

SPIS TREŚCI

Jan Cichocki, Dariusz Łupicki: Występowanie borowca wielkiego <i>Nyctalus noctula</i> (Schreber, 1774) w polskich Tatrach	3
Anna Dembicka, Robert Rozwałka: Nowe stanowiska gryziela stepowego <i>Atypus muralis</i> Bertkau, 1890 w dolinie Wisły	13
Joanna Galas: Dlaczego warto badać i chronić zbiornik wodny w Zakrzówku?	30
Monika Gorczyca: Obuwik pospolity <i>Cypripedium calceolus</i> L. w rezerwacie Segiet w Bytomiu	42
Anna Koczur: Welnianka delikatna <i>Eriophorum gracile</i> W.D.J. Koch w Kotlinie Orawsko-Nowotarskiej	48
Leon Kowalewski, Piotr Profus: Rozmieszczenie, biometria i ekologia żmii zygzakowatej <i>Vipera berus</i> L. na Górnym Śląsku i Wyżynie Częstochowskiej	58
Przemysław Kurek, Bartosz Skowron, Tomasz Święciak: Stanowiska popielicy <i>Glis glis</i> (L., 1766) koło Olsztyna i Złotego Potoku na Wyżynie Częstochowskiej	91
Monika Podgórska: Nowe stanowiska widłaczka torfowego <i>Lycopodiella inundata</i> (L.) Holub na Garbie Gielniowskim (Wyżyna Małopolska)	97
Magdalena Rutkowska: Nowe stanowisko listery jajowatej <i>Listera ovata</i> (L.) R. Br. nad jeziorem Miedwie	106

I N S T Y T U T O C H R O N Y P R Z Y R O D Y
P O L S K I E J A K A D E M I I N A U K

CHROŃMY PRZYRODĘ OJCZYSTĄ

Dwumiesięcznik

R. LXIII (63) – 2007 – Zeszyt 3 (Maj–Czerwiec)

ORGAN PAŃSTWOWEJ RADY OCHRONY PRZYRODY



Member of

IUCN

The World Conservation Union

KRAKÓW

„W Polsce stał się Pawlikowski wielkim wychowawcą narodowym. Zakorzenione silnie w duszy polskiej uczucie przywiązania do ziemi rodzinnej rozwinął w nowe przykazanie polskiego patriotyzmu:

Chrońmy przyrodę ojczyzną”

(A. Wodziczko)

Redaktor Naczelny: *Antoni Amirowicz*

Sekretarz Redakcji: *Agata Skoczylas*

Zespół redakcyjny: *Joanna Korzeniak, Włodzimierz Margielewski, Henryk Okarma, Krystyna Przybylska, Tadeusz Zajac*

Adres Redakcji: 31-120 Kraków, al. A. Mickiewicza 33

Zeszyt wydano przy pomocy finansowej



**Narodowego Funduszu Ochrony Środowiska
i Gospodarki Wodnej w Warszawie**



**Wojewódzkiego Funduszu Ochrony Środowiska
i Gospodarki Wodnej w Krakowie**

Wydawnictwo polecone pismem Ministerstwa Oświaty
nr VIII-Oc: 3055/47 z 18 lutego 1948 roku
do bibliotek szkół wszystkich typów

Tytuł włączony do rejestru czasopism cytowanych
w “Zoological Record” (W. Brytania)

ISSN 0009-6172

Drukarnia Kolejowa Kraków Sp. z o.o.
31-505 Kraków, ul. Bosacka 6

Nakład 1000 egz.

JAN CICHOCKI¹, DARIUSZ ŁUPICKI²

¹*Zakład Biologii, Instytut Biotechnologii i Ochrony Środowiska
Uniwersytet Zielonogórski*

65-246 Zielona Góra, ul. Szafrana 1

e-mail: j.cichocki@ibos.uz.zgora.pl

²*Katedra Zoologii i Ekologii, Uniwersytet Przyrodniczy we Wrocławiu*

51-631 Wrocław, ul. Kozuchowska 5b

e-mail: lupicki@ar.wroc.pl

Występowanie borowca wielkiego *Nyctalus noctula* (Schreber, 1774) w polskich Tatrach

Wstęp

Borowiec wielki jest gatunkiem ogólnopalearktycznym. Jego europejski zasięg obejmuje tereny od Półwyspu Iberyjskiego na zachodzie, po Ural i Kaukaz na wschodzie. Północną granicę występowania wyznacza strefa przejścia między lasami liściastymi a iglastymi (w Skandynawii jest to 60–61° N) (Mitchel-Jones i in. 1999, Wołoszyn, Bashta 2001, Grabińska, Bogdanowicz 2002). Horáček i in. (2000) zaliczają go do grupy gatunków zasiedlających wilgotną strefę umiarkowaną. W Polsce wszędzie pospolity (Kowalski 1955, Wołoszyn, Bashta 2001).

Borowiec wielki jest nietoperzem typowo leśnym, ale spotyka się go także w dużych parkach i ogrodach. Żeruje na stosunkowo dużych wysokościach, na otwartych przestrzeniach. Charakterystyczny dla tego gatunku jest szybki, prostoliniowy lot, do którego predestynuje go budowa aparatu lotnego (Norberg, Rayner 1987, Kunz, Racey 1998). Hibernuje naj-

częściej w dziuplach drzew (Kowalski 1955, Pucek, Raczyński 1983, Wołoszyn, Bashta 2001, Grabińska, Bogdanowicz 2002), rzadziej w budynkach (Dzięgielewska, Dzięgielewski 2002, Szkudlarek i in. 2002), a wyjątkowo w jaskiniach (Schober, Grimmberger 1991, Węgiel i in. 2001, Wieczorek 2001). Znane są też jego okresowe wędrówki na południe Europy (Strelkov 1969). Borowiec wielki żerować zaczyna jeszcze przed zmrokiem – stąd też jest stosunkowo łatwym obiektem obserwacji (Jaberg, Guisan 2001). Podlega ochronie gatunkowej (Rozporządzenie 2004). Chroniony jest także na podstawie umów międzynarodowych: Konwencji Berneńskiej (Załącznik II), Konwencji Bońskiej (Załącznik II) oraz Dyrektywy Siedliskowej Unii Europejskiej (Aneks IV) (Bogdanowicz 1999).

Kowalski i in. (1957) nie wykazują borowca z Tatr z akcją obrączkowania nietoperzy w Polsce, jak również w swoim *Przeglądzie ssaków tatrzańskich* (Kowalski 1962). Pomimo iż notowany był na wysokościach do 1900 m n.p.m. (Wołoszyn, Bashta 2001) w literaturze brak jakichkolwiek danych o występowaniu tego gatunku w polskich Tatrach (Profus 1996, Piksa 1998). Wykazany był dotychczas tylko z Tatr słowackich (Pjenčák i in. 2003).

Teren badań i metody

Obserwacje w Tatrach prowadzono w okresie 8–27 sierpnia 2004 r., 25–30 sierpnia 2005 r. i 9–15 sierpnia 2006 r., wykorzystując detektor ultrasoniczny Pettersson D-100. Obserwacje prowadzono w godzinach od 20 do 21:30. Po stwierdzeniu borowców liczone je w miejscu, z którego wylatywały. Badania obejmowały przede wszystkim polany znajdujące się w strefie regla dolnego.

Badania prowadzono na terenie makroregionu Łańcuch Tatrzański (Kondracki 2000). Większość stanowisk znajduje się na obszarze Tatrzańskiego Parku Narodowego lub w jego otulinie w strefie regla dolnego, gdzie powinien dominować zespół buczyny karpackiej *Dentario glandulosae-Fagetum* (Piękoś-Mirkowa, Mirek 1996). W XIX w. w wyniku rabunkowej gospodarki leśnej lasy te zostały przetrzebione i obecnie istnieją już

tylko ich niewielkie fragmenty. Miejsce buczyn zajęły sztucznie wprowadzone monokultury świerkowe, które dominują w reglu dolnym. Zwykle na obrzeżach zachowują się pojedyncze starsze (ponad stuletnie) drzewa: okazy jodły *Abies alba*, jawora *Acer pseudoplatanus* i buka *Fagus sylvatica*, które mogą stanowić potencjalne miejsce schronienia dla borowców.

Wyniki

Ogółem stwierdzono 18 osobników na dziewięciu stanowiskach (ryc. 1, tab. 1). Najwięcej na polanie Brzanówka – 5 osobników, na pozostałych stanowiskach obserwowaliśmy 1–3 borowców. Najwyżej położonymi stanowiskami były polana Królowe Rówieńki (1520 m n.p.m.) i Stare Kościeliska (971 m). Pozostałe stanowiska były umiejscowione na wysokości 900–962 m. W roku 2005 kontynuowano obserwacje na fragmentach buczyny karpackiej koło Drogi Pod Regłami, potencjalnie najdogodniejszym miejscu bytowania tego gatunku. Jednak nie stwierdziliśmy występowania borowców w buczynach. Mogło to być spowodowane dosyć późnym terminem obserwacji (po 25 sierpnia), jak również wcześniejszymi niekorzystnymi warunkami atmosferycznymi. Występowały wtedy opady śniegu i niższa niż zwykle temperatura w nocy. W tym okresie stwierdziliśmy tylko jednego osobnika koło stadionu w Zakopanem (tab. 1). W sierpniu 2006 r. odnotowano jednego borowca polującego wokół leśniczówki na polanie Królowe Rówieńki. Jest to najwyżej położone stanowisko tego nietoperza w Tatrach i w Polsce.

Dyskusja

W warunkach miejskich w 5% przypadków borowiec wielki lokuje swoje kolonie w drzewach iglastych (Rajter i in. 1998). Wydaje się zatem, iż w warunkach Tatr drzewostany iglaste mogą być wykorzystywane przez ten gatunek. Obecność osobników borowca wielkiego na początku sierpnia (przed okresem wędrówek) sugerować może rozród tego gatunku na terenie Tatr. Nie można jednak wykluczyć, że część z naszych późnych obserwacji, zwłaszcza pojedynczych osobników, dotyczy borow-

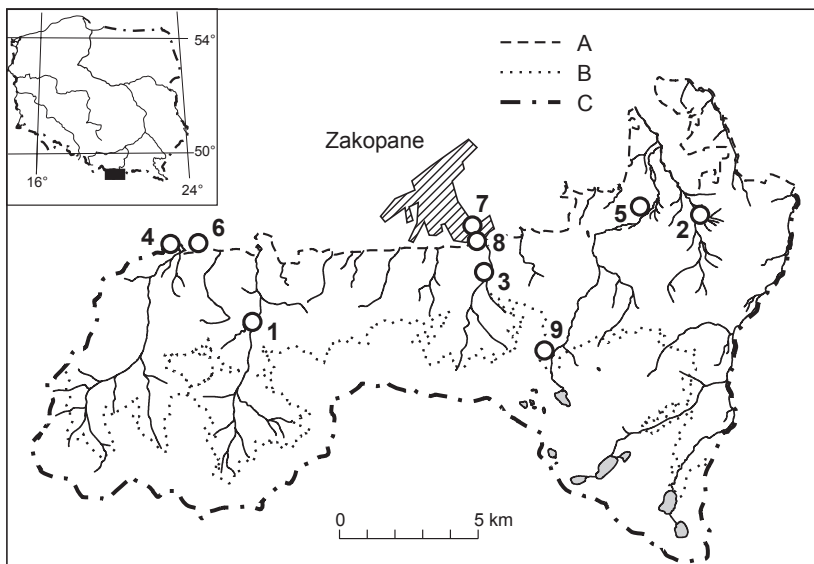
Tab. 1. Lokalizacje stanowisk borowca wielkiego w polskich Tatrach.
 Tab. 1. Location of the places of occurrence of *Nyctalus noctula* in Polish part of the Tatra Mts.

Nr	Stanowisko Site	Data obserwacji Date	Liczba osobników Number of individuals	Wysokość (m n.p.m.) Altitude (m)
1	Stare Kościeliska	2004-08-26	1	971
2	Brzanówka	2004-08-08	5	940
3	Kuźnicka Polana	2004-08-27	2	950
4	Molkówka	2004-08-14	2	962
5	Niżnia Palenica Pańszczykowa	2004-08-19	2	940
6	Siwa Polana	2004-08-10	3	937
7	Zakopane (las przy Rondzie)	2004-08-27	1	900
8	Zakopane (Stadion)	2005-08-24	1	900
9	Królowe Rówieńki	2006-08-10	1	1520

ców rozpoczynających migracje. Strelkov (1969) podaje, że początek migracji borowca w warunkach Europy Środkowej przypada na koniec sierpnia i pierwszą dekadę września.

Po stronie słowackiej Tatr było znacznie więcej stwierdzeń borowców, głównie z użyciem detektora (Pjenčák i in. 2003). Najwyższe stwierdzenie borowca wielkiego w Tatrach Słowackich było na wysokości 1400 m n.p.m. przy wylocie z Jaskini Alabastrowej. Inne informacje na temat borowców pochodziły z materiału wyplukowego zarówno współczesnego, jak i subfosalnego. W pochodzących z XVIII w. pokładach kości z wypluwek puchacza Schaefer (1973, 1974) oznaczył 185 borowców.

Brak informacji dotyczących borowców wielkich po polskiej stronie Tatr wynika z faktu, że gatunek ten nie jest zaliczany do tzw. „gatunków jaskiniowych”. Większość prowadzonych do tej pory badań skupiało się na penetracji jaskiń w zimie w okresie hibernacji nietoperzy (Kepel 1995, Piksa, Nowak 2000, Piksa i in. 2000, Nowak 2001, Piksa, Nowak 2001, 2002a, 2002b). Badania nad nietoperzami w Tatrach zwykle również pomijają okres rozrodczy i okres wędrówek nietoperzy.



Ryc. 1. Miejsca stwierdzeń borowca wielkiego w polskich Tatrach: A – granica Tatrzańskiego Parku Narodowego, B – górna granica lasu, C – granica państwa.

Fig. 1. Sites where *Nyctalus noctula* were found in Polish part of the Tatra Mts: A – Tatra National Park border, B – upper limit of the montane forest zone, C – state border.

Borowiec wielki mógł być w pewnym okresie rzadszy w Tatrach, co mogło mieć związek z przetrzebieniem lasów regla dolnego i rabunkową gospodarką leśną w XIX i na początku XX w. Fakt ten mógł wpłynąć na zmniejszenie ilości dogodnych kryjówek dla tego gatunku. Jednak główną przyczyną dotychczasowego braku informacji na temat występowania borowca w polskiej części Tatr związane jest zapewne z brakiem obserwacji, albo pomijaniem go w publikacjach, bowiem borowiec uważany jest za gatunek powszechnie występujący.

Podziękowania

Dziękujemy za pomoc w prowadzonych obserwacjach Włodzimierzowi Cichockiemu, Zbigniewowi Mierczakowi i Tomaszowi Zwijaczowi-Kozicy.

SUMMARY

Distribution of noctule bat *Nyctalus noctula* (Schreber, 1774) in the Polish Tatra Mts

Noctule bat is a typical forest species, however it can be also found in big parks and gardens. It hunts for prey at high altitudes in open areas. Its flying apparatus allows a quick and straight-line flight (Norberg, Rayner 1987, Kunz, Racey 1998). It hibernates usually in tree hollows (Kowalski 1955, Pucek, Raczyński 1983, Wołoszyn, Bashta 2001, Grabińska, Bogdanowicz 2002), sometimes in buildings (Dzięgielewska, Dzięgielewski 2002, Szkudlarek et al. 2002), and very rarely in caves (Schober, Grimmberger 1991, Węgiel et al. 2001, Wieczorek 2001). Occasional migrations to the south of Europe have also been reported (Strelkov 1969). Noctule bat starts to feed before dusk; therefore it is an easy object for observation (Jaberg, Guisan 2001). The species is protected in Poland. It is protected also under international agreements: Bern Convention (Appendix II), Bonn Convention (Appendix II), and Habitats Directive of European Union (Annex IV) (Bogdanowicz 1999).

Kowalski et al. (1957) did not report the noctule bat from the Tatra Mts. neither after completing the project of ringing the bats in Poland nor in his review of Tatra mammals (Kowalski 1962). Although the noctule bat was observed up to 1900 m a.s.l. (Wołoszyn, Bashta 2001) there is no literature data on its occurrence in the Polish part of the Tatra Mts. (Profus 1996, Piksa 1998). Hitherto, it has been listed only from the Slovak part (Pjenčák et al. 2003).

