej w Tatrzańskim Parku Narodowym. Parki Nar. i Rez. Przyr. 21, 4: 485–497.
- Kadyi S., Kowalski K. 1975. Pierwsze znalezisko kopalnego świstaka *Marmota marmota* (Linnaeus, 1758) w Polsce. Prz. zool. 2: 241–244.
- Kluk K. 1779. Zwierząt domowych i dzikich, osobliwie krajowych historyi naturalnej początki i gospodarstwo. Warszawa.
- Kocyan A. 1867. Zapiski o ssakach tatrzańskich. Spraw. Kom. Fizjogr. 1: 126–129.
- Kostroň K. 1965. K historii rozšírení svište horského (*Marmota marmota* L.) v oblasti Vysokých Tater. Sborník prác o Tatranskom národnom parku 8: 159–171.
- Krapp F. 1978. *Marmota marmota* (Linnaeus, 1758) – Alpenmurmeltier. W: Niethammer J., Krapp F. (red.). Handbuch der Säugetiere Europas. Akademische Verlagsgesellschaft, Wiesbaden 1/1: 153–161.
- Kratochvíl J. 1964. Svišť – vzácny cicavec z Vysokých Tatier. Sborník prác o Tatranskom národnom parku 7: 127–133.
- Mann C.S., Macchi E., Janeau G. 1993. Alpine Marmot (*Marmota marmota* L.). Ibx, J.M.E. 1: 17–30.
- Nowicki M. 1865. O świstaku. (*Arctomys marmota. Alpenmurmeltier*). Kraków.
- Ondruš S., Gašinec I., Radúch J., Adamec M. 2003. Program záchrany svišťa vrchovského (*Marmota marmota* Linnaeus, 1758). Štátna ochrana prírody Slovenskej republiky, Správa NP Nízke Tatry. Banská Bystrica.
- Podobiński L. 1954. Większe zwierzęta w Tatrzańskim Parku Narodowym. Chrońmy Przyr. Ojcz. 10, 2: 36–43.
- Podobiński L. 1961. Stan zwierzyny w Tatrach w roku 1959 i w latach poprzednich. Wierchy 29: 137–155.
- Podobiński L. 1969. Zwierzęta Tatrzańskiego Parku Narodowego w roku 1966, 1967 i wiosną 1968 roku. Wierchy: 260–270.
- Podobiński L. 1973. Zwierzęta Tatrzańskiego Parku Narodowego w roku 1971. Wierchy T. 41: 248–255.
- Podobiński L. 1975. Zwierzęta tatrzańskie w 1973 r. Wierchy 43: 212–221.
- Preleuthner M. 1999. *Marmota marmota* (Linnaeus, 1758). W: Mitchel-Jones A.J., Amori G., Bogdanowicz W., Krystufek B., Reijnders

- P.J.H., Spitzenberger F., Stubbe M., Thissen J.B.M., Vohralík V., Zima J. (red.). The atlas of European mammals. Poyser Natural History: 188–189.
- Rzączyński G. 1721. *Historia Naturalis Curiosa Regni Poloniae, Magni Ducatus Lituaniae, Anexarumque Provinciarum. Sandomiriae.*
- Skupień F.A. 1985. Biały Dunajec moja wieś rodzinna. Sądecka Oficyna Wydawnicza. Nowy Sącz.
- Steczkowska M. 1858. *Obrazki z podróży do Tatrów i Pienin.* Kraków.
- Turjanin I.I. 1959. Fauna chozjajstwennoje i epidemiologiczeskoje znaczenije gryzunow Zakarpatskoj oblasti. Naucznyje zapiski 40: 21–38.
- Vološčuk I. 1996. Red data book, lists of threatened plants and animals of the Carpathian National Parks and reserves. ACNAP, Tatranská Lomnica.
- Wodzicki K. 1851. Wycieczka ornitologiczna w Tatry i Karpaty Galicyjskie na początku czerwca 1850 roku. Leszno.
- Zejszner L. 1845. *Pieśni ludu Podhalan czyli górali tatrowych polskich.* Warszawa.
- Zelina V. 1965. Pohyb populácie svištv v Belanských Tatrách. Zborník prác o Tatranskom národnom parku 8: 173–189.
- Zembrzuski J. 1985. Zoogeografia – Ssaki. W: Atlas Tatrzańskiego Parku Narodowego, Mapa 23. Zakopane–Kraków.
- Zwijacz T. 1999. Świstak w Tatrzańskim Parku Narodowym. *Parki Narodowe* 4: 22–23.
- Zwijacz-Kozica T. 2002. Liczebność i rozmieszczenie zimowych nor świstaka *Marmota marmota* L. we wschodniej części Tatrzańskiego Parku Narodowego. *Parki nar. Rez. przyr.* 21: 327–339.

## SUMMARY

### Gąsienica Byrcyn W. The history of research, current occurrence and distribution of the Tatra marmot (*Marmota marmota latirostris* Kratochvíl, 1961) in the Tatra Mountains

Chrońmy Przyr. Ojcz. 65 (2): 99–110, 2009.

During the last glaciation the Alpine Marmot *Marmota marmota* (Linnaeus, 1758) was common in western Europe, but until now it has survived in the two enclaves: the Alps and the Tatra Mountains. At present, its main and natural area of occurrence is Alp mountains populated by the subspecies *Marmota marmota marmota* (Linnaeus, 1758). The Tatra Marmot *M. marmota latirostris* occurs in the Tatra Mountains within the bilateral Polish–Slovakian Tatra National Park (Fig. 1 and 2). It is an endemic to the Tatra Mountains as well as the West Carpathians and is under legal protection both in Poland and Slovakia. It was at risk of extinction in the past. Even nowadays, the marmot is included in the Red List of Endangered Species in both countries.

*Marmota marmota latirostris* Kratochvíl, 1961 occurs also in the Low Tatra Mountains, where it was introduced. The gene-flow between both subspecies could have been occurred in the XIX century, what was mentioned by some authors, but this should be eventually clarified by genetic research.

The first information about the presence of the marmot in the Tatras dates back to the beginning of the XVIII century. Well before this, the species had been known by the inhabitants of Podtatrze. They used to take the advantage of its meat but mostly the fat, which, in the folk medicine, was considered a miraculous drug. The exploitation of the marmot was the reason why its distribution became drastically limited. In 1864 only 8 valleys in the High Tatras were populated by this species. The survival of this animal was possible due to the consequently undertaken protective efforts. After the establishment of national parks in the Tatras in the middle of XX century, the recovery of *Marmota* began and it has been lasting till nowadays.

This work presents the data on distribution and biology of *Marmota m. latirostris* from whole area of its geographic range in the Tatra Mountains. There are also given the locations that were known in

the past but are not currently populated by these species because of many different reasons (Fig. 3). The number of wintering burrows in the Tatras is 207 and in the Slovakian Lower Tatras – 46. Most of them occur at an elevation ranging from (1380) 1750 to 1950 m a.s.l. ( $x = 1870$  m a.s.l.  $\pm 35$  m).

The distribution of the marmot is determined mainly by food supply and possibility to dig burrows and, also, by predators' pressure as well as various human activities within its home-ranges. Since the establishment of the national parks in the Tatras – the protection of the area consequently limited many types of negative anthropological impacts. Unfortunately, the negative impacts of tourism sport activity in the Tatra Mountains and poaching remain the important limiting factors of the species distribution and population growth, especially in the Polish Tatras. It has to be admitted that the protection of *Marmota m. latirostris* and its habitat is a priority in both borderland national parks. Moreover, this species is also guarded properly within the Low Tatras and it can constitute valuable gene resource for the Tatra Marmots.



## Perłoródka rzeczna *Margaritifera margaritifera* – perspektywy zachowania gatunku

### Freshwater pearl mussel *Margaritifera margaritifera* – prospects for the species survival

KATARZYNA ZAJĄC

*Instytut Ochrony Przyrody PAN*  
31-120 Kraków, al. Mickiewicza 33  
e-mail: kzajac@iop.krakow.pl

**Słowa kluczowe:** perłoródka, *Margaritifera margaritifera*, wymieranie, reintrodukcja.

Perłoródka rzeczna, nazywana też skójką perłorodną, to duży małż słodkowodny, charakteryzujący się szczególną zdolnością samoistnego tworzenia pereł – z tego względu od wieków niemiłosiernie eksploatowany, ale i otaczany ochroną prawa. Na obszarze dzisiejszej Rzeczypospolitej udokumentowano jej występowanie jedynie w Sudetach, gdzie pomimo prób ochrony prawnej wymarła prawdopodobnie na początku XX w. Czy możliwe jest odtworzenie występowania tego gatunku w Polsce ?

Perłoródka rzeczna to niewątpliwie jeden z najbardziej interesujących gatunków należących do fauny Polski. Spełnia kryteria gatunku flagowego – skupia na sobie zainteresowanie wielu ludzi, dzięki właściwości tworzenia pereł. W dzisiejszych czasach, kiedy opanowano metody niemal przemysłowej hodowli pereł (np. Kunz, Stevenson 1908, Haws 2002, Hua Dan, Gu Ruobo 2002), właściwość ich tworzenia nie budzi już takich emocji jak kilka wieków temu, kiedy znalezienie kilku pereł mogło uczynić kogoś bogatym. W XVII stuleciu cena dwóch pereł z Kwisy sięgała połowy miesięcznych dochodów starosty zgorzeleckiego (Bena 2003).

#### Nieco historii

W tamtych, dawnych czasach fakt tworzenia pereł dawał tym małżom status gatunku chronionego prawem. Ta opieka prawna była

ściśle związana z prawem własności, gdyż właściciel udzielał za opłatą prawa do eksploatacji pereł. Na ogół perłoródki należały do panującego władcy (tzw. regalia, np. w Saksonii albo w Szkocji) lub do właściciela danego terenu (np. w Czechach byli to głównie ziemianie, ale i klasztory), lecz w miarę zanikania gatunku prawo to było zbywane za niską cenę, w związku z czym nabywały je od państwa nawet placówki naukowe, np. Towarzystwo Historii Naturalnej w Mannheim (Kunz, Stevenson 1908). Większość władców posiadających perłoródki na swoich ziemiach stosowała surowe kary za kłusownictwo, włącznie z ucinaniem rąk, szubienicą i paleniem ogniem. Te normy prawne ogłaszano w formie obrazów wieszanych często w kościołach. Jeden z zachowanych egzemplarzy przedstawia namalowaną rzekę, otwartą muszlę perłoródki z perłą oraz narzędzia i rodzaje karni (ucięta na pniaku ręka, szczypce w rozżarzonych węglach, człowiek

w surducie powieszony na szubienicy). Stare niemieckie zdjęcia pokazują stertę wydobytych z wody małży i poszukiwanie w nich pereł, wykonywane pod nadzorem żandarma.

Dość często perloródka podlegała rabunkowej eksploatacji, która była o wiele bardziej niebezpieczna dla gatunku od planowego i kontrolowanego pozyskania. Przypadki są zróżnicowane: od dzieci ze szkoły w Leśnej nieświadomych łamania prawa i dotkliwosci kar (Bena 2003), po rabunek żołdactwa, np. bawarscy żołnierze stacjonujący w 1864 r. w Schleswiku-Holsztynie pozyskiwali ogromne ilości pereł i sprzedawali jubilerom w Hamburgu (Mobius 1858, za Kunz, Stevenson 1908).

Perloródka wszędzie znajdowała „życziwe”, aczkolwiek nie bezinteresowne, zainteresowanie władców, również w dziedzinie aktywnej ochrony. W Palatynacie elektor Maksymilian III w 1760 roku pozyskał w Bawarii 800 sztuk perloródki i przesiedlił je do Mannheim. Dziesięć lat później w tym samym celu pozyskał z Deggendorfu 400 osobników i przesiedlił je w pobliżu Heildelbergu. Zabieg się udał i już w 1783 r. przystąpiono do eksploatawania tej populacji (Kunz, Stevenson 1908).

Z drugiej strony, nawet urzędowo nadzorowana eksploatacja musiała przyczyniać się do ogromnej śmiertelności tych małży i, pomimo masowego występowania, na pewno nie pozostawała bez wpływu na ich populację. Według Kunza i Stevensona (1908), przytaczających oryginalne dane rejestrowe, poziom pozyskania pereł w regionach południowo-zachodnich Niemiec w latach 1600–1857 sięgał: 15 326 pereł pierwszej klasy, 27 662 pereł drugiej klasy oraz 251 778 pereł trzeciej klasy, zwanych „sandperlen”, co wydaje się najlepiej oddawać ich jakość. Pod koniec tego okresu pozyskiwano tam ok. 3,5 tysiąca pereł rocznie. Interesujące są dane dla Saksonii: w latach 1720–1880 pozyskiwano tam przeciętnie od 100 do 200 pereł rocznie. Załamanie przychodzi w ostatnim dwudziestoleciu XIX w., zaś na początku XX w. liczba pozyskiwanych pereł nie przekracza kilkudziesięciu (Kunz, Stevenson 1908).

Trudno ocenić na ile pozyskiwanie pereł było efektywne. Zazwyczaj perły znajdowano

w zdeformowanych muszlach. Same perły też bywały nieforemne, najczęściej były jednobocznie spłaszczone lub przyrośnięte do muszli. Dawne relacje dają różne oceny ich częstości występowania: od niesprecyzowanych zawiązków pereł, które znajdowano w Niemczech w ilości jednej sztuki na ok. 10 sprawdzonych małży (von Hessling 1859), po pesymistyczne relacje Mobiusa (1858; za Kunzem i Stevensonem 1908), który znajdował jedną perłę na kilkaset osobników. Linneusz w swoim dziele o Laponii (za Kunzem i Stevensonem 1908) pisze, że perły najwcześniej znajdowano u 7-letnich osobników, zazwyczaj jedną sztukę na kilkaset sprawdzanych muszli; podaje również, że drobne perełki mogłyby występować w większej liczbie w jednym małżu.

Sudety od XVII wieku stają się sławnym miejscem występowania perloródki (górne odcinki Bobru, Nysy Łużyckiej, a zwłaszcza Kwisy w okolicach Gryfowa i Leśnej) oraz pozyskiwania ładnych pereł, wśród których często znajdują się okazy o czerwonym odcieniu i wielkości ziarna grochu. Wiadomo, że na Górnych Łużycach kłopoty z liczebnością perloródki zostały po raz pierwszy zaobserwowane za rządów saskich Wettynów, w pierwszej połowie XVIII w. W 1729 r. August II Mocny, po zapoznaniu się z raportem niemieckich poławiaczy pereł o sytuacji na Łużycach, wydał edykt kategorycznie zabraniający ich połowu.

Wiadomo, że na tym terenie znajdowały się szlifiernie pereł w Miłoszowie, Pobiednej i Lechowiu, gdzie wydobywano i szlifowano perły dla osiągnięcia odpowiedniego kształtu i połysku, zapewne najczęściej te, które były przyrośnięte do muszli. Obecnie trudno określić skalę dawnej eksploatacji. Jak pokazują stare zdjęcia, małże wydobywano z wody, układano w sterty i następnie przy użyciu specjalnego rozwieracza rozchylano muszle, zaglądając do wnętrza małża w poszukiwaniu pereł. Procedura ta teoretycznie nie powinna zabijać małża, jednak nie mogła być całkiem nieszkodliwa. Część małży na pewno zabijano, bowiem opisy dawnej eksploatacji mówią o perłach wyłuskanych z ciała małża wydobytego z muszli, a tego zabiegu zwierzę nie mogło przeżyć. Technika połowów

we Francji polegała na wtykaniu kija do muszli małża, a kiedy ta zacisnęła się blokując kij, wydobywano ją bez konieczności sięgania ręką na dno potoku, otwierano na siłę i wyrywano tuszkę małża. Muszla była sprawdzana na obecność pereł, zaś tuszka miażdżona między palcami w poszukiwaniu pereł znajdujących się w ciele małża. Po takim zabiegu nie wyrzucano ciała, ale było ono zjadane, bowiem był to ceniony przysmak w południowo-wschodniej Francji. Z innych krajów znane są opisy wykorzystywania tkanek miękkich małży jako pokarmu, ale głównie dla zwierząt hodowanych w gospodarstwach rolnych.

Muszle były używane przez rzemieślników. Wnętrze muszli małży, tzw. macica perłowa służyła jako surowiec do wyrobu różnego rodzaju galanterii. Zdobiono nią meble, zegary, szkatułki, biżuterię i inne bibeloty, a nawet wykonywano z niej guziki. Perłoródka niewątpliwie dostarczała tej branży bardzo cennego surowca, ponieważ macica perłowa tego gatunku jest o wiele atrakcyjniejsza od tych pochodzących z innych małży słodkowodnych; mieni się ona odcieniami czerwieni, różu i fioletu. Sproszkowanych muszli używano z kolei jako lekarstwa.

Podobnie eksploatowano i wykorzystywano perłoródki w innych krajach Europy, gdzie jednak gatunek ten nie wyginął. Dlatego wiele wskazuje na to, że eksploatacja nie mogła być głównym czynnikiem odpowiedzialnym za jego wyginiecie. Wraz ze zmniejszającą się liczebnością małży musiała maleć opłacalność tego zajęcia. Jeden z ostatnich przedsiębiorców, posiadających koncesję na eksploatację sudeckich małży, Kacper Ludwig Treubluth, otrzymał ją od Augusta III Sasa (Bena 2003), jednak za pieniądze uzyskane z połowu, „elektorski poławiacz pereł”, bo taki tytuł nosił Treubluth, nie był w stanie utrzymać siebie i rodziny.

Wydaje się usprawiedliwione, aby przyczyn zanikania perłoródki w Europie szukać w zmianach środowiskowych. Eksploatowane od wieków populacje w dolnej Saksonii miały stabilną populację do przełomu wieku XIX i XX, po czym – z niewiadomych przyczyn – populacja gwałtownie się załamuje. W podobnym okresie wymiera populacja zasiedlająca Dolny Śląsk i Łużyce.

## Warunki życia i biologia perłoródki

Położona najbliżej ostatnich polskich stanowisk, dobrze zachowana populacja perłoródki, znajduje się w czeskiej Szumawie, górach o podobnym do Sudetów charakterze. Zachowane stanowiska wskazują, że gatunek ten musiał występować bardzo licznie, w gęstych łąwach zasiedlając potoki płynące dość spokojnie dolinami górskimi. Warto uzmysłowić sobie, że perłoródka potrafi praktycznie „obrukować” dno potoku, które jest usiane punkt w punkt przylegającymi do siebie muszlami tych małży. Obrazy takie można właśnie zobaczyć na Szumawie.

Cechą charakterystyczną perłoródki jest bardzo wąski zakres odpowiednich dla niej warunków siedliska. Występuje w potokach i górnych odcinkach rzek o bardzo czystej, zimnej i silnie natlenionej wodzie. Ze względu na wysokie wymagania co do właściwości fizykochemicznych wody ( $6,3 < \text{pH} < 8$ , przewodność wody  $< 200 \mu\text{S}/\text{cm}$ ), gatunek występuje w najczystszych wodach, na obszarach skał krystalicznych, które nie wzbogacają wód minerałami. Wody takie powinny być przejrzyste, dobrze natlenione, zawartość jonów wapnia, pomimo tego że są jej potrzebne do budowy muszli, nie może przekraczać  $8 \text{ mg}/\text{l}$ , zaś zawartość biogenów powinna być bardzo niska (np.  $< 1,7 \text{ mg NO}_3/\text{l}$ ,  $< 0,06 \text{ mg PO}_4/\text{l}$ ).

Perłoródki zamieszkują dno cieków pokryte piaskiem lub żwirem, albo charakterystyczną dla sudeckich potoków mieszaniną piasku i otoczków, unikając zwykle intensywnych prądów wody (taki charakter dna można zobaczyć w górnej Kwisie). Muszla dorosłych osobników jest masywna, o charakterystycznym nerkowatym kształcie i dorasta do ok. 15 cm. Zewnętrzna powierzchnia muszli jest ciemna, niemal czarna, z bardzo gęsto zaznaczonymi liniami przyrostu. Szczyt muszli często bywa zerodowany, ciemny organiczny oskórek pokrywający muszlę jest wtedy zniszczony, odsłaniając głęboko wytrawione warstwy macicy perłowej.

Wśród organizmów towarzyszących perłoródce i mogących świadczyć o dobrej jakości siedliska, najbardziej charakterystycznymi roślinami są krasnorosty *Batrachospermum* i mchy

*Rhynchostegium rusciforme*, *Hygrohypnum ochraceum*, *H. fontinalis*. Wśród zwierząt jej towarzyszących spotyka się m.in. wypławki *Polycelis cornuta*, *Dugesia gonocephala*, pijawki *Erpobdella nigricollis*, *Glossiphonia complanata*, larwy chrzączek, jętek i muchówek oraz ryby: głowaczka białopłetwego *Cottus gobio*, strzeblę potokową *Phoxinus phoxinus*, śliza *Barbatula barbatula* i kiełbia *Gobio gobio*. W ciekach tych odbywają też tarło ryby łososiowate. Spośród tych ryb najistotniejszy dla skójkii perłorodnej jest łosoś *Salmo salar* i pstrąg potokowy *Salmo trutta fario*, a zwłaszcza osobniki do trzeciego roku życia, które są najczęstszymi żywicielami jej larw.

Biologia rozrodu perłoródki jest dość typowa dla dużych małży słodkowodnych. Zalicza się ona do organizmów rozdzielnopłciowych, jednak w niekorzystnych warunkach siedliska pojawiają się osobniki obojnacze. Wczesnym latem samce wyrzucają do wody plemniki, które są zasysane z wodą przez samice do jamy skrzelowej. W jej wnętrzu docierają do zgromadzonych w listkach skrzelowych jaj. Tam dochodzi do zapłodnienia, po czym jaja rozwijają się przez okres do trzech miesięcy do stadium larwalnego zwanego *glochidium*. Jeden osobnik może wydać nawet kilka milionów mikroskopijnych larw (60×70 μm), które zazwyczaj opuszczają jamę skrzelową matki w sierpniu. Larwa nie dłużej niż w ciągu ok. 10 dni musi znaleźć żywiciela pośredniego, któremu przyczepia się do skrzeli, tworząc cystę. Larwy perłoródki najlepiej rozwijają się na skrzelach łososi lub pstrągów potokowych, im młodszych tym lepiej, bowiem stare osobniki tych ryb wytwarzają odporność na infekcje *glochidiów* (Skinder i in. 2003). Od żywicieli larwy oddzielają się wiosną rozpoczynając samodzielne życie, zakopując się w osadach dennych, nawet do 20 cm w głąb, w których żyją ok. 4–5 lat. Po 7–20 latach osiągają dojrzałość płciową, a długość ich życia jest rekordowa, zazwyczaj żyją kilkudziesiąt lat, nierzadko dożywają wieku ponad stu lat (np. Helama, Valovirta 2008). Najstarszy znany osobnik pochodzi ze Szwecji, jego wiek oznaczono na podstawie mozolnego liczenia warstw muszli pod mikroskopem na

oszlifowanym przekroju poprzecznym – żył 217 lat (Schöne i in. 2004).