The investigations were carried out in 8–27 August 2004, 25–30 August 2005 and 9–15 August 2006. The ultrasonic detector Pettersson D-100 was used. The observations were done at 20:00 until 21:30. When the noctule bats were detected, they were counted at the spot from which they flew out. The study was carried out mainly in the clearings within the lower forest zone. The sites were chosen according to the ease of access, mainly in the entry to a valley or in easily reached clearings.

The greatest number of noctule bats was found at Brzanówka clearing (940 m a.s.l.) – 5 individuals. At the remaining sites, we noted one to three individuals. The sites situated at the highest altitude were Królowe Rówieńki (1520 m) and Stare Kościeliska (971 m) clearings, while the other sites were situated at ca. 900 m a.s.l. (Table 1). In 2005, the study was continued mainly in the fragments of the Carpathian

beech forest near the “Droga Pod Reglami” route. We considered these sites the most suitable places to the noctule bats. However, no individuals of this species were found there. Probably, it might be too late to find them (the observation was after 25 August) or the atmospheric conditions were unsuitable, it was snowing on previous days, and the temperature was very low during the night. During that period, we found only one bat near the stadium in Zakopane (Table 1). In August 2006, we found only one noctule bat flying near the forester’s lodge in the Królów Rówieńki clearing. It was the highest recorded site of occurrence of the noctule bat in the whole Tatra Mts and in Poland.

Within the urban areas 5% of the noctule bat colonies occur in coniferous trees (Rajter et al. 1998). Therefore, it is possible that the coniferous forests may be used by this species in the Tatra Mts. The presence of the noctule bats at the beginning of August (before the migration starts) may suggest a possibility of the bat reproduction in the area. However, it is also possible that some of our late observations, especially of single individuals, reflect the beginning of migration. According to Strelkov (1969), the beginning of migration of noctule bat in Europe takes place at the end of August and in the first decade of September.

In the Slovak part of Tatra Mts, the records of the noctule bat were more numerous, especially when the detector was used (Pjenčák et al. 2003). The opening of the Alabastrová jaskyňa Cave at 1400 m a.s.l. was the highest site where the noctule bats were recorded. Other information on this species was derived from contemporary and subfossil pellets: in the 18th century bone debris, the remains of 185 noctule bats were found in the pellets of Eurasian eagle owl (Schaefer 1973, 1974).

The lack of information on noctule bats in the Polish part of Tatra Mts results from the fact that this species is not considered “a cave species”. Until now, the studies were carried out mainly in the caves during winter, the hibernation period for bats (Kepel 1995, Piksa, Nowak 2000, Piksa et al. 2000, Nowak 2001, Piksa, Nowak 2001, Piksa, Nowak 2002a, Piksa, Nowak 2002b). The studies on bats in Tatra Mts. are usually done out of the migration and reproductive periods.

The noctule bat could have been a rare species in the Tatra Mts. at certain time. It could have been due to the extensive deforestation in the 19th and the beginning of the 20th century. This could have caused the shortage of suitable hiding places for bats. However, the main reason of the lack of data on the noctule bat occurrence in the Polish part of Tatra Mts. is the lack of proper investigation. Another

reason may be that the noctule bat is often omitted in publications just because it is considered a common species.

PIŚMIENNICTWO

- Bogdanowicz W. 1999. *Nyctalus noctula* (Schreber, 1774). W: Mitchell-Jones A.J., Amori G., Bogdanowicz W., Krystufek B., Reinjders P.J.H., Spitzenberger F., Stubbe M., Thissen J.B.M., Vohralik V., Zima J. (red.). The Atlas of European Mammals. Academic Press, London: 136–137.
- Dzięgielewska M., Dzięgielewski K. 2002. Zimowe kryjówki borowców wielkich w aglomeracji miejskiej. *Nietoperze* 3 (2): 299–300.
- Grabińska B., Bogdanowicz W. 2002. Nietoperze Europy – ich rozmieszczenie i status ochronny. *Nietoperze* 3 (2): 181–196.
- Horáček I., Hanák V., Gaisler J. 2000. Bats of the Palearctic Region: a Taxonomic and Biogeographic Review. W: Wołoszyn B.W. (red.). Proc. 8th European Bat Symposium, Vol. 1. Approaches to biogeography and ecology of bats. Centrum Informacji Chiropterologicznej ISEZ PAN, Kraków: 11–157.
- Jaberg C., Guisan A. 2001. Modelling the distribution of bats in relation to landscape structure in a temperate mountain environment. *Journal of Applied Ecology* 38: 1169–1181.
- Kepel A. 1995. Nietoperze zimujące w jaskiniach tatrzańskich – wyniki spisów przeprowadzonych w sezonach 1992/93, 93/94 i 94/95. *Przegl. przyr.* 6 (2):75–80.
- Kondracki J. 2000. Geografia regionalna Polski. PWN, Warszawa.
- Kowalski K. 1955. Nasze nietoperze i ich ochrona. Zakład Ochrony Przyrody PAN, nr 11. Kraków.
- Kowalski K., Krzanowski A., Wojtusiak J.R. 1957. Sprawozdanie z akcji obrączkowania nietoperzy w Polsce w latach 1939–1953. *Acta theriol.* 5(1): 109–158.
- Kowalski K. 1962. Ssaki. W: Szafer W. (red.). Tatrzański Park Narodowy (wyd. 2). Zakład Ochrony Przyrody PAN: 365–385.
- Kunz T.H., Racey P.A. 1998. Bat Biology and Conservation. Smithsonian Institution Press, Washington and London.
- Mitchell-Jones A.J., Amori G., Bogdanowicz W., Krystufek B., Reinjders P.J.H., Spitzenberger F., Stubbe M., Thissen J.B.M., Vohralik V., Zima J. (red.). 1999. The Atlas of European Mammals. Academic Press, London.

- Norberg U.A., Rayner J.M.V. 1987. Ecological morphology and flight in bats (Mammalia; Chiroptera): wing adaptations, flight performance, foraging strategy and echolocation. *Proceedings and Philosophical Transactions of The Royal Society London*, B 316: 335–427.
- Nowak J. 2001. Nocek orzęsiony *Myotis emarginatus* (Geofroy, 1806), nowy gatunek dla fauny Tatr. *Studia Chiropterol.* 2: 97–99.
- Piękoś-Mirkowa H., Mirek Z. 1996. Zbiorowiska roślinne. W: Mirek Z. (red.). *Przyroda Tatrzańskiego Parku Narodowego*. Wydawnictwo Tatrzańskiego Parku Narodowego: 237–274.
- Piksa K. 1998. The chiropterofauna of the Polish Tatra Mts. *Vespertilio* 3: 93–100.
- Piksa K., Laskowska K., Kepel A., Nowak J., Olejnik E. 2000. Pierwsze stwierdzenia zimowania mroczka późnego *Eptesicus serotinus* (Schreber, 1774) w jaskiniach Tatr Polskich. *PTOP „Salamandra”* 4: 119–121.
- Piksa K., Nowak J. 2000. The bat fauna in the Polish Tatra caves. W: Wołoszyn B.W. (red.). *Proc. 8th European Bat Symposium*, Vol. 1. Approaches to biogeography and ecology of bats. Centrum Informacji Chiropterologicznej ISEZ PAN, Kraków: 181–190.
- Piksa K., Nowak J. 2001. Występowanie mopka *Barbastella barbastellus* (Schreber, 1774) w jaskiniach Tatr Polskich. *Studia Chiropterol.* 2: 67–73.
- Piksa K., Nowak J. 2002a. Nowe zimowe stanowiska nocka Bechsteina *Myotis bechsteinii* (Kuchl, 1817) w jaskiniach Polskich Karpat. *Nietoperze* 3 (2): 237–241.
- Piksa K., Nowak J. 2002b. Noteworthy records of northern bat *Eptesicus nilsonii* (Chiroptera: Vespertilionidae) in the Tatra Mountains. *Acta zool. cracov.* 45: 321–324.
- Pjenčák P., Danko Š., Matis Š. 2003. Netopiere Tatranského národného parku a širšieho okolia. *Vespertilio* 7: 139–160.
- Profus P. 1996. Ssaki. W: Mirek Z. (red.). *Przyroda Tatrzańskiego Parku Narodowego*. Wydawnictwo Tatrzańskiego Parku Narodowego: 435–454.
- Pucek Z., Raczynski J. (red.) 1983. *Atlas rozmieszczenia ssaków w Polsce*. PWN, Warszawa.
- Rajter J., Szkudlarek R., Paszkiewicz R., Furmankiewicz M. 1998. Sezonowe zmiany liczebności i wybiórczość stanowisk kolonii rozrodczych borowca wielkiego *Nyctalus noctula* w środowisku zieleni miejskiej. *Streszczenia referatów XII Ogólnopolskiej Konferencji Chiropterologicznej, Krzydlina Mała 14–15.11.1998*: 31–32.
- Rozporządzenie 2004. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 28 września 2004 r. w sprawie gatunków dziko występujących zwierząt objętych ochroną. *Dz.U. nr 220 (2004), poz. 2237*.

- Schaefer H. 1973. Zur Faunengeschichte der Fledermäuse in der Hohen Tatra. Bonn. Zool. Beitr. 4 (24): 342–354.
- Schaefer H. 1974. Eine Fauna der Hohen Tatra aus dem 18. Jahrhundert (=Muran I). Bonn. Zool. Beitr. 4 (25): 231–282.
- Schober W., Grimmberger E. 1991. Guide des chauves-souris d'Europe. Delachaux et Niestlé.
- Strelkov P.P. 1969. Migratory and stationary bats (Chiroptera) of the European part of the Soviet Union. Acta zool. cracov. 14: 339–439.
- Szkudlarek R., Paszkiewicz R., Hebda G., Gottfried T., Cieślak M., Mika A., Ruzsiewicz A. 2002. Atlas rozmieszczenia nietoperzy w południowo-zachodniej Polsce – stanowiska zimowe z lat 1982–2002. Nietoperze 3 (2): 197–235.
- Węgiel A., Grzywiński W., Adamus P., Sadowy R., Wieczorek M. 2001. Nietoperze (Chiroptera) zimujące w jaskiniach Wyżyny Krakowskiej. Nietoperze 2 (1): 23–42.
- Wieczorek M. 2001. Pierwsze stwierdzenie w Polsce borowca wielkiego *Nyctalus noctula* (Schreber, 1774) w jaskini. Nietoperze 2 (1): 143.
- Wołoszyn B.W., Bashta A.T.V. 2001. Nietoperze Karpat. Połowy klucz do oznaczania gatunków. Publikacje Centrum Informacji Chiropterologicznej ISEZ PAN, Kraków.

ANNA DEMBICKA¹, ROBERT ROZWAŁKA²

Zakład Zoologii Instytutu Biologii UMCS
20-033 Lublin, ul. Akademicka 19

¹e-mail: waszka93@op.pl

²e-mail: rrozwalk@biotop.umcs.lublin.pl

Nowe stanowiska gryziela stepowego *Atypus muralis* Bertkau, 1890 w dolinie Wisły

Wstęp

Rodzaj gryzieli *Atypus* LATREILLE (Araneae: Mygalomorphae) reprezentowany jest w Polsce i Europie jedynie przez trzy gatunki. Zachodnioeuropejski *Atypus affinis* EICHWALD, 1830 wymieniany był z zachodniej i południowo-zachodniej części kraju (Prószyński, Staręga 1971, Staręga 1983). Związany z terenami podgóorskimi Europy Centralnej *A. piceus* (SULZER, 1776) stwierdzany był wzdłuż pasma pogórzy, od Sudetów po Bieszczady (Prószyński, Staręga 1971, Staręga 1983, 2000). Natomiast stanowiska pontyjskiego *A. muralis* BERTKAU, 1890 (ryc. 1) znane były z doliny Wisły, okolic Krzyżanowic nad Nidą i Gór Świętokrzyskich oraz Wyżyny Lubelskiej (Błażejowski 1953, Prószyński, Staręga 1971, Staręga 1983, 1988, Hajdamowicz 2004, Rozwałka 2006, 2007, Rozwałka niepubl.).

Wszystkie gatunki gryzieli charakteryzują się zbliżonymi wymaganiami siedliskowo-środowiskowymi oraz biologią. Występują kolonijnie, przede wszystkim na silnie nasłonecznionych, stromych zboczach kserotermicznych porośniętych rzadką roślinnością zielną. W takich środowiskach, przy pomocy masywnych chelicer kopią głębokie (25–85 cm, w zależności od gatunku) nory, zakończone na powierzchni walcowatym oprzędem o długości 5–20 cm, zwanym rękawem (ryc. 2). W pobliżu jego



Ryc. 1. Gryziel stepowy w rezerwacie Góry Pieprzowe pod Sandomierzem (stanowisko 5) sfotografowany 9 września 2005 (fot. B. Staniec).
Fig. 1. *Atypus muralis* in the “Góry Pieprzowe” reserve near Sandomierz (site number 5) on 9 November 2005 (photo B. Staniec).

zakończenia można znaleźć resztki zdobyczy i wylinki samego mieszkańca. Cechy diagnostyczne na egzuwiach pozwalają bez problemu oznaczyć gatunek bez konieczności odławiania pająków (Wiehle 1953, Nentwig i in. 2003, Hajdamowicz 2004). Wszystkie gryziele są gatunkami długowiecznymi. Samice osiągną dojrzałość płciową dopiero w wieku 4–5 lat, a dożywają nawet 10 lat. Przez cały okres swojego życia zamieszkują jedną norę, pogłębianą w miarę wzrostu osobnika. Samce po osiągnięciu dojrzałości płciowej (w 3–4 roku życia) opuszczają nory i odbywają krótkie wędrówki w poszukiwaniu partnerek, po czym giną (Wiehle 1953, Bristowe 1958, Hajdamowicz 2004).

Ze względu na zanikanie naturalnych siedlisk, występowanie na granicach zasięgów oraz rozproszenie krajowych stano-



Ryc. 2. Oprzęd łowny gryziela stepowego w rezerwacie Góry Pieprzowe pod Sandomierzem (stanowisko 5) sfotografowany 9 września 2005 (fot. A. Dembicka).

Fig. 2. Silk tube of *Atypus muralis* in the “Góry Pieprzowe” reserve near Sandomierz (site number 5) on 9 November 2005 (photo A. Dembicka).

wisk wszystkie pająki z rodzaju *Atypus* zostały w Polsce objęte ochroną prawną (Rozporządzenie 2004). Na *Czerwonej Liście Gatunków Ginących i Zagrożonych w Polsce* zaliczono je do kategorii „narażonych” (EN; Starega i in. 2002), a *Atypus muralis* czyli gryziel stepowy, został również umieszczony w *Polskiej Czerwonej Księdze Zwierząt* (Hajdamowicz 2004).