Wiek perłoródki jest cechą pozwalającą na ocenę stanu żywotności jej populacji. Większość znanych obecnie populacji perłoródki starzeje się, co oznacza, że najmłodsze osobniki mają 30–50 lat. Oznacza to również, że od kilkudziesięciu lat, osobniki te nie prowadzą skutecznego rozrodu, a tym samym populacje składające się z tych osobników znajdują się na prostej drodze do wymarcia, ponieważ brak młodocianych osobników osiedlających się w badanych populacjach. Przyrost naturalny w tych populacjach jest ujemny (Geist 2005). Jedynie nieliczne populacje mają w swoim składzie wystarczająco dużo młodych osobników (>20% osobników młodszych niż 20 lat) i wystarczającą liczebność, aby prawidłowo funkcjonować. Za taką uznano niemiecką populację z rzeki Lutter, czeską z rzeki Blanice, portugalską dopływów rzeki Douro, populacje z kilku szkockich rzek, populacje zamieszkujące zachodnią Irlandię, północną Skandynawię (np. Pikku-Luiri) oraz populację rosyjską (np. z dorzecza Warzugi na Półwyspie Kolskim). Pozostałe populacje wymagają wdrażania programów aktywnej ochrony, bez której skazane są na wymarcie.

### **Prawdopodobne przyczyny wymierania**

O historycznych przyczynach wymarcia trudno coś powiedzieć, że względu na brak konkretnych danych. Wymieranie perłoródki zbiega się z okresem intensyfikacji rolnictwa i rozwoju przemysłu oraz zaludnienia wsi. Wszystkie te trzy czynniki niezwykle silnie oddziaływały na strukturę krajobrazu, który podlegał wówczas intensywnym zmianom, głównie związanym z wylesianiem i rozwojem rolnictwa. Wylesianie terenu i coraz bardziej intensywne nawożenie zmieniało skład chemiczny wód spływających do cieków wodnych. Wzrost populacji ludzkiej powodował z kolei zjawisko głodu ziemi – odzyskiwania dla produkcji rolnej nawet najmniejszych skrawków gruntu, także w dolinach rzek i potoków. To z kolei wiąże się z ogromną skalą regulacji wód płyną-



cych. Dość powiedzieć, że ze wszystkich rzek i potoków Sudetów, ciekie nie mające widocznych obecnie śladów regulacji to prawdziwa rzadkość. Osadnictwo w górach zagęszczało się, z oczywistych przyczyn koncentrując się w dolinach potoków. Skala tych regulacji w Sudetach zadziwia: górskie potoki, także te z niegdyś licznymi populacjami perłoródki, ujęte są w ręcznie budowane kamienne żłoby z ciosanego kamienia. Liczne młyny dodatkowo wymuszały przebudowę potoków. Warto podkreślić, że perłoródka występowała w wąskim pasie pogórzy na obszarze o dużej dynamice opadów. W tego rodzaju miejscach łatwo o kulminację fali powodziowej, co dodatkowo dawało argumenty zwolennikom regulacji rzek i potoków.

Sudety w okresie przedwojennym były obszarem znacznie bardziej zindustrializowanym niż obecnie. Wiek XIX to okres intensywnego rozwoju tutejszych miast. Rozwój przemysłu przyniósł wzrost liczby ludności miejskiej, co miało swoje konsekwencje w ilości ścieków i budowie kanalizacji, odprowadzającej ścieki do wód płynących. Turyście odwiedzającemu obecne Górne Łużyce dość trudno zrozumieć skąd wzięły się duże, ładne miasteczka z piętrowymi kamienicami, w środku krajobrazu typowo rolniczego i dlaczego sprawiają wrażenie częściowo opuszczonych i niedoinwestowanych. Tymczasem przed II Wojną Światową w Zawidowie, takim miasteczku położonym w dorzeczu górnej Nysy Łużyckiej, w centrum dawnego zasięgu perłoródki w południowo-zachodniej Polsce, funkcjonowały duże zakłady przemysłowe, głównie tekstylne, które upadły na skutek II Wojny Światowej i późniejszych zmian ustrojowych. Zarówno zakłady, jak i gospodarstwa domowe odprowadzały zanieczyszczenia do rzeki. Podobnie było nad Kwisą, również istotnym miejscem występowania perłoródki. Już po wojnie na odcinku poniżej Lubania rzeka ta była przez długi okres ustroju socjalistycznego martwa, do czego przyczyniały się w znacznej mierze zanieczyszczenia z lokalnych zakładów przemysłowych. Dostarczały dużego ładunku zanieczyszczeń do wód płynących, a zanieczyszczenia wody, zwłaszcza te

przemysłowe, niszczą populacje perłoródek. Podobny silnie trujący wpływ na perłoródki miały środki stosowane w tym czasie w rolnictwie. Wszystkie te zanieczyszczenia przyczyniały się do wzrostu w wodzie zawartości metali ciężkich i innych substancji, takich jak DDT (Frank, Gertsmann 2007). Perłoródka zachowała się wtedy głównie w górnych partiach dorzeczy.

Zmiany krajobrazu i regulacja potoków, podobnie jak emisje przemysłowe, które zniszczyły sudeckie lasy, musiały przyczynić się do zmiany chemizmu wody. Perłoródka jest w tym względzie gatunkiem szczególnie wrażliwym. Wody zanieczyszczone ściekami z gospodarstw rolnych w ciekach uregulowanych miały niewielką zdolność do buforowania zanieczyszczeń i samooczyszczania się. Zmieniał się także skład osadów rzecznych. W związku z wylesieniem i intensyfikacją upraw zwiększał się udział drobnych części spławialnych, niesionych do wód płynących wraz ze spływem powierzchniowym wód opadowych. Tego rodzaju drobnych osadów perłoródka nie toleruje. Uniemożliwiają one osiedlanie się osobników młodocianych. Miłkie osady zatykają tzw. przestrzenie interstycjalne w rumowisku, które budują dno potoków. Rumowisko jest zbudowane z mniejszych lub większych okruchów kamiennych, między którymi istnieje wolna przestrzeń, penetrowana przez wodę. Dość duża część organizmów wodnych, w tym młode malutkie perłoródki, korzysta z tego przepływu wody przez osady. Zatkanie tych przestrzeni powoduje śmierć zamieszkujących je organizmów, ze względu na brak tlenu i substancji pokarmowych (Bauer 1988, Buddensiek i in. 1993, Geist 1997, Box, Mossa 1999, Cosgrove i in. 2000, Moorkens 2000, Skinner 2003, Lydeard i in. 2004).

Jednym z czynników, który zdecydował o wymarciu osłabionych, ostatnich znanych populacji perłoródki na terenie Dolnego Śląska mogła być introdukcja obcych gatunków. Szczególnie niebezpieczne dla małży jest zarybianie wód obcymi gatunkami. Przez cały XIX w. panowała moda na zarybianie cieków pstrągiem tęczowym *Oncorhynchus mykiss*, gatunkiem obcego pochodzenia, sprowadzonym

z Ameryki Północnej. Problem polega na tym, że larwa perloródki nie może się przeobrazić na pstrąga tęczowym, zatem zarybione nim potoki nie miały młodych perloródek, a zamieszkujące je populacje nie odnawiały się. Dużo uwagi poświęca się innemu północnoamerykańskiemu gatunkowi – piżmakowi *Ondatra zibethicus*, który często odżywia się dużymi gatunkami małych słodkowodnych. Gatunek ten mógłby wpłynąć na populacje w rzekach, natomiast raczej nie spotyka się go w dolinach małych potoków. Ponadto rozprzestrzenił się w Europie już wtedy, gdy perloródka była silnie zagrożona – piżmaki celowo wypuszczono z hodowli w Czechach w 1905 r., kiedy perloródka w Sudetach od dawna nie była już stwierdzana.

Wydaje się, że istotne odpowiedzi na pytanie o przyczyny wymarcia może dać współczesna ekologia. Liczna i ciągła populacja perloródki, wtórnie pofragmentowana, mogła podlegać wszystkim negatywnym zjawiskom związanym z dynamiką populacji w przestrzeni (brak połączeń między subpopulacjami, ograniczenie dyspersji, względne zwiększenie oddziaływania drapieżników) i stochastycznym konsekwencjom niskiej liczebności populacji. Jednak kwestia ta wymaga dalszych badań.

### Sytuacja w Europie

Mało kto wie, że w Europie występują dwa gatunki perloródek. Pierwszy z nich to tytułowy bohater tego artykułu, a drugi to *Margaritifera (Pseudounio) auricularia* (Spengler, 1793), gatunek o 2–3 krotnie większych rozmiarach ciała (wielkości otwartej dłoni), występujący obecnie tylko w kilku rzekach w Hiszpanii i Francji, stojący na granicy całkowitego wymarcia (Araujo, Ramos 2000a, b).

Perloródka rzeczna *Margaritifera margaritifera* została uznana przez zoogeografów za gatunek holarktyczny, ponieważ zasięg jej występowania rozciąga się od oligotroficznych rzek płynących przez arktyczne i umiarkowane obszary zachodniej Rosji, dalej na zachód przez wody tego typu w krajach basenu morza Bałtyckiego i w zachodniej Europie, aż po rzeki odwadniające tereny północno-wschodnie

wybrzeża Ameryki Północnej (Jungbluth i in. 1985). Jej sytuacja systematyczna nie jest jasna (Geist 2005), wiadomo że w obrębie tego gatunku próbowano wyróżnić kilka subtaksonów lub ekofenotypów, ze względu na zmienność ukształtowania muszli [zwłaszcza podgatunek *M.(m.) durrovensis* (Philips, 1928)] zasługuje na uwagę, ze względu na krytyczny stan ostatniej zachowanej populacji w Irlandii (Phillips 1928).

Podobnie jak na terenie naszego kraju, w przeszłości perloródka była w Europie liczny gatunkiem; w niektórych miejscach mozaika z żywych perloródek i ich muszli mogła pokrywać dna rzek nawet kilkoma warstwami (Israel 1913, za Kunz, Stevenson l.c.). Obecnie największe populacje perloródek, liczące kilka milionów osobników i posiadające korzystną strukturę wiekową, występują w północnej Rosji, w rzekach płynących na półwyspie Kola (Ziuganow i in. 2001). Duże populacje występują w Skandynawii i na Wyspach Brytyjskich, głównie w Szkocji (Young, Williams 1983, 1984). Na południu obszar ich najliczniejszego występowania to północna Hiszpania, jednak w najlepszej kondycji wydają się być odkryte w ostatnich latach populacje w Portugalii (Reis, 2003).

W Europie środkowej i zachodniej sytuacja gatunku nie jest tak dobra. Największe populacje zachowały się w Niemczech, Czechach i Austrii. Nieliczne małe populacje utrzymują się też w tych krajach, w różnych rejonach Francji, Belgii i Luksemburgu oraz w krajach bałtyckich (Young i in. 2001).

Ocenia się, że do lat 90-tych ubiegłego wieku liczebność tego gatunku w europejskich populacjach spadła o ponad 90% (Bauer 1988). Głównym problemem jest brak rekrutacji młodych – większość europejskich populacji składa się tylko ze starych osobników, a młode nie pojawiają się już od 30–50 lat (Geist 2005). Co ciekawe, większość czynników podejrzanych o spowodowanie regresu tego gatunku w Europie (np. pozyskiwanie pereł, drapieżnictwo piżmaka, wprowadzenie pstrąga tęczowego), obecnie nie oddziałuje, a liczebność gatunku spada nadal na większości obszaru światowego

zasięgu. Sugeruje to, że przyczyną są czynniki środowiskowe działające w trudnych do przewidzenia kombinacjach.

Stan poznania występowania perloródki w Polsce jest znikomy w porównaniu z innymi krajami. Przykładowo, w Austrii pod kątem występowania tego małża zbadano 231 odcinków rzek, we Finlandii wszystkie rzeki, w Norwegii 350, w Szwecji 1100 rzek. W Polsce jej status nie jest potwierdzony od lat 30-tych. Tymczasem w wielu krajach gatunek ten został ponownie odkryty. W Portugalii ostatnie stanowiska opisywano w latach 40-tych, gatunek uważano za wymarły, a jednak w ostatnich latach został wykryty w rzece Rabasal (Reis 2003). Podobna sytuacja występowała w niektórych regionach Francji (G. Cochet – inf. ust.), a także w Hiszpanii. Podstawy do szczególnego optymizmu odnośnie występowania perloródki dają wyniki badań w krajach bałtyckich, w których znaleziono populacje perloródki.

### Sytuacja w Polsce

Skójka perlorodna została uznana w Polsce za gatunek wymarły. Już na początku XX w. perloródka wyginęła na trzech ważnych i znanych stanowiskach śląskich: Nysie Łużyckiej, Kwisie i Bobrze (Pax 1932). W 1921 r. opisano ponadto bardzo ubogie stanowisko perloródki w Kocim Potoku w dorzeczu Nysy Łużyckiej (Pax 1932, Dyk 1957, Dutkiewicz 1958, 1960), z dużą liczbą pustych muszli, co sugerowało wymieranie populacji. Koci Potok poddano wtedy regulacji, czego ślady widnieją do dzisiaj w postaci kamiennych tam podłużnych i faszynowania na odcinku meandrującym. Jeszcze w latach 50-tych Dutkiewicz opisuje to stanowisko, jednak znajduje tam tylko puste muszle. Wydaje się, że właśnie na początku lat 30. XX wieku nastąpił całkowity zanik skójki perlorodnej na Dolnym Śląsku, a tym samym w Polsce.

W Czechach, tuż przy granicy ze Śląskiem Opolskim, perloródka występowała jeszcze niedawno (do połowy XX w.) w dorzeczu Widnej. Po polskiej stronie była to rzeka naturalna, jednak w ostatnich latach została uregulowana, co przekreśliło możliwość restytucji tam tego małża.

W latach 60-tych próbę reintrodukcji skójki perlorodnej opisał Tadeusz Kaźmierczak z Zakładu Ochrony Przyrody PAN w Krakowie. Przeprowadzono ją używając osobników pochodzących z Czech, przywiezionych i przekazanych na granicy stronie polskiej przez prof. V. Dyka z Brna. Dnia 22 czerwca 1965 roku w Śnieżnym Potoku na terenie Karkonoskiego Parku Narodowego wypuszczono 30 osobników perloródki oraz w górnym biegu Kwisy, między Rozdrożem Izerskim a Świeradowem Zdrojem, wypuszczono kolejnych 80 osobników, jednak już po dwóch tygodniach nie znaleziono po nich śladu (Kaźmierczak 1966). Introdukcja ta nie powiodła się, bowiem w latach 60-tych jeszcze niewiele wiedziano o dynamice transportu rumowiska rzeczne go i wymaganiach siedliskowych perloródek. Główny nacisk położono wtedy na znalezienie spokojnego miejsca o czystej wodzie i naturalnym korycie. Jednak wizytacja tych cieków po okresie wezbrania wód jasno wskazuje na przyczyny niepowodzenia – łachy otoczków wielkości dużej rzepy można znaleźć rozrzucone po lesie przyległym do tych odcinków rzek. Prawdopodobnie przywiezione osobniki w miejscach o tak intensywnym transporcie rumowiska dennego zostały zasypane lub wręcz zmielone przez osady rzeczne uruchomione w czasie wezbrania.

Czy zatem perloródka ostatecznie wymarła w Polsce? W świetle opinii ekspertów (G. Cochet, ekspert Ministerstwa Środowiska Francji – inf. ustna), w ciekach zamieszkałych przez perloródkę jej muszle zachowują się tylko przez ok. 1 rok. Zatem Dutkiewicz (l.c.) pomimo, że nie odnalazł żywych osobników, nie stwierdził ostatecznie wymarcia tego gatunku w Polsce.

Być może perloródki w Polsce zamieszkiwały rzeki również w innych rejonach kraju, skoro jeszcze w 1823 r. P. Leśniewski pisał: „W rzece Bzurze i to powyżej Łęczycy widziałem ich mnóstwo i wybierałem z nich perły, w niczym najpiękniejszym wschodnim nieustępujące, zaczawszy od wielkości ziarnka maku, aż do największego ziarna rzepaku.” (Samek 1976). Niedawno opublikowano dane dotyczące stanowisk małży perlorodnych z terenu osiemna-

stowiecznej Rzeczypospolitej znalezione w historycznych archiwach Narodowego Muzeum Historii Naturalnej Paryżu (Daszkiewicz 2008). Jednak nie można mieć pewności, czy nie były to inne gatunki dużych małży słodkowodnych, którym również zdarza się wytwarzać perły, gdyż bez okazów dowodowych z tych stanowisk nie można jednoznacznie potwierdzić występowania tam perloródki.

W latach 2006–2007 autorka tego artykułu wraz ze współpracownikami dokonała przeglądu cieków, takich, które odpowiadają wymaganiom perloródki. Badania prowadzono na terenie Sudetów od okolic Otmuchowa po Nysę Łużycką. Miały one na celu ocenę możliwości odtworzenia populacji tego gatunku w Polsce. Niestety, nie tylko nigdzie nie stwierdzono występowania tego gatunku, ale co gorsza, liczba cieków zachowanych w stanie odpowiadającym wymaganiom siedliskowym perloródki okazała się dramatycznie niska. Cieki położone wyżej w górach w ogóle nie spełniają tych wymagań, ze względu na ogromną dynamikę przepływu i duży transport materiału dennego. Cieki położone w niższych partiach dolin górskich są na ogół ściśle uregulowane. Cieki pogórza, gdzie perloródka najprawdopodobniej najliczniej występowała, są również uregulowane i w zasadzie zamienione w rowy i kanały odwadniające. Duże rzeki pogórzy są najczęściej uregulowane i silnie zanieczyszczone.

Jeżeli chodzi o morfologię koryta i rumowisko denne, ciągle bardzo dobrym siedliskiem pozostaje Kwisa (zwłaszcza odcinek Mirsk – Gryfów Śląski), również górny Bóbr, mimo uregulowania. Głównym problemem jest tu jednak zanieczyszczenie wody. Obecnie niektóre mniejsze cieki prowadzą wody o odpowiednich dla perloródki własnościach fizyczno-chemicznych (np. Łuża, czy Stara Kamienica), jednak nigdzie sytuacja nie jest idealna (Łuża – dostawa drobnego materiału i spływy z pól, Stara Kamienica – ryzyko zbyt dużego transportu dennego). Wspaniale zachowana naturalna rzeczka Mrożynka (Pogórze Izerskie) niestety ma zbyt dużą dynamikę przepływu, aby perloródka mogła się tam utrzymać. Najlepszy stan siedliska, biorąc pod uwagę całokształt

wymagań gatunku, występuje przede wszystkim w Kocim Potoku (ryc. 1). Płyynie on wśród lasów i łąk, a poza tym stwierdzono w nim populację pstrąga potokowego. Godnym rozważenia, jako stanowisko do reintrodukcji jest też Czarny Potok w dorzeczu Kwisy. Podobny w charakterze do górnej Kwisy, płynie wśród pastwisk i ugorów. Nosi ślady dawnych uregulowań, ale obecnie renaturyzuje się.

Reintrodukcja populacji perloródki z górnej części dorzecza Odry wymaga szczegółowych wstępnych badań i przygotowań. Szczególnie trudna wydaje się decyzja o właściwym wybraniu populacji, z której miałby być pobrany materiał do odtwarzania sudeckiej populacji. Powinna to być populacja najbardziej podobna genetycznie do tej, która zasiedlała wody górnego dorzecza Odry. A należy mieć na względzie, że była to jedyna populacja górska w południowej części zlewni Bałtyku.

Jednakże największym problemem wydaje się aktualnie weryfikacja nietypowego znaleziska, czyli dobrze zachowanych muszli na terenie Kociego Potoku, w ostatnim miejscu występowania żywej populacji skójkii perlorodnej w Polsce. W ramach przeglądu wód płynących Sudetów prowadzonego w latach 2006–2007 odnaleźliśmy tam kilka muszli w dobrym stanie oraz pozostałości po muszlach perloródki (ryc. 2). W opinii ekspertów, z którymi konsultowaliśmy się w tej sprawie (Bob Brenner, David Strayer, Karl-Otto Nagel, Rafa Araujo), muszle perloródki nie mogą zachować się w tak dobrym stanie dłużej niż rok. Odnalezienie muszli i ich szczątków stawia problem zachowania ostatniej populacji tego gatunku w nowym, bardzo obiecującym świetle.

Jednakże sprawa nie jest tak jednoznaczna; możliwe są dwie sytuacje. Po pierwsze, muszle te mogły zachować się z dawnych czasów, w stanie subfossylnym w nieprzepuszczalnych dla wody pokładach ilów lub glin, które chroniłyby muszle przed rozpuszczeniem, jak to dzieje się w korycie, czy w przepuszczalnych osadach (piasek, glina). Jeżeli małż za życia tkwi w ławicy gliny, to jest sukcesywnie zalewany warstwą gliniastych osadów spłukiwanych z brzegu w kierunku dna. Jeżeli zostanie zaskoczony przez





**Ryc. 1.** Koci Potok – przed wymarciem łużyckiej populacji perłoródki był ostatnim znanym miejscem jej występowania w polskiej części Sudetów (fot. K. Zajac; 2006 r.)

*Fig. 1. The Koci Potok (Koci Stream) – before the extinction of the pearl mussel in Łużyce it was the last site with viable population of this species in the Polish part of the Sudety (photo by K. Zajac; 2006)*

spadek poziomu wody ponad jej linią, to muszla nie rozpuści się, a zostanie szybko zalana gliną (w Kocim Potoku obserwowaliśmy zalewane w ten sposób gliną liście drzew). Tego rodzaju mechanizm mógłby zachować muszle w dobrej kondycji. Były one najliczniej znajdowane na odcinku charakteryzującym się tego rodzaju budową (podmywane ławice gliny). Subfosylne ławice muszli skójkii gruboskorupowej *Unio crassus* są obserwowane w kwaśnych wodach potoków Kotliny Orawsko-Nowotarskiej (K. Zajac – dane niepubl.), gdzie muszle ulegały rozpuszczeniu w wodzie potoku, jednak te zakopane w glinie były w całkiem dobrym stanie.

W drugim wariantcie, muszle świadczyłyby o zachowaniu szczątkowej populacji perłoródki. Jednak jak podkreślają eksperci, ich odnalezienie będzie niezwykle trudne: „(będzie występowała) pod korzeniami, gałęziami, za kamieniami (...), mech może porastać muszle i pozostanie niezauważona. W miękkim osadzie w ogóle muszla nie będzie widoczna na



**Ryc. 2.** Muszle perłoródki znalezione w Kocim Potoku w 2006 r. (fot. K. Zajac; 2006 r.)

*Fig. 2. Shells of pearl mussels found in the Koci Potok (Koci Stream) in 2006 (photo by K. Zajac; 2006)*

powierzchni, (...) wasze miejsce powinniście przeszukać bardziej opierając się na dotyku” (B. Brenner). Ondrej Spisar, czeski specjalista zajmujący się populacją na Szumawie, podkreślał, że szczątkowe populacje perłoródki zachowują się w najbardziej trudno dostępnych miejscach, np. pod nawisami brzegowymi, które w Kocim Potoku mogą się sięgać nawet 2 m pod brzeg, przy 20–30 cm wysokości.

Jednak bez rozstrzygnięcia dylematu występowania perłoródki nie jest możliwe prowadzenie dalszych prac nad restytucją lub reintrodukcją tego gatunku w Polsce. Jeżeli natomiast zachowała się szczątkowa populacja sudecka, to wymaga natychmiastowej i szczególnej ochrony, ponieważ byłaby to jedyna populacja góraska w południowej części zlewni Bałtyku.