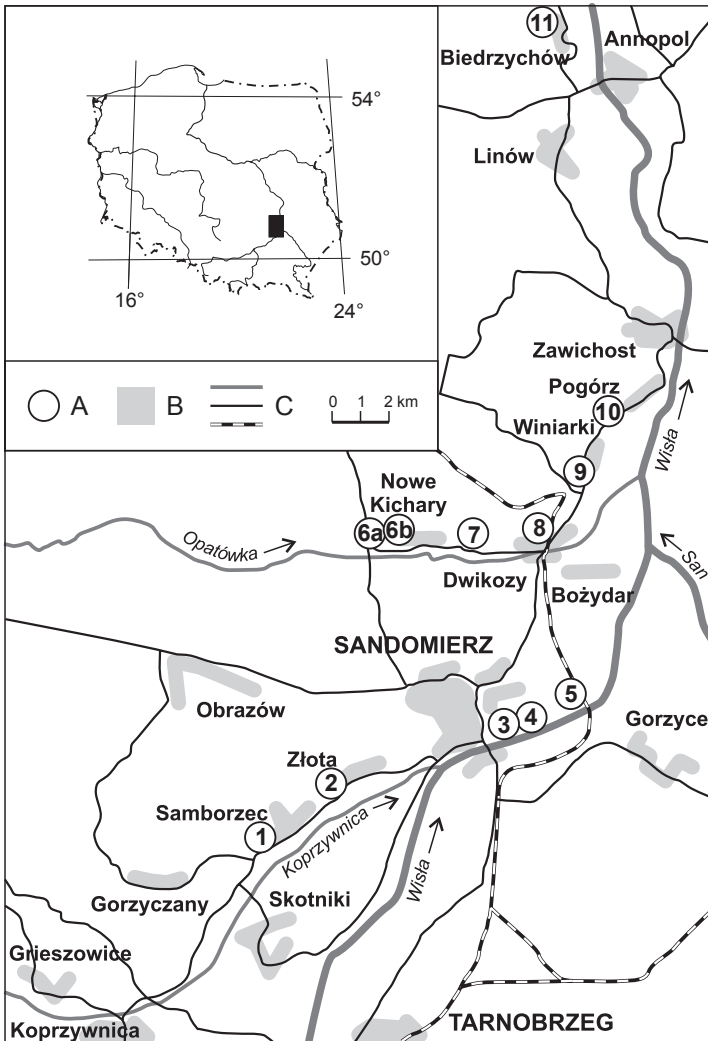
Metodyka i teren badań

W latach 2004–2006 odbyto szereg wyjazdów inwentaryzacyjnych, w ramach których spenetrowano około 45 kilometrowy odcinek doliny Wisły położony pomiędzy miejscowościami Koprzywnica i Annopol (ryc. 3). Na wytypowanym do poszukiwań

fragmencie doliny Wisły znane były trzy stanowiska tego gatunku zaznaczone na mapie w opracowaniu Hajdamowicz (2004: punkty 16/Mh, 16/Mk, 16/Mf). Obecność wymienionych lokalizacji oraz licznych stanowisk roślinności kserotermicznej w okolicach Sandomierza (Głazek 1968) stwarzała nadzieję na odkrycie dalszych kolonii tego gatunku. Dodatkowym powodem uzasadniającym podjęcie badań był fakt, że z wyjątkiem ostatnich prac Rozwałki (2006, 2007), brak precyzyjnych danych, które omawiałyby liczebność, zagęszczenie czy zajmowany areal poszczególnych kolonii gryziela stepowego. Bez znajomości tych parametrów populacyjnych trudno w praktyce ocenić stan poszczególnych kolonii, ewentualne zagrożenia czy też podejmować określone działania ochronne. W trakcie badań terenowych poszukiwano oprzędów świadczących o występowaniu gryzieli. W wypadku ich odkrycia, na podstawie wylinek i badań przyżyciowych oznaczano gatunek, a także oceniano liczebność i zagęszczenie kolonii oraz zajmowany przez nią areal. Zebrano również dane o ukształtowaniu terenu, ekspozycji oraz szacie roślinnej. Oprócz poszukiwania nowych stanowisk, skontrolowano także lokalizacje znane z literatury (Hajdamowicz 2004, Staręga 1988). Zebrane dane umożliwiły ocenę kondycji poszczególnych kolonii oraz określenie istniejących i potencjalnych zagrożeń.

Wyniki

Na terenie objętym badaniami stwierdzono łącznie 11 kolonii *A. muralis* położonych wzdłuż Wisły i jej lewobrzeżnego dopływu, Opatówki. Dwie z nich były wcześniej wzmiankowane w literaturze, ale bez podania dokładnej charakterystyki (Hajdamowicz 2004: punkty 16/Mh i 16/Mk), natomiast 9 to stanowiska nowoodkryte (ryc. 3, tab. 1). Ponadto sprecyzowano i skorygowano dane dotyczące lokalizacji jednego ze stanowisk podawanych w literaturze. Ustalono, że Annapol wymieniany jako dotychczasowe miejsce występowania gryziela stepowego (Staręga 1988: ryc. 1; Hajdamowicz 2004: 16/Mf) należy wykreślić z mapy rozmieszczenia tego gatunku w Polsce. Miasto to podano jako najbliższą większą miejscowość obserwacji M. Żabki, który na początku lat 80-tych odławiał ten gatunek na



Ryc. 3. Lokalizacja stanowisk *Atypus muralis* w dolinie Wisły pomiędzy Koprzywnicą a Annopolem. A – stanowiska, B – miejscowości, C – rzeki, drogi, koleje.

Fig. 3. Location of sites of *Atypus muralis* in the Vistula valley between Koprzywnica and Annopol. A – localities, B – build up areas, C – rivers, roads, railways.

Tab. 1. Wykaz stanowisk gryziela stepowego w okolicach Sandomierza na odcinku doliny Wisły pomiędzy Koprzywnicą a Annopolem. Dane o liczebności podano w oparciu o liczebność dużych przędów należących do dorosłych (lub prawie dorosłych) osobników.

Tab. 1. List of localities of *Atypus muralis* in the Vistula valley between Koprzywnica and Annopol. Abundance estimates based on number of large silk tubes of mature (submature) specimens.

Nr	Stanowiska	Przybliżona powierzchnia	Zagęszczenie/ liczebność kolonii	Ekspozycja, podłoże, roślinność	Uwagi
1	2	3	4	5	6
	Sites	Approximate area	Density/Population	Exposition, soil, vegetation	Notes
1	Samborzec	15 m ²	1-3 ind./m ² <30 ind. (!)	S; niemal naga skarpa lessowa; nieco macierzanki i niskiej roślinności trawiastej.	Populacja skrajnie zagrożona! Narażona na zanik wskutek zarastania przez robinie, wrotycz (<i>Tanacetum</i>), nawłóć (<i>Solidago</i>) oraz dalsze podkopywanie zbocza celem powiększenia posesji.
2	Złota	1000 m ²	1-5 ind./m ² <300 ind.	S i SE; skarpa lessowa porośnięta częściowo macierzanką i różnymi trawami, ale w znacznej części zarastająca robinia, wiązem i krzewami.	Aktualnie stwierdzona kolonia stanowi prawdopodobnie pozostałość po znacznie większej populacji zniszczonej w trakcie budowy drogi. Większość kolonii znajduje się na terenie częściowo już porośniętym krzewami, co w połączeniu z niewielkim arealem stwarza poważne zagrożenie dla jej przetrwania w ciągu najbliższych kilku lat.

3	Sandomierz 5 ha (wzdłuż ul. Nadrzecznej)	3–10 ind./m ² 150–200 tys. ind.	S i SSW; less lub płytkie gleby brunatne na lessach; <i>Potentillo-Stipetum capillatae</i> , <i>Sisymbrio-Stipetum capillatae</i> , <i>Koelerio-Festucetum sulcatae</i> , <i>Thalictro-Salvietum pratensis</i> , <i>Adonido-Brachypodietum pinnati</i> .	Stanowiska 3, 4 i 5 uznano za osobne, bo są rozdzielone przez 1–2 km obszary zabudowane, sady, pola uprawne itp.
4	Sandomierz 3 ha (wzdłuż ul. Nabłonie)	5–15 ind./m ² 200–250 tys. ind.	S; lessowe skąpy; roślinność j.w.	
5	Rez. „Góry Pieprzowe” 8–10 ha	5–20 (30) ind./m ² 1–2 mln ind.	S i częściowo SSW i SSE; less lub płytkie gleby brunatne na lessach i utworach lessowogliniastych; roślinność j.w.	Największe i najliczniejsze stanowisko tego gatunku w Polsce.
6a	Nowe Kichary 2 ha	1–5 (10) ind./m ² 20–30 tys. ind.	S; gleby brunatne przechodzące w głębokie rędziny; mozaika <i>Thalictro-Salvietum pratensis</i> , <i>Origano-Brachypodietum pinnati</i> i <i>Inuletum ensifoliae</i> .	Stanowisko położone około 200 m na zachód od ostatnich zabudowań w Nowych Kicharach. Dość regularny prostokątny kształt sugeruje, że w przeszłości mogło być użytkowane rolniczo (raczej pastwisko lub łąka niż pole uprawne). Obecnie ślady wypasania.

Tab. 1. cd.

1	2	3	4	5	6
6b	Nowe Kichary	1 ha	1-10 ind./m ² 20 tys. ind.	S; w górnej części zbocza naleśosowe murawy <i>Koelerio-Festucetum sulcatae</i> i zubożone <i>Potentillo-Stipetum capillatae</i> ; w dolnej części zbocza podłoże stanowią mieszanina lessów i żwirów ze zerodowanych zlepieńców; <i>Origano-Brachypodietum pinnati</i> , <i>Inuletum ensifoliae</i> .	Stanowisko zlokalizowane na terenie prywatnym, zagrożone zniszczeniem wskutek rozpoczętej eksploatacji zlepieńca i żwirów u podstawy zboczy. Stanowiska 6a i 6b wydzielono, ponieważ odległość pomiędzy nimi wynosi około 200 m, ale nie zostały uznane za odrębne kolonie
7	po między Nowymi Kicharami i Dwikozami	4-6 ha	1-20 ind./m ² 20-50 tys. ind.	S; less i mieszanika lessu ze zlepieńcem na bazie piasku; roślinność mozaikowa: <i>Koelerio-Festucetum sulcatae</i> , <i>Thalicetro-Salvietum pratensis</i> , <i>Trifolio-Geranietea</i> , miejscami luźne zarośla kserotermiczne i zadrzewienia nawiązujące do dąbrowy świetlistej <i>Potentillo albae-Quercetum</i>	Okolo 10-12 pók i lessowych występów o powierzchni od paru do kilkunastu arów ciągnących się na odcinku ok. 1,5 km (razem 1-2 ha) oraz 3-4 ha zarośli kserotermicznych.
8	Dwikozy (Panieńska Góra)	1-1,2 ha	4-10 (15) ind./m ² 20-30 tys. ind.	S; lessowe wzniesienie; <i>Sisymbrio-Stipetum capillatae</i>	Sądząc ze śladów, miejsce jest dość często wypalane. Mimo to utrzymuje się tam liczna populacja gryziela stepowego.
9	po między Dwikozami i Winiarkami	0,5 ha	2-6 ind./m ² 3-5 tys. ind.	S; fragment lessowego zbocza; zdegradowane <i>Sisymbrio-Stipetum capillatae</i>	Stanowisko narażone na zanik wskutek wkraczania trzcinnika, wrotyczu, płozących, jezyn itp.

10 pomiędzy Winiakami i Pogórzem	0,15 ha	1–4 ind./m ² <100 ind.	S; lessowa półka; zdegradowane <i>Sisymbrio-Stipetum capillatae</i> , krzewy (leszczyna i tarnina)	Jeden z ostatnich, jeszcze niezarośniętych, ostańców lessowych położonych przy drodze Annopol – Sandomierz. Na odcinku Linów – Dwikozy, po prawej stronie drogi ciągną się na przestrzemi około 10 km strome lessowe skarpy, obecnie zupełnie porośnięte zaroślami kserotermicznymi.
11 Biedzychów	1,5–2 ha	1–5 (10) ind./m ² 5–10 tys. ind.	Główna kolonia (ok. 1,5 ha) zajmuje lessowe i lessowo-ředzinowe fragmenty w górnej partii zbocza o wystawie S-SE położone na północ od miejscowości. Niewielkie skupiska (kilka–kilkanaście rękawów) stwierdzono także na płytkich rędzinach wzdłuż górnej krawędzi ciągnącego się około 2 km bardzo stromego wapiennego zbocza. W części z przewagą lessów zubożone <i>Koelerio-Festucetum sulcatae</i> przechodzące w <i>Origano-Brachypodietum pinnati</i> i <i>Inuletum ensifoliae</i> na podłożu z większym udziałem wapieni.	Stanowisko częściowo zarastające zaroślami kserotermicznymi z klasy <i>Rhamno-Prunetea</i> . Małe skupiska gryzela stepowego poza główną kolonią znajdują się pod karłowatymi sosenkami. Wskazane jest podjęcie zabiegów ograniczających wyraźnie widoczną ekspansję krzewów, które w najbliźszych latach mogą znacznie zmniejszyć areal zajmowany przez <i>A. muralis</i> .

murawach kserotermicznych pomiędzy Annopolem a Sandomierzem po lewej stronie Wisły (M. Żabka, inf. ustna). Przeprowadzone przez autorów poszukiwania w samym Annopolu i jego okolicach nie doprowadziły do odszukania stanowisk tego gatunku na prawym brzegu Wisły. Również rzeźba terenu, podłoże (opoka wapienna lub piaski), jak i szata roślinna wykluczają możliwość występowania gryziela stepowego w najbliższej okolicy. Informacje M. Żabki, mogły dotyczyć jednego z trzech stanowisk: 8, 9 lub 10 (tab. 1), bądź muraw kserotermicznych obecnie całkowicie już zarośniętych krzewami.

Cztery spośród badanych stanowisk (1, 2, 9, 10; tab. 1) charakteryzowały się niską liczebnością zamieszkujących je populacji *Atypus muralis*. Należy je zatem uznać za bardzo zagrożone. Szczególnie stanowisko w Samborcu (1; tab. 1), które zajmowało zaledwie kilkanaście m² lessowej, silnie podkopanej u podstawy ściany, może w każdej chwili ulec zniszczeniu. Pozostałe lokalizacje są narażone na zanik wskutek postępujących naturalnych procesów sukcesyjnych (tab. 1).

Największe kolonie gryziela stepowego stwierdzono na przedmieściach Sandomierza (stanowiska 3, 4, 5; tab. 1). Szczególnie liczną populację odnotowano na terenie rezerwatu Góry Pieprzowe. Przeprowadzone obserwacje pozwoliły ustalić, że liczebność występującej tam kolonii znacznie przekracza 1 mln osobników. Tym samym jest to obecnie największa znana populacja tego gatunku nie tylko w Polsce, ale i w całym jego zasięgu.

Zagęszczenie populacji na poszczególnych stanowiskach wahało się w dość dużych granicach i było powiązane głównie z charakterem szaty roślinnej. Gryziel stepowy najliczniej występował na niezbyt zwartych murawach z przewagą roślinności trawiastej (*Potentillo-Stipetum capillatae*, *Sisymbrio-Stipetum capillatae*, *Koelerio-Festucetum sulcatae*) (tab. 1). W takich środowiskach jego zagęszczenie wynosiło zwykle ok. 10–15 os./m². Zwiększony udział wysokich bylin (*Peucedanum* spp., *Tanacetum* spp.), lub roślin poduchowych (*Thymus* spp., *Potentilla* spp.), zawsze powodował lokalny spadek zagęszczenia gryziela. Podobnie niską liczebnością charakteryzowały się fragmenty muraw ostnicowych, gdzie nastąpiło nagromadzenie dużych ilości wojłoku stepowego. Prawdopodobną przyczyną obserwowanego spadku zagęszczenia kolonii może być nie tylko ocienienie podło-

za, ale także silniejsze zwarcie systemów korzeniowych, które utrudnia gryzielom kopanie nor. Wszystkie przebadane kolonie *Atypus muralis* znajdowały się na lessach lub innych glebach z dobrze wykształconą warstwą próchniczną. Płytko zalegające utwory skalne lub gleby z dużą zawartością kamieni i żwirów, np. niższe partie zbocz na terenie rezerwatu Góry Pieprzowe (st. 5), w Nowych Kicharach (st. 6b), Biedrzychowie (st. 11), pozostawały niezasiedlone, lub odszukiwano tam tylko nieliczne oprędy osobników młodocianych. Ponieważ w Polsce większość muraw kserotermicznych zachowała się na terenach o kamienistym podłożu (Szafer, Zarzycki 1977), brak na nich odpowiednio grubej warstwy gleby, która umożliwiałaby występowanie *A. muralis*.

Dodatkowym czynnikiem, oprócz szaty roślinnej i podłoża, który pozytywnie wpływał na obecność gryziela stepowego, było znaczne nachylenie stoków. *Atypus muralis* preferował stromizny o nachyleniu 40–80°. Na wypłaszczeniach jego liczebność zawsze wyraźnie spadała. Prawdopodobnie znaczne nachylenie terenu powoduje szybszy spływ wody opadowej, zapobiegając tym samym zalewaniu podziemnych korytarzy gryzieli.

Pomimo odkrycia szeregu nowych stanowisk *A. muralis*, zaznaczyć należy że szczególnie w okolicach Sandomierza, jeszcze kilkadziesiąt lat temu liczba kolonii tego gatunku była na pewno kilkakrotnie wyższa. Za takimi przypuszczeniami przemawiają ukształtowanie terenu oraz obecny stan szaty roślinnej, znacznie odbiegający w wielu miejscach od opisywanego w II połowie XX wieku (Głazek 1968). Przyczyny zaniku hipotetycznych kolonii gryziela stepowego były jednak różne w zależności od rejonu. Na południe od Sandomierza była to przede wszystkim bezpośrednia działalność człowieka. W wielu miejscach lessowe zbocza doliny Wisły zostały podkopane, celem poszerzenia powierzchni posesji, budowy dróg, itp. Doprowadziło to – i nadal doprowadza, gdyż ten proces trwa również obecnie – do powstania pionowych, pozbawionych roślinności urwisk. W innych miejscach, stromizny porośnięte zbiorowiskami kserotermicznymi częściowo zniwelowano celem założenia sadów, przydomowych ogródków, itp. Sądząc z ukształtowania terenu i obserwowanych skutków w/w procesów, prawdopodobnie zupełnej zagładzie uległy kolonie gryziela stepowego w Grieszo-

wicach, a te odkryte w Złotej i Samborcu znajdują się obecnie w stanie zaniku (tab. 1). Przeciwdziałanie takim procesom jest szczególnie trudne z uwagi na fakt, iż niektóre odkryte kolonie (st. 1, 2, 6b; tab. 1) znajdują się na terenach prywatnych. Utrudnia to znacznie egzekwowanie przepisów o ochronie gatunkowej i podejmowanie działań ochronnych.