### Możliwości restytucji w Polsce

W związku z poprawą stanu siedlisk w dawnym areale perłoródki na terenie Polski, pojawiają się warunki sprzyjające odbudowaniu populacji *M. margaritifera*. Ciekie sudeckie, dzięki dużej dynamice przepływów, spontanicznie renaturyzują się. Następuje stała poprawa jakości wód w dorzeczu górnej Odry (dane WIOŚ

we Wrocławiu). Planowana budowa kanalizacji i oczyszczalni ścieków powinna dodatkowo poprawić stan wód. Prowadzona jest w dorzeczu Odry restytucja ryb łososiowatych, których obecność jest niezbędna do przeobrażenia się larwy maża. Perłoródka wydaje się dobrze tolerować chów wsobny (Buddensiek 1995), zatem możliwość odtworzenia populacji nawet z niewielkiej liczby osobników jest realna.

Tego rodzaju programy prowadzi się w całej Europie. Nastąpił ogromny postęp w rozwoju technik hodowli i namnażania maży. Metodyka prowadzenia takich prac restytucyjnych i reintrodukcyjnych jest na dużą skalę stosowana w świecie (np. słynny ośrodek hodowli maży na Wirginia Tech University; Hua, Neves 2007). Są one stosowane z sukcesem w wielu krajach Europy w odniesieniu do perłoródki. Zasada takiej hodowli jest prosta – z dzikiej populacji pobiera się dojrzałe płciowo osobniki i umieszcza je w sztucznej hodowli, zasilanej wodą pochodzącą z cieków, do którego planuje się maże wsiedlić. W okresie rozrodu w zbiornikach hodowlanych umieszcza się ryby będące żywicielami pośrednimi danego gatunku maża. Ryby takie, w dużym stopniu zarażone larwami maża, hoduje się do momentu odłączenia się przeobrażonych larw od żywiciela pośredniego. Małe maże hoduje się dalej w kontrolowanych warunkach, czy to w sztucznych pojemnikach, czy w tzw. żłobkach (małych, często zupełnie sztucznie wybudowanych ciekach z kontrolowanym przepływem). Im bardziej małe maże zostaną podhodowane, tym lepiej, bowiem ich przeżywalność rośnie wraz z rozmiarami ciała. Możliwa jest również druga metoda, mniej inwazyjna, która polega na zwiększaniu naturalnej przeżywalności larw maży. Do potoku, w którym chcemy prowadzić aktywną ochronę, należy wprowadzić narybek ryby żywiciela pośredniego, dzięki czemu znacznie większy procent larw przeżyje, przeobrazi się i w konsekwencji osiedli. Możliwy jest cały wachlarz metod kombinowanych, w których łączą się różne elementy tych dwóch metod.

Z wielu względów warto podjąć próbę odtworzenia występowania perłoródki na terenie Polski. Po pierwsze, to niezmiernie cenny gatunek wskaźnikowy jakości wód oraz ważny

gatunek zwornikowy, dzięki masowemu występowaniu i zdolnościom filtracyjnym mający pozytywny wpływ na jakość wód. Zachowanie tego rodzaju gatunku w wodach regionu o ogromnie zdegradowanych rzekach (Sudety), sprzyjać będzie zwróceniu uwagi społeczności lokalnych na problem ochrony wód i jakości środowiska naturalnego. Istnieje ogromne zainteresowanie tym gatunkiem wśród lokalnej społeczności, np. gmina Zawidów aktywnie współpracuje przy pracach nad jego odzyskaniem dla przyrody regionu. Jak stwierdzono w innych krajach (np. Francja) gatunek ten jest szczególnie przydatny w prowadzeniu dydaktyki ochrony środowiska. Ze względu na powiązanie z rybami łososiowatymi, jego ochrona wykazuje efekt „parasolowy” w odniesieniu do całego środowiska oligotroficznymi rzekami i potoków górskich, jak również ma wymierne konsekwencje ekonomiczne dla lokalnych społeczności, jako element znakomicie sprzyjający rozwojowi turystyki.

## PIŚMIENNICTWO

- Araujo R., Ramos M.A. 2000a. Action Plan for *Margaritifera auricularia*. Council of Europe. T-PVS (2000) 9. Strasbourg.
- Araujo R., Ramos M.A. 2000b. Status and conservation of the giant European freshwater pearl mussel (*Margaritifera auricularia*) (Spengler, 1793). (Bivalvia: Unionoidea) Biological Conservation 96: 233–239.
- Bauer G. 1988. Threats to the Freshwater Pearl Mussel *Margaritifera margaritifera* L. in Central Europe. Biological Conservation 45: 239–253.
- Bena W. 2003. O łużyckich perłach. W: Bena W. (red.). Polskie Górne Łużyce. Wydawnictwo F.H. Agat, Zgorzelec: 564–573.
- Box J.B., Mossa J. 1999. Sediment, land use, and freshwater mussels: Prospects and problems. Journal of the North American Benthological Society 18 (1): 99–117.
- Buddensiek V. 1995. The culture of juvenile freshwater pearl mussels *Margaritifera margaritifera* L. in cages: A contribution to conservation programmes and the knowledge of habitat requirements. Biological Conservation 74, 1: 33–40.

- Buddensiek V., Engel H., Fleischauer-Rossing S., Wachtler K. 1993. Studies on the chemistry of interstitial water taken from defined horizons in the fine sediments of bivalve habitats in several northern German lowland waters II: Microhabitats of *Margaritifera margaritifera* L., *Unio crassus* (Philippson) and *Unio tumidus* Philippson. Archiv f. Hydrobiol. 127: 151–166.
- Cosgrove P.J., Young M.R., Hastie L.C., Gaywood M.J., Boon P.J. 2000. The status of the freshwater pearl mussel *Margaritifera margaritifera* Linn. in Scotland. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 10: 197–208.
- Daszkiewicz P. 2008. Nieznane francuskie, historyczne dane występowania skójki perlorodnej *Margaritifera margaritifera* (LINNAEUS, 1758) w Rzeczypospolitej w XVIII wieku. Parki Narodowe i Rezerваты Przyrody 27(4) : 131–133.
- Dutkiewicz J. 1958. Skójka perlorodna – gatunek wymierający. Chrońmy Przyr. Ojcz. 14, 4: 19–28.
- Dutkiewicz J. 1960. Wyniki badań nad rozmieszczeniem perloródki rzecznej (*Margaritifera margaritifera* L.) na Dolnym Śląsku. Acta zool. cracov. 5, 9: 336–347.
- Dyk V. 1957. Flussperlmuscheln im Aquarium. Aquarien und Terrarien 4: 334–335.
- Frank H., Gerstmann S. 2007. Declining Populations of Freshwater Pearl Mussels (*Margaritifera margaritifera*) Are Burdened with Heavy Metals and DDT/DDE. Ambio 36, 7: 571–574.
- Geist 2005. Conservation Genetics and Ecology of European Freshwater Pearl Mussels (*Margaritifera margaritifera* L.) Ph.D. thesis, Technische Universität München.
- Geist J. 1997. Ecological studies on the effects of fine sediment illuviation in the interstices of Northern Bavarian freshwater pearl mussel brooks. Technische Universität München, Germany.
- Haws M. 2002. The Basic Methods of Pearl Farming: A Layman's Manual. Center for Tropical and Subtropical Aquaculture. Publication No. 127. University of Hawaii at Hilo, USA.
- Helama S., Valovirta I. 2008. The oldest recorded animal in Finland: ontogenetic age and growth in *Margaritifera margaritifera* (L. 1758) based on internal shell increments. Memoranda Soc. Fauna Flora Fennica 84: 20–30.
- Hessling T. von. 1859. Die Perlnmuscheln und ihre Perlen. Naturwissenschaftlich und geschichtlich mit Beruecksichtigung der Perlgewaesser Baerns). Leipzig.
- Hua D., Gu R. 2002. Freshwater Pearl Culture in China. Aquaculture Asia 7, 1: 6–8.
- Hua D., Neves R.J. 2007. Captive Survival and Pearl Culture Potential of the Pink Heelsplitter *Potamilus alatus*. North American Journal of Aquaculture 69: 149–158.
- Jungbluth J.R., Coomans H.E., Groh H. 1985. Bibliographie der Flussperlmuschel *Margaritifera margaritifera* (Linn. 1785); Verslagene Technische Gegevens No 41; Instituut voor Taxonomische Zoologie, Universiteit Amsterdam.
- Kaźmierczak T. 1966. Próba restytucji perloródki rzecznej w Karkonoszach. Chrońmy Przyr. Ojcz. 22, 1: 51–52.
- Kunz G.F., Stevenson Ch.H. 1908. The book of the pearl. Its history, Art, Science and Industry. The Century co., New York; wznowienie przez wydawnictwo Dover w 2001.
- Lydeard C., Cowie R.H., Ponder W.F., Bogan A.E., Bouchet P., Clark S.A., Cummings K.S., Frest T.J., Gargominy O., Herbert D.G., Hershler R., Perez K.E., Roth B., Seddon M., Strong E.E., Thompson F.G. 2004. The Global Decline of Nonmarine Mollusks. BioScience 54, 4: 321–330.
- Moorkens E.A. 2000. Conservation Management of the Freshwater Pearl Mussel *Margaritifera margaritifera*. Part 2: Water quality requirements. Irish Wildlife Manuals, 9.
- Pax F. 1932. Perlenbäche und Perlenfischerei in den Sudeten. Schles. Mon. Ig. 9, 11: 388–392.
- Phillips R.A. 1928. On *Margaritifera durrovensis*, a new species of pearl mussel from Ireland. J.Mollus. Stud. 18: 69–74.
- Reis J. 2003. The freshwater pearl mussel [*Margaritifera margaritifera* (L.)] (Bivalvia, Unionoida) rediscovered in Portugal and threats to its survival; Biological Conservation 114: 447–452.
- Samek A. 1976. Świat muszli. Wydawnictwo Morskie, Gdańsk.
- Schöne B.R., Dunca E., Mutvei H., Norlund U. 2004. A 217-year record of summer air temperature reconstructed from freshwater pearl mussels (*M. margaritifera*, Sweden). Quaternary Science Reviews 23: 1803–1816.
- Skinner A., Young M., Hastie L. 2003. Ecology of the freshwater pearl mussel. Conserving Natura

- 2000 Rivers Ecology Series No. 2 English Nature, Peterborough.
- Young M.R., Cosgrove P.J., Hastie L. C. 2001. The Extend of, and Causes for, the Decline of a Highly Threatened Naiad: *Margaritifera margaritifera*. W: G. Bauer and K. Wächtler (eds). Ecology and Evolution of the Freshwater Mussels Unionoida. Ecological Studies, vol. 145. Springer Verlag Berlin, Heidelberg: 337–358.
- Young M.R., Williams J.C. 1983. The status and conservation of freshwater pearl mussel *Margaritifera margaritifera* L. in Great Britain; Biological Conservation 25: 35–52.
- Young M.R., Williams J.C. 1984. The reproductive biology of the freshwater pearl mussel *Margaritifera margaritifera* (Linn.) in Scotland; I. Field Studies; Archiv f. Hydrobiologie 99: 405–422.
- Ziuganov V., Kaliuzhin S., Beletsky V., Popkovich E. 2001. The pearl mussel-salmon community in the Varzuga river, northwest Russia: Problems and environmental impacts; In: Bauer G., Wächtler K. (eds). Ecology and Evolution of the freshwater mussels Unionoida; Ecological Studies 145; Springer Verlag, Heidelberg: 359–366.

## SUMMARY

**Zajac K. Freshwater pearl mussel *Margaritifera margaritifera* – prospects for the species survival**  
Chrońmy Przyr. Ojcz. **65** (2): 111–122, 2009.

The freshwater pearl mussel is a typical flag species, which attracts public interest in nature conservation. Its flag role is related to ability to create pearls. We have reviewed historical information on the pearl mussel exploitation and its potential influence on the persistence of the species. The Sudety Mts with the upper sections of the Bóbr, Nysa Łużycka and Kwisa rivers abounding in pearl mussels had become the well known area of pearl fishing since the 17th century. The first evidence of overfishing, recorded in the first half of the 18th century, was a decree issued in 1729 by August II Mocny (Friedrich August I), king of Poland and Saxon elector, forbidding pearl fishing due to the low population of the pearl mussel. Kacper Ludwig Trebluth, the last person granted by king of Poland and Saxon elector, August III Sas (Friedrich August II) a licence for pearl fishing (in the Sudety Mts. in the period of 1753–1769), could not earn his livelihood from this activity. The last records of pearl mussels shoals were, provided by local naturalists from the upper Kwisa river at the end of the 19th century .

It is difficult to identify factors which caused the species decline. It is obvious that similarly as in other countries of Europe, the species decline is associated with the intensive development of agriculture and industry, which caused major changes in the landscape. One factor seems to be more important than previously believed: intense river and streams regulation (artificial stone-lined channels). The development of watermills and local industry, and the intense development of human settlements forced the regulation of any stream; in addition, water quality decreased due to agriculture (deforestation) and industrial sewage. It is rather improbable that muskrat *Ondatra zibethicus* could influence the pearl mussel population because that species was purposefully released from captivity in Czech (1905) after the pearl mussel had become extinct.

In Poland no intensive search of freshwater pearl mussels was carried out. The species has been regarded as extinct since 1960. The inventory of water courses in the Sudety Mts., done in 2006–2007, did not show the species presence, except for a few well preserved shells found in Koci Potok (Fig. 2). It may indicate that a relic population can still live in this stream or that some subfossil remnants have been excavated by the stream.

The inventory has also shown that the number of water courses which could meet the habitat requirements of pearl mussels is very low. On the other hand, land abandonment has caused spontaneous restoration of some streams in Sudety Mts. The general improvement of environmental conditions in the whole region, especially in terms of water quality, as well as the plans of indigenous salmonid fish reintroduction create habitat conditions appropriate for the freshwater pearl mussel. A chance of restoring or reintroducing the species has been assessed, taking into account the interest of local communities.



## Konarek tajgowy *Phryganophilus ruficollis* (Fabricius, 1798) (Coleoptera: Melandryidae) w Polsce

### *Phryganophilus ruficollis* (Fabricius, 1798) (Coleoptera: Melandryidae) in Poland

JERZY M. GUTOWSKI, KRZYSZTOF SUĆKO

Zakład Lasów Naturalnych, Instytut Badawczy Leśnictwa,  
17-230 Białowieża, ul. Park Dyrekcyjny 6  
e-mail: jgutowski@las.ibl.bialowieza.pl, ksucko@las.ibl.bialowieza.pl

**Słowa kluczowe:** Coleoptera, Melandryidae, *Phryganophilus ruficollis*, biologia, rozmieszczenie, ochrona.

Podsumowano wiedzę o konarku tajgowym *Phryganophilus ruficollis*, kładąc nacisk na rozmieszczenie w Polsce, biologię, monitoring oraz problemy ochrony. To gatunek wskaźnikowy dla obszarów Natura 2000, chroniony w Polsce, relikw lasów pierwotnych. Na podstawie okazów muzealnych podano stanowiska z Chorwacji, Ukrainy i Polski oraz szczegółowo przedstawiono współczesne informacje o występowaniu na terenie Puszczy Białowieskiej. Opisano i zilustrowano wygląd larw i imagines, dokonano pomiarów wielkości ciała chrząszczy (długość 10,9–17,4 mm). Gatunek ten występuje w Puszczy Białowieskiej w borach mieszanych *Calamagrostio-Piceetum* oraz w grądach *Tilio-Carpinetum*, preferuje naturalne lasy z dużym udziałem martwego drewna. Stwierdzono rozwój jego larw w mocno rozłożonej (zgnilizna biała), wilgotnej kłodzie świerka. Opisano dzienną aktywność imagines w okresie 24 V–14 VII. Przedstawiono założenia monitoringu tego gatunku, skupiającego się głównie na ocenie jakości siedliska. Omówiono zagrożenia dla stabilności populacji, a także sformułowano listę postulatów ochronnych, z których główne to: zachowanie miejsc rozwoju (konieczność pozostawienia grubowymiarowego martwego drewna) i tworzenie rezerwatów faunistycznych.

#### Wstęp

Konarek tajgowy *Phryganophilus ruficollis*, objęty w naszym kraju ścisłą ochroną gatunkową, umieszczony został na *Czerwonej Liście Zwierząt Ginących i Zagrożonych w Polsce* oraz w *Polskiej Czerwonej Księdze Zwierząt* (kategoria EN). Jest jednym z gatunków wskaźnikowych dla obszarów Natura 2000 o wysokim statusie gatunku priorytetowego (kod: \*4021). Uznaje się go za relikw lasów pierwotnych. Od chwili jego opisania po dzień dzisiejszy wszę-

dzie zaliczany jest do wielkich rzadkości faunistycznych; w wielu krajach zachodniej Europy prawdopodobnie zupełnie wyginął. Wielkość i stan obecny populacji konarku tajgowego w Polsce są trudne do oszacowania ze względu na brak dokładnych badań, skrajną rzadkość występowania i skryty tryb życia. Zajmując małe, izolowane obszary i posiadając tak nieliczne subpopulacje, gatunek ten jest szczególnie narażony na wyginięcie.

Celem naszej pracy było zbadanie rozmieszczenia *P. ruficollis* w Polsce, poznanie

jak najwięcej faktów z jego biologii oraz podsumowanie istniejącej wiedzy o tym gatunku. Wykonano następujące prace:

- Przeprowadzono kwerendę informacji publikowanych i niepublikowanych o tym gatunku.
- Przejrzano zbiory entomologiczne kilku osób prywatnych i instytucji pod kątem obecności *P. ruficollis*.
- Dokonano pomiarów 9 osobników.
- Prowadzono odłowy okazów z pomocą pułapek barierowych i Moerickiego na wybranych powierzchniach w Puszczy Białowieskiej (PB), gdzie gatunek ten aktualnie występuje.
- Poszukiwano imagines na leżących kłodach i owocnikach hub w odpowiednich środowiskach.
- Prowadzono analizy entomologiczne potencjalnego materiału żywicielskiego larw *P. ruficollis* w miejscach złowienia imagines oraz w innych prawdopodobnych miejscach jego występowania.
- W miejscach stwierdzenia gatunku przeprowadzono liczenie leżących kłód o średnicy minimum 20 cm na transektach o długości 100 m, jako potencjalnej bazy pokarmowej. Na każdym stanowisku założono po 1–2 transekty (łącznie 10 transektów).
- Przeprowadzono analizę potencjalnych siedlisk (wydzielenia z drzewostanami w wieku powyżej 100 lat) na podstawie zapisów w operatach urządzeniowych nadleśnictw puszczańskich: Białowieża, Browsk, Hajnówka.

Prace badawcze nad koleopterofauną PB, ale bez szczególnego ukierunkowania na ten gatunek, autorzy prowadzą od wielu lat. W 2007 i 2008 r. podjęto szczegółowe badania *P. ruficollis* na terenie PB, typując do nich przede wszystkim te miejsca, gdzie stwierdzono wcześniej jego występowanie.

Informacje o stanowiskach konarka tajowego w PB podano w niniejszej pracy w sposób mało precyzyjny, aby uniknąć ewentualnych prób wyławiania okazów przez kolekcjonerów.

## Pozycja systematyczna

Holaraktyczny rodzaj *Phryganophilus* R. Sahlb., należący do rodziny śniadkowatych (Melandryidae), liczy na świecie 5 gatunków, w tym 4 rozmieszczone są w Palearktyce (Nikitskij 1988), a 2 występują w Europie. Oba te gatunki – *P. ruficollis* i *P. auritus* Motsch. – spotykane są też w Polsce.

Konarek tajgowy został znaleziony przez Fabriciusa w Finlandii i opisany w rodzaju *Dircaea*, a dopiero później przeniesiony do rodzaju *Phryganophilus*. Znane synonimy: = *analis* Fabricius, 1792 (*Cantharis*), = *paradoxus* Paykull, 1799 (*Lymexylon*).

## Morfologia

Wygląd imago (ryc. 1) opisano, lub przedstawiono na fotografii, w wielu publikacjach (np. Seidlitz 1898, Nikitskij 1988, Lundberg 1993, Kubisz 2004b, Reiråskag 2006). Długość imagines, oceniona na podstawie naszych pomiarów oraz danych literatu-



**Ryc. 1.** Postać dorosła (imago) konarka tajowego *Phryganophilus ruficollis* (fot. J.M. Gutowski, 1.06.2005, BPN)

*Fig. 1.* Adult (imago) of *Phryganophilus ruficollis* (photo by J.M. Gutowski, 1st June 2005, BNP)

Tab. 1. Wymiary ciała imagines *Phryganophilus ruficollis* z Puszczy Białowieskiej (n = 9; 3♂♂, 6♀♀)Table 1. Body dimensions of adults of *Phryganophilus ruficollis* from the Białowieża Primeval Forest (n = 9; 3♂♂, 6♀♀)

Płeć Sex	Wymiary ciała w mm; minimum – maksimum (średnia) Body dimensions in mm; minimum – maximum (average)			
	długość ciała body length	szerokość ciała body width	długość pokryw length of elytra	długość przedplecza length of pronotum
samce males	10,9-16,6 (13,3)	3,4-4,2 (3,7)	8,3-10,7 (9,4)	1,9-2,1 (2,0)
samice females	12,3-17,4 (14,0)	3,4-4,3 (4,0)	9,6-12,2 (10,6)	1,9-2,4 (2,3)
<b>Razem total</b>	<b>10,9-17,4 (13,8)</b>	<b>3,4-4,3 (3,9)</b>	<b>8,3-12,2 (10,2)</b>	<b>1,9-2,4 (2,2)</b>

rowych, waha się od 10 do 18 mm, przy czym samice są średnio nieco większe niż samce (tab. 1). Całe ciało czarne, z lekkim połyskiem, jedynie przedplecze i dwa ostatnie segmenty odwłoka żółtopomarańczowe. Dymorfizm płciowy przejawia się tym, że ostatni człon głaszczków szczękowych jest u samca wyraźnie większy, stopy pierwszej pary nóg masywniejsze (szersze), a wycięcie na zakończeniu ostatnich widocznych sternitów i tergitów odwłoka nieco wyraźniejsze. Opis larwy (ryc. 2) tego i pokrewnych gatunków zamieszcza Nikitsky

(2002) w monografii larw Melandryidae Rosji. Fotografie larwy i poczwarki przedstawiono w pracy Reiråskag (2006).

Postać dorosła konarka tajgowego (ryc. 1) przypomina nieco przedstawiciela rodziny omomiłkowatych (Cantharidae). Występujący w Polsce drugi gatunek z rodzaju konarek – *P. auritus* – jest o kilka milimetrów mniejszy od swego krewniaka, a jego przedplecze ma podłużny, ciemny pas, w odróżnieniu od *P. ruficollis*, u którego jest ono jednolicie jasno ubarwione.

### Rozmieszczenie geograficzne

Konarek tajgowy występuje w północnej Palearktyce od Japonii przez tajgową strefę Syberii po południową i zachodnią Europę. Jest gatunkiem o borealno-górskim typie rozmieszczenia. Na naszym kontynencie na północy sięga do Norwegii, północnej Szwecji, Karelii i Łotwy, na południu do Siedmiogrodu, Banatu i Chorwacji, a najdalej na zachód notowany był w Portugalii, Hiszpanii i Francji (Seidlitz 1898, Burakowski i in. 1987, Lundberg 1993, Audisio, Nikitsky 2007, Pettersson i in. 2007). W Europie znany jest z nielicznych znalezisk, często odległych w czasie. We Francji uważany jest obecnie za gatunek „mityczny”, bowiem jedyny okaz został tam złowiony w 1886 r. i odtąd nikt go nie widział (Richoux 2007). Z Bawarii znany tylko na podstawie bardzo starych danych (Reitter 1911),



Ryc. 2. Larwa *Phryganophilus ruficollis* znaleziona na rozkładającym się świerku w Puszczy Białowieskiej (fot. K. Sućko, 1.06.2005)

Fig. 2. Larve of *Phryganophilus ruficollis* found on decaying spruce in Białowieża Primeval Forest (photo by K. Sućko, 1st June 2005)

w Czechach ostatni okaz pochodzi z lat pięćdziesiątych XX w. (Anonim 2007), na Słowacji odnotowany tylko z jednego okazu złowionego w 1972 r. na Małej Fatrze (Franc 2006, Majzlan 2007). Najświeższe dane pochodzą z Łotwy (Barševskis 2001), Polski (Borowski 2001, Borowski, Węgrzynowicz 2001, Byk 2001, Kubisz 2004b), Szwecji i Norwegii (Lundberg 1993, Pettersson i in. 2007, Reiråskog 2006).

W zbiorach Muzeum i Instytutu Zoologii PAN w Warszawie znaleźliśmy 2 okazy pochodzące z Chorwacji: 1 ex. – Croatien; *ruficollis* F., *analys* F., Croat., Hampe; MIZ 78001; 1 ex. – Sljeme, 14.6.[1]900; Croatia; ex coll. P. Franck; *ruficollis* F.; MIZ 78002. Kolejne 2 imagines znajdują się w Instytucie Systematyki i Ewolucji Zwierząt PAN w Krakowie (kolekcja S.A. Stobieckiego): 1 ex. – Ukraina, Waclawówka k. Koziatyna, VIII 1913; 1 ex. – [nr]2972. Ustroń, [górn]Równica p. Cieszyn, w maju 1939 r. zebrał Sergiusz hr. Toll w Karpatach Śląskich.

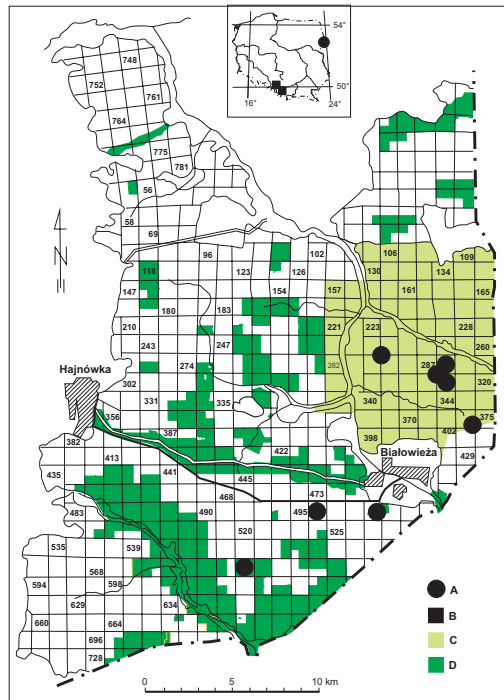
W Polsce aktualnie występuje tylko w Puszczy Białowieskiej (PB). Z gór znane są 2 stare doniesienia (Burakowski i in. 1987, Kubisz 2004a, b): Romanka w Beskidzie Żywieckim (XIX w.) oraz ww. Równica koło Ustronia w Beskidzie Śląskim, które traktowane są jako historyczne (ryc. 3). W 2000 r. został odkryty w PB (Borowski 2001, Borowski, Węgrzynowicz 2001, Byk 2001).

Na terenie PB odłowiono bądź zaobserwowano okazy na następujących stanowiskach:

- Białowiecki Park Narodowy (obszar ochrony ścisłej) (BPN), →10.06.2000, 1 ex. do pułapki „Fomes” na stojącym tyłcu osiki (Borowski 2001, Borowski, Węgrzynowicz 2001);
- BPN, oddz. 288/318, bór, 2000, 1 ex. do puł. ekranowej zawieszanej przed dziuplą na świerku (Byk 2001);
- BPN, Dziedzinka, 14.07.2001, grąd, 1 ex., leg. A. Woźniak;
- BPN, oddz. 318, bór, →4.06.2003, 1 ex. do puł. ekranowej, leg. J.M. Gutowski (JMG);
- ad Grudki, 20.06.2003, 1 martwy okaz w pułapce na korniki, leg. A. Woźniak;
- BPN, oddz. 254, wilgotny grąd, 30.05.2005,

1 ex. na świeżo zwałonym pniu olchy, leg. JMG;

- BPN, oddz. 254/284, grąd, 30.05.2005, w leżącym, rozłożonym, wilgotnym świerku o średnicy ok. 30 cm, 3 larwy, szczątki martwego imago i 1 żywy chrząszcz; w hodowli laboratoryjnej z larw uzyskano imagines – 1 ex. 28.11.2005, 1 ex. 7.12.2005, leg. et cult. JMG;
- BPN, oddz. 288/318, bór, →1.06.2006, po 1 ex. do puł. Moericke’go i do puł. ekranowej; →15.06.2006, 1 ex. do puł. ekranowej leg. JMG;
- rez. „Podcerkwa”, 23.06.2006, 1 ex. w locie w godzinach południowych, obs. K. Sztaba;



**Ryc. 3. Miejsca stwierdzeń *Phryganophilus ruficollis* w Polsce i w Puszczy Białowieskiej: A – stanowiska aktualne B – stanowiska historyczne, C – Białowiecki Park Narodowy, D – rezerваты przyrody poza BPN**  
 Fig. 3. Places of recorded occurrence of *Phryganophilus ruficollis* in Poland and in Białowieża Primeval Forest: A – recent localities, B – historical localities, C – Białowieża National Park, D – nature reservations outside of the BPN



- 06.2006 – 1 ex., 07.2008 – 2 ex., do puł. ekranowej typu „Netocia” zawieszona na pniu dziuplastego dębu, leg. M. Dworakowski;
- BPN, oddz. 318, bór, →24.05.2007 i →7.06.2007, po 1 ex. do puł. ekranowej, leg. JMG;
  - Leśnictwo Suche, oddz. 496, bór mieszany, 15–28.05.2007, 1 ex. do puł. ekranowej, leg. JMG.

Wszystkie aktualne stanowiska leżą na terenie obszaru Natura 2000 Puszcza Białowieska PLC200004, jedno z nich jest ponadto obszarem ochrony ścisłej BPN, jedno rezerwatem przyrody (Podcerkwa), a dwa położone są na terenie lasów gospodarczych (ad Grudki i leśnictwo Suche). Stanowiska te, w sposób niezbyt precyzyjny zaznaczono na załączonej mapie (ryc. 3). W sumie na terenie PB, w latach 2000–2008, znaleziono 18 imagines (w tym 2 martwe) oraz 3 larwy (z dwóch z nich wyhodowano 2 kolejne chrząszcze). Spośród tych okazów zaledwie 6 odnotowano poza obszarem ochrony ścisłej BPN. Gatunek ten niewątpliwie występuje na terenie PB od dawna, ale na skutek rzadkości, skrytego trybu życia i braku ukierunkowanych w przeszłości poszukiwań, nie był wcześniej tutaj znaleziony.

## Biologia

Biologia gatunku nie jest w pełni poznana. Cykl rozwojowy trwa 2–3 lata, na północy Europy być może i dłużej (Lundberg 1984, Kubisz 2004b). Jako rośliny żywicielskie larw podawano dąb, buk, brzozę i olchę, przy czym najważniejszą miał być dąb (Reitter 1911, Palm 1959, Nikitskij 1988, Nikitskij i in. 1996). Lundberg (1984, 1993), Ehnström (2006) oraz Pettersson i in. (2007) podają, na podstawie danych ze Skandynawii, skąd pochodzi najwięcej informacji o biologii, że gatunek ten rozwija się głównie w leżących świerkach i brzozach, rzadziej na przerośniętym grzybnią drewnie dębu i buka. Jako materiał żywicielski preferowane jest drewno uszkodzone przez pożar. Zasiadlane są leżące pnie (niektórzy podają też stojące pochylone lub złamane drzewa – Anonim 2007), a żerowiska larw znajdują się pod silnie rozłożoną korą oraz w gniją-

cym, wilgotnym, miękkim drewnie. Według Lundberga (1993), grube pnie mogą być zasiedlane nawet do 25 lat po przewróceniu drzewa. Zimują larwy i poczwarki. W Szwecji Palm (1959) znalazł larwy i poczwarki tego gatunku jesienią na leżącym, częściowo rozłożonym dębie o średnicy około 30 cm. Pień nie stykał się z ziemią, kora w większości odpadła, drewno wewnątrz było twarde, ale na zewnątrz miękkie i przerośnięte grzybnią. Larwy żerowały na granicy drewna twardego i zagrzybionego. Wiosną następnego roku, 27 maja, część okazów opuściła już żerowiska, a część imagines pozostawała jeszcze w kolebkach poczwarkowych. Owa kłoda zasiedlana była przez ten gatunek przez wiele lat. W Norwegii Lundberg (1984) stwierdził żerowanie larw konarka tajgowego na leżących, umiarkowanie i mocno rozłożonych kłodach brzoź o średnicy 15 i 30 cm. Jedna z kłód była przerośnięta grzybnią wrośniaka różnobarwnego *Trametes versicolor* (L.; Fr.) Pilat. Chodniki koncentrowały się po północnej stronie kłody, gdzie drewno było tak miękkie, że można było wyciskać z niego wodę ręką. Kolebki poczwarkowe znajdowały się na głębokości 3–5 cm, w drewnie nieco twardszym. Ślady żerowania stwierdził także w drewnie rozkładanym przez białą zgniliznę na nabiegu korzeniowym wiatrowału brzozy, w miejscu gdzie ziemia częściowo przykrywała korę. Niedawno Reiråskag (2006) znalazł w Norwegii liczne grube pnie świerka zasiedlone przez konarka tajgowego. Leżące od 5–10 lat kłody były w miejscach żerowania przerośnięte białymi sznurami grzybni, a samo drewno miało barwę żółtawą i porowatą strukturę.

W PB larwy konarka tajgowego znaleziono w leżącym, bardzo rozłożonym (drewno dawało się częściowo kruszyć w rękach) świerku o średnicy około 30 cm, częściowo pofragmentowanym, bez kory, mocno wilgotnym; larwy żerowały w miejscach objętych zgnilizną białą, choć większość kłody rozkładana była przez grzyby powodujące zgniliznę brunatną. Świerk ten zasiedlony był też przez larwy sprężyka *Ampedus suecicus* (Palm) – 1 ex. wyląkł się z pobranego materiału 7.02.2006 r. (det. D. Tarnawski).

Współcześni autorzy zwracają uwagę na fakt, że larwy tego gatunku żywią się rozkładającym się drewnem i zasiedlającymi je nadrzędnymi grzybami. Wydaje się, że nie jest to istotny gatunek rozkładających się drzew, ale typ zgnilizny (Reiråskag 2006). Według najnowszych doniesień literaturowych i na podstawie znaleziska z PB można przyjąć, że rozwój larw tego gatunku związany jest z drewnem przerośniętym grzybnią, powodującą tzw. białą zgniliznę. Gatunek ten prawdopodobnie najczęściej koegzystuje z grzybem *Trametes versicolor* na brzożach i *Diplomitoporus lindbladi* (Berk.) Gilbertson & Ryvarden na świerku (Lundberg 1993, Pettersson i in. 2007). Oba grzyby występują w Polsce, m.in. w PB (Wojewoda 2003).

Imagines także odżywiają się grzybnią różnych gatunków hub (Lundberg 1993, Kubisz 2004b). Dorosłe chrząszcze posiadają prawdopodobnie aktywność dzienną (Palm 1959, Lundberg 1993, Reiråskag 2006), ale prowadzą raczej skryty tryb życia, przebywając głównie na materiale łęgowym w szczelinach drewna, pod odstającą korą oraz na spodniej stronie owocników hub: hubiaka pospolitego *Fomes fomentarius* (L.; Fr.) Kick., czernia ogniowego *Phellinus igniarius* (L.) Quél. i porka brzożowego *Piptoporus betulinus* (Bull.; Fr.) Karst. (Zachariassen 1980, Lundberg 1984, 1993, Reiråskag 2006). Obserwacja z PB – lecący chrząszcz w godzinach południowych – potwierdza informacje o porze jego aktywności. Pojawiają się bowiem też informacje o wieczornym i nocnym trybie życia (Majzlan 2007). Kopulację obserwowano na leżących kłodach dębowych (Seidlitz 1898). Z nielicznych doniesień wynika, że zaniepokojone osobniki dorosłe spadają na ziemię, udając martwe (Borowski, Węgrzynowicz 2001, Kubisz 2004b).

Imagines w PB pojawiają się wiosną, od połowy maja i spotkać je można do połowy lipca.

### Wymagania ekologiczne

Zasiedla liściaste i mieszane lasy o charakterze naturalnym na nizinach północy i w

niższych położeniach górskich. Obligatoryjnie zależny od rozkładającego się drewna (saproksylobiont) i przerastających go grzybów (mycetofag). Relikt lasów pierwotnych, obfitujących w grubowymiarowe, leżące martwe drewno. Z obserwacji przeprowadzonych w Skandynawii wynika, że wyraźnie preferuje drewno (grube kłody) na pożarzyskach (Lundberg 1984, 1993, Ehnström 2006, Pettersson i in. 2007). Obecność w drzewostanie starych, pokrytych hubami obumarłych drzew, złomów lub leżących pni, z którymi jest związany jego cykl życiowy, jest podstawowym warunkiem jego występowania. W PB gatunek ten spotykany był najczęściej w borach mieszanych *Calamagrostio-Piceetum* (ryc. 4) i grądach



Ryc. 4. Naturalny bór mieszany w obszarze ochrony ścisłej Białowieżskiego Parku Narodowego – środowisko, w którym stwierdzono występowanie konarka tajgowego (fot. J.M. Gutowski, 11.05.2006)

Fig. 4. Natural mixed coniferous forest in the strict protection area of Białowieża National Park – the environment where the occurrence of *Phryganophilus ruficollis* has been ascertained (photo by J. M. Gutowski, 11 May 2006)

*Tilio-Carpinetum*. W miejscach występowania konarka tajgowego zauważa się stosunkowo dużą liczbę leżących kłód, nawet do 27 sztuk na 100 m transektu. Wyraźnie więcej jest takich kłód w obszarze ochrony ścisłej niż w rezerwacie i w lesie gospodarczym.

W PB, w dniach 1.07–6.10.2007, na stwierdzonych stanowiskach konarka tajgowego oraz w innych, potencjalnych miejscach jego

występowania przeanalizowano 137 leżących kłód (z 11 gatunków) pod kątem występowania jego stadiów przedimaginalnych. Wszystkie te poszukiwania nie przyniosły pozytywnego rezultatu. Podczas analiz entomologicznych zwracano szczególną uwagę na występowanie zgnilizny białej. Niestety, nie udało się znaleźć owocników grzyba *Diplomitoporus lindbladi*, z którym gatunek ten prawdopodobnie najczęściej koegzystuje (Pettersson i in. 2007).

## Monitoring

Trudno cokolwiek powiedzieć o dynamice gatunku w PB, gdyż dopiero niedawno został tutaj odkryty. Nie znaczy to, że wcześniej konarek tajgowy nie występował na omawianym terenie, ale świadczy o słabym dotychczas poznaniu rozmieszczenia większości saproksylicznych owadów o skrytym trybie życia. W PB gatunek ten występował prawdopodobnie szerzej w czasach, gdy dostęp do znacznych połąci lasu był utrudniony z powodu braku dróg, podmokłego terenu, niedoskonałości środków do zrywki i transportu drewna. W wieku XX, wskutek presji antropogenicznej na las, skurczyły się środowiska potrzebne do jego życia. Dobre warunki rozwoju znajduje on aktualnie jedynie w obszarze ochrony ścisłej BPN oraz w niektórych pozostałościach lasów naturalnych w gospodarczej części PB. Od czasu jego odkrycia w 2000 r., prawie co roku znajdowano kolejne okazy, a w latach 2006–2008 odłowiono bądź zaobserwowano aż 10 osobników. Świadczy to o dobrym stanie populacji. BPN, z ogromną ilością martwego drewna (np. w grądach średnio 130 m<sup>3</sup>/ha), jest główną ostoją tego gatunku w PB i w Polsce.

Zakład Lasów Naturalnych Instytutu Badawczego Leśnictwa od 1988 r. prowadzi monitoring wybranych grup bezkręgowców na terenie PB. Na stałych powierzchniach badawczych odławiane są m.in. chrząszcze do pułapek barierowych, które, jak się okazało, mogą być przydatne do monitorowania *P. ruficollis* (pierwszy okaz odłowiono w 2003 r.). Próby monitoringu, ukierunkowane specjalnie na konarkę tajgową rozpoczęły się w

2007 r. Monitoring tego gatunku jest bardzo utrudniony z powodu jego rzadkości, skrytego trybu życia oraz słabej znajomości biologii i ekologii; wymaga dalszych badań i doskonalenia. Na podstawie dotychczasowych prac można stwierdzić, że do monitoringu nie nadaje się badanie leżących kłód w celu poszukiwania stadiów przedimaginalnych; metoda ta okazała się nieefektywna, nawet w miejscach, gdzie z całą pewnością gatunek ten występuje. Ponadto, analizy takie niszczą w znacznym stopniu środowisko życia konarka tajgowego. Aktualna koncepcja metodyki monitoringu tego gatunku zasadza się bardziej na ocenie jakości środowiska występowania (metody niszczące) niż na poszukiwaniu stadiów przedimaginalnych, bądź postaci dorosłych (metody częściowo niszczące). Z uwagi na rzadkość tego gatunku i bardzo niską liczebność na znanych stanowiskach, należy ograniczać do minimum odławianie okazów.

Proponowane wskaźniki stanu środowiska obejmują: strukturę i skład gatunkowy drzewostanu na stanowisku oraz w jego pobliżu, wiek drzew, ilość martwego drewna, paletę gatunków i jakość martwego drewna, obecność śladów pożaru w okresie do 25 lat wstecz oraz obecność owocników grzybów powodujących białą zgniliznę drewna. Wskaźnikiem stanu populacji jest obecność imagines. Szczegóły dotyczące proponowanego monitoringu konarka tajgowego można będzie znaleźć w opracowaniu Gutowskiego (w przygotowaniu).

## Zagrożenia i postulaty ochronne

Głównym zagrożeniem dla konarka tajgowego jest zanik dogodnych dla jego rozwoju środowisk, wynikający z gospodarczego użytkowania lasów, co sprawia, że brakuje tam odpowiedniego materiału lęgowego (usuwanie martwych drzew, zabiegi pielęgnacyjne). Doprowadziło to na większości obszarów Europy i Polski do izolacji stanowisk tego gatunku, przez co są one łatwo narażone na zniszczenie. Ponowne, spontaniczne zasiedlenie danego terenu jest w takich warunkach również mało prawdopodobne. Ehnström (2006)

zwraca jeszcze uwagę na zagrożenia dla tego gatunku w Szwecji, wynikające ze zbyt małej frekwencji leśnych pożarów, które sprzyjają jego występowaniu. Uważa też, że ciężki sprzęt rozjeżdżający pozostawione na wyrębach rozkładające się kłody ogranicza potencjalną bazę rozwojową konarka tajgowego.

Na terenie PB – jedynym aktualnie miejscu występowania *P. ruficollis* w Polsce – do ochrony tego gatunku przyczynia się najbardziej istnienie obszaru ochrony ścisłej BPN. W pozostałej części puszczy, podobnie jak i w innych kompleksach leśnych, postępuje ubożenie potencjalnej bazy rozwojowej, zwłaszcza w lasach gospodarczych PB. Również w rezerwach przyrody, rozsianych po całym obszarze gospodarczej części puszczy, prowadzi się cięcia sanitarne, które dotyczą głównie świerka. Stąd też znaczna część potencjalnej bazy pokarmowej konarka tajgowego jest z lasu usuwana.

Zagrożeniem dla stabilności populacji konarka tajgowego w dłuższej perspektywie czasowej jest:

- izolacja populacji białowieskiej od innych, zlokalizowanych w odległości kilkuset kilometrów,
- usuwanie z lasu prawie wszystkich wiatrolomów i wiatrowałów poza terenem BPN, który zajmuje zaledwie ok. 17% powierzchni PB.

Ochrona relikwów puszczańskich, do jakich należy konarek tajgowy, polegać musi przede wszystkim na ścisłej ochronie ich biotopów. Gatunek ten jest na tyle przyrodniczo cenny i unikalny, że w miejscu, w którym zaobserwowano jego występowanie powinno się utworzyć odpowiedni obszarowo ścisły rezerwat faunistyczny, w którym znalazłby on dogodne warunki rozwoju i możliwość rozprzestrzeniania się populacji. W miejscach potencjalnego występowania gatunku, a zwłaszcza w BPN, we wszystkich rezerwach przyrody chroniących naturalne procesy oraz w pozostałych jeszcze w lasach gospodarczych resztkach lasów zbliżonych do naturalnych PB (drzewostany powyżej 100 lat) należy zaniechać całkowicie usuwania martwego drewna. W pozostałych lasach gospodarczych powyżej IV klasy wieku należałoby zwiększyć masę pozostawianego gru-

bowymiarowego martwego drewna (głównie leżących kłód świerka i brzozy) do 5% miąższości drzewostanu na tym siedlisku, nie mniej niż 5 grubych (o średnicy powyżej 20 cm) rozkładających się całych kłód na 1 ha lasu. Działania ochronne podjęte dla zachowania siedlisk *P. ruficollis* będą miały również bardzo korzystny wpływ na populacje wszystkich współwystępujących z nim gatunków saproksylicznych (zarówno bezkręgowców, jak i grzybów).

Ze względu na swoją wyjątkową rzadkość występowania (również w skali Europy) konarek może stanowić obiekt handlu kolekcjonerskiego. Niedawne wpisanie go na listę zwierząt chronionych (2001 r.) może, przynajmniej z założenia, temu przeszkodzić, a dodatkową ochronę stanowi jego skryty tryb życia. Działaniem wspomagającym powinno też być rozpropagowanie informacji o tym gatunku wśród służb leśnych i ochrony przyrody, aby uwrażliwić na ochronę tego chrząszcza oraz jego siedlisk osoby odpowiedzialne za dany teren. Z drugiej strony precyzyjne stanowiska gatunku powinny być dla opinii publicznej utajnione.

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

#### Podziękowania

Dziękujemy dr. Danielowi Kubiszowi, Mateuszowi Dworakowskiemu, Krzysztofowi Sztobie i Adamowi Woźniakowi za udostępnienie informacji o stanowiskach konarka tajgowego, prof. Dariuszowi Tarnawskiemu za oznaczenie sprężyka towarzyszącego w żerowiskach konarkowi tajgowemu, a Danielowi Hasselbrattowi i Ewie Zin za przetłumaczenie norweskiej i szwedzkiej literatury.