Na północ od Sandomierza, szczególnie na odcinku Dwikozy–Linów, stanowiska gryziela stepowego mogły zaniknąć wskutek postępującej sukcesji roślinności. Głównymi gatunkami drzew i krzewów, które opanowały zbocza doliny Wisły są: robinia akacjowa *Robinia pseudoacacia*, dereń świdwa *Cornus sanguinea*, leszczyna pospolita *Corylus avellana*, wiąz pospolity *Ulmus minor* i tarnina *Prunus spinosa*. Szczególnie niebezpieczna wydaje się ekspansja robinii. Ten odporny i mało wymagający gatunek jest w stanie szybko opanować znaczne obszary zbocz. Dodatkowo, bardzo silnie odrasta po próbach karczowania, co może znacznie ograniczać skuteczność zabiegów renaturalizacyjnych. W porównaniu jednak do opisywanych powyżej procesów antropogenicznych, sukcesja drzew i krzewów rozkłada się na dłuższy okres czasu. Umożliwia to podjęcie zabiegów ochronnych, polegających np. na wycinaniu lub karczowaniu części krzewów. Ponadto zaobserwowano, że o ile nie doszło do wykształcenia się zwartych zarośli z klasy *Rhamno-Prunetea*, gryziel stepowy występował także w zbiorowiskach nawiązujących do dąbrowy świetlistej (st. 9, 11; tab. 1). Podobną sytuację obserwowano w okolicach Kazimierza Dolnego (Rozwałka, niepubl.). Trudno ocenić, jak długo gryziel stepowy może się utrzymać w takich suboptymalnych warunkach, gdyby wykluczyć migracje z sąsiednich, położonych na otwartych murawach kolonii. Jednak zarówno sam pokrój rękawów, jak i obecność oraz proporcje ilościowe różnowiekowych oprzędów wskazują, że obecność *A. muralis* w luźnych zbiorowiskach zaroślowych ma charakter stosunkowo trwały. Powyższe obserwacje przemawiają zatem za nieco szerszym spektrum siedliskowym, niż się to dotychczas przyjmowało dla tego gatunku (Wiehle 1953, Hajdamowicz 2004).

Osobnym problemem, który warto poruszyć przy omawianiu zagrożeń, jakie występują w odniesieniu do istniejących populacji gryziela stepowego jest wypalanie muraw kserotermicz-

nych. W większości wypadków środowiska tego typu, jeszcze kilkadziesiąt lat temu, były dość często wypalane. Współcześnie wypalanie jest prawnie zakazane. Mimo to niektóre stanowiska, np. na Panińskiej Górze w Dwikozach, płoną niemal każdego roku (źródłem ognia są w tym wypadku iskry z przejeżdżających podnożem zbrocza pociągów lub celowe podkładanie ognia). Przeprowadzone na wypaleniskach obserwacje wskazują, że pomimo spalenia nadziemnych części roślin, oklejone glebą oprzędki gryzieli pozostają w większości nieuszkodzone, a same pająki przeżywają pożar ukryte głęboko pod ziemią. Ponadto, na wypaleniskach zagęszczenie oprzędów osobników młodocianych było znacznie wyższe, niż na terenach nie objętych pożarem. Wydaje się więc, że pożary, przynajmniej w przypadku gryziela stepowego, mogą pełnić pozytywną rolę, przyspieszając odbudowę populacji oraz zapobiegając sukcesji roślinności krzewiastej. Wskazane byłoby przeprowadzenie wielostronnych i wieloletnich badań nad długofalowymi skutkami stosowania wypalania na florę i faunę środowisk kserotermicznych. Podany przykład pojedynczego gatunku niekoniecznie musi odzwierciedlać pozytywną rolę pożarów i nie stanowi podstawy do szerszych uogólnień w tej kontrowersyjnej kwestii.

Według Krausa i Baura (1974) znane były z południowych Niemiec takie stanowiska, gdzie współwystępowały obok siebie dwa lub trzy gatunki z rodzaju *Atypus*. Z zasięgów *A. affinis*, *A. muralis* i *A. piceus* teoretycznie wynika, że podobne zjawisko może wystąpić także na badanym terenie. Analiza bogatego zbioru wylinek zebranych w trakcie badań i kontroli przeżyciowych wykazała jednak, że wszystkie odkryte stanowiska były zasiedlone tylko przez gryziela stepowego. Nie jest to decydujący argument, który wykluczałby obecność różnych gatunków gryzieli na jednym stanowisku. Jeżeli jednak uwzględnimy fakt, że w przeszłości pająki z tego rodzaju były ze sobą mylone (np. Kostrowicki 1953, Staręga 1972), niektóre dane należy traktować z dużą ostrożnością. Dlatego też, pilnej weryfikacji wymagają np. informacje o synkoloniach gryzieli w okolicach Krakowa (Prószyński, Staręga 1971).

Podsumowanie

Analizując dotychczasowe informacje o występowaniu gryziela stepowego w Polsce widać wyraźnie, że większość stanowisk tego gatunku skupia się wzdłuż doliny Wisły. Obecny stan badań pozwala stwierdzić, że funkcjonują tam dwie duże metapopulacje zlokalizowane w okolicach Sandomierza i Kazimierza Dolnego (Rozwałka, niepubl.). W obu przypadkach są to grupy względnie izolowanych stanowisk, ale poprzez corocznych migrantów (młode wiosną latają na babim lecie) jest między nimi przepływ genów. W połączeniu z aktualnie potwierdzonym stanowiskiem ze Zboczy Płutowskich (Błażejowski 1953, Hajdamowicz 2004) i historycznymi danymi z okolic Krakowa (Prószyński, Staręga 1971) wskazuje to na rolę dolin rzecznych jako tras migracji *Atypus muralis*. Ten fakt, w połączeniu z obecnością licznych muraw ostnicowych nad dolną Wisłą (Ceynowa 1968) stwarza nadzieję na odszukanie dalszych stanowisk tego gatunku. Wskazane jest także zbadanie doliny Odry, gdyż Broen i Moritz (1964) oraz Broen i Jakobitz (2002) podają stanowiska *A. muralis* z lewego brzegu tej rzeki, m.in. na wysokości rezerwatu stepowego „Bielinek”.

Ostatnie publikacje (Hajdamowicz 2004, Rozwałka 2006, 2007) oraz niniejsza praca wskazują, że rozmieszczenie *Atypus muralis* w Polsce poznane jest w stopniu niewystarczającym. Uniemożliwia to pełną ocenę stanu ilościowego i jakościowego wymienionego gatunku w skali kraju. Jednocześnie wskazane byłoby objęcie niektórych stanowisk *A. muralis* monitorin-
giem, w celu prześledzenia procesów, jakie mogą zachodzić w zajmowanym areale, strukturze wiekowej czy w rozmieszczeniu pojedynczej populacji. Takie dane pozwoliłyby w przyszłości opracować skuteczne metody czynnej ochrony tego gatunku, a przy okazji również szeregu innych związanych z murawami kserotermicznymi. Dodatkowo, ponieważ gryziel stepowy jest gatunkiem ściśle przywiązanym do określonych typów siedlisk, niemobilnym, łatwym do lokalizacji na podstawie oprzędów łownych, należałoby uznać go (albo lepiej wszystkie z rodzaju *Atypus*) za gatunek „parasolowy”.

SUMMARY

New localities of *Atypus muralis* Bertkau, 1890 in the Vistula valley

Eleven colonies of *Atypus muralis* – a rare and endangered spider species – were found along a 45-km section of the Vistula valley between Koprzywnica and Annapol (E Poland). Only two of these sites had previously been mentioned in literature. All the localities of *A. muralis* have similar flora and habitat conditions, i.e. xerothermic vegetation (*Potentillo-Stipetum capillatae*, *Sisymbrio-Stipetum capillatae*, *Koelerio-Festucetum sulcatae*, *Adonio-Brachypodietum pinnati*) located on loess exposed to the south. An additional factor, which positively influenced the number of colonies, was a small concentration of turf. The invasion of high perennials (e.g. *Solidago*, *Tanacetum*) or creation a compact turf (*Calamagrostis*) resulted in decrease in colony density and a visible weakness of the silk tubes. Also the overgrowth of xerothermic grasses by a bushy vegetation of *Rhamno-Prunetea* class is leading the colonies to die out quickly as a result of excessive shading of the ground.

The largest colony (an area of ca 8–10 ha and population over 1 mln ind.) was located in the S- and SSW facing loess slopes in the “Góry Pieprzowe” reserve near Sandomierz (50°41' N, 21°45' E). Remaining colonies were considerably smaller. Four of them should be regarded as strongly endangered on account of the small area, small population density, and serious threat due to anthropogenic alteration or succession of woodland vegetation. The smallest and most endangered colony was found in the Złota village south of Sandomierz. It barely encompassed 15 m² of a steep slope and less than 30 silk tubes of adult *A. muralis* were found there. The remaining endangered colonies were located in Samborzec (<300 ind.), and on slopes between Winiarki and Pogórze (<100 ind.) and between Dwikozy and Winiarki (3000–5000 ind.). Investigations carried out south of Sandomierz let one assume that significantly more populations of *A. muralis* had existed there earlier. They were destroyed during management of hillsides in suburban areas (i.e. when slopes were converted into orchards, also by the building of driveways, by exploitation of gravel deposits, etc.). Also north of Sandomierz there were surely more populations in the not so distant past. They became extinct as a result of plant succession leading to the overgrowth of xerothermic grasslands by bushy vegetation. *Robinia pseudaccacia*, a strongly expansive alien species is especially dangerous in this region. Therefore, an effective protection

of *A. muralis* needs monitoring of their habitats and application of some procedures necessary to limit plant succession (e.g. removal of shrubs, controlled grass burning).

The current knowledge of the occurrence of *A. muralis* in Poland seems to be not enough. Probably there are some undiscovered localities of this species, e.g. in the valleys of the lower Vistula and Oder. More inventory research on population density, distribution, and age composition is also needed to develop more effective methods of protection. This is important, because *A. muralis* (as well as other *Atypus* species) may be helpful in protection of xerothermic grasslands as an umbrella species.

PIŚMIENNICTWO

- Bristowe W.S. 1958: The World of Spiders. Collins, London.
- Błażejowski F. 1953: *Atypus muralis* Bertkau, nowy dla Polski przedstawiciel Mygalomorphae (Araneida). *Fragm. faun.* 8: 11–15.
- Broen B., Moritz M. 1964. Zur Biologie und Verbreitung der deutschen *Atypus*-Arten (Araneae, Atypidae). *Zool. Anz.* 172: 147–151.
- Broen B., Jakobitz J. 2002. Bemerkungen über Wiederfunde von zwei, verschollenen Arten und eine erstmalig nachgewiesene Spinnenart Brandenburgs. *Arachnol. Mitt.* 23: 45–48.
- Ceynowa M. 1968. Zbiorowiska roślinności kserotermicznej nad dolną Wisłą. *Stud. soc. Scient. Toruniensis, Sec. D (Botanica)*, 8 (4): 1–156.
- Głazek T. 1968. Roślinność kserotermiczna Wyżyny Sandomierskiej i Przedgórze Iłżeckiego. *Monografie Botaniczne* 35: 1–135.
- Hajdamowicz I. 2004. *Atypus muralis* Bertkau, 1890. W: Głowaciński Z., Nowacki J. (red.). *Polska Czerwona Księga Zwierząt, Bezkręgowce*. IOP PAN Kraków, AR-Poznań: 39–41.
- Kostrowicki A.S. 1953. Rzut oka na faunę projektowanego rezerwatu w Krzyżanowicach nad Nidą. *Chrońmy Przyr. Ojcz.* 9 (5): 13–18.
- Kraus O., Baur H. 1974. Die Atypidae der West-Paläarktis. Systematik, Verbreitung und Biologie (Arach.: Araneae). *Abh. Verh. Naturwiss.* 17: 85–116.
- Nentwig W., Hänggi A., Kropf C., Blick T. 2003. Central European Spiders – Determination Key. <http://www.araneae.unibe.ch>
- Prószyński J., Starega W. 1971. *Pająki – Aranei. Katalog Fauny Polski*, PWN, Warszawa, 33: 1–382.
- Rozporządzenie 2004. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 28 września 2004 r. w sprawie gatunków dziko występujących

- zwierząt objętych ochroną. Dziennik Ustaw, Nr 220 (2004), poz. 2237.
- Rozwałka R. 2006. Pająki (Araneae) Nadwieprzańskiego Parku Krajobrazowego. Nowy Pam. Fizjogr. 4(2005) (1-2): 55-66.
- Rozwałka R. 2007. Materiały do znajomości pajaków (Araneae) Wyżyny Lubelskiej. Nowy Pam. Fizjogr. 5(2006) (1-2): 147-175.
- Staręga W. 1972. Nowe dla fauny Polski i rzadsze gatunki pajaków (Aranei), z opisem *Lepthyphantes milleri* sp.n. Fragm. faun. 18: 55-98.
- Staręga W. 1983: Wykaz krytyczny pajaków (Aranei) Polski. Fragm. faun. 27: 149-268.
- Staręga W. 1988. Pająki (Aranei) Gór Świętokrzyskich. Fragm. faun. 31: 185-359.
- Staręga W. 2000. Pająki (Araneae) Bieszczadzkiego Parku Narodowego. W: Pawłowski J. (red.). Bezkręgowce Bieszczadów Zachodnich ze szczególnym uwzględnieniem Bieszczadzkiego Parku Narodowego (część I). Monografie Bieszczadzkie 7: 55-66.
- Staręga W., Błaszak C., Rafalski J. 2002. Arachnida Pajęczaki W: Głowaciński Z. (red.). Czerwona Lista Zwierząt Ginących i Zagrożonych w Polsce. IOP PAN, Kraków 133-140.
- Szafer W., Zarzycki K. (red.). 1977. Szata roślinna Polski. PWN, Warszawa, t. 1.
- Wiehle H. 1953. Die Tierwelt Deutschlands und der angrenzenden Meeresteile nach ihren Merkmalen und nach ihrer Lebensweise. Spinnentiere oder Arachnoidea (Araneae) IX: Orthognatha - Cribellatae - Haplogynae - Entelegynae (Pholcidae, Zodariidae, Oxyopidae, Mimetidae, Nesticidae). Gustav Fischer Verlag, Jena.

JOANNA GALAS

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

Dlaczego warto badać i chronić zbiornik wodny w Zakrzówku?

Poeksploatacyjne zbiorniki wodne tworzą się w wyniku prac wydobywczych prowadzących do powstania obniżenia terenu, które następnie wypełnia się wodą różnego pochodzenia. Znaczenie ekologiczne, rekreacyjne i gospodarcze takich zbiorników w krajobrazach przekształconych przez przemysł wydobywczy stale wzrasta (Puchalski 1999). Wśród nich wyróżniamy zbiorniki zapadliskowe, tworzące się po eksploatacji węgla kamiennego, rud cynku i ołowiu, oraz zbiorniki powyrobowiskowe, powstające w miejscach odkrywkowego wydobycia węgla brunatnego i siarki, a także gliny, piasku, żwiru czy torfu (Puchalski 1985). Specyficzną grupą są akwenty powyrobowiskowe powstające w zalanych kamieniołomach wapiennych czy granitowych. Często są zbiornikami meromiktycznymi, o niepełnym mieszanii wody. Ze względu na ich wysokie pionowe brzegi, małą powierzchnię a dużą głębokość, oraz położenie w zagłębieniach terenu, wiatr nie jest w stanie wymieszać w nich wody do samego dna. Powierzchniowa warstwa wody, która podlega wiosennemu i jesiennemu mieszanii to epilimnion, a warstwa leżąca niżej, która nigdy nie jest mieszana to monimolimnion.

Liczne zalane kamieniołomy znajdują się m.in. na obszarze Przedgórze Sudeckiego, Dolnego i Górnego Śląska, w Górach Świętokrzyskich, Kujawach i na Pomorzu Zachodnim. Jednym z nich jest powyrobowiskowy zbiornik Zakrzówek w Krakowie

(50°02'20" N, 19°54'35" E). Jest to ciekawy przyrodniczo obiekt, tak ze względu na brak naturalnych jezior w tym mieście, jak również ze względu na jego meromiktyczny charakter. Zakrzówek uważany jest za jeden z najpiękniejszych akwenów nurkowych Polski, o dużej widoczności (do ok. 23 m), a ze skał nad nim górujących rozciąga się piękny widok na Kraków (ryc. 1).

Zbiorniki poeksploatacyjne są interesującymi obiektami badań hydrobiologicznych ze względu na ich niezwykłą morfologię, brak litoralu, a przede wszystkim izolację przestrzenną. Niestety, w Polsce zbiorniki te były badane rzadko i wyrywkowo (Hajduk 1966, Puchalski 1991, Ejsmont-Karabin 1995, Dumnicka, Krotkiewska 2003). Wyjątkiem jest zbiornik Piaseczno koło Tarnobrzega, który powstał po odkrywkowej eksploatacji siarki (w latach 1961–1972), a następnie piasku (1972–1980). W ramach kompleksowych badań wykonano tam analizy chemii wody (Żurek 2006a) i osadów (Szarek-Gwiazda i in. 2006), badania składu i struktury gatunkowej fitoplanktonu (Wilk-Woźniak, Żurek 2006), zooplanktonu (Żurek 2006b) i makrofauny bentosu (Dumnicka, Galas 2006), oraz oszacowano wielkość populacji ryb (Godlewska, Jelonek 2006). Określono tam również zawartości metali ciężkich w tkankach czterech gatunków ryb (Szarek-Gwiazda, Amirowicz 2006). Pełne poznanie ekologii zbiorników poeksploatacyjnych wymaga jeszcze wiele czasu i uwagi. Niniejszy artykuł jest próbą zwrócenia uwagi na zbiornik Zakrzówek i przedstawia informacje dotyczące tego akwenu zawarte w opublikowanych pracach oraz dane dotychczas nie publikowane.

Zatopiony kamieniołom Zakrzówek położony jest w południowej części Krakowa, w obrębie dzielnicy mieszkaniowej Dębniki, na terenie Skałek Twardowskiego. Kamieniołom ten od 1906 roku dostarczał jurajskich wapieni Krakowskiemu Zakładom Sodowym "Solway". W obu tych miejscach pracował w czasie okupacji Karol Wojtyła, a zdjęcie kamieniołomu z lat 40-tych znajduje się w wielu biografiach Papieża. Eksploatacja wapieni spowodowała obniżenie dna kamieniołomu o około 60 m od powierzchni terenu, a 30 m poniżej średniego poziomu płynącej niedaleko Wisły (600–900 m na zachód od kamieniołomu) (ryc. 2). Wywołało to infiltrację jej wód do kamieniołomu i w rezultacie konieczność ciągłego wypompowywania wody. Gdy w

1992 roku zaprzestano odwadniania, zbiornik zaczął się napełniać wodą, głównie wiślaną. Kamieniołom miał prawie płaskie dno, miejscami leżały tam przyzmy kamieni o wysokości do 2 m. Ściany kamieniołomu są prawie pionowe, a półki skalne mają szerokość do kilku metrów (w północnej części kamieniołomu). Dno kamieniołomu było pogłębione o około 6 m w miejscu usytuowania koszy ssawnych pomp. Można przyjąć, że głębokość zbiornika Zakrzówek wynosi około 30–32 m, maksymalnie dochodzi do 38 m (J. Motyka, inf. ustna).

Skład chemiczny wody w napełniającym się zbiorniku badano w latach 1990–1992 (Motyka, Postawa 2000) oraz 1992–1993 (Motyka i in. 1995). Ponieważ zbiornik Zakrzówek napełnił się głównie wodą wiślaną, zasoloną solankami z górnośląskich kopalń węgla kamiennego, przez pierwsze lata istnienia w wodzie zbiornika dominowały jony chlorkowe i wapniowe. W 1997 roku, kiedy kamieniołom został całkowicie zatopiony i poziom zbiornika ustabilizował się nieco wyżej od średniego poziomu w Wiśle, dopływ wody z Wisły ustał (Motyka, Czop 2004). Od tego czasu woda w kamieniołomie zaczęła być stopniowo wymieniana przez słabo zmineralizowane wody pochodzące z opadów atmosferycznych, bezpośrednio zasilające zbiornik i infiltrujące z litosfery w jego otoczeniu. Zaczął się proces wysładzania wody w zbiorniku, który przejawia się w spadku stężenia jonów chlorkowych, siarczanowych, wapniowych i magnezowych (ryc. 3). Proces wysładzania się wody w Zakrzówku ściśle zależy od ilości opadów atmosferycznych. Mniej więcej do 2003 roku tempo wysładzania, szczególnie jeśli chodzi o chlorki, było szybsze w górnej warstwie wody, o miąższości około 20 m. W następnych latach, które były suche, proces spadku stężenia jonów został zahamowany. Jeśli w najbliższych latach opady będą większe, to woda w Zakrzówku będzie się dalej wysładzać, co korzystnie wpłynie na wzrost bioróżnorodności kolonizującej go flory i fauny.

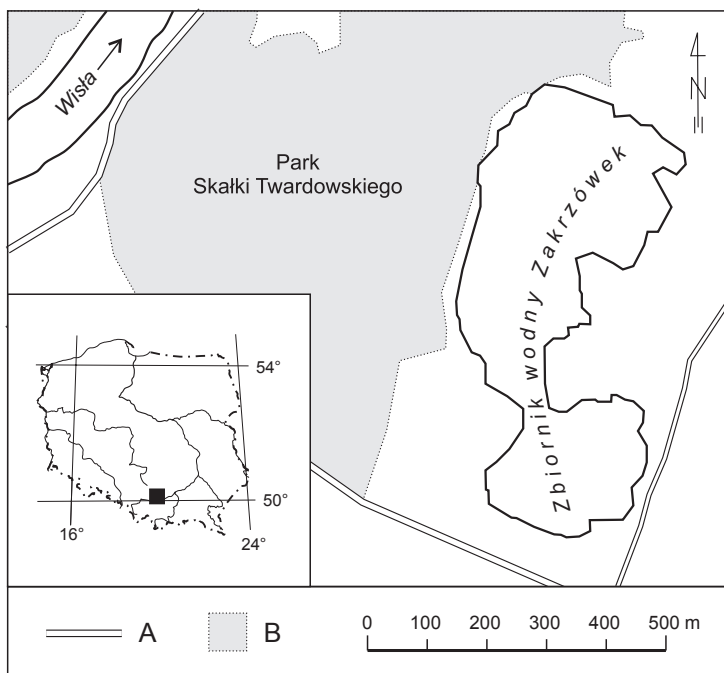
W przypadku zbiorników wodnych powstałych w zalanych kamieniołomach szczególnie trudne są badania organizmów żyjących na dnie (makrobentosu). W zbiorniku Zakrzówek wymagają one udziału nurka, dodatkowo posiadającego umiejętność poboru prób hydrobiologicznych z mikrosiedlisk na pionowych ścianach skalnych. Mogą to być jedynie próby jakościowe po-



Ryc. 1. Zbiornik Zakrzówek (fot. J. Galas).

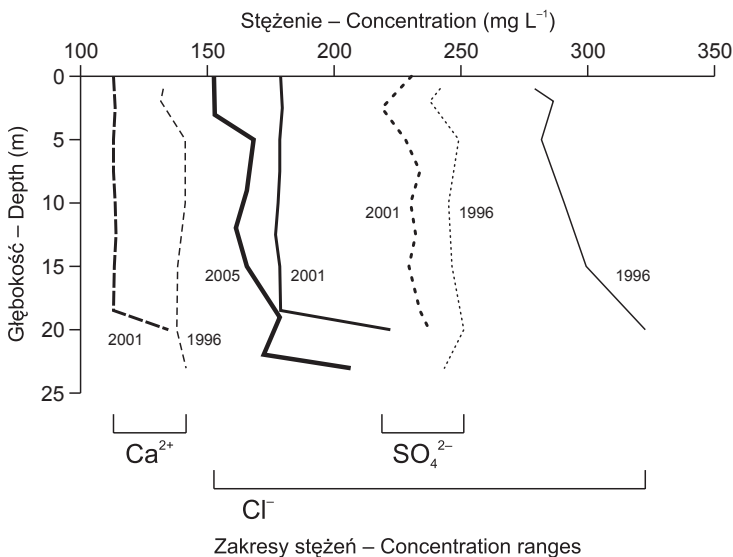
Fig. 1. Lake Zakrzówek in former limestone quarry in Cracow (photo J. Galas).

bierane za pomocą specjalnie skonstruowanych przyrządów (np. zasysacza używanego w podwodnych badaniach zoobentosu w jeziorach tatrzańskich, których dno pokryte jest glazami, jak np. w Dwoistych Stawach Gąsienicowych; Kownacki i in. 2002). Nie powinno więc dziwić, że pierwsze badania biologiczne w zbiorniku Zakrzówek przeprowadził w 2000 roku młody pletwonurek, wtedy uczeń jednego z krakowskich liceów, Piotr Łukasik, który nurkując do głębokości 21 m pobierał ze ścian zbiornika próbki mułu, a następnie oznaczył w nich niektóre glony i bezkręgowce (we współpracy z pracownikami Zakładu Biologii Wód im. Karola Starmacha PAN w Krakowie). W zebranych materiale znalazł zwierzęta należące do kilkunastu jednostek taksonomicznych: parzydełkowce (*Hydra* sp.), wirki (*Neorhabdocoela*), skałoszczety (*Haplotaxidae*, *Tubificidae*), pijawki, skorupiaki (*Cyclops* sp., wioślarki, ośliczki *Asellus*



Ryc. 2. Położenie zbiornika Zakrzówek: A – ulice, B – las.
 Fig. 2. Location of lake Zakrzówek: A – streets, B – forest area.

aquaticus), muchówki (Chironomidae, Ceratopogonidae), chruściki (Polycentropodidae, Brachycentridae), jętki, wodopójki i ślimaki (*Bithynia tentaculata*, *Radix auricularia*). Mikroflorę reprezentowały głównie okrzemki (*Asterionella*, *Cocconeis*, *Cyclotella*, *Cymbella*, *Diatoma elongatum*, *Eunotia*, *Fragillaria ulna*, *Gomphonema*, *Gyrosigma*, *Navicula*, *Nitzschia*, *Pinnularia*, *Stauroneis*), zielenice (*Chlamydomonas*, *Cladophora glomerata*, *Closterium*, *Cosmarium*, *Gongrosira*, *Mougeotia*, *Spirogyra*, *Spirotaenia*, *Westella*), sinice (*Merismopedia*, *Oscillatoria*, *Phormidium*, *Pseudanabaena constricta*), bruzdnice (*Ceratium hirundinella*, *Peridinium*) i eugleniny (*Euglena*). Na ścianach rosły 4 gatunki makrofitów: rdestnica grzebieniasta *Potamogeton pectinatus* i wywłócznik kłosowy *Myriophyllum spicatum* na głębokości ok. 2,5 m, a głębiej rdestnica kędzierzawa *Potamogeton crispus*



Ryc. 3. Pionowy rozkład stężenia jonów wapniowych (linie przerywane), siarczanowych (linie kropkowane) i chlorkowych (linie ciągłe) w zbiorniku Zakrzówek w marcu 1996 (Motyka, Czop 2004), marcu 2001 (Galas 2003) i w lipcu 2005 (Motyka dane niepubl.).

Fig. 3. Vertical profiles of concentrations of Ca^{2+} (hatched lines), SO_4^{2-} (dotted lines) and Cl^- ions (continuous lines) in lake Zakrzówek in March 1996 (Motyka, Czop 2004), March 2001 (Galas 2003), and in July 2005 (Motyka unpubl. data).

(3–4 m) i rogatek sztywny *Ceratophyllum demersum* (7–11 m). Wszystkie te organizmy były liczne do głębokości 10 m, a poniżej występowały pojedynczo (tab. 1). Zebrany materiał został przedstawiony w pracy „Rozmieszczenie flory i fauny w zbiorniku na Zakrzówku w zależności od gradientu głębokości” przygotowanej na Olimpiadę Biologiczną w 2000/2001 roku.

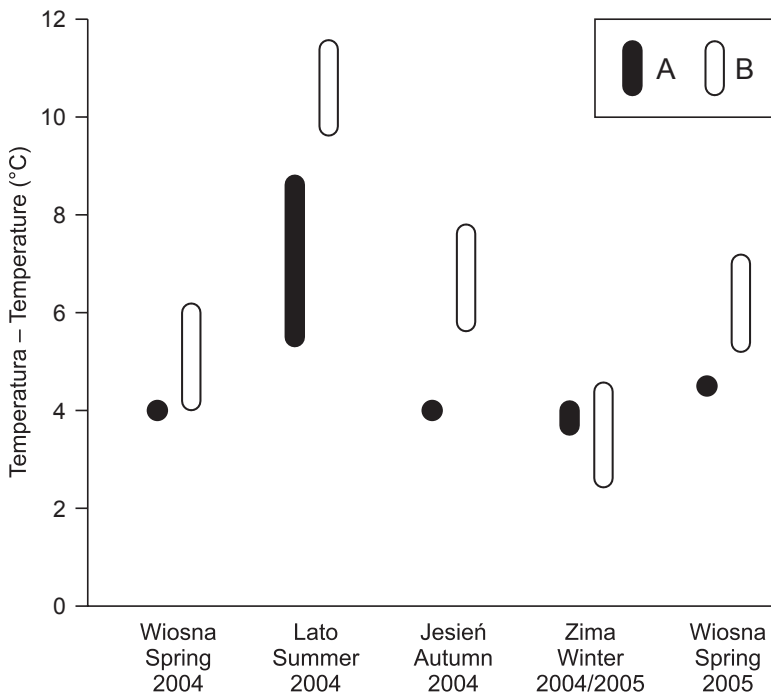
Pierwsze badania hydrobiologiczne, których wyniki opublikowano, zostały wykonane w latach 2000–2001: w warstwie wody od powierzchni do głębokości 20 m analizowano parametry fizyczno-chemiczne i zawartość chlorofilu *a* (Galas 2003). Równocześnie badano strukturę populacji zooplanktonu, a dodatkowo w okresie letnim dobowe migracje pionowe domi-

Tab. 1. Liczebność wybranych makrobezkręgowców i glonów w próbach zebranych ze skalnych ścian zbiornika Zakrzówek na różnych głębokościach (P. Łukasik, dane niepubl.): xxx – bardzo liczny, xx – liczny, x – nieliczny, + – występuje.

Tab. 1. Abundance of selected aquatic macroinvertebrates and algae in samples collected from rocky walls of Zakrzówek lake at various depths (P. Łukasik, unpubl. data): xxx – very numerous, xx – numerous, x – few, + – present.

Głębokość Depth (m)	Ephemeroptera	Trichoptera	Chironomidae	<i>Asellus aquaticus</i>	<i>Cladophora glomerata</i>	<i>Cosmarium</i> sp.	<i>Navicula</i> spp.	<i>Nitzschia</i> spp.	<i>Diatoma elongatum</i>	<i>Cymbella</i> spp.	<i>Pseudanabaena</i> sp.
0,5	xxx	xx	x		+	xx	xxx	xx	x	x	
2,5	xxx	xx	xx	x	+	x	xxx	xx	x	xx	x
5	xx	x	x	xx	+		xxx	x		x	xx
7,5	xx	x	x	xx	+		xxx	x		x	xxx
10	xx	x	x	xx	+		xxx	x	x	x	xx
15	x		x	xxx	+		xxx			xx	x
20	x						x			x	

nującego gatunku wioślarki *Daphnia longispina* (Ślusarczyk 2003). Stwierdzono, że granica pomiędzy warstwą wody mieszającą a nie mieszającą się (chemoklina leżąca pomiędzy epilimnionem a monimolimnionem) znajduje się na głębokości około 18 m. Poniżej tej głębokości gwałtownie wzrasta przewodnictwo, zawartość wapnia, magnezu i chlorków oraz pojawia się siarkowodor, co sprawia, że bezkręgowce występują tylko powyżej chemokliny (Galas 2003). Takie parametry, jak stosunkowo niska zawartość chlorofilu *a*, duża przejrzystość wody i wskaźnik TSI_{SD} wynoszący w ciągu roku od 32 do 43 wskazują, że Zakrzówek to jezioro oligotroficzne. Większość zbiorników poeksploatacyjnych ma niską trofę dzięki izolacji od lokalnej sieci rzecznej (nie mają dopływów i odpływów powierzchniowych i nie trafiają



Ryc. 4. Termopreferendum ośliczki żyjącej na głębokości 12–20 m w zbiorniku Zakrzówek (Jankowska 2005): A – temperatura w siedlisku ośliczki, B – zakres preferowanych temperatur.