## PIŚMIENICTWO

- Anonim 2007. [www.nature.cz/natura2000-design3/web\\_druhy.php?cast=1](http://www.nature.cz/natura2000-design3/web_druhy.php?cast=1) (15.10.2007).
- Barševskis A. 2001. New and rare species of beetles (Insecta: Coleoptera) in the Baltic states and Belarus. *Baltic J. Coleopterol.* 1, 1–2: 3–18.
- Berlov O. [www.zin.ru/Animalia/coleoptera/eng/phr\\_ruf.htm](http://www.zin.ru/Animalia/coleoptera/eng/phr_ruf.htm) (25.10.2007).
- Borowski J. 2001. Próba waloryzacji lasów Puszczy Białowieskiej na podstawie chrząszczy (Coleoptera) związanych z nadrzewnymi grzybami. W: Szujewski A. (red.). Próba szacunkowej waloryzacji lasów Puszczy Białowieskiej metodą zoindykacyjną. Wyd. SGGW, Warszawa: 287–317.
- Borowski J., Węgrzynowicz P. 2001. *Phryganophilus ruficollis* (FABRICIUS, 1798) (Coleoptera, Melandryidae). *Notatki entom.* 2, 1: 3–4.
- Burakowski B., Mroczkowski M., Stefańska J. 1987. Chrząszcze Coleoptera, Cucujoidea, część 3. Katalog fauny Polski, XXIII, 14, 309 pp.+1 mapa.
- Byk A. 2001. Próba waloryzacji drzewostanów starszych klas wieku Puszczy Białowieskiej na podstawie struktury zgrupowań chrząszczy (Coleoptera) związanych z rozkładającym się drewnem pni martwych drzew stojących i leżących. W: Szujewski A. (red.). Próba szacunkowej waloryzacji lasów Puszczy Białowieskiej metodą zoindykacyjną – Wyd. SGGW, Warszawa: 333–367.
- Ehnström B. 2006. *Phryganophilus ruficollis*, rödhalsad brunbagge. Artfaktblad, ArtData-banken, SLU, Uppsala.
- Franc V. 2006. Ochrana fauny, informačné toky a ďalšie otázky. *Enviromagazin* 6: 20–21.
- Gutowski J.M. (w przygotowaniu). Konarek tajgowy *Phryganophilus ruficollis* (Fabricius, 1798) (kod: \*4021). W: Podręcznik monitoringu gatunków zwierząt z załączników Dyrektywy Siedliskowej. Ministerstwo Środowiska.
- Kubisz D. 2004a. *Phryganophilus ruficollis* (Fabricius, 1798). Konarek tajgowy. W: Głowaciński Z., Nowacki J. (red.). Polska Czerwona Księga Zwierząt. Bezkręgowce. Inst. Ochr. Przyr. PAN, Kraków-Poznań: 131–132.
- Kubisz D. 2004b. *Phryganophilus ruficollis* (Fabricius, 1798). Konarek tajgowy. W: Adamski P., Bartel R., Bereszyński A., Kepel A., Witkowski Z. (red.). Gatunki zwierząt (z wyjątkiem ptaków). Poradniki ochrony siedlisk i gatunków Natura 2000 – podręcznik metodyczny. Min. Środowiska, Warszawa. Tom 6: 118–120.
- Lundberg S. 1984. *Phryganophilus ruficollis* Fabricius. Något om biologin i norra Skandinavien (Col., Melandryidae). *Fauna norv.* B, 31: 63–64.
- Lundberg S. 1993. Brunbaggen *Phryganophilus ruficollis* (Fabricius) (Coleoptera, Melandryidae) i norra Fennoskandien – Biotopval och utvecklingsbiologi. *Ent. Tidskr.* 114, 1–2: 13–18.
- Majzlan O.: [www.sopsr.sk/natura/doc/priaznivy\\_stav/122.doc](http://www.sopsr.sk/natura/doc/priaznivy_stav/122.doc) (25.10.2007).
- Nikitskij N.B. 1988. Vidy roda *Phryganophilus* (Coleoptera, Melandryidae) Palearktiki. *Zool. zhurnal* 67, 9: 1426–1430.
- Nikitskij N.B., Osipov I.N., Chemeris M.V., Semjonov V.B., Gusakov A.A. 1996. Zhestkokrylye-ksilobionty, micetobionty i plastnchatoyse Prioksko-Terrasnogo biosfernogo zapovednika (s obzorom fauny ehtikh grupp Moskovskoj oblasti). *Sb. tr. Zool. muz. MGU* 36: 1–197.
- Nikitskij N.B. 2002. Lichinki zhukov-teneljubov (Coleoptera, Melandryidae) Rossii, s zamehanijami po taksonomii. *Bjul. Mosk. O-va Ispytatelej Prirrody.*, Otd. Biol. 107, 3: 8–30.
- Palm T. 1950. Våra *Dircaea*-arter med särskild hänsyn till *D. australis* Fairm. (Col. Serropalpidae). *Opusc. Ent.* 15: 11–16.
- Palm T. 1959. Die Holz- und Rinden-Käfer der Süd- und Mittelschwedischen Laubbäume. *Opusc. Ent. Suppl.* 16: 1–374.
- Pettersson R.B., Stenbacka F., Hjältén J., Hilszczański J. 2007. Återfynd av rödhalsad brunbagge (*Phryganophilus ruficollis* Fabr.) och Huggerts plattbrackstekel (*Chartobracon huggerti* C. Van Achterberg). *Ent. Tidskr.* 128: 101–105.
- Reiråskag C. 2006. Spennende billefunn i Sør-Trøndelag. *Insekt-Nytt* 31, 3: 23–26.
- Reitter E. 1911. *Fauna Germanica. Die Käfer des Deutschen Reiches.* III Band, K. G. Lutz' Verlag, Stuttgart.
- Richoux P. [www.valdedrome.com/docs/faune\\_flore/8\\_doc.pdf](http://www.valdedrome.com/docs/faune_flore/8_doc.pdf) (26.10.2007).
- Seidlitz G. 1898. Melandryidae. W: *Erichson's Naturgeschichte der Insekten Deutschlands.* Band V, Teil 2, Lief. 2: 365–680.

- Wojewoda W. 2003. Checklist of Polish larger Basidiomycetes. W. Szafer Institute of Botany, PAS, Kraków.
- Zachariassen K. E. 1980. *Phryganophilus ruficollis* Fabricius (Col., Melandryidae) ny art for Norge. Fauna norv. B, 27: 76.

## SUMMARY

### Gutowski J.M., Sućko K. *Phryganophilus ruficollis* (Fabricius, 1798) (Coleoptera: Melandryidae) in Poland

Chrońmy Przyr. Ojcz. 65 (2): 123–132, 2009.

Based on own data and literature the state of knowledge on *Phryganophilus ruficollis* is reviewed, with special reference to its distribution in Poland, biology, ecology, monitoring and problems of protection. This is a high-priority (code: \*4021) indicator-species for the Natura 2000 areas, protected in Poland since 2001. Considered to represent a relic of primaeval forests, despite wide (from Japan through Siberia to southern Europe) distribution in Palaearctis, it is everywhere a great faunistic rarity, in many countries totally extinct.

Historical localities from Croatia (Sljeme, 1900), Ukraine (*ad* Koziatyn, 1913) and Poland (Ustroń, 1939) are given according to specimens from museum collections; recent informations on the occurrence in the Białowieża Primeval Forest – the only area in Poland where the species currently lives – are presented in detail. Since 2000, when the first two specimens were discovered (Borowski 2001, Borowski, Węgrzynowicz 2001, Byk 2001), altogether 18 imagines and 3 larvae have been found there.

Larvae (Fig. 2) and imagines (Fig. 1) are described or presented on photographs; measurements of the length of body, elytra and pronotum, as well as width of body (n=9) is given; the occurrence of sexual dimorphism is noticed. Body length (Tab. 1) varies between 10.9 and 17.4 mm. (13.8 mm. on the average, with female somewhat smaller than males: 13.3 vs. 14.0 mm., respectively).

In the Białowieża Primeval Forest the species inhabits moderately moist mixed coniferous forests (*Calamagrostio-Piceetum* – Fig. 4) and mixed lime-hornbeam forest (*Tilio-Carpinetum*), preferring natural habitats with large quantity of dead wood: in the localities inhabited by *Phryganophilus ruficollis* up to 27 fallen trunks has been found along 100 m. transect. We observed the development of larvae in a strongly decomposed (white rot), damp, *ca.* 30 cm. thick log of *Picea abies*. Imagines, whose presence was ascertained from 24 V to 14 VII, showed diurnal activity.

Preliminary proposals for monitoring of the species are outlined and difficulties (issuing from its rarity, elusive way of life and deficient knowledge of biology and ecology) signalized. Examination of fallen logs for preimaginal instars has proven ineffective (even in places where the species does with certainty occur) and so not appropriate for monitoring – the more so that such analyses destroy its habitat. The authors suggest to focus on the evaluation of the quality of the biotope (non-destructive methods) rather than on search for preimaginal or imaginal stages (methods partly destructive): in face of the rarity and low abundance of the species, collecting of specimens should be kept at the minimum. The proposed indices of the state of environment include: structure and species-composition of the tree stand in and near the locality, age of trees, abundance of dead wood, its quality and spectrum of species, occurrence of traces of fire back to 25 years, presence of frutifications of the fungi generating the white rotting of wood. The index of the population-state is the presence of imagines, which could be detected using barrier-traps or by direct visual search.

Threats to stability of the population of this species are discussed on the example of Białowieża Primeval Forest, proposed is also a list of protective postulates. It is pointed out that the protection of *P. ruficollis* must consist of the protection of its habitat (the necessity to retain coarse dead wood), whereas in the localities of known occurrence faunistic reservations should be set up.

## Interesujące gatunki roślin naczyniowych rezerwatu „Biała Góra” i jego okolic na Wyżynie Miechowskiej

Interesting vascular plant species of the nature reserve “Biała Góra” and its adjacent locations in the Miechowska Upland (south-central Poland)

BOGUSŁAW BINKIEWICZ

*Tczyca 183, 32-250 Charsznica*

*doktorant w Zakładzie Taksonomii Roślin i Fitogeografii, Instytut Botaniki, Uniwersytet Jagielloński  
31-501 Kraków, ul. Kopernika 27  
e-mail: bbinkiewicz@poczta.fm*

**Słowa kluczowe:** rośliny naczyniowe, florystyka, rezerwat „Biała Góra”, Wyżyna Miechowska.

W pracy przedstawiono wyniki badań florystycznych prowadzonych w latach 2004–2008 na Wyżynie Miechowskiej w rezerwacie „Biała Góra” i w jego najbliższym otoczeniu. Odnotowano 383 gatunki roślin naczyniowych, spośród nich 44 gatunki podlegają prawnej ochronie, a 11 gatunków jest wpisanych na „Czerwoną listę roślin i grzybów Polski”. Do najbardziej interesujących należą: kosaciec bezlistny, storczyk purpurowy i obuwik pospolity. Zarejestrowano również nowe stanowiska: czosnku kulistego, wyblina jednolistnego i gółki długoostrogowej.

### Wstęp

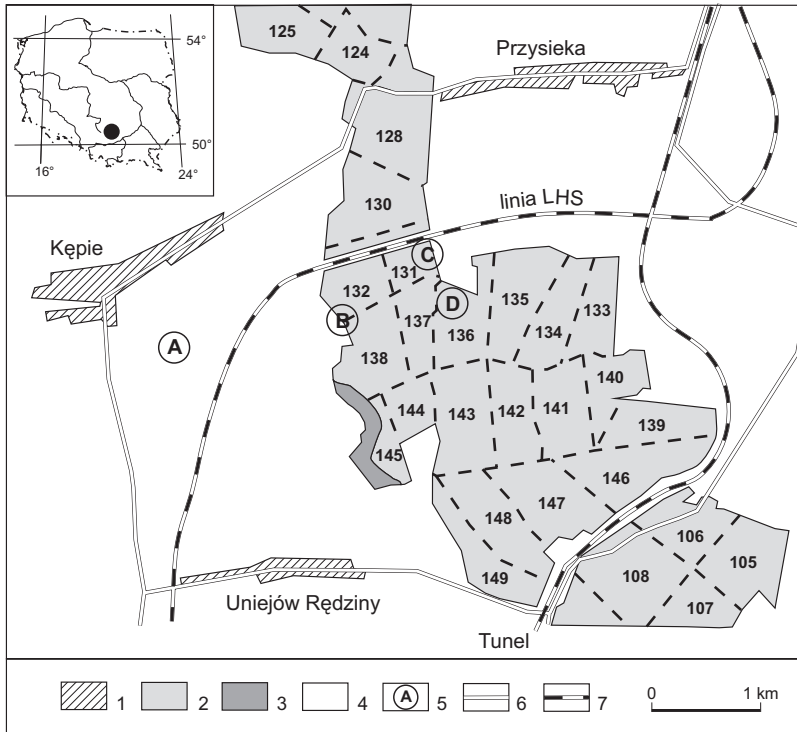
Wyżyna Miechowska już od dłuższego czasu stanowi przedmiot zainteresowania botaników, dzięki stosunkowo licznemu występowaniu płatów roślinności stepowej. Najcenniejsze chronione są przez rezerwaty: „Biała Góra”, „Dąbie”, „Opalonki”, „Sterczów-Ścianka”, „Wały” oraz „Złota Góra”. Pomimo, iż obszar Białej Góry koło Tunelu był już wielokrotnie penetrowany od początku XX wieku (m.in. Kozłowska 1923, Stachurski, Stachurska 1979, Stachurski 1996, Loster, Gawroński 2005) to przylegającym terenom nie poświęcano większej uwagi.

Celem niniejszego opracowania jest przedstawienie aktualnego występowania rzadkich

i zagrożonych roślin naczyniowych na obszarze rezerwatu „Biała Góra” i w jego otoczeniu.

### Charakterystyka terenu badań

Rezerwat „Biała Góra” o powierzchni 10,46 ha utworzony został 30.04.1955. Jest to rezerwat florystyczny chroniący ciepłolubne murawy o stepowym charakterze oraz lasy liściaste o charakterze grądów lub buczyn a także pas ciepłolubnych zarośli stanowiący strefę przejściową między lasem a murawami. Badaniami objęto obszar o powierzchni około 5 km<sup>2</sup>, w skład którego prócz rezerwatu wchodziły również sąsiadujące oddziały leśne: 131, 132, 136, 137, 143, 144, 148 i 149 (ryc. 1).



**Ryc. 1. Lokalizacja terenu badań: rezerwat „Biała Góra” i sąsiadujące oddziały leśne. 1 – tereny zabudowane, 2 – lasy i oddziały leśne, 3 – rezerwat „Biała Góra”, 4 – pola uprawne, 5 – tereny niechronione, interesujące pod względem botanicznym (A – ugór ze stanowiskiem *Allium rotundum*, B i C – murawy kserotermiczne, D – płat buczyny storczykowej z podzwiązku *Cephalanthero-Fagenion*), 6 – drogi, 7 – linie kolejowe**

*Fig. 1. Location of the research area: „Biała Góra” reserve and its adjacent locations. 1 – buildings, 2 – forests, 3 – „Biała Góra” reserve, 4 – fields, 5 – interesting, unprotected areas (A – a new locality of *Allium rotundum*, B and C – xerothermic grassland, D – orchid beech wood of the *Cephalanthero-Fagenion* suballiance), 6 – roads, 7 – railways*

Obszar badań położony jest w północno-zachodniej części Wyżyny Miechowskiej na terenie kompleksu Las Tunelski, pomiędzy miejscowościami Kępie, Pogwizdów, Uniejów-Rzędziny oraz Tunel (gminy Kozłów oraz Charsznica, województwo małopolskie). Cały teren należy do Nadleśnictwa Miechów.

Szafer (1977) w podziale geobotanicznym umiejscawia teren badań w Okręgu Miechowsko-Pińczowskim należącym do Krainy Miechowsko-Sandomierskiej. Według podziału fizyczno-geograficznego Kondrackiego (2002) obszar położony jest na

Wyżynie Małopolskiej w mezoregionie Wyżyny Miechowskiej. W podziale Polski na siatkę pól badawczych ATPOL (Zając 1978) teren znajduje się w kwadracie DF29.

Powierzchnia obszaru badań jest falista, opada lekko w kierunku południowym i zachodnim. Najwyższym punktem jest szczyt Białej Góry – 415 m n.p.m. Na badanym terenie brak cieków i zbiorników wodnych. Gleby to głównie rędziny, na obszarze rezerwatu „Biała Góra” reprezentowane przez cztery podtypy: rędzina inicjalna, właściwa, brunatna i czarnoziemna.



## Cel i metody badań

Badania florystyczne prowadzone były w sezonach 2004–2008 i ich głównym celem było poznanie flory rezerwatu „Biała Góra” i jego otoczenia. W trakcie prac odnotowywano wszystkie gatunki roślin naczyniowych, a w przypadku szczególnie cennych gatunków liczono poszczególne okazy lub kępy na danym stanowisku. Dane te porównano z danymi historycznymi pochodzącymi z operatów urzędniowych i planów zagospodarowania rezerwatu (z lat 1983–1992 oraz 1996–2015) oraz innych publikacji (Kozłowska 1923, Medwecka-Kornaś 1953, Medwecka-Kornaś, Kornaś 1953, Stachurski, Stachurska 1979, Stachurski 1996, Loster, Gawroński 2005). Następnie dokonano analizy flory pod kątem gatunków rzadkich, zagrożonych i podlegających ochronie prawnej. Korzystano przy tym z rozporządzenia o ochronie gatunkowej roślin (Rozporządzenie 2004) oraz „Czerwonej listy roślin i grzybów Polski” (Zarzycki, Szeląg 2006). Nazewnictwo roślin przyjęto za Mirkiem i in. (2002). Okazy zebrane w trakcie prac terenowych zostały zdeponowane w zielniku Instytutu Botaniki Uniwersytetu Jagiellońskiego (KRA).

## Szata roślinna badanego terenu

Część leśną badanego terenu pokrywają zbiorowiska należące do klasy *Quercus-Fagetea*: grądy *Tilio-Carpinetum* (szczególnie dobrze zachowane w oddziale 145 na terenie rezerwatu „Biała Góra” oraz w oddziale 132 i 138), buczyny ze związku *Fagion sylvaticae* (oddziały: 131, 132, 137, 138, 148 i 149) oraz buczyna z podzwiązku *Cephalanthero-Fagenion* (oddział 136). Wzdłuż południowego i zachodniego brzegu lasu wykształcił się zespół kwiecistej murawy *Inuletum ensifoliae*. Najlepiej wykształcone płaty na obrzeżach oddziałów 138 i 145 chroni rezerwat „Biała Góra”. Murawy o nieco zubożonym składzie gatunkowym ciągną się w postaci wąskiego pasa o szerokości 2–5 m również wzdłuż oddziałów 132, 138, 149, a także na zboczach wykopu w którym

biegnie linia kolejowa LHS. W strefie przejściowej pomiędzy murawami kserotermicznymi a lasem rozwinął się pas ciepłolubnych zbiorowisk z klas: *Trifolio-Geranieta sanguinei* oraz *Rhamno-Prunetea* (szczególnie dobrze zachowany przy zachodnich obrzeżach oddziałów 132 i 149 oraz w rezerwacie „Biała Góra”).

Od zachodu i południa do badanego terenu przylegają pola uprawne na łąkach reprezentujące związek *Caucalidion lappulae*. Niektóre z nich, szczególnie w okolicy Uniejowa Rędzin są ugorowane, najstarsze już od 12 lat (inf. ustna od mieszkańców Uniejowa Rędzin).

## Wyniki

W trakcie prac terenowych odnotowano na badanym obszarze łącznie 383 gatunki roślin naczyniowych. Spośród nich 35 gatunków podlega ochronie ścisłej, a 9 – ochronie częściowej. 11 z odnalezionych gatunków jest wpisanych na „Czerwoną listę roślin i grzybów Polski”. Poniżej przedstawiono informacje o występowaniu i liczebności gatunków chronionych oraz wpisanych na „Czerwoną listę roślin i grzybów Polski”. W nawiasach przy nazwie gatunkowej podano status zagrożenia danego gatunku w Polsce (Zarzycki, Szeląg 2006).

## Ochrona ścisła

**Tojad mołdawski** *Aconitum moldavicum* – odnotowany na czterech stanowiskach. Najliczniejsza populacja, licząca kilkaset okazów, występuje na zboczach wąwozu w oddziale 136, nieco mniejszą, ale również bardzo liczną stwierdzono w oddziale 138; ponadto niewielkie skupienia po kilka-kilkanaście okazów spotyka się w oddziałach 137 i 149.

**Zawilec wielkokwiatowy** *Anemone sylvestris* – liczne populacje, liczące po kilkadziesiąt okazów występują w rezerwacie „Biała Góra” oraz w oddziale 132 i 138. Poza tym spotykany na ugorach koło Uniejowa Rędzin.

**Orlik pospolity** *Aquilegia vulgaris* – zaledwie 2 okazy odnaleziono w oddziale 136.

**Aster gawędka** *Aster amellus* – w rezerwacie „Biała Góra” corocznie odnotowywano

kilkaset kwitnących okazów, pojedyncze okazy lub niewielkie kępki stwierdzono także na nasyple linii LHS koło oddziału 132.

**Podejrzon księżycowy** *Botrychium lunaria* (V) – występuje pojedynczo lub w luźnych skupieniach w pasie muraw ciągnących się przy torowisku linii LHS. Łącznie w 2006 roku odnotowano około 30 okazów. Stanowisko tego gatunku jest jednak silnie zagrożone przez planowaną rozbudowę linii kolejowej.

**Dzwonek syberyjski** *Campanula sibirica* – w rezerwacie „Biała Góra” populacja liczy ponad 100 okazów, pojedyncze odnaleziono też na murawach przy linii LHS. Ponadto duże skupienie, liczące ponad 100 kwitnących osobników odnaleziono w 2006 roku na ugorach koło Uniejowa Rzędzin.

**Dziewięciśl bezłodygowy** *Carlina acaulis* – około 30–50 okazów stwierdzono w rezerwacie „Biała Góra”.

**Centuria pospolita** *Centaureum erythraea* – pojedyncze okazy spotkano na murawach przy linii LHS.

**Buławnik wielkokwiatowy** *Cephalanthera alba* (V) – duże populacje, liczące od kilkudziesięciu do ponad 100 okazów w rezerwacie „Biała Góra” oraz w buczynach w oddziałach 132, 136 i 138.

**Buławnik mieczolistny** *Cephalanthera longifolia* (V) – w latach 2006–2008 w oddziale 144 obserwowano jedynie 2–4 kwitnące okazy.

**Buławnik czerwony** *Cephalanthera rubra* (E) – niewielka populacja licząca około 15 okazów występuje w oddziale 136.

**Pluskwica europejska** *Cimicifuga europaea* – ponad 50 okazów odnotowano w oddziałach 138 i 145 tuż przy granicy rezerwatu „Biała Góra”.

**Ostrożeń pannoński** *Cirsium pannonicum* – stwierdzono 2 stanowiska, oba w rezerwacie „Biała Góra”. Łącznie populacje liczą około 100 okazów kwitnących.

**Obuwik pospolity** *Cypripedium calceolus* (V) – występuje w rozproszeniu na całym badanym obszarze, spotykany także w rezerwacie „Biała Góra”. Większe skupienia, liczące po kilkadziesiąt okazów odnaleziono w oddziałach

132, 136 i 138. W ciągu okresu badawczego odnotowano łącznie około 180 okazów.

**Wawrzynek wilczelyko** *Daphne mezereum* – pojedyncze okazy lub niewielkie skupienia odnotowano we wszystkich skontrolowanych oddziałach leśnych oraz w rezerwacie „Biała Góra”, zarówno w części leśnej jak i murawowej.