Fig. 4. Thermal preference of *Asellus aquaticus* inhabiting the 12–20 m depth zone in Zakrzówek lake (Jankowska 2005): A – temperature in the habitat of *A. aquaticus*, B – preferred temperature.

do nich ścieki komunalne, przemysłowe czy spływy powierzchniowe z pól) (Puchalski 1985, Galas 2003).

Dzięki umiejętności nurkowania i zbierania materiału na większej głębokości mogły zostać wykonane kolejne badania zbiornika Zakrzówek. Były to badania termopreferendum ośliczki pospolitej *Asellus aquaticus*, żyjącej na półkach skalnych na głębokości od 12 do 20 m (Jankowska 2005). Przeprowadzone badania laboratoryjne wykazały, że ośliczka preferuje tam wąski zakres temperatur o rozpiętości 1,6–1,8°C, inny w każdej porze roku (ryc. 4). Jankowska podając dodatkowo

inne organizmy żyjące w zbiorniku, wymieniła po raz pierwszy liczne okazy racicznicy zmiennej *Dreissena polymorpha*, gatunku nie znalezionej jeszcze w 2000 roku (Łukasik inf. ustna.). Racicznica została najprawdopodobniej wprowadzona do tego akwenu (prawdopodobnie w postaci larw) przez nurków, których wielu nurkuje w nim tak w celach szkoleniowych, jak i rekreacyjnych. Obecnie racicznica jest najliczniej obserwowana na głębokości 5–6 m (A. Stós, inf. ustna).

Pomimo wszystkich wymienionych wyżej badań zbiornik Zakrzówek wciąż pozostaje nie w pełni zbadany. Odnosi się to do niekompletnych danych odnośnie zbiorowisk fitoplanktonu, makrobezkręgowców, a zwłaszcza ryb. Wypełnienie tych luk jest ważne, bo wprowadzenie jakichkolwiek form ochrony tego akwenu będzie wymagać dokładniejszego rozpoznania jego środowiska wodnego.

Dla przyrody miasta cenne jest prowadzenie ochrony bioróżnorodności przez zachowanie jak najbardziej naturalnych ekosystemów (Weiner 2005). W projekcie „Ochrona ognisk różnorodności Krakowa” (Kudłek i in. 2005), powstałym w Instytucie Nauk o Środowisku UJ, w ramach prac Centrum Doskonałości Unii Europejskiej IBAES (Integrating Basic and Applied Environmental Sciences for the benefit of local communities – Protection of urban biodiversity hot-spots; www.eko.uj.edu.pl/przyrodakrakowa), wymienione są również zbiorniki wodne powstałe w wyniku działalności człowieka – głównie wydobycia żwiru i wapienia – jako urozmaicone siedliska, które można uznać za ogniska bioróżnorodności. W Krakowie należą do nich: Zalew Bagry, Staw Płaszowski i żwirownia w Przylasku Rusieckim i Brzegach. W tym projekcie, wśród obszarów cennych dla Krakowa pod względem krajobrazowo-przyrodniczym znalazł się również Park Skałki Twardowskiego i Zalew Zakrzówek. Zbiornik ten wraz z terenami położonymi powyżej dawnego wyrobiska jest jednym z ładniejszych pod względem krajobrazowym miejsc Krakowa. Został zaproponowany do objęcia różnymi formami ochrony różnorodności biologicznej. Niestety, zbiornik nie ma jak dotąd ostatecznie ustalonej formy użytkowania i przez to może zostać w przyszłości zdevastowany w wyniku zabudowania obszarów przylegających do niego. Autorzy projektu podając opis fizjograficzny i przyrodniczy otoczenia Zakrzówka (zachowały się tam m.in. oczka wodne zarastające trzcina i pałka wodną) wymienili tylko najcenniejsze występu-

jące tam gatunki roślin i zwierząt, w tym 4 gatunki płazów: traszkę zwyczajną, kumaka nizinnego, żabę moczarową i żabę jeziorkową, które są związane ze środowiskiem wodnym (Kudłek i in. 2005).

Zbiorniki wodne powstałe w nieczynnych kamieniołomach mogą być interesującym modelowym obiektem w badaniach ekologicznych. Dodatkową zachętą do prowadzenia prac badawczych w zbiorniku Zakrzówek jest jego meromiktyczny charakter, nieczęsty w strefie umiarkowanej w porównaniu do tropików. Dużą zaletą zbiornika jest jego dogodne położenie – niedaleko od centrum, z możliwością dojazdu autobusem miejskim – co znacznie obniża koszty potencjalnych badań. Warto jest więc i badać, i zachować dla przyszłych pokoleń ten zbiornik, dosłownie leżący „w zasięgu ręki” hydrobiologów krakowskich – w jego pobliżu znajduje się nowy Kampus 600-lecia Odnowienia Uniwersytetu Jagiellońskiego z Zakładem Hydrobiologii.

SUMMARY

Why anthropogenic lake Zakrzówek is worth of study and protection?

Lake Zakrzówek is located in the southern part of Cracow (50°02'20" N, 19°54'35" E). It originated in a former limestone quarry, which was exploited till 1991. The floor of quarry reached a depth of about 30 m below the water level in the channel of the Vistula, which flows in the distance of about 600–900 m. Filling with water started in 1992 after the cessation of quarry drying and the level of local ground water table was reached in 1997. Since this abandoned quarry was filled with riverine water polluted by saline mine waters from the Silesian mines, high chloride concentrations ($>280 \text{ mg L}^{-1}$) were observed at that time. Then gradual freshening of the water started, due to the exclusive feeding with water from atmospheric precipitation. Now the Zakrzówek is a meromictic lake with oligotrophic epilimnion extending down to 18–20 m and anoxic and highly mineralized monimolimnion.

The data on the biota of the lake are very scarce. They comprise a study on vertical distribution and species composition of zooplankton and a MSc thesis describing thermal preference of *Asellus aquaticus*

inhabiting 12–20 m depth zone. These sources are completed with a poor set of unpublished data. None is known about phytoplankton and fish. Peculiar morphometry of this lake, characterized by steep rocky walls falling down to the depth of 30–32 m may pose some difficulties to hydrobiological studies. In general, research projects need the scuba diver assistance who should operate special equipment for taking samples from selected microhabitats or depths, e.g. by sucking benthic invertebrates.

Despite these methodical problems lake Zakrzówek has some advantages as an area of hydrobiological research, the relatively rare meromictic conditions and the close proximity to research centers being the most obvious. This lake is also of great importance to the local community as a high quality recreational space and it is a hot-spot of biotic diversity of the Cracow urban area.

PIŚMIENNICTWO

- Dumnicka E., Krotkiewska M. 2003. Studies on freshwater Oligochaeta in the Upper Silesia region (Southern Poland). *Biologia, Bratislava* 58: 897–902.
- Dumnicka E., Galas J. 2006. Distribution of benthic fauna in relation to environmental conditions in an inundated opencast sulphur mine (Piaseczno, reservoir, Southern Poland). *Aquatic Ecol.* 40: 203–210.
- Ejsmont-Karabin J. 1995. Rotifer occurrence in relation to age, depth and trophic state of quarry lakes. *Hydrobiologia* 313/314: 21–28.
- Galas J. 2003. Limnological study on a lake formed in a limestone quarry (Kraków, Poland). I. Water chemistry. *Pol. J. Environm. Studies* 12: 297–300.
- Godlewska M., Jelonek M. 2006. Acoustical estimates of fish and zooplankton distribution in the Piaseczno reservoir, Southern Poland. *Aquatic Ecol.* 40: 211–219.
- Hajduk Z. 1966. Fauna wioślarek (Cladocera) i widłonogów (Copepoda – Copepoida) zbiorników wodnych kamieniołomów Strzeblowa. *Acta Universitatis Wratislaviensis* 51: 125–152.
- Jankowska I. 2005. Termopreferendum *Assellus aquaticus* (L., 1758) w zbiorniku wodnym „Zakrzówek” w Krakowie. Praca magisterska, Instytut Biologii Akademii Pedagogicznej w Krakowie.
- Kownacki A., Kawecka B., Dumnicka E., Galas J. 2002. Przyczyny wyginięcia i próba restytucji gatunku *Branchinecta paludosa* (O. F. Müller, 1788) w Tatrzańskim Parku Narodowym. W: Borowiec

- W., Kotarba A., Kownacki A., Krzan Z., Mirek Z. (red.). *Przemiany środowiska przyrodniczego Tatr*, TPN, PTPNoZ, Krak. Oddz. Kraków-Zakopane: 297-302.
- Kudłek J., Pępkowska A., Walasz K., Weiner J. 2005. *Koncepcja ochrony różnorodności biologicznej miasta Krakowa*. Instytut Nauk o Środowisku. UJ, Kraków.
- Motyka J., Postawa A., Witczak S. 1995. Bank infiltration of contaminated Vistula River water to the karst-fissure Jurassic limestones (Cracow region). *Arch. Ochrony Środowiska* 1: 73-86
- Motyka J., Postawa A. 2000. Influence of contaminated Vistula River water on the groundwater entering the Zakrzówek limestone quarry, Cracow region, Poland. *Environm. Geology* 39: 398-404.
- Motyka J., Czop M. 2004. Water quality changes in the abandoned Zakrzówek limestone quarry near Cracow (Poland). *Pol. J. Environm. Studies* 13 Supplement III: 187-191.
- Puchalski W. 1985. Poeksploatacyjne zbiorniki wodne – wstęp do charakterystyki ekologicznej. *Wiadomości Ekologiczne* 31: 3-24.
- Puchalski W. 1991. Eutrophication in physically stable and unstable lakes: Effects on phytoplankton structure and seasonality. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 24: 909-912.
- Puchalski W. 1999. Ekologiczne podstawy zagospodarowania zbiorników wodnych w wyrobiskach poeksploatacyjnych. *Górnictwo Odkrywkowe* 41: 232-245.
- Szarek-Gwiazda E., Galas J., Wróbel A., Ollik M. 2006. Surface sediment composition in an inundated opencast sulphur mine (Piaseczno reservoir, Southern Poland). *Aquatic Ecol.* 40: 155-164.
- Szarek-Gwiazda E., Amirowicz A. 2006. Bioaccumulation of trace elements in roach, silver bream, rudd, and perch living in an inundated opencast sulphur mine. *Aquatic Ecol.* 40: 221-236.
- Ślusarczyk A. 2003. Limnological study on a lake formed in a limestone quarry (Kraków, Poland). II. Zooplankton Community. *Pol. J. Environm. Studies* 12: 489-493.
- Weiner J. 2005. *Przyroda Krakowa. Czy – i jak – chronić przyrodę w mieście?* *Wszechświat* 10-12: 258-263.
- Wilk-Woźniak E., Żurek R. 2006. Phytoplankton and its relationships with chemical parameters and zooplankton in the meromictic Piaseczno reservoir, Southern Poland. *Aquatic Ecol.* 40: 165-176.
- Żurek R. 2006a. Chemical properties of water in a flooded opencast sulphur mine. *Aquatic Ecol.* 40: 135-153.
- Żurek R. 2006b. Zooplankton of a flooded opencast sulphur mine. *Aquatic Ecol.* 40: 177-202

MONIKA GORCZYCA

Katedra Geobotaniki i Ochrony Przyrody, Uniwersytet Śląski
40–032 Katowice, ul. Jagiellońska 28
e-mail: gorczyca@us.edu.pl

Obuwik pospolity *Cypripedium calceolus* L. w rezerwacie Segiet w Bytomiu

Obuwik pospolity jest gatunkiem o zasięgu cyrkumborealnym. Występuje w środkowej, wschodniej i północnej Europie, na Kaukazie, w Azji oraz Ameryce Północnej (Piękoś-Mirkowa, Mirek 2003). W większości krajów europejskich, w tym także w Polsce, jest gatunkiem zanikającym. Ze względu na zagrożenie wyginięciem chroniony jest w ramach Konwencji Berneńskiej i Dyrektywy Siedliskowej (Bąba, Kucharczyk 2001). W Polsce podlega ścisłej ochronie gatunkowej. W *Polskiej Czerwonej Księdze Roślin* ma status gatunku narażonego na wyginięcie (kategoria VU) (Piękoś-Mirkowa, Mirek 2003). Przyczyną zaniku stanowisk obuwika pospolitego oraz zmniejszania się liczebności jego populacji jest masowe zrywanie pięknych kwiatów tego storczyka, a także przesadzanie go do ogródków przydomowych. Innym zagrożeniem jest zmiana warunków siedliskowych związana z zastępowaniem żyznych lasów liściastych, w których obuwik najchętniej rośnie, przez sztuczne monokultury sosnowe oraz naturalna regeneracja fitocenoz leśnych prowadząca do wzrostu zwarcia drzewostanów. Także zakwaszenie gleby przez emisje przemysłowe przyczynia się do ustępowania tego wapieniolubnego gatunku (Piękoś-Mirkowa, Mirek 2003).

Obuwik występuje na terenie całego kraju, ale jego stanowiska rozmieszczone są bardzo nierównomiernie. Największe ich zagęszczenie jest na Wyżynie Lubelskiej, Roztoczu, w południowej części Wyżyny Krakowsko-Częstochowskiej oraz w

Polsce północno-wschodniej. Na Nizinach Środkowopolskich, w Karpatach i na Północnym Podkarpaciu występuje bardzo rzadko. Sporadycznie był notowany na Pomorzu Gdańskim, w Kotlinie Sandomierskiej i na Dolnym Śląsku (Bąba, Kucharczyk 2001). Największa populacja obuwika pospolitego, licząca w 1999 r. 1500 osobników, znajduje się w rezerwacie Michałowice na Wyżynie Krakowsko-Częstochowskiej (Piękoś-Mirkowa, Mirek 2003).

Na Pomorzu Zachodnim, Nizinie Wielkopolskiej i na Górnym Śląsku obuwik pospolity narażony jest na wymarcie (Bąba, Kucharczyk 2001). Jednym z nielicznych miejsc występowania tego storczyka na Górnym Śląsku jest rezerwat Segiet w Bytomiu. Chroni on fragment lasu bukowego, porastającego szczyt Srebrnej Góry. Rezerwat ten został utworzony w 1953 r., choć pierwsze starania o objęcie ochroną buczyny segieckiej podejmowano już na początku XX wieku. Wzgórze, na którym położony jest rezerwat już od średniowiecza było eksploatowane górniczo. Wydobywano tu rudy srebra i ołowiu, a w XIX wieku także cynku i żelaza. Pozostałością po prowadzonej przez prawie 800 lat działalności górniczej są, znajdujące się także na terenie rezerwatu, liczne leje i zapadliska (Kobierski 1965).

Las bukowy w rezerwacie Segiet jest niewielką pozostałością (24,7 ha) dawnych, naturalnych lasów liściastych porastających środkową część Wyżyny Śląskiej (Kobierski 1965). Obecnie na terenie rezerwatu dominuje ciepłolubna buczyna storczykowa *Carici-Fagetum*. Wiek drzewostanu bukowego ocenia się na 100–180 lat. Najstarsze okazy buków liczą sobie prawdopodobnie około 350 lat (Tokarska-Guzik 1997).

Badania florystyczne w rezerwacie Segiet i otaczającym go kompleksie leśnym prowadzono już w XIX wieku. Pierwsze dane literaturowe pochodzą z wydanego w 1881 r. opracowania Emila Fieka *Flora von Schlesien* (Hadaś 1997). Duże zasługi dla poznania flory tego terenu mają także m.in. Wossidlo (1900), Schube (1903), Ludera (1939), Jaromin (1958), Kobierski (1965), Cempulik i in. (1993). We florze rezerwatu stwierdzono występowanie wielu gatunków rzadkich, w tym objętych ochroną prawną. Rosną tutaj także rośliny będące elementem górskim we florze Polski niżowej.

Na podstawie wyników badań terenowych, które prowadziłam w latach 2004–2006 można stwierdzić, że aktualnie flora

naczyniowa rezerwatu liczy 124 gatunki (dane niepubl.). Wśród 15 roślin objętych ochroną prawną znajdują się także storczyki: kruszczyk szerokolistny *Epipactis helleborine*, buławnik wielkokwiatowy *Cephalanthera damasonium*, buławnik czerwony *C. rubra*, buławnik mieczolistny *C. longifolia* oraz obuwik pospolity *Cypripedium calceolus*, którego obecność została potwierdzona po raz pierwszy od 25 lat.

Pierwsze doniesienia o występowaniu obuwika na terenie Lasu Segieckiego pochodzą z końca XIX wieku (Fiek 1881). Następne dane o tym gatunku można odnaleźć w publikacjach Wossidlo (1900), Schubego (1903, 1906), Ludery (1939) i Jaromina (1939). W pracy Kobierskiego (1965) możemy przeczytać, że 1 czerwca 1961 roku storczyk ten został odnaleziony w rezerwacie w stadium pełnego kwitnienia. Przez kilka kolejnych lat w tym samym miejscu był obserwowany przez Kobierskiego (1974) jeden dorodny okaz kwitnącego obuwika. W 1981 roku odnaleziono w rezerwacie kilka obuwików (Sokół, Szczepka 1981). Jak podają autorzy wskutek opóźnionej o 3 tygodnie i chłodnej wiosny w 1980 r. obserwowane obuwiki nie wykształciły kwiatów.

Od tego czasu, mimo poszukiwań, nie udało się potwierdzić występowania tego gatunku na terenie rezerwatu ani w otaczającym go Lesie Segieckim (Cempulik i in. 1993, Hadaś 1997), aż do 26 czerwca 2006 r. kiedy w południowo-zachodniej części rezerwatu znalazłam 3 pędy obuwika pospolitego, z których 2 wykształciły owoce (ryc. 1). Zwarcie drzewostanu bukowego w miejscu gdzie rośnie obuwik osiąga około 90%. Warstwę krzewów (zwarcie około 5%) buduje jedynie jawor. Wielogatunkowe runo wykazuje przeszło 90% pokrycie. Dominują w nim podagrycznik pospolity *Aegopodium podagraria* oraz kopytnik pospolity *Asarum europaeum*. Mniej licznie występują: kłosownica leśna *Brachypodium sylvaticum*, czartawa pospolita *Circaea lutetiana*, sałatnik leśny *Mycelis muralis*, jaskier rozłogowy *Ranunculus repens* i starzec jajowaty *Senecio ovatus*. Z gatunków wyróżniających dla ciepłolubnej buczyny rośnie kruszczyk szerokolistny *Epipactis helleborine* i konwalia majowa *Convallaria majalis*, a z charakterystycznych dla lasów liściastych klasy *Quercus-Fagetea*: dzwonek pokrzywolistny *Campanula trachelium*, perlówka zwisła *Melica nutans*, fiołek leśny *Viola reichen-*



Ryc. 1. Obuwik pospolity w rezerwacie Segiet.

Fig. 1. *Cypripedium calceolus* in the Segiet nature reserve.

bachiana, trędownik bulwiasty *Scrophularia nodosa* i kostrzewa olbrzymia *Festuca gigantea*. W skład runa wchodzi ponadto: wietlica samicza *Athyrium filix-femina*, nerecznica krótkoostna *Dryopteris carthusiana*, dąbrówka rozlogowa *Ajuga reptans*, śmiałek darniowy *Deschampsia caespitosa*, poziomka pospolita *Fragaria vesca*, poziwnik miękkowłosy *Galeopsis pubescens*, kuklik pospolity *Geum urbanum*, konwalijka dwulistna *Maianthemum bifolium*, szczawik zajęczy *Oxalis acetosella*, malina właściwa *Rubus idaeus* i pokrzywa zwyczajna *Urtica dioica*. Dobrze odnawia się jawor *Acer pseudoplatanus* i buk pospolity *Fagus sylvatica*. Obecne są także: jarząb pospolity *Sorbus aucuparia*, lipa drobnolistna *Tilia cordata* oraz gatunki krzewiaste: bez czarny *Sambucus nigra*, wawrzynek wilczczyko *Daphne mezereum*, kruszyna pospolita *Frangula alnus* i leszczyna pospolita *Corylus avellana*.

Obuwik pospolity preferuje gleby zasobne w węglan wapnia. Najczęściej rośnie w żyznych, prześwietlonych lasach li-

ściastych, przede wszystkim w ciepłych dąbrowach, buczynach i grądach (Szlachetko 2001). Wapienne podłoże oraz dominująca w rezerwacie Segiet ciepłolubna buczyna storczykowa tworzą więc odpowiednie warunki siedliskowe dla tego storczyka. Pomimo dużego zacienienia stanowiska, obserwowane obuwiki wytworzyły owoce, co pozwala mieć nadzieję, że ten piękny storczyk nadal będzie ozdobą rezerwatu. Ze względu jednak na skrajnie niską liczebność populacja obuwika w rezerwacie Segiet może być zagrożona. Szansę jej przetrwania mogłoby zwiększyć prześwietlenie drzewostanu. Ważny jest również monitoring tej populacji.

SUMMARY

Cypripedium calceolus L. in the Segiet nature reserve in Bytom (S Poland)

Cypripedium calceolus, one of the orchids threatened with extinction in Poland, is reported from beech forest in the Segiet nature reserve in Bytom (50°24' N, 18°51' E). On 26 June 2006 three shoots were found there. Two of them were fruiting. It is the first report on this species from this area after 25 years.

PIŚMIENNICTWO

- Bąba W., Kucharczyk M. 2001. *Cypripedium calceolus* L. Obuwik pospolity. W: Kaźmierczakowa R., Zarzycki K. (red.). Polska Czerwona Księga Roślin. Paprotniki i rośliny kwiatowe. Inst. Ochr. Przyr. PAN, Inst. Bot. im. W. Szafera PAN, Kraków: 529–530.
- Cempulik P., Betleja J., Derus M., Dobosz R., Hadaś T.B., Holeksa J., Kłys G. 1993. Wskazania do planu ochrony rezerwatu Segiet i jego otuliny. Polskie Towarzystwo Przyjaciół Przyrody "proNatura", Wrocław.
- Fiek E. 1881. Flora von Schlesien preussischen und österreichschen Antheils, enthaltend die wildwachsenden, verwilderten und

- angebauten Phanerogamen und Gefäss-Cryptogamen. J.U. Kern, Breslau.
- Hadaś T. 1997. Flora naczyniowa Lasu Segieckiego i jego wschodnich obrzeży. Praca magisterska, Uniwersytet Śląski.
- Jaromin L. 1958. Rezerwat lasu bukowego na Srebrnej Górze ("Segiet") w Blachówce. *Chrońmy Przyr. Ojcz.* 14(4): 3–10.
- Kobierski L. 1965. Flora i fenologia Lasu Segieckiego. *Roczn. Muz. Górnośl. w Bytomiu, Ser. Przyr.* 2: 5–80.
- Kobierski L. 1974. Rośliny naczyniowe Garbu Tarnogórskiego na Wyżynie Śląskiej. *Roczn. Muz. Górnośl. w Bytomiu, Ser. Przyr.* 8: 1–189.
- Ludera F. 1939. Przyczynek do znajomości Lasu Segieckiego. *Prace. Oddz. Przyr. Muz. Śląsk. Katowice*, 1: 51–66
- Piękoś-Mirkowa H., Mirek Z. 2003. Flora Polski. Atlas Roślin Chronionych. Multico, Warszawa.
- Schube T. 1903. Die Verbreitung der Gefäßpflanzen in Schlesien preußischen und österreichischen Anteils. R. Nischkowsky, Breslau.
- Schube T. 1906. Waldbuch von Schlesien. Nachweis der beachtenswerten und zu schützenden Bäume und Sträucher Schlesiens nebst einer Charakteristik seiner wichtigsten Holzgewächse. W.G. Korn, Breslau.
- Sokół S., Szczepka M.Z. 1981. Stan obecny rezerwatu przyrody "Segiet" na Wyżynie Śląskiej. *Chrońmy Przyr. Ojcz.* 37(3): 56–61.
- Szlachetko D. 2001. Flora Polski. Storczyki. Multico, Warszawa.
- Tokarska-Guzik B. 1997. Rezerwaty przyrody. W: Rostański K. *Przyroda województwa katowickiego*. Wyd. Kubajak, Krzeszowice.
- Wossidlo P. 1900. Flora von Tarnowitz und der angrenzenden Teile der Kreise Beuthen, Gleiwitz und Lublinitz. A. Kothe, Tarnowitz.

ANNA KOCZUR

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

Wełnianka delikatna *Eriophorum gracile* W.D.J. Koch w Kotlinie Orawsko-Nowotarskiej

Wstęp

Wełnianka delikatna *Eriophorum gracile* W.D.J. Koch na terenie Polski jest gatunkiem krytycznie zagrożonym (CR). Należy do najrzadszych składników naszej flory i wpisana jest na ogólnopolską czerwoną listę gatunków ginących i zagrożonych (Zarzycki, Szelağ 1992) oraz do *Polskiej Czerwonej Księgi Roślin* (Kaźmierczakowa, Zarzycki 2001). W Polsce wełnianka delikatna uznawana jest za relikw postglacjalny (Kruszelnicki 2001). Niniejsza praca zawiera opis ostatnio odkrytych stanowisk *E. gracile* oraz analizę aktualnego stanu populacji tego gatunku w Kotlinie Orawsko-Nowotarskiej i przyczyn jego zanikania.

Rozmieszczenie

Wełnianka delikatna jest gatunkiem o zasięgu cyrkumborealnym. Rośnie w Europie, Azji i Ameryce Północnej. W Europie jej zwarty zasięg obejmuje centralną część Europy Zachodniej, Środkowej i Wschodniej, w tym: Alpy, Karpaty i Góry Dynarskie, oraz południową część Półwyspu Skandynawskiego (Hultén, Fries 1986). Na terenie Polski osiąga południową granicę zasięgu. Obecnie rośnie na Pojezierzu Mazurskim – na terenie

Mazurskiego Parku Krajobrazowego (Kruszelnicki 2000, Łachacz, Olesiński 2000), w okolicy Augustowa (Tyszkowski 1992), w Biebrzańskim Parku Narodowym (Werpachowski 2000), a także na Pomorzu Zachodnim (Jasnowska, Jasnowski 1983) i Polesiu Lubelskim.

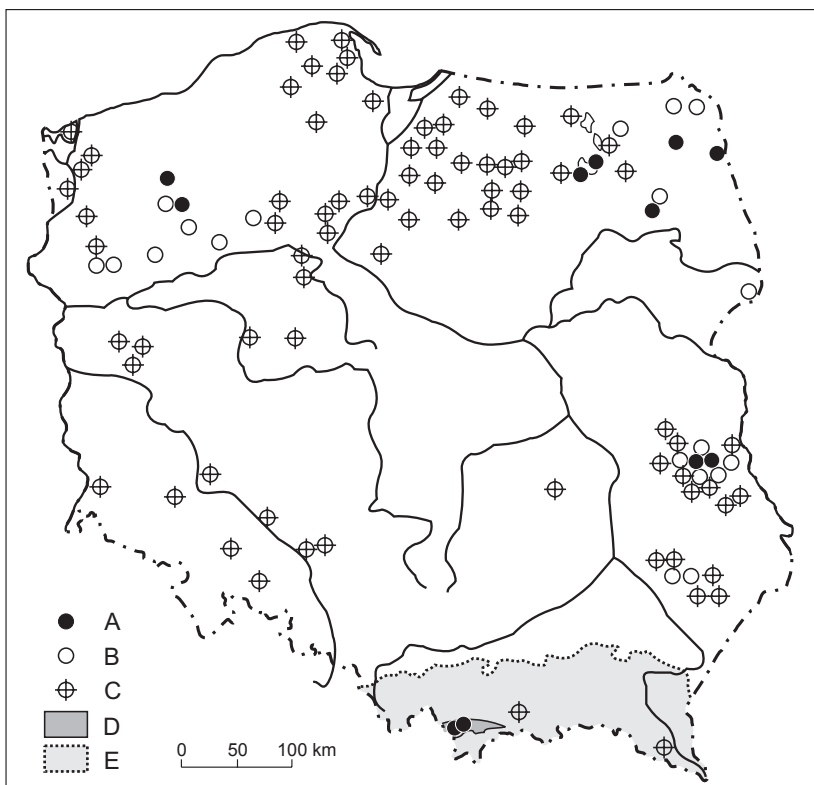
Wcześniej wełnianka delikatna podawana była z około 100 stanowisk (Żukowski 1969) – większość z nich już nie istnieje (ryc. 1). Wyginęła m.in. na terenie Pomorza Wschodniego (skąd znane są liczne stanowiska historyczne), Śląska, Ziemi Lubuskiej i Wielkopolski (Kruszelnicki 2001).

Z polskich Karpat gatunek ten był wcześniej podawany z trzech miejsc: z Bieszczad (Moczarne, 700 m n.p.m. – Żukowski 1969), Beskidu Wyspowego (Wola Marcinkowska – Pawłowski 1925) i Kotliny Orawsko-Nowotarskiej, gdzie pojawiała się dość często na tutejszych torfowiskach (Raciborski, Szafer 1919; niestety, Raciborski nie podał lokalizacji stanowisk). Obecność wełnianki delikatnej w Bieszczadach i Beskidzie Wyspowym od dawna nie została potwierdzona.

Stanowiska wełnianki delikatnej w Kotlinie Orawsko-Nowotarskiej

W pierwszym tomie *Flory Polskiej* (Raciborski, Szafer 1919) Raciborski podaje, że wełnianka delikatna w zasadzie nie wchodzi w Karpaty za wyjątkiem Kotliny Orawsko-Nowotarskiej, gdzie występuje stosunkowo często. Niestety w trakcie prowadzonych ostatnio badań terenowych na torfowiskach orawsko-nowotarskich odnaleziono jedynie dwa stanowiska tego gatunku – na okrajkach torfowiska wysokiego Baligówka (655 m n.p.m.) i na torfowisku przejściowym znajdującym się niedaleko północnego brzegu torfowiska wysokiego Puścizna Wielka (640 m n.p.m.).

W lipcu 1999 r., na okrajkach w zachodniej części torfowiska Baligówka, na niewielkiej polance wśród zarośli odnaleziono zaledwie kilka kwitnących pędów wełnianki delikatnej; ich rozmieszczenie wskazywało na to, iż był to jeden polikormon. Wełnianka rozmnażała się głównie wegetatywnie – przez rozłogi. Później nie udało się jej ponownie odszukać (poszukiwania prowadzono w latach 2004–2006). Nie znaczy to jeszcze, że gatunek wyginął na tym stanowisku, gdyż mógł zostać przeoczo-



Ryc. 1. Rozmieszczenie wełnianki delikatnej w Polsce (według Kruszelnickiego 2001, uzupełnione): A – stanowisko potwierdzone po 1980 r., B – stanowisko nie potwierdzone po 1980 r., C – stanowisko historyczne, D – Kotlina Orawsko-Nowotarska, E – Karpaty.

Fig. 1. Distribution of *Eriophorum gracile* in Poland (according to Kruszelnicki 2001, modified): A – locality confirmed after 1980, B – locality not found after 1980, C – historical locality, D – the Kotlina Orawsko-Nowotarska basin, E – Carpathian Mts.

ny ze względu na niepozorne rozmiary i wyjątkowo trudny do penetracji teren. Jednak, w związku ze znacznym przekształceniem siedliska, nie można tego wykluczyć. Torfowisko Baligówka przygotowywane było do eksploatacji na skalę przemysłową i częściowo eksploatowane metodą wielkopowierzchniową w połowie XX wieku. Po pewnym czasie działalność tę przeniesiono

na inne torfowiska regionu (Bór za Lasem i Puścizna Wielka). Pozostałością po tym okresie są rowy odwadniające, którymi pocięta jest prawie połowa kopuły i część okrajka w sąsiedztwie stanowiska wełnianki. W ciągu ostatnich kilkunastu lat obserwowano stopniowe wysychanie okrajka. Na początku lat dziewięćdziesiątych na znacznych jego obszarach przez cały sezon wegetacyjny stagnowała woda. Obecnie oczek wodnych już nie ma, a wierzchnia warstwa torfu na okrajku w niektórych latach ulega przesuszeniu. Drastyczne obniżenie wód gruntowych spowodowało zarastanie okrajka krzewami.

Na drugie stanowisko wełnianki delikatnej natrafiono w maju 2006 r., na niewielkim torfowisku przejściowym. Było ono w przeszłości połączone z okrajkiem torfowiska Puścizna Wielka (największego torfowiska wysokiego w Kotlinie Orawsko-Nowotarskiej) i stanowiło jego odgałęzienie. Wełnianka rośnie tu na głębokim pokładzie silnie uwodnionego torfu wypełniającego rynnowate zagłębienie. W części centralnej obniżenia płynie niewielki potok odprowadzający wody z okrajka Puścizny Wielkiej. Być może torfowisko to było większe, jednak zmiany hydrologiczne wywołane przecięciem obniżenia przez drogę i skierowaniem potoku do przepustu prawdopodobnie doprowadziły do degradacji części obiektu położonej poniżej drogi i przekształcenia jej w mokrą łąkę. Na torfowisku zaobserwowano ponad 100 owocujących pędów wełnianki delikatnej rozproszonych na powierzchni około 500 m². Warunki siedliskowe w centralnej części torfowiska prawdopodobnie nie ulegały istotnym zmianom w ostatnim stuleciu i sprawiają wrażenie całkowicie naturalnych, co sprzyja zachowaniu tego stanowiska.