**Naparstnica zwyczajna** *Digitalis grandiflora* – pojedyncze okazy odnaleziono na skarpie przy linii LHS.

**Kruszczyk rdzawoczerwony** *Epipactis atrorubens* – pojedyncze okazy odnaleziono na skarpie przy linii LHS.

**Kruszczyk szerokolistny** *Epipactis helleborine* – pojedyncze pędy oraz nieduże skupienia liczące kilka-kilkanaście okazów stwierdzono zarówno w rezerwacie, jak i sąsiadujących oddziałach leśnych. Ponad 20 okazów zauważono też na skarpie wzdłuż linii kolejowej LHS.

**Śnieżyczka przebiśnieg** *Galanthus nivalis* – gatunek został posadzony na terenie rezerwatu „Biała Góra” przez mieszkańca wsi Uniejów (inf. ustna od mieszkańców Uniejowa Rzędzin).

**Goryczka krzyżowa** *Gentiana cruciata* – niewielka populacja licząca około 15 okazów występuje tylko w rezerwacie „Biała Góra”.

**Goryczuszka orzęsiona** *Gentianella ciliata* – spotykana tylko w rezerwacie „Biała Góra” w liczbie około 30 kwitnących osobników.

**Gółka długoostrogowa** *Gymnadenia conopsea* – pojedynczy kwitnący okaz zauważono w rezerwacie „Biała Góra” w 2006 roku.

**Przylaszczka pospolita** *Hepatica nobilis* – rozpowszechniona w rezerwacie i jego otoczeniu, lokalnie tworzy duże łany.

**Kosaciec bezlistny** *Iris aphylla* (V) – występuje tylko w rezerwacie „Biała Góra”, w latach 2006–2008 roku populacja liczyła około 110–130 pędów płonnych i około 10 kwitnących (ryc. 2). Wskazuje to na pewien wzrost liczebności tego gatunku względem 2001 roku, kiedy odnotowano 83 niekwitające pędy (Kaźmierczakowa, Kucharczyk 2001). Przyczyną wzrostu liczebności i rozpoczęcia kwitnienia było prawdopodobnie wycięcie krzewów i gałęzi w otoczeniu stanowiska.

**Lilia złotogłów** *Lilium martagon* – stwierdzono występowanie tego gatunku w oddzia-



**Ryc. 2.** Kwitnący kosaciec bezlistny *Iris aphylla* w rezerwacie „Biała Góra” (fot. B. Binkiewicz; maj 2007)

*Fig. 2.* Flowering *Iris aphylla* individual in the “Biała Góra” nature reserve (photo by B. Binkiewicz; May 2007)

łach 136, 138 i 145 oraz w rezerwacie „Biała Góra”. Liczebność populacji wynosi ponad 100 okazów.

**Len złocisty** *Linum flavum* – kilkaset kwitnących okazów stwierdzono w rezerwacie „Biała Góra”, poza terenem rezerwatu nie obserwowany (ryc. 3).

**Listera jajowata** *Listera ovata* – odnotowano tylko 1 okaz na terenie rezerwatu.

**Wyblin jednolistny** *Malaxis monophyllos* (V) – spotykany na nasypie linii LHS koło oddziału 131. W okresie badań odnotowano co najmniej 35 kwitnących okazów oraz około 15 wegetatywnych.

**Miodownik melisowaty** *Melittis melisso-phyllum* – po kilkanaście-kilkadziesiąt okazów odnotowano w oddziałach: 132, 136, 138 i 149.

**Gnieźnik leśny** *Neottia nidus-avis* – występuje w rozproszeniu w lasach otaczających re-



**Ryc. 3.** Kwitnący len złocisty *Linum flavum* w rezerwacie „Biała Góra” (fot. B. Binkiewicz; lipiec 2005)

*Fig. 3.* Flowering *Linum flavum* individual in the “Biała Góra” nature reserve (photo by B. Binkiewicz; July 2007)

zerwat, liczniejsze populacje liczące ponad 20 okazów zasiedlają oddziały 136, 137 i 144.

**Storczyk kukawka** *Orchis militaris* (V) – często spotykany w rezerwacie „Biała Góra” gdzie w niektóre lata kwitnie do kilkuset okazów, poza tym odnotowany na nasypie linii LHS koło oddziału 132 (około 60 okazów) oraz na ugorach koło Uniejowa (około 30 okazów).

**Storczyk purpurowy** *Orchis purpurea* (V) – spotyka się go zarówno w rezerwacie, jak i sąsiadujących z nim zaroślach i murawach. Łączna liczebność populacji wynosi około 180–200 okazów, z których corocznie kwitnie mniej niż 10% (ryc. 3), prawdopodobnie dlatego, iż osobniki spoza obszaru rezerwatu rosną w znacznym zacieleniu w zwartych zaroślach utworzonych przez leszczynę *Coryllus avellana*, derenia świdwę *Cornus sanguinea* i podrost buka *Fagus sylvatica*. Liczebność populacji tego gatunku jest obecnie wyższa niż podawana dla 1986 r. (około 100 na zrębach koło Tunelu i kilkanaście w rezerwacie; Zarzycki 2001). Niestety, w maju 2008 roku nieznanymi sprawcami wykopali z populacji niemal wszystkie okazy kwitnące, łącznie 12 osobników.

**Śniedek baldaszkowaty** *Ornithogalum umbellatum* – około 20 kęp odnaleziono na ugorach w pobliżu rezerwatu „Biała Góra”.

**Zaraza czerwonawa** *Orobanche lutea* – spotykana we wschodniej części rezerwatu „Biała Góra” oraz na przyległych polach i ugorach, a także w pasie muraw i zarośli w oddziale 132.

**Podkolan biały** *Platanthera bifolia* – występuje rzadko i w rozproszeniu na obszarze całego terenu badań, nieco liczniej spotykany w oddziale 136 oraz wzdłuż linii kolejowej LHS.

### Ochrona częściowa

**Wilżyna ciernista** *Ononis spinosa* – kilka okazów stwierdzono w rezerwacie „Biała Góra”.

Inne gatunki objęte ochroną częściową występujące powszechnie w rezerwacie bądź jego najbliższym otoczeniu: kopytnik pospolity *Asarum europaeum*, konwalia majowa *Convallaria majalis*, kruszyna pospolita *Frangula alnus*, przytulia wonna *Galium odoratum*, bluszcz pospolity *Hedera helix*, pierwiosnek lekarski *Primula veris*, kalina koralowa *Viburnum opulus*, barwinek pospolity *Vinca minor*.

### Interesujące gatunki nie podlegające ochronie

**Czosnek kulisty** *Allium rotundum* (E) – odnotowany tylko na 1 stanowisku. Na ugorze położonym około 2 km na zachód od rezerwatu „Biała Góra” (stanowisko A na ryc. 1) odnaleziono w 2005 roku populację liczącą około 70 okazów. W kolejnych latach obserwowano tam około 30–40 osobników (ryc. 4. i 5. ).

### Podsumowanie

W rezerwacie „Biała Góra” oraz w jego bezpośrednim otoczeniu zachowały się nadal znaczne płaty muraw kserotermicznych z dominacją zespołu *Inuletum ensifoliae*, a także żyzne grądy *Tilio-Carpinetum* oraz buczyny z podzwiazku *Cephalanthero-Fagenion*. Fitocenozy te są dobrze wykształcone i wykazują duże bogactwo florystyczne, obfitując w gatunki rzadkie i chronione. Murawy kserotermiczne na terenie rezerwatu zajmują powierzchnię ok. 4,15 ha i dzięki podejmowanym co kilka lat zabiegom



**Ryc. 4.** Kwitnący storczyk purpurowy *Orchis purpurea* w rezerwacie „Biała Góra” (fot. B. Binkiewicz; maj 2007)

*Fig. 4. Flowering Orchis purpurea individual in the “Biała Góra” nature reserve (photo by B. Binkiewicz; May 2007)*

wycinania krzewów i siewek drzew są zachowane w dobrym stanie. Natomiast płaty muraw zlokalizowane poza obszarem rezerwatu silnie zarastają krzewami, głównie dereniem świdwą, co w konsekwencji może doprowadzić do ustąpienia cennych gatunków kserotermicznych.

W trakcie prac terenowych odkryto kilka nowych stanowisk gatunków rzadkich i zagrożonych. Do najcenniejszych należą gatunki wpisane na „czerwoną listę” (Zarzycki, Szela 2006) z kategorią E (wymierające – krytycznie zagrożone). W florze badanego terenu przedstawicielami tej grupy są czosnek kulisty i buławnik czerwony. Czosnek kulisty był podany z Polski z około 15 stanowisk, na wielu nie został później potwierdzony (Zajac A., Zajac M. 2001). Odkryte stanowisko z populacją liczącą 30–70 okazów należy do najobfitszych w





**Ryc. 5. Kwitnący czosnek kulisty *Allium rotundum* na ugorach w pobliżu rezerwatu „Biała Góra” (fot. B. Binkiewicz; lipiec 2005)**

*Fig. 5. Flowering Allium rotundum individual in the patch of waste land near the “Biała Góra” nature reserve (photo by B. Binkiewicz; July 2005)*

Polsce i w pełni zasługuje na ochronę jako użytk ekologiczny. Na uwagę zasługują również nowe, nieznane wcześniej stanowiska innych, chronionych gatunków, jak: wyblin jednolistny, buławnik mieczolistny, gółka długoostrogowa, orlik pospolity oraz naparstnica zwyczajna. Nie udało się niestety potwierdzić występowania kilku gatunków podawanych dla rezerwatu z końca XX wieku: miłka wiosennego *Adonis vernalis*, wienienki stepowej *Cerasus fruticosa*, lnu włochatego *Linum hirsutum*, storczyka samczego *Orchis morio* i ciemiężycy zielonej *Veratrum lobelianum*. Przyczyny ich ustąpienia nie są jasne; gatunki światłolubne, takie jak storczyk samczy, len włochaty czy miłek wiosenny mogły wycofać się w wyniku wzrostu ocienienia muraw na skutek zarastania tarniną *Prunus spinosa* i dereniem świdwą, a jak wynika z literatury ich populacje nie były tu zbyt liczne.

W sąsiedztwie rezerwatu wytypowano także kilka obszarów, które ze względu na duże populacje wielu rzadkich i interesujących gatunków roślin, również zasługują na ochronę. Są to, prócz już wspomnianego stanowiska czosnku kulistego, murawy i ciepłolubne za-

rośla ciągnące się wzdłuż zachodniego skraju oddziałów 132 i 138 (stanowisko B na ryc. 1), będące siedliskiem dla dość licznej populacji storczyka purpurowego i obuwika pospolitego, murawy i zarośla ciągnące się wzdłuż linii kolejowej LHS (stanowisko C na ryc. 1), gdzie z kolei występuje wyblin jednolistny i storczyk kukawka, a także płat buczyny storczykowej w oddziale 136 (stanowisko D na ryc. 1), gdzie odnotowano m.in. buławnika czerwonego i wielkokwiatowego, tojad mołdawski oraz obuwika pospolitego. Obszary te mogłyby zostać włączone do rezerwatu lub objęte ochroną jako użytki ekologiczne.

W trakcie prac terenowych nie odnotowano poważniejszych zagrożeń dla całej flory regionu Białej Góry. Niestety poszczególne gatunki, zwłaszcza te o dużych i barwnych kwiatach lub kwiatostanach, jak np. obuwik pospolity czy storczyk purpurowy, wciąż bywają zrywane lub wykopywane do przydomowych ogródków, nawet z terenu rezerwatu. Szeroko rozprzestrzeniony jest również karygodny zwyczaj składowania odpadów na obrzeżach lasów i w zaroślach – wokół rezerwatu zlokalizowanych jest kilka „dzikich” wysypisk śmieci. Również bliskość muraw i pól uprawnych powoduje, iż nieraz te pierwsze są po części zaorywane albo spryskiwane środkami ochrony roślin. W końcu niektóre populacje gatunków zasiedlających ugory, jak np. czosnek kulisty, storczyk kukawka czy zawilec wielkokwiatowy, mogą zostać zniszczone wskutek przywrócenia użytkowności rolnej. Zagrożeniem dla muraw kserotermicznych są również naturalnie przebiegające procesy sukcesji, prowadzące do zarastania muraw drzewami i krzewami; pewnym środkiem zaradczym są podejmowane co kilka lat akcje usuwania zarośli i drzew w rezerwacie w ramach czynnej ochrony. Z kolei zagrożeniem dla gatunków leśnych może być intensyfikacja gospodarki leśnej, zwłaszcza zręby.

## PIŚMIENNICTWO

- Kaźmierczakowa R., Kucharczyk M. 2001. *Iris aphylla* L. Kosaciec bezlistny. W: Kaźmierczakowa R., Zarzycki K. (red.). Polska Czerwona Księga

- Roślin. Paprotniki i rośliny kwiatowe. Inst. Bot. im. W. Szafera, Inst. Ochr. Przyr. PAN, Kraków: 428–430.
- Kondracki J. 2002. Geografia regionalna Polski. PWN, Warszawa.
- Kozłowska A. 1923. Stosunki geobotaniczne ziemi Miechowskiej. Spraw. Komis. Fizjogr. 57: 1–68.
- Loster S., Gawroński S. 2005. Przemiany nawapiennej murawy w rezerwacie „Biała Góra” (Wyżyna Miechowska, południowa Polska) w ciągu ostatnich 80 lat. *Fragm. Flor. Geobot. Polonica* 12(2): 301–315.
- Medwecka-Kornaś A. 1953. *Irys aphylla* L. ssp. *bohemica* (Schm.) Dost. na Wyżynie Małopolskiej. *Fragm. Flor. Geobot.* 1(1): 3–6.
- Medwecka-Kornaś A., Kornaś J. 1953. *Orchis purpurea* na Wyżynie Małopolskiej. *Fragm. Flor. Geobot.* 1(1): 7–11.
- Mirek Z., Piękoś-Mirkowa H., Zajac A., Zajac M. 2002. Flowering plants and pteridophytes of Poland. A checklist. Krytyczna lista roślin naczyniowych Polski. W: Mirek Z. (red.). Biodiversity of Poland. Różnorodność biologiczna Polski. 1. Inst. Bot. im. W. Szafera PAN, Kraków.
- Rozporządzenie 2004. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 lipca 2004 r. w sprawie gatunków dziko występujących roślin objętych ochroną. (Dz.U. Nr 168, poz. 1764) z dn. 28 lipca 2004 r.
- Stachurski M. 1996. Flora rezerwatów stepowych Wyżyny Miechowskiej. *Acta Univ. Lodz., Folia zoolog.* 5: 115–140.
- Stachurski M., Stachurska E. 1979. Aktualny stan rezerwatów stepowych i florystycznych w okolicach Miechowa. *Chrońmy Przyr. Ojcz.* 35(1): 28–39.
- Szafer W., Zarzycki K. (red.). 1977. *Szata roślinna Polski*. PWN, Warszawa.
- Zajac A. 1978. Atlas of distribution of vascular plants in Poland (ATPOL). *Taxon* 27 (5/6): 481–484.
- Zajac A., Zajac M. 2001. *Allium rotundum* L. Czosnek kulisty. W: Kaźmierczakowa R., Zarzycki K. (red.). *Polska Czerwona Księga Roślin. Paprotniki i rośliny kwiatowe*. Inst. Bot. im. W. Szafera, Inst. Ochr. Przyr. PAN, Kraków: 425–426.
- Zarzycki K. 2001. *Orchis purpurea* Hudson. Storzyczek purpurowy. W: Kaźmierczakowa R., Zarzycki K. (red.). *Polska Czerwona Księga Roślin. Paprotniki i rośliny kwiatowe*. Inst. Bot. im. W. Szafera, Inst. Ochr. Przyr. PAN, Kraków: 564–566.
- Zarzycki K., Szeląg Z. 2006. Czerwona lista roślin naczyniowych w Polsce. W: Mirek Z., Zarzycki K., Wojewoda W., Szeląg Z. (red.). *Czerwona lista roślin i grzybów Polski*. Inst. Bot. im. W. Szafera PAN, Kraków: 11–20.

## SUMMARY

### **Binkiewicz B. Interesting vascular plant species of the nature reserve “Biała Góra” and its adjacent locations in the Miechowska Upland (south-central Poland)**

*Chrońmy Przyr. Ojcz.* 65 (2): 133–140, 2009.

The nature reserve “Biała Góra” (area 10.46 ha) was established in 1955 to protect the natural environment of the steppe plants. It is located near the vicinity of Tunel in the Miechowska Upland. The reserve has a slightly wavy relief pattern, with shallow Cretaceous formations covered by limestone soil. There are two types of plant communities in the reserve: xerothermic grassland and deciduous forests.

Floristic studies were carried out in 2005–2008. The study area included the reserve and its adjacent locations, of a total area of 5 km<sup>2</sup>. Altogether 383 vascular plant species were recorded.

Total of 44 plant species are protected by law. Amongst them *Allium rotundum*, *Cephalanthera rubra*, *Iris aphylla*, *Orchis purpurea*, *Cypripedium calceolus* and *Malaxis monophyllos* are listed in the Red list of plants and fungi in Poland. Progressive plant succession and slight human impacts: littering and plant picking were found to threaten the reserve and its adjacent locations.

## Stanowiska czarki austriackiej *Sarcoscypha austriaca* (O. Beck ex Sacc.) Boud. w środkowo-wschodniej Polsce

### Localities of *Sarcoscypha austriaca* (O. Beck ex Sacc.) Boud. in the east-central Poland

ANDRZEJ SZCZEPKOWSKI<sup>1</sup>, MAREK KOZŁOWSKI<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Zakład Mikologii i Fitopatologii Leśnej, Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego  
02-776 Warszawa, ul. Nowoursynowska 159  
e-mail: andrzej\_szczepkowski@sggw.pl

<sup>2</sup>Warszawa  
e-mail: vito\_miks@poczta.onet.pl

**Słowa kluczowe:** Ascomycetes, czarka austriacka, grzyby, mikogeografia, Sarcoscyphaceae.

Grzyby z rodzaju czarka *Sarcoscypha* podlegają ochronie ścisłej i znajdują się na czerwonej liście grzybów zagrożonych w Polsce. W środkowo-wschodniej części kraju wykazano 13 stanowisk czarki austriackiej *Sarcoscypha austriaca*, w tym 5 nowych, udokumentowanych lokalizacji na terenie Warszawy. Scharakteryzowano stanowiska tego grzyba. Podano rodzaj lub gatunek drewna, na którym znaleziono owocniki oraz opisano fenologię ich pojawu.

#### Wstęp

Grzyby z rodzaju czarka *Sarcoscypha* (Fr.) Boud. należą do rodziny czarkowatych Sarcoscyphaceae, rzędu kustrzebkowców Pezizales, klasy workowców Ascomycetes. Czarka austriacka *Sarcoscypha austriaca* (O. Beck ex Sacc.) Boud. jest jednym z trzech gatunków, jakie wyróżnił Baral (1984), po rewizji kompleksu *Sarcoscypha coccinea* agg., w środkowej Europie.

W Polsce, do niedawna, publikacje na temat rodzaju *Sarcoscypha* odnosiły się tylko do jednego, szeroko ujmowanego taksonu – czarka szkarłatna *S. coccinea* sensu lato – identyfikowanego na podstawie cech makroskopowych i w związku z tym, znaczna część tych oznaczeń może być błędna, ponieważ odróżnienie gatun-

ków czarek jest możliwe wyłącznie po analizie cech mikroskopowych. Począwszy od końca XX wieku zaczęto wyróżniać i odnotowywać w naszym kraju zarówno czarkę szkarłatną w ścisłym ujęciu *S. coccinea* (Scop.: Fr.) Lamb. sensu stricto (Kujawa 2005, Suski, Milczak 2006), jak również czarkę austriacką (Fiedorowicz, Kubiak 1998, Wilga 2004, Kujawa 2005, Narkiewicz 2005, Czarnecka 2006, Suski, Milczak 2006, Chachuła, Kujawa 2008, Wójtowski i in. 2008) oraz czarkę jurajską *S. jurana* (Boud.) Baral (Wojewoda 2005). Publikacje Wilgi (2000, 2002) dotyczące występowania czarki szkarłatnej na Pomorzu Gdańskim odnoszą się do czarki austriackiej (S. Wilga, inf. ustna, 2008). Ponad sto lat temu odnotowano w Polsce występowanie jeszcze jednego gatunku czarki *S. dolosa* (Weberb.)

Sacc. 1889 (Chmiel 2006), która jednak ma niejasny status taksonomiczny i obecnie nie jest akceptowanym gatunkiem (Baral 2004).

Przedstawiciele rodzaju czarka należą do stosunkowo rzadko notowanych w naszym kraju grzybów (Chmiel 2006). Od 2004 r. wszystkie gatunki czarek podlegają ścisłej ochronie prawnej (Rozporządzenie 2004), jednak o ich ochronę apelowano znacznie wcześniej (Gumińska, Wojewoda 1968, Hołownia 1974, Dynowska 1984). W pierwszym i drugim wydaniu czerwonej listy grzybów czarka szkarłatna (w kompleksowym ujęciu) znalazła się w kategorii zagrożenia „narażony” (V) (Wojewoda, Ławrynowicz 1986, 1992), a w ostatnim wydaniu w kategorii „o nieokreślonym zagrożeniu” (I) (Wojewoda, Ławrynowicz 2006). Wpisana została również na dwie regionalne czerwone listy grzybów wielkoowocnikowych: polskich Karpát (Wojewoda 1991) i Górnego Śląska (Wojewoda 1999) w kategorii zagrożenia „rzadki” (R).

Owocniki czarki austriackiej pojawiają się najczęściej wczesną wiosną, chociaż można je spotkać także zimą w okresach bezmroźnych, aż do maja. Wyrastają na leżących fragmentach drewna, częściowo lub całkowicie zagrzebanych w ziemi (ryc. 1), często omszonych i pokrytych warstwą liści, zwykle na wilgotnych leśnych stanowiskach. Na jednym fragmencie drow-



**Ryc. 1.** Dwa owocniki czarki austriackiej wyrastające z zagrzebanego fragmentu drewna klonu jesionolistnego na stanowisku 5 (fot. A. Szczepkowski; 1.04.2008)

*Fig. 1.* Two apothecia of *S. austriaca* growing on a buried stick of *Acer negundo* at the locality no. 5 in Warsaw (photo by A. Szczepkowski; 1 April 2008)



**Ryc. 2.** Owocniki czarki austriackiej w Lesie Bemowskim w Warszawie (stanowisko 1) – źródło pokarmu ślimaków (fot. M. Kozłowski; 5.04.2008)

*Fig. 2.* Apothecia of *S. austriaca* at the locality no. 1 in the “Las Bemowski” in Warsaw are used by snail as food (photo by M. Kozłowski; 5 April 2008)

na wyrasta najczęściej od kilku do kilkunastu owocników (ryc. 2), rzadziej pojedynczo (ryc. 3). Owocniki mają kształt początkowo pucharowaty, okrągławy, później miseczkowaty, średnicy do 8 cm (niekiedy są większe, nawet do 14 cm) osadzone na krótkim, białawym trzonie lub prawie siedzące. Wewnętrzna powierzchnia owocnika zabarwiona jaskrawo żywo czerwo-



**Ryc. 3.** Owocnik czarki austriackiej znaleziony w pobliżu młodej smardzówki czeskiej *Ptychoverpa bohemica* na stanowisku 1 (fot. M. Kozłowski; 29.03.2008)

*Fig. 3.* Ascocarp of *S. austriaca* found near young *Ptychoverpa bohemica* at the locality no. 1 in the “Las Bemowski” in Warsaw (photo by M. Kozłowski; 29 March 2008)



na, szkarłatna, cynobrowoczerwona, natomiast ich zewnętrzna okrywa jest jaśniejsza – biaława, ochrowa do pomarańczowoczerwonej, filcowata, kosmkowato-włoskowata. Miąższ cienki, kruchy, bez zapachu. Zarodniki są wydłużone, eliptyczne z charakterystycznym siodełkowatym wgłębieniem na szczytach (brak tej cechy u czarki szkarłatnej, która ma zarodniki na końcach zaokrąglone), bezbarwne, gładkie, o wymiarach (22) 26–29–36–40 (50) × (11,5) 12–15 (16) μm. Dojrzałe askospory kiełkują (1–4) (najczęściej dwoma) konidioforami z różnych stron zarodnika, gdy u gatunków pokrewnych – wyłącznie z jednej strony. Ponadto konidia o wymiarach (8,5) 12–16 (18,7) × (4) 4,5–5,5 (6,5) μm, z licznymi kroplami tłuszczu, są większe niż u czarki szkarłatnej i jurajskiej, a dodatkowo ta ostatnia występuje wyłącznie na drewnie lipowym (Baral 1984, 2004, Jordan 1995, Pidlich-Aigner 1999, Lohmeyer, Künkele 2006). Stadium anamorficzne czarki austriackiej nosi nazwę *Molliardiomyces coccinea* Paden (Paden 1984).

### Stanowiska czarki austriackiej w środkowo-wschodniej Polsce

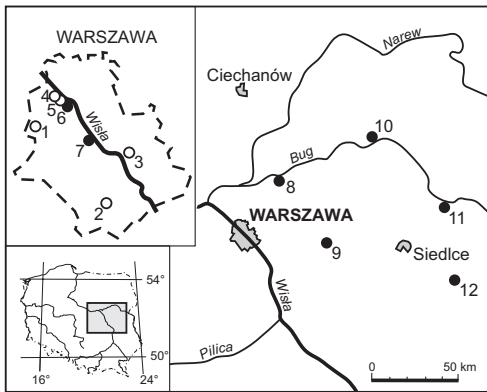
Dotychczas, czarki były wykazywane zaledwie z kilku miejsc w środkowo-wschodniej Polsce. Po raz pierwszy, na omawianym obszarze, czarkę znalazł pod koniec XIX wieku Błoński (1896) w Mrozach i podał ją pod nazwą kustrzebka szkarłatna *Peziza coccinea* Jacq. Eichler (1902) znalazł *S. coccinea* (Jacq.) Cooke w listopadzie na wiązce zbutwiałych prętów leszczynowych w parku Międzyrzeckim na Podlasiu. W Herbarium Uniwersytetu Warszawskiego znajdują się okazy *S. coccinea* (Fr.) Lamb. zebrane w Puszczy Białej, z ok. Leszczydół-Pustki k. Wyszkowa (22. IV 1978, leg. et det. W. Stępnik, UW 026418). Stanowisko to nie było dotychczas publikowane. Skirgiełło (1984) opisując rozmieszczenie czarki szkarłatnej w Polsce nie wymieniła tego stanowiska. Dwa stanowiska czarki szkarłatnej s. l. znane są w Nadbużańskim Parku Krajobrazowym nad rzeką Bug: w ok. m. Gąsiorowo, gm. Zaręby Kościelne (Falkowski,

Nowicka-Falkowska 2000, M. Falkowski, inf. ustna, 2008) oraz w rezerwacie „Przekop” (M. Falkowski, inf. ustna, 2008). Kolejne doniesienia pojawiły się z Warszawy: Małecka (2002) zamieściła w Internecie fotografię jednego owocnika czarki, podpisano jako czarka szkarłatna z Lasu Bielańskiego, a Pałowski (2005) podaje ten gatunek, bez dokładnej lokalizacji, z łęgów nadwiślańskich.

Pierwsze doniesienie o występowaniu czarki austriackiej na omawianym obszarze, zgłoszone przez drugiego z autorów, opublikowała Kujawa (2005). Grzyb został znaleziony w Lesie Bemowskim w Warszawie, w dwóch miejscach oddalonych od siebie o kilkaset metrów, w pobliżu rezerwatu „Łosiowe Błota” (od strony ścieżki dydaktycznej). Oba miejsca podlegają monitorowaniu i corocznie odnotowywany jest tam pojaw owocników. Nie są to jednak stanowiska, na których gatunek pojawia się obficie. Zauważalny jest tam, z roku na rok, spadek liczebności owocników. Możliwe, że ma na to wpływ intensywne buchtowanie i przekopywanie tego terenu przez dziki i zwierzynę płową.

W ostatnich latach autorzy odnotowali nowe stanowiska czarki austriackiej w Warszawie (ryc. 4):

1. Warszawa, Bemowo, Las Bemowski: ok. skrzyżowania ul. Kutrzeby z ul. Radiową, w pobliżu nasypu kolejowego, las liściasty z dominującym udziałem olszy czarnej *Alnus glutinosa* oraz niewielkim udziałem takich gatunków jak topole *Populus* spp., brzoza brodawkowata *Betula pendula*, kilka owocników na fragmencie gałęzi drzewa liściastego (19.III 2004 r.); ok. 200 m od wejścia do kompleksu leśnego od strony ulicy Księżycowej, podmokły drzewostan olszowy nad ciekim wodnym, kilkadziesiąt owocników na powierzchni ok. 100 m<sup>2</sup> (III 2006 r., IV 2007 r., 09.III 2008 r.); przy leśnej drodze w pobliżu starej wartowni wojskowej, zadrzewienie z przewagą topól i sosny *Pinus sylvestris* z bzem czarnym *Sambucus nigra* w podszycie, kilka owocników na powierzchni około 15 m<sup>2</sup> (III 2006 r., IV 2007 r., 05. IV 2008 r.); wzdłuż



**Ryc. 4. Rozmieszczenie stanowisk czarki austriackiej (○) i czarki szkarłatnej sensu lato (●) w środkowo-wschodniej Polsce: 1–5 – nowe stanowiska (objaśnienia w tekście), 6 – Warszawa, Las Bielański (Matecka 2002), 7 – Warszawa (Pawłowski 2005), 8 – okolice Leszczydół-Pustki koło Wyszkowa (Herbarium UW 026418), 9 – Mrozy (Błoński 1896), 10 – Nadbużański Park Krajobrazowy, okolice Gąsiorowa (Falkowski, Nowicka-Falkowska 2000, M. Falkowski, inf. ustna, 2008), 11 – rezerwat „Przekop” (M. Falkowski, inf. ustna, 2008), 12 – Międzyrzec Podlaski (Eichler 1902)**

*Fig. 4. Distribution of Sarcoscypha austriaca (○) and Sarcoscypha coccinea sensu lato (●) in east-central Poland: 1–5 – new localities (explanations in the text), 6–12 – previously known localities as above*

leśnej drogi rekreacyjnej na wysokości osi lotniska na Bemowie a wysypiska śmieci – Radiowo, w pobliżu cieków wodnych, w terenie mocno podmokłym, porośniętym drzewostanem olszowym, kilkadziesiąt owocników na obszarze około 50 m<sup>2</sup> w towarzystwie smardzowatych: smardzówki czeskiej *Ptychoverpa bohemica* (ryc. 3) i smardza stożkowatego *Morchella conica* (III 2006 r., IV 2007 r., 05.IV 2008 r.).

2. Warszawa, Ursynów, rez. „Skarpa Ursynowska”: w pobliżu obszaru źródłowego małego cieków wodnego, las olszowo-jesionowy (olsza czarna, jesion wyniosły *Fraxinus excelsior*, topola biała *Populus alba*, wierzba biała *Salix alba*, wiąz szypułkowy *Ulmus laevis*, klon pospolity *Acer platanoides*, czeremcha zwyczajna *Padus avium*)

z dobrze rozwiniętą warstwą krzewów (dereń świdwa *Cornus sanguinea*, kalina korolowa *Viburnum opulus*, trzmielina pospolita *Euonymus europaeus*, bez czarna *Sambucus nigra*, szakłak pospolity *Rhamnus cathartica*), zbliżony swym składem florystycznym do zespołu *Circaeo-Alnetum*, kilkadziesiąt owocników na powierzchni ok. 0,25 ha (28. II 2008 r.)

3. Warszawa, Wawer, zespół przyrodniczo-krajobrazowy „Zakole Wawerskie”: w pobliżu jednego z cieków wodnych wpadających do Kanału Ulga (Wawerski), fragment podtopionego lasu olszowego z nielicznym udziałem wierzby i topól oraz bzu czarnego i porzeczki czarnej *Ribes nigrum* w podszycie, na jednym leżącym fragmencie gałęzi, 9 owocników (29.III 2008 r.).
4. Warszawa, Bielany: teren między wałem przeciwpowodziowym a starorzeczem Wisły, na wysokości Lasu Młocińskiego, łąg topolowo-wierzbowy, drzewostan buduje topola biała, wierzba krucha *Salix fragilis*, wiąz szypułkowy i klon jesionolistny *Acer negundo*, który zdominował dolną warstwę drzewostanu (ryc. 5), w podszycie wystę-



**Ryc. 5. Łąg topolowo-wierzbowy z dużym udziałem klonu jesionolistnego rosnący nad Wisłą w Warszawie – fragment stanowiska 4. czarki austriackiej (fot. A. Szczepkowski; 3.06.2008)**

*Fig. 5. Willow-poplar riparian forest with large share of Acer negundo at the locality no. 4 of S. austriaca in the Vistula River valley in Warsaw (photo by A. Szczepkowski; 3 June 2008)*

puje dereń świdwa, bez czarny i chmiel zwyczajny *Humulus lupulus* na leżących fragmentach drewna i na martwej gałęzi, stykającej się z gruntem na odcinku ok. 2 m, ale jeszcze nie odpadłej z żywego klonu jesionolistnego, ponad 300 owocników na powierzchni ok. 0,5 ha (01.IV 2008 r.).

5. Warszawa, Bielany: teren między starorzeczem Wisły a obecnym korytem rzeki, na wysokości Lasu Młocińskiego, luźne zadrzewienie składające się z olsz czarnej, topól, wierzb i licznie występującego klonu jesionolistnego, kilkadziesiąt owocników, na zagrzebanych w ziemi fragmentach gałęzi (ryc. 1), na powierzchni 15 m<sup>2</sup> (01.IV 2008 r.).

#### Substrat czarki austriackiej na stanowiskach w środkowo-wschodniej Polsce

Czarka austriacka najczęściej notowana jest na drewnie olszowym (Baral 1984, 2004, Pidlich-Aigner 1999), przy czym drugi z cytowanych autorów wykazał, że w Austrii gatunek ten kolonizuje wyłącznie drewno olszy szarej *A. incana* i w ogóle nie zasiedla drewna olszy czarnej. Często występuje również na wierzbach, klonach i robinii *Robinia*, rzadziej na leszczynie, brzozie, wiązcie i na gatunkach z rodziny różowatych (Baral 1984, 2004).

W Polsce, dotychczas, czarka austriacka podawana była z drewna robinii akacjowej (Czarnecka 2006), olszy czarnej (Chachuła, Kujawa 2008), olszy szarej i wierzby (Wilga

2000, 2002, oraz inf. ustna, 2008). Jednak autorzy nie podają, w jaki sposób zidentyfikowali drewno. Jeśli tylko makroskopowo, bez analizy mikroanatomicznej, to nie można mieć pewności, co do poprawności oznaczenia drewna. W przypadku niektórych rodzajów drzew, np. brzoza, dąb, olsza, klon (substrat czarek) drewno poszczególnych gatunków nie wykazuje różnic w budowie anatomicznej, a zatem, nawet na podstawie analizy mikroskopowej, możliwa jest identyfikacja tylko do poziomu rodzaju (Schoch i in. 2004). Identyfikując drewno, należy również pamiętać o tym, że struktura ksylemu w młodych gałęziach drzew i krzewów często różni się pod pewnymi względami od dojrzałego pnia (Schweingruber 1983).

Analiza mikroskopowa cech anatomicznych drewna, na którym wyrastały owocniki czarki austriackiej na stanowiskach w Warszawie, pozwoliła stwierdzić występowanie tego gatunku na drewnie reprezentującym trzy rodzaje drzew: klon jesionolistny, wierzba i brzoza (tab. 1). Drewno klonu jesionolistnego, na którym rosły owocniki czarki austriackiej zidentyfikowano nie tylko na podstawie jego cech budowy anatomicznej, ale także dzięki znalezieniu na stanowisku 4 apotecjów, które rosły na martwej, leżącej gałęzi, która jeszcze całkowicie nie odpadła od żywego drzewa. Ponadto, na stanowiskach (4 i 5), poza klonem jesionolistnym nie rosły inne gatunki klonów.

Z europejskich gatunków klonu, czarka austriacka podawana była tylko z jaworu *Acer pseudoplatanus*, głównie z terenów górskich

Tab. 1. Charakterystyka substratu czarki austriackiej ze stanowisk w Warszawie  
Table 1. Characteristics of substrate of *S. austriaca* at localities in Warsaw

Stanowisko Locality	Liczba analizowanych fragmentów drewna Fragments of wood examined	Grubość/długość fragmentów drewna Thickness/lenght of sticks (cm)	Podłoże Substrate
1	1	2/18	<i>Betula</i>
2	3	1–2,5/20–90	<i>Salix</i>
3	1	3,5/60	<i>Salix</i>
4	4	1–4,0/15–210	<i>Acer negundo</i>
5	2	2/20 i 4/55	<i>Acer negundo</i>

i podgórskich (Baral 1984, 2004, Pidlich-Aigner 1999). W Ameryce Północnej znajdowana była na klonie cukrowym *Acer saccharum* (Harrington 1990).

## Podsumowanie

W środkowo-wschodniej Polsce czarki znane są z 12 stanowisk, w tym 5 to udokumentowane stanowiska czarki austriackiej, które zlokalizowane są w obrębie granic Warszawy (ryc. 4). Nie można wykluczyć, że podawane wcześniej miejsca, w tym dwa historyczne z końca XIX (Błoński 1896) i początku XX wieku (Eichler 1902) oraz trzy z początku XXI wieku (Falkowski, Nowicka-Falkowska 2000, Małecka 2002, Pawłowski 2005), a także dwa nie publikowane stanowiska z ok. Wyszkowa i rez. „Przekop” dotyczące czarki szkarłatnej odnoszą się do czarki austriackiej. Obecnie, udokumentowanym substratem czarki austriackiej w naszym kraju jest drewno klonu jesionolistnego, olszy szarej, robinii akacjowej, wierzby i brzozy. W przekształconych zbiorowiskach łęgów nadwiślańskich w Warszawie drewno klonu jesionolistnego okazało się chętnie zasiedlanym substratem przez czarkę austriacką. Jest to pierwsze doniesienie o występowaniu czarki austriackiej na tym gatunku klonu. Stanowisko czarki austriackiej w międzywalu Wisły na terenie Warszawy-Bielan należy do najobfitszych (ponad 300 owocników) wśród opisanych dotychczas lokalizacji tego gatunku w naszym kraju. Największe owocniki, średnicy 85 i 82 mm, występowały na stanowisku 5 i 4. Na omawianym obszarze kraju owocniki czarki austriackiej znajdowano w lutym, marcu i kwietniu. Na obszarze środkowo-wschodniej Polski, posiadającej m.in. stosunkowo jeszcze dobrze zachowane fragmenty dolin rzecznych (Wisła, Narew, Bug i ich mniejsze dopływy), można spodziewać się występowania licznych i obfitych stanowisk czarek. Warto prowadzić obserwacje i rejestrować nowe stanowiska tych zimowo-wiosennych, jednych z najbardziej charakterystycznych (jaskrawoczerwony kolor) workowców, które ze względu na zanikanie ich naturalnych sie-

disk należą do zagrożonych i dlatego objęto je ochroną i umieszczono na czerwonych listach grzybów w wielu krajach.

## Podziękowanie

Autorzy dziękują Panu dr. Arturowi Obidzińskiemu z Katedry Botaniki Leśnej SGGW w Warszawie za pomoc podczas oznaczania drewna na podstawie cech budowy anatomicznej.

## PIŚMIENNICTWO

- Baral H.O. 1984. Taxonomische und ökologische Studien über *Sarcoscypha coccinea* agg., Zinnoberrote Kelchbecherlinge. Zeitschr. Mykol. 50(1): 117–145.
- Baral H.O. 2004. The European and North-American species of *Sarcoscypha*. Tübingen. <http://www.gbif-mycology.de/HostedSites/Baral/Sarcoscypha.htm>.
- Błoński F. 1896. Przyczynek do flory grzybów Polski. Pam. Fizjogr. 14(3): 63–93.
- Chachuła P., Kujawa A. 2008. Chronione, rzadkie i zagrożone grzyby wielkoowocnikowe Wapiennika w Inwałdzie (Beskid Mały). Wszechświat 109(4–6): 103–108.
- Chmiel M.A. 2006. Checklist of Polish larger Ascomycetes. Biodiversity of Poland 8. W. Szafer Institute of Botany, Polish Academy of Sciences, Kraków.
- Czarnecka B. 2006. Pojaw czarki austriackiej *Sarcoscypha austriaca* w Południoworoztoczańskim Parku Krajobrazowym. Chrońmy Przyr. Ojcz. 62(4): 36–40.
- Dynowska M. 1984. Czarka szkarłatna też zasługuje na ochronę. Wszechświat 85(10): 333–334.
- Eichler B. 1902. Przyczynek do flory grzybów okolic Międzyrzecza. Pam. Fizjogr. 17(3): 39–67.
- Falkowski M., Nowicka-Falkowska K. 2000. Smardz jadalny *Morchella esculenta* i czarka szkarłatna *Sarcoscypha coccinea* w Nadbużańskim Parku Krajobrazowym. Chrońmy Przyr. Ojcz. 56(2): 97–98.
- Fiedorowicz G., Kubiak D. 1998. Godne uwagi gatunki macromycetes z Pojezierza Mazurskiego. W: J. Miądlkowska (red.).



- Botanika polska u progu XXI wieku. Materiały sympozjum i obrad sekcji 51 Zjazdu Polskiego Towarzystwa Botanicznego, Gdańsk 15–19 września 1998: 136.
- Gumińska B., Wojewoda W. 1968. Grzyby owocnikowe i ich oznaczanie. PWRiL, Warszawa.
- Harrington F. A. 1990. *Sarcoscypha* in North America (Pezizales, Sarcoscyphaceae). Mycotaxon 38: 417–458.
- Hołownia I. 1974. Nowe stanowiska kilku interesujących gatunków grzybów zebranych w Polsce północnej. *Fragm. Flor. Geobot.* 20(4): 535–542.
- Jordan M. 1995. *The Encyclopedia of Fungi of Britain and Europe*. David & Charles.
- Kujawa A. 2005. „Rejestr gatunków grzybów chronionych i zagrożonych” – nowa forma gromadzenia danych mikologicznych pochodzących od amatorów. Podsumowanie roku 2005. *Przegląd Przyrodniczy XVI* (3–4): 17–52.
- Lohmeyer T.R., Künkele U. 2006. Grzyby. Rozpoznawanie i zbieranie. FK Olesiejuk, Warszawa.
- Małecka J. 2002. [www.kki.pl/zenit/grzyby\\_spyt/joanna\\_warszawa\\_fotki.htm](http://www.kki.pl/zenit/grzyby_spyt/joanna_warszawa_fotki.htm).
- Narkiewicz C. 2005. Grzyby chronione Dolnego Śląska. Muzeum Przyrodnicze w Jeleniej Górze. Jelenia Góra.
- Paden J.W. 1984. A new genus of Hyphomycetes with teleomorphs in the Sarcoscyphaceae (Pezizales, Sarcoscyphineae). *Canad. J. Bot.* 62: 211–218.
- Pawłowski W. 2005. Grzyby. W: Wojtatowicz J. (red.). *Warszawska przyroda. Obszary i obiekty chronione*. Biuro Ochrony Środowiska Urzędu m. st. Warszawy: 141–145.
- Pidlich-Aigner H. 1999. *Sarcoscypha austriaca* (Beck ex Sacc.) Boud. und *S. coccinea* (Scop.: Fr.) Lamb. (Sarcoscyphaceae) in der Steiermark. *Joanna Bot.* 1: 5–26.
- Rozporządzenie 2004. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 lipca 2004 r. w sprawie gatunków dziko występujących grzybów objętych ochroną. *Dz. U. nr 168* (2004), poz.1765.
- Schoch W., Heller I., Schweingruber F.H., Kienast F. 2004. Wood anatomy of Central European species. <http://www.woodanatomy.ch>
- Schweingruber F. H. 1983. *Der Jahrring. Standort, Methodik, Zeit und Klima in der Dendrochronologie*. Verl. P. Haupt, Bern – Stuttgart.
- Skirgiełło A. 1984. Materiały do poznania rozmieszczenia geograficznego grzybów wyższych w Europie. VI. *Acta Mycol.* 20(1): 129–157.
- Suski T., Milczak M. 2006. Stanowiska czarki szkarłatnej *Sarcoscypha coccinea* (Jacq.: Fr.) Lamb. i czarki austriackiej *Sarcoscypha austriaca* (O. Beck ex Sacc.) Boud. w okolicy Wojsławic – pow. chełmski. *Chrońmy Przyr. Ojcz.* 62(5): 75–80.
- Wilga M.S. 2000. Kolejne stanowisko czarki szkarłatnej *Sarcoscypha coccinea* w Lasach Oliwskich (Trójmiejski Park Krajobrazowy). *Chrońmy Przyr. Ojcz.* 56(2): 99–101.
- Wilga M.S. 2002. Stanowiska czarki szkarłatnej w okolicy Gdańska-Oliwy. *Chrońmy Przyr. Ojcz.* 58(6): 95–99.
- Wilga M.S. 2004. Chronione i zagrożone grzyby wielkoowocnikowe (Macromycetes) Trójmiejskiego Parku Krajobrazowego (Pomorze Gdańskie). *Przegląd Przyrodniczy* 15 (1–2): 3–17.
- Wojewoda W. 1991. Pierwsza czerwona lista grzybów wielkoowocnikowych (macromycetes) zagrożonych w polskich Karpatach. *Studia Ośr. Dokument. Fizjogr. PAN Oddz. Kraków* 18: 239–261.
- Wojewoda W. 1999. Czerwona lista grzybów wielkoowocnikowych Górnego Śląska. *Centr. Dziedz. Przyr. Górn. Śląska. Raporty i Opinie* 4: 8–51.
- Wojewoda W. 2005. Grzyby Krzemionek Podgórskich. W: Szczepańska M. i Pilecka E. (red.). *Geologiczno-przyrodnicze rozpoznanie terenów pogórnich Krzemionek Podgórskich dla potrzeb ochrony ich wartości naukowo-dydaktycznych i ekologicznych*. Wydawnictwo Instytutu Gospodarki Surowcami Mineralnymi i Energią PAN, Kraków: 75–87, 127–130.
- Wojewoda W., Ławrynowicz M. 1986. Czerwona lista grzybów wielkoowocnikowych zagrożonych w Polsce. W: Zarzycki K., Wojewoda W. Heinrich Z. (red.). *List of threatened plants in Poland* (1st ed.). PWN, Warszawa: 45–82.

- Wojewoda W., Ławrynowicz M. 1992. Czerwona lista grzybów wielkoowocnikowych zagrożonych w Polsce. W: Zarzycki K., Wojewoda W. Heinrich Z. (red.). List of threatened plants in Poland (2 ed.). Inst. Bot. im. W. Szafera PAN, Kraków: 27–56.
- Wojewoda W., Ławrynowicz M. 2006. Czerwona lista grzybów wielkoowocnikowych w Polsce. W: Mirek Z., Zarzycki K., Wojewoda W., Szelaż Z. (red.). Red list of plants and fungi in Poland (3 ed.). Inst. Bot. im. W. Szafera PAN, Kraków: 53–70.
- Wójtowski M., Gierczyk B., Kujawa A. 2008. Trzy nowe stanowiska czarki austriackiej *Sarcoscypha austriaca* (O. Beck ex Sacc.) Boud. w Wielkopolsce – gatunku nowego dla Wielkopolski. Chrońmy Przyr. Ojcz. 64(2): 105–109.

## SUMMARY

### **Szczepkowski A., Kozłowski M. Localities of *Sarcoscypha austriaca* (O. Beck ex Sacc.) Boud. in the east-central Poland**

Chrońmy Przyr. Ojcz. 65 (2): 141–148, 2009.

Species belonging to the genus *Sarcoscypha* are rare in Poland, since 2004 under strict law protection. As yet 7 localities of *S. coccinea* sensu lato and 5 localities of *S. austriaca* are known in east-central Poland. All the five localities of *S. austriaca* are located within the municipal area of Warsaw. Apothecia of *S. austriaca* were found on *Acer negundo*, *Salix* and *Betula*. *Acer negundo* wood as a substrate of *S. austriaca* is reported for first time. One of the most abundant occurrences of this fungus in Poland was recorded in Warsaw, in April 2008. Over 300 ascocarps of *S. austriaca* were growing on the area of c. 0.5 ha in the willow-poplar riparian forest with large share of *Acer negundo*. In east-central Poland *S. austriaca* was observed in the period from February to April.

## Nowe stanowisko rojownika pospolitego *Jovibarba sobolifera* (Sims) Opiz na Śląsku Opolskim

### A new locality of *Jovibarba sobolifera* (Sims) Opiz on the Opole Silesia (SW Poland)

KRZYSZTOF SPAŁEK

Pracownia Geobotaniki i Ochrony Szaty Roślinnej, Katedra Biosystematyki, Uniwersytet Opolski  
45-052 Opole, ul. Oleska 22  
e-mail: kspalek@uni.opole.pl

**Słowa kluczowe:** rojownik pospolity, *Jovibarba sobolifera*, nowe stanowisko, Śląsk Opolski.

Rojownik pospolity *Jovibarba sobolifera* to bylina o wysokości od 10 do 20 cm z rodziny gruboszowatych (Crassulaceae), z liśćmi różyczkowymi stale wzniesionymi i łukowato przegiętymi do środka, bladezielonymi, z ciemniejszymi szczytami. Różyczki liści osiągną średnicę do 4 cm. Jego żółtobiałe kwiaty zebrane są w zbite i zaokrąglone, szczytowe kwiatostany. Kwitnie od lipca do września (Dostał 1989, Oberdorfer 1994, Rutkowski 1998). Rośnie najczęściej w zbiorowiskach muraw kserotermicznych na skałach ze związku *Seslerio-Festucion duriusculae* i muraw na piaskach ze związku *Koelerion glaucae* (Dostał 1989, Oberdorfer 1994, Matuszkiewicz 2001).

Rojownik pospolity należy do podelementu środkowoeuropejskiego (Meusel i in. 1965, Hultén, Fries 1986). W Polsce występuje przede wszystkim w Sudetach, na Wyżynie Śląsko-Krakowskiej oraz na rozproszonych stanowiskach w północnej i centralnej części kraju (Zajac A., Zajac M. 1997, 2001). W skali kraju gatunek ten nie jest uznawany za zagrożony wyginięciem, podlega natomiast ochronie ścisłej (Rozporządzenie 2004). Ze względu na rzadkość występowania na Śląsku

Opolskim został zaliczony do gatunków krytycznie zagrożonych – CR (Spalek 2002, Nowak i in. 2003). Na Dolnym Śląsku należy do narażonych na wyginięcie – VU (Kącki i in. 2003). Jest również gatunkiem zagrożonym w Czechach (Procházka 2001) oraz w Niemczech (Korneck i in. 1996).

Na Śląsku Opolskim gatunek ten podawano dotychczas z 14 stanowisk: ze Strzelec Opolskich, Sternalic, między Kalinowem a Dąbrową (Fiek 1881, Schube 1903), Jarnołtówka, Otmuchowa (Schube 1903), Prudnika (Schube 1907), Dytmarowa, Krzyżkowic (Schube 1909), Gogolina (Schube 1910), Ligoty Dolnej (Schube 1913), Pietrowic Głubczyckich (Schube 1914), Staniszc Małych (Krawiecowa, Kuczyńska 1965), Podborzan (Ciaciura, Mądalski 1971) i Kamienia Śląskiego (Kobierski 1974). Na większości stanowisk nie został powtórnie odnaleziony. Potwierdzono jego występowanie jedynie w Ligocie Dolnej, gdzie kilkadziesiąt osobników rośnie na półce skalnej w nieczynnym kamieniołomie wapienia w inicjalnej postaci muraw naskalnych (Spalek 2002).

W 2007 r. znaleziono na Śląsku Opolskim nowe stanowisko rojownika pospolitego, poło-

żone na piaszczystej wydmie w dolinie Małej Panwi na północ od miejscowości Kielcza koło Zawadzkiego (ryc. 1) we wschodniej części tego regionu (kwadrat ATPOL CF09, współrzędne geograficzne 50°34'51" N, 18°33'15" E), na obszarze mezoregionu Równina Opolska, wchodzącego w skład Niziny Śląskiej (Kondracki 1998). Rojownik pospolity występował na powierzchni około 200 m<sup>2</sup>, gdzie stwierdzono kilkaset osobników tego gatunku. Skład flo-

rystyczny zbiorowiska z udziałem rojownika pospolitego przedstawia zdjęcie fitosocjologiczne:

Kielcza, 29.08.2007, powierzchnia 20 m<sup>2</sup>, wysokość – 195 m n.p.m., zwarcie warstwy c – 60%. Ch. *Koelerion glaucae*: **Jovibarba sobolifera 2**; Ch. *Koelerio glaucae-Corynephoretea canescentis*: szczytliha siwa *Corynephorus canescens 2*; kostrzewa owcza *Festuca ovina 2*; jasioniec piaskowy *Jasione montana +*; szczaw



**Ryc. 1. Rojownik pospolity *Jovibarba sobolifera* na piaszczystej wydmie koło Kielczy na Śląsku Opolskim (fot. K. Spatek; 29.08.2007)**

*Fig. 1. Jovibarba sobolifera on the sandy dune near Kielcza village on the Opole Silesia (photo by K. Spatek; 29 August 2007)*



polny *Rumex acetosella* +; gatunki towarzyszące: jastrzębiec kosmaczek *Hieracium pilosella* 2; mietlica pospolita *Agrostis capillaris* 2; bliźniczka psia trawka *Nardus stricta* 1; wilczomlecz sosnka *Euphorbia cyparissias* +; wrzós pospolity *Calluna vulgaris* +.

Rojownik pospolity jest zagrożony na Śląsku Opolskim przede wszystkim przez fakt występowania niewielkiej jego populacji. Zanik niepotwierdzonych stanowisk związany jest prawdopodobnie z zanikiem dogodnych dla tego gatunku siedlisk.

## PIŚMIENNICTWO

- Ciaciura M., Mądalski J. 1971. Ciekawsze gatunki roślin naczyniowych ze Śląska. Zesz. Przyn. Opol. TPN 11: 51–56.
- Dostál J. 1989. Nová květena ČSSR. 2. Academia, Praha.
- Fiek E. 1881. Flora von Schlesien. J.U. Kern's Verlag, Breslau.
- Hultén E., Fries M. 1986. Atlas of North European vascular plants north of the Tropic of cancer. I-III. Koeltz Scientific Books, Königstein.
- Kącki Z., Dajdok Z., Szęśniak E. 2003. Czerwona lista roślin naczyniowych Dolnego Śląska. W: Kącki Z. (red.). Zagrożone gatunki flory naczyniowej Dolnego Śląska. Instytut Biologii Roślin, Uniwersytet Wrocławski, Polskie Towarzystwo Przyjaciół Przyrody „pro Natura”, Wrocław.
- Kobierski L. 1974. Rośliny naczyniowe Garbu Tarnogórskiego na Wyżynie Śląskiej. Roczn. Muz. Górnośl. w Bytomiu, Ser. Przyn. 8: 1–189.
- Kondracki J. 1998. Geografia regionalna Polski. PWN, Warszawa.
- Korneck D., Schnittler M., Vollmer I. 1996. Rote Liste der Farn- und Blütenpflanzen (Pteridophyta et Spermatophyta) Deutschlands. W: Ludwig G., Schnittler M. (red.). Rote Liste gefährdeter Pflanzen Deutschlands. Schr.-R. f. Vegetationskunde 28: 21–187.
- Krawiecowa A., Kuczyńska I. 1965. Materiały do flory Śląska. I. Flora wschodniej części powiatu opolskiego. Acta Univ. Wratislav. 42, Prace Bot. 6: 67–93.
- Matuszkiewicz W. 2001. Przewodnik do oznaczania zbiorowisk roślinnych Polski. Vademecum Geoboticum 3. Wyd. Nauk. PWN, Warszawa.
- Meusel H., Jäger E., Weinert E. 1965. Vergleichende Chorologie der Zentraleuropäischen Flora. Veb Gustav Fischer Verlag, Jena.
- Nowak A., Nowak S., Spałek K. 2003. Red list of vascular plants of Opole Province. Opole Scientific Society Nature Journal 36: 5–20.
- Oberdorfer E. 1994. Pflanzensoziologische Exkursionsflora. 7 Auflage, Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- Procházka F. (red.). 2001. Černý a červený seznam cévnatých rostlin České republiky (stav v roce 2000). Příroda 18: 1–166.
- Rozporządzenie 2004. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 lipca 2004 roku w sprawie gatunków dziko występujących roślin objętych ochroną. Dz.U. Nr 168 (2004), poz. 1764.
- Rutkowski L. 1998. Klucz do oznaczania roślin naczyniowych Polski niżowej. Wyd. Nauk. PWN, Warszawa.
- Schube T. 1903. Die Verbreitung der Gefäßpflanzen in Schlesien, preussischen und österreichischen Anteils. Druck von R. Nischowsky, Breslau.
- Schube T. 1907. Ergebnisse der Durchforschung der schlesischen Gefäßpflanzenwelt im Jahre 1906. Jahresber. Schles. Ges. Vaterl. Cult. 84: 68–89.
- Schube T. 1909. Ergebnisse der Durchforschung der schlesischen Gefäßpflanzenwelt im Jahre 1908. Jahresber. Schles. Ges. Vaterl. Cult. 86: 48–66.
- Schube T. 1910. Ergebnisse der Durchforschung der schlesischen Gefäßpflanzenwelt im Jahre 1909. Jahresber. Schles. Ges. Vaterl. Cult. 87: 49–73.
- Schube T. 1913. Ergebnisse der Durchforschung der schlesischen Gefäßpflanzenwelt im Jahre 1912. Jahresber. Schles. Ges. Vaterl. Cult. 90: 92–103.
- Schube T. 1914. Ergebnisse der Durchforschung der schlesischen Gefäßpflanzenwelt im Jahre 1913. Jahresber. Schles. Ges. Vaterl. Cult. 91: 133–155.
- Spałek K. 2002. Rojownik pospolity *Jovibarba sobolifera* (Sims) Opiz. W: Nowak A., Spałek K. (red.). Czerwona księga roślin województwa opolskiego. Rośliny naczyniowe wymarłe, zagrożone i rzadkie. Opol. TPN, Opole.
- Zajac A., Zajac M. (red.). 1997. Atlas rozmieszczenia roślin naczyniowych chronionych w

Polsce. Nakł. Prac. Chorol. Komp. Inst. Bot. UJ,  
Kraków.

Nakł. Prac. Chorol. Komp. Inst. Bot. UJ,  
Kraków.

Zajęc A., Zajęc M. (red.). 2001. Atlas  
rozmieszczenia roślin naczyniowych w Polsce.

## SUMMARY

### **Spałek K. A new locality of *Jovibarba sobolifera* (Sims) Opiz on the Opole Silesia (SW Poland)**

Chrońmy Przyrodę Ojczystą **65** (2): 149–152, 2009.

*Jovibarba sobolifera* is considered critically endangered species in the Opole Silesia. In 2007 a new locality of *J. sobolifera* was found in Kielcza near Zawadzkie (square CF09 of the ATPOL grid; 50°34'51" N, 18°33'15" E). Several hundred specimens grows on the sandy dune in association of *Koelerion glaucae* alliance. This is the second known site within the Opole Silesia territory.

**Grzegorz Jamroz, Łukasz Pęksa, Zbigniew Urbanik,  
Wojciech Gąsienica Byrcyn:**

### Kozica tatrzańska *Rupicapra rupicapra tatrica*

Wydawnictwo Tatrzańskiego Parku Narodowego, Zakopane 2007, 336 stron.



Prezentowana publikacja jest godną zaanonsowania, nowoczesną i – można powiedzieć – kompletną monografią naukową poświęconą tatrzańską populacji kozicy. Powstała z głównym udziałem i pod redakcją profesora G. Jamrozego z Akademii Rolniczej (dziś Uniwersytetu Rolniczego) w Krakowie, w kooperacji z doświadczonymi przyrodnikami – pracownikami Tatrzańskiego Parku Narodowego.

Wysoka ranga faunistyczna i ochroniarska gatunku nadaje tej monografii szczególną wagę. Chodzi wszakże o gatunek prawdziwie wysokogórski, sztandarowy dla Tatr, dla dwóch graniczących ze sobą parków narodo-

wych (TPN i TANAP), gatunek w Tatrach ciągle bardzo zagrożony (na Polskiej czerwonej liście kategoria CR – critically endangered), o którego przetrwanie toczy się rozpaczliwy bój od prawie dwóch stuleci. Autorzy znakomicie połączyli biologiczną charakterystykę tatrzańskiej kozicy z opisem jej lokalnych warunków życia, włączając w to oddziaływanie czynnika ludzkiego. Każdy z autorów ma w swoim życiorysie zawodowym wiele lat badań i obserwacji kozicy, wszyscy są wytrawnymi znawcami tak kozicy jak i Tatr – jej niewielkiej, izolowanej ostoi. Rekomendowana publikacja jest zatem nie tylko kompilacją, ale w znacznej mierze opiera się na oryginalnym materiale własnym autorów.

Praca obejmuje szeroki wachlarz zagadnień, poczynając od statusu systematycznego kozicy tatrzańskiej, a kończąc na kłusownictwie czy obecności kozicy w literaturze i twórczości artystycznej górali. Podstawowymi zaletami tego dzieła są: (1) kompleksowe ujęcie zagadnień biologicznych, behawioralnych i ochroniarskich dotyczących tatrzańskiej populacji kozicy, (2) zrekonstruowanie i opisanie historii kozic tatrzańskich od plejstocenu po współczesność, (3) wykazanie dynamiki tatrzańskiej populacji, zmienności jej liczebności i rozmieszczenia, (4) zaprezentowanie najnowszych danych o stanie populacyjnym kozic w Tatrach, (5) krytyczne odniesienie się do starszych i nowszych danych inwentaryzacyjnych, niekiedy obciążonych błędami metodycznymi, bądź wynikłymi z niezbyt rzetelnych ewidencji.

Praca wykonana jest z wielką starannością; jej podbudowę stanowi znakomita, niekiedy

mało znana dokumentacja. Są w niej też wątki o osobach bardzo zasłużonych dla badań i ochrony kozic tatrzańskich. Obok Maksymiliana Siła-Nowickiego i Eugeniusza Janoty – głównych twórców słynnej galicyjskiej ustawy o ochronie świstaka i dzikich kóz z 1868 roku – wymieniony jest też Milič Blahout, znakomity czeski leśnik i zoolog, autor opisu tatrzańskiej populacji kozicy jako osobnego podgatunku. Powstała więc monografia o kozicy jakiej dotychczas nie mieliśmy, jakkolwiek należy tu z uznaniem odnotować wszystkie wcześniejsze publikacje o charakterze monograficznym i popularyzatorskim dotyczące kozicy jakie ukazały się po obu stronach granicy polsko-słowackiej (M. Nowicki 1868, M. Blahout 1976, W. Gąsienica Byrcyn 1987).

Praca jest dobrze zaprojektowana pod względem redakcyjnym. Poza Przedmową autora wiodącego, zawiera 9 logicznie wydzielonych

rozdziałów i zbiorczy spis obszernej literatury. Książkę, mimo że jest zasobna w treść i zachowuje dyscyplinę naukową, czyta się z zainteresowaniem i bez znużenia. Napisana została z polotem literackim, językiem prostym i łatwym w odbiorze. Wzbogacają ją bardzo ładne i wartościowe ilustracje, a poza tym została wydana w twardych i estetycznych okładkach. Będzie więc kompendium wiedzy o kozicy i ozdobą każdej biblioteczki. Co też ważne, rekomendowane dzieło zawiera opisy i streszczenia w języku angielskim, zatem niemal w pełni jest przystępne dla obcokrajowców.

Tylko gdzie tę książkę można nabyć? Wydawca tego nie wyjaśnia, ale należy przypuszczać, że przede wszystkim u Wydawcy – w siedzibie Tatrzańskiego Parku Narodowego w Zakopanem.

Zbigniew Głowaciński



**S.M. Stojko (red.):**  
Użańskij Nacionalnij Prirodnij Park. Polifunkcionalne znaczenja

**S.M. Stoyko (ed.):**  
Uzhanski national natural park. Multifunctional significance

Wydawnictwo „Merkator”, Lwiv (Lwów) 2008, II wyd., 306 stron, ISBN 978-966-7563-21-9



Użański Park Narodowy położony jest na Ukrainie, na Zakarpaciu, przy wschodniej granicy Słowacji i przy granicy polskiej. Sąsiaduje z naszym Bieszczadzkiem Parkiem Narodowym oraz Parkiem Narodowym Połonin na Słowacji i wraz z tymi terenami wchodzi w skład rezerwatu biosfery „Wschodnie Karpaty”, co niewątpliwie podnosi jego znaczenie. Powierzchnia Parku wynosi 39 159 ha, czyli blisko 400 km<sup>2</sup>, obejmuje dolinę rzeki Uż i jej liczne dopływy, oraz sąsiednie pasma górskie; wysokość terenu zamyka się w przedziale 220–1250 m npm. W krajobrazie przeważają lasy, mające w znacznym stopniu charakter naturalny. Są też zarośla

z olszą zieloną, łąki i inne zbiorowiska nieleśne. W niskich położeniach zachowały się wsie łemkowskie, z zabytkowymi cerkwiemi.

Książka – monografia o Użańskim Parku Narodowym – powstała w wyniku badań przyrodników z kilku krajów. Opracowało ją 13 specjalistów z różnych dziedzin, z przeważającym udziałem redaktora, prof. dr Stefana Stojko ze Lwowa. Jest on autorem, a w kilku przypadkach współautorem, niemal wszystkich 14 rozdziałów. Dwa pierwsze, przedmowa oraz wstęp przedstawiają problemy i znaczenie ochrony przyrody (w tym rezerwatów biosfery), ze szczególnym uwzględnieniem Karpat. Dalej następują rozdziały dotyczące bezpośrednio Użańskiego Parku: historii jego powstania, warunków fizyczno-geograficznych (geologii, gleby, klimatu), piętrowego układu roślinności i krajobrazu. Kolejny rozdział, poświęcony różnorodności i ochronie flory, zawiera wykaz gatunków roślin naczyniowych znalezionych na omawianym terenie – jest ich, wraz z podgatunkami, 870. Podano też listę roślin znajdujących się w Czerwonej Księdze Ukrainy (należy tu 40 gatunków) oraz zasługujących na włączenie do niej; przeważnie określono ich zasięg pionowy. Są też inne dane, m.in. o wprowadzonych egzotycznych drzewach i krzewach. Osobno przedstawiono zróżnicowanie zbiorowisk roślinnych z załączeniem tabel ze zdjęciami fitosocjologicznymi. Są to bardzo cenne informacje, pomimo iż wyróżnienia fitocenoz odbiegają po części od naszych. Dalej znajdują się dane związane z lasami i leśnic-

twem. Następne z kolei dotyczą różnorodności i ochrony fauny – tu załączono wykazy wszystkich znalezionych w Użańskim Parku gatunków, od owadów po ssaki. Są wśród nich liczne ptaki (ponad 100 gatunków) i utrzymujące się jeszcze inne zwierzęta np. wydra – związana z wodami, borsuk, żbik i ryś, wilk i niedźwiedź. Z kolei opisano rezerваты i pomniki przyrody istniejące na omawianym terenie, przedstawiono jego podział przestrzenny, potrzebny dla względów praktycznych, a także walory i warunki dla edukacji z zakresu ochrony przyrody, wypoczynku i turystyki oferowane osobom przyjeżdżającym. Zamieszczono też program dalszych, ciągłych obserwacji – monitoringu, potrzebnego dla utrzymania ekosystemów i wobec zmian zachodzących w środowisku. W epilogu podsumowano dane o znaczeniu Parku i terenu Karpat. Na końcu znalazły się „dodatki” – appendix – który stanowi bardzo ważną część książki, opracowaną przez L.O. Tasenkiewicz oraz S.M. Stojko. Część ta zawiera 38 map obrazujących rozmieszczenie w Parku roślin naczyniowych. Na każdej z map uwzględniono kilka lub kilkanaście gatunków. Dziwne się wydaje jedynie że rośliny, które prawdopodobnie są pospolite, zaznaczono w nielicznych miejscach – są to zapewne stanowiska wybrane. Ta część opracowania ma szczególne znaczenie dla możliwości porównania z kartograficznym przedstawieniem flory

po stronie polskiej (B. Zemanek, T. Winnicki: Monografie Bieszczadzkie 3, 1999).

Całość omawianej książki ilustruje 49 fotografii kilku autorów, 63 ryciny, wśród których są różne mapy Parku, obok omówionych florystycznych także: topograficzna, geologiczna, rzeźby i procesów erozyjnych, hydrologiczna, glebowa, zróżnicowania roślinności i krajobrazu, rozmieszczenia gatunków roślin z Czerwonej Księgi, rozmieszczenia zwierząt, rezerwatów, stref użytkowania obszaru itd. Zestawiono też 48 tabel różnego formatu i treści – znaczną ich część stanowią wspomniane tabelki fitosocjologiczne. Wykaz literatury jest obszerny, obejmuje m.in. pozycje opublikowane we Lwowie i sporo prac pochodzących z Polski

Tekst monografii o Użańskim Parku Narodowym napisany został w języku ukraińskim, a przedmowa, wstęp, spis treści, epilog i informacja o prof. S.M. Stojko, zamieszczona na ostatnich stronach, mają też wersję angielską. Książka wydana jest bardzo ładnie. Jej druk był finansowany przez Rząd Norwegii, przy wsparciu Międzynarodowego Funduszu WWF. Można i trzeba polecić ją wszystkim osobom zajmującym się ochroną przyrody, a zwłaszcza Karpatami.

Anna Medwecka-Kornaś