Charakterystyka siedlisk

Wełnianka delikatna rośnie zawsze na podłożu torfowym, na mezotroficznym, kwaśnym torfach o pH w zakresie 4–6 (Zarzycki i in. 2002), na kwaśnych młakach i silnie podtopionych okrajkach torfowisk wysokich. Jest gatunkiem charakterystycznym dla bardzo kwaśnych torfowisk przejściowych, zaliczanych do związku *Caricion lasiocarpae*, należącym do klasy *Scheuchzerio-Caricetea nigrae* (Matuszkiewicz 2001).

Na badanych stanowiskach wełnianka delikatna rośnie na głębokich złożach bardzo dobrze uwodnionego torfu przejściowego. Na okrajkach Baligówki torf jest przesycony wodą, a na stanowisku koło Puścizny Wielkiej kilkucentymetrowa warstwa wody stagnuje na powierzchni. Na obu stanowiskach wełnianka delikatnej towarzyszyły rośliny charakterystyczne dla związku *Caricion lasiocarpae* – bobrek trójlistkowy *Menyanthes trifoliata* i siedmiopalecznik błotny *Comarum palustre* dominujące w zbiorowisku. Licznie rosły też gatunki szuwarowe (klasa *Phragmitetea*): skrzyp bagienny *Equisetum fluviatile*, turzyce: dwustronna *Carex disticha*, dzióbkowata *C. rostrata*, prosowa *C. paniculata* i inne. Z dużą stałością występowała charakterystyczna dla klasy *Scheuchzerio-Caricetea nigrae* wełnianka wąskolistna *Eriophorum angustifolium*. Niewielką domieszkę stanowiły rośliny charakterystyczne dla kwaśnych młak (rzęd *Caricetalia nigrae* – fiołek błotny *Viola palustris*, mietlica psia *Agrostis canina*, przetacznik błotny *Veronica scutellata* i turzyca pospolita *Carex nigra*), eutroficznych młak (rzęd *Caricetalia davallianae* – kozłek całolistny *Valeriana simplicifolia*) i mokrych łąk (rzęd *Molinietalia* – ostrożeń błotny *Cirsium palustre*, przytulia bagienna *Galium uliginosum*, skrzyp błotny *Equisetum palustre* i inne). Warstwa mchów była słabo rozwinięta (10–20% pokrycia badanych płatów). Obserwowano tylko pojedyncze kępki torfowców i mchów właściwych oraz plechowatych wątrobowców. Na okrajkach Baligówki płat z wełnianką delikatną stanowił niewielką lukę wśród zarośli, złożonych z wierzb: uszatej *Salix aurita* i pięciopręcikowej *S. pentandra*, kruszyny pospolitej *Frangula alnus* oraz młodych sosen zwyczajnych *Pinus sylvestris* i brzoź: brodawkowej *Betula pendula* i omszonej *B. pubescens*. Torfowisko koło Puścizny Wielkiej w całości stanowi teren otwarty, nie zaobserwowano tu żadnych drzew i krzewów.

Przyczyny wymierania

Od czasu zbierania materiałów do pierwszego tomu Flory Polskiej (Raciborski, Szafer 1919) stan torfowisk Kotliny Orawsko-Nowotarskiej uległ poważnym zmianom. Już w latach pięćdziesiątych XIX wieku na torfowiskach Kotliny Orawsko-Nowotarskiej rozpoczęła się eksploatacja torfu prowadzona

przez miejscową ludność (Jostowa 1963). Z czasem wydobywanie torfu przybierało coraz większe rozmiary. Znacznie wzrosło się w czasie II wojny światowej i w latach powojennych (Mirska 1956), a szczególnie intensywnie przebiegało w latach pięćdziesiątych i sześćdziesiątych XX w. Wydobywanie na dużą skalę prowadzone było do 1994 r., kiedy torf został włączony do kopalin pospolitych i konieczne stało się uzyskanie koncesji na jego wydobywanie (Koczur 1996). Od tego czasu, już jako działalność nielegalna, chałupnicza eksploatacja prowadzona jest w znacznie mniejszym zakresie; nie została jednak całkowicie wyeliminowana. W konsekwencji eksploatacja torfu prowadzona tak długo i na tak wielką skalę doprowadziła do znacznego zmniejszenia powierzchni większości torfowisk, a nawet całkowitego wyeksploatowania niektórych z nich (Koczur 1996, 2006, Łajczak 2001, 2006).

W większości przypadków okoliczni mieszkańcy wydobywali torf poczynając od brzegów torfowisk, systematycznie ścinając część kopuły (Koczur 1996). Czynnością rozpoczynającą eksploatację było osuszenie przedpola prac, czyli odwodnienie okrajka torfowiska przez wykopanie systemu rowów odwadniających. Osuszenie okrajków, a potem, w miarę postępu prac eksploatacyjnych, przerwanie ich łączności z kopułą torfowiska doprowadziło do całkowitego zniszczenia panującej tu pierwotnie roślinności. Co prawda w miejscach gdzie wydobywano torf, czyli na obrzeżach prawie wszystkich torfowisk, u stóp powstałych skarp poeksploatacyjnych wytworzyły się wtórne okrajki, jednak w większości przypadków cechują je całkiem inne warunki siedliskowe – niższy odczyn i mniejsza zasobność w związki pokarmowe, słabe uwodnienie i w konsekwencji skrajne ubóstwo florystyczne. Wraz ze zniszczeniem pierwotnych okrajków torfowisk wysokich zlikwidowano typowe siedliska preferowane przez welniankę delikatną. Obecnie na terenie całej Kotliny można odnaleźć jedynie kilka niewielkich fragmentów nienaruszonych okrajków i tylko tam mogły zachować się stanowiska *E. gracile*.

Torfowisko po północnej stronie Puścizny Wielkiej stanowiło przedłużenie okrajka w miejscu naturalnego odpływu nadmiaru wód z torfowiska wysokiego. Pomimo znacznego cofnięcia się kopuły, kierunek odpływu wód z przylegającej części Puścizny

zny Wielkiej został zachowany, co pozwoliło na utrzymanie się niezmiennych warunków hydrologicznych i w konsekwencji na zachowanie pierwotnej roślinności. Inna sytuacja panuje na torfowisku Baligówka. Chałupnicza eksploatacja w tej części torfowiska była prowadzona na małą skalę i doprowadziła do niewielkiego cofnięcia się brzegu kopuły, co nie spowodowało całkowitego zniszczenia pierwotnego okrajka. Niestety południową część kopuły torfowiska odwodniono w ramach przygotowania do wielkopowierzchniowej eksploatacji przemysłowej. Spowodowało to zmniejszenie uwodnienia okrajka i w konsekwencji jego zarastanie przez drzewa i krzewy, czego efektem jest wycofywanie się światłolubnej roślinności torfowisk przejściowych, w tym wełnianki delikatnej i innych rzadkich na terenie Polskich Karpat gatunków charakterystycznych dla torfowisk przejściowych, takich jak: bobrek trójlistkowy, siedmiopalecznik błotny i inne (Mirek, Piękoś-Mirkowa 1992).

Możliwości ochrony

Wełnianka delikatna ginie przede wszystkim na skutek odwadniania torfowisk poprzedzającego eksploatację torfu oraz ekspansji krzewów na odwodnione tereny. Zmiany w obrębie torfowisk orawsko-nowotarskich zaszły już tak daleko, że *E. gracile* z gatunku określanego na początku XX wieku jako stosunkowo częsty stała się skrajnie rzadkim, a jej dalsza egzystencja na terenie Kotliny Orawsko-Nowotarskiej jest zagrożona. Jest to roślina objęta ochroną ścisłą, jednak sama ochrona gatunkowa nie ma większego znaczenia bez skutecznej ochrony siedlisk. W większości przypadków nie można efektywnie chronić jakiejś części okrajka eksploatując kopułę torfowiska lub odwadniając tereny w bezpośrednim otoczeniu – konieczne jest uwzględnienie całych kompleksów torfowisk. Niestety torfowiska orawsko-nowotarskie, pomimo wielu postulatów i projektów (Lubicz-Niezabitowski 1922, Obidowicz 1977, Denisiuk 1993), do tej pory nie doczekały się ochrony. Jedyne wyjątek stanowi torfowisko Bór na Czerwonem, objęte w 1925 r. ochroną rezerwatową. Obecnie nadzieję na przetrwanie tego, co jeszcze pozostało z tych niegdyś rozległych i pięknych

torfowisk daje zgłoszenie ich do sieci Natura 2000 jako ostoja PLH120016.

Stanowisko koło Puścizny Wielkiej obecnie nie jest zagrożone i prawdopodobnie będzie istniało nadal, o ile sposób użytkowania terenu nie ulegnie istotnym zmianom. W przypadku okrajka Baligówki sytuacja jest znacznie trudniejsza. Warunkiem zachowania tego stanowiska (o ile jeszcze istnieje) mogłaby być jedynie renaturalizacja torfowiska: przede wszystkim przywrócenie pierwotnych stosunków wodnych w obrębie kopuły i w jej otoczeniu przez zahamowanie odpływu wody z torfowiska. Co prawda po zakończeniu eksploatacji większość rowów została częściowo zasypana, jednak nie zahamowało to w pełni odpływu wód z kopuły. O ile w centrum torfowiska stan roślinności jest dość dobry, to przy jego południowym brzegu rowy nadal są czynne, a silny drenaż doprowadził do przesuszenia tej części torfowiska i skrajnej degradacji roślinności. Ma to ogromny wpływ na okrajek, który w ciągu ostatnich kilkunastu lat uległ widocznemu przesuszeniu.

SUMMARY

Slender cottongrass *Eriophorum gracile* W.D.J. Koch in the Kotlina Orawsko-Nowotarska basin (S Poland)

Eriophorum gracile is regarded as a critically endangered species in Poland. It belongs to the rarest elements of our flora. In the Polish Carpathians it was formerly known from 3 localities: the Bieszczady Mts., the Beskid Wyspowy Mts. and the Kotlina Orawsko-Nowotarska basin. Nowadays, it grows on only 2 localities in the Kotlina Orawsko-Nowotarska basin: on margin of the Baligówka peat bog and in transitional bog near the Puścizna Wielka peat bog. Decline of *E. gracile* is caused mostly by drainage of marginal parts of bogs connected with peat cutting practice as well as by following encroachment of trees and shrubs. Owing to the loss of habitats suitable for this species it is considered extremely rare and its persistence in the Kotlina Orawsko-Nowotarska basin is uncertain.

- Denisiuk Z. (red.). 1993. Program rezerwatowej ochrony przyrody i krajobrazu polskich Karpat na tle aktualnej sieci obszarów chronionych. Stud. Nat. 39: 1–101.
- Hultén E., Fries M. 1986. Atlas of North European vascular plants north of the Tropic of Cancer. I–III. Koeltz Scientific Books, Königstein.
- Jasnowska J., Jasnowski M. 1983. Pojezierze Zachodnio-Pomorskie. Wiedza Powszechna, Warszawa.
- Jostowa W. 1963. Materiały do zagadnienia gospodarki chłopskiej w „Borach” Orawskich. Lud 49 (2): 503–554.
- Każmierczakowa R., Zarzycki K. (red.). 2001. Polska Czerwona Księga Roślin. Paprotniki i rośliny kwiatowe. Inst. Bot. im. W. Szafera PAN, Inst. Ochr. Przyr. PAN, Kraków.
- Koczur A. 1996. Zmiany powierzchni i stanu zachowania torfowisk wysokich koło Ludźmierza w ostatnim stuleciu. Chrońmy Przyr. Ojcz. 52 (5): 25–38.
- Koczur A. 2006. Importance of vegetation in the Orawsko-Nowotarskie peat bogs to biological diversity in the Polish Carpathians. Acta Agrophysica 7 (2): 383–393.
- Kruszelnicki J. 2000. Przyroda Mazurskiego Parku Krajobrazowego. Chrońmy Przyr. Ojcz. 56 (6): 71–87.
- Kruszelnicki J. 2001. *Eriophorum gracile* W.D.J. Koch Welnianka delikatna. W: Każmierczakowa R., Zarzycki K. (red.). Polska Czerwona Księga Roślin. Paprotniki i rośliny kwiatowe. Inst. Bot. im. W. Szafera PAN, Inst. Ochr. Przyr. PAN, Kraków.
- Lubicz-Niezabitowski E. 1922. Wysokie torfowiska Podhala i konieczność ich ochrony. Ochr. Przyr. 3: 26–34.
- Łachacz A., Olesiński L. 2000. Flora i roślinność trzęsawiskowego torfowiska Jezioro na Pojezierzu Mazurskim. Fragm. Flor. Geobot. Polonica 7: 129–143.
- Łajczak A. 2001. Historyczne formy użytkowania torfowisk Orawsko-Podhalańskich i zmiana ich powierzchni w XIX i XX w. Problemy Zagospodarowania Ziemi Górskich 47: 55–73.
- Łajczak A. 2006. Torfowiska Kotliny Orawsko-Nowotarskiej. Rozwój, antropogeniczna degradacja, renaturyzacja i wybrane problemy ochrony. Inst. Bot. im. W. Szafera PAN, Kraków.
- Matuszkiewicz W. 2001. Przewodnik do oznaczania zbiorowisk roślinnych Polski. Vademecum Geobotanicum 3: 1–537. PWN, Warszawa

- Mirska A. 1956. O możliwościach gospodarczego wykorzystania nieużytków potorfowych Kotliny Nowotarskiej. *Chrońmy Przyr. Ojcz.* 12 (2): 3–9.
- Mirek Z., Piękoś-Mirkowa H. 1992. Contemporary threat to the vascular flora of the Polish Carpathians (S. Poland). *Veröff. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel, Zürich* 107: 151–162.
- Obidowicz A. 1977. Ochrona torfowisk Tatr i Podhala. *Chrońmy Przyr. Ojcz.* 33 (3): 50–55.
- Pawłowski B. 1925. Geobotaniczne stosunki Sądeckizny. PAU. Pr. Monogr. Kom. Fizjogr. 1.
- Raciborski M., Szafer W. (red.). 1919. Flora polska. Rośliny naczyniowe Polski i ziem ościennych. Tom I. PAU, Kraków.
- Tyszkowski M. 1992. Godne ochrony torfowisko nad Jeziorem Białym koło Augustowa. *Chrońmy Przyr. Ojcz.* 48 (6): 68–72.
- Werpachowski C. 2000. Lista roślin naczyniowych Kotliny Biebrzańskiej ze szczególnym uwzględnieniem Biebrzańskiego Parku Narodowego. *Parki Nar. Rez. Przyr.* 19 (4): 19–52.
- Zarzycki K., Szelaż Z. 1992. Czerwona lista roślin naczyniowych zagrożonych w Polsce. W: Zarzycki K., Wojewoda W., Heinrich Z. (red.). *Lista roślin zagrożonych z Polsce*. Wyd. 2, Inst. Bot. im. W. Szafera PAN, Kraków: 87–97.
- Zarzycki K., Trzcińska-Tacik H., Róžański W., Szelaż Z., Wołek J., Korzeniak U. 2002. Ekologiczne liczby wskaźnikowe roślin naczyniowych Polski. *Inst. Bot. im. W. Szafera PAN, Kraków. Różnorodność biologiczna Polski* 2: 1–183.
- Żukowski W. 1969. *Studia systematyczne i geograficzne nad podrodziną Cyperoidae w Polsce*. *Prace Kom. Biol. PTPN* 33 (3): 3–132.

LEON KOWALEWSKI¹, PIOTR PROFUS²

¹42-200 Częstochowa, ul. G. Bacewicz 7/20

²Institut Ochrony Przyrody PAN

31-120 Kraków, al. A. Mickiewicza 33

e-mail: profus@iop.krakow.pl

Rozmieszczenie, biometria i ekologia żmii zygzakowatej *Vipera berus* L. na Górnym Śląsku i Wyżynie Częstochowskiej

Wstęp

Żmija zygzakowata jest gatunkiem eurytopowym o bardzo szerokim rozprzestrzenieniu. Jej zasięg geograficzny należy do najrozleglejszych spośród wszystkich węży. Obejmuje on środkową, północną i wschodnią Europę – od Wielkiej Brytanii i Francji po wyspę Sachalin na Dalekim Wschodzie. W Laponii, obejmującej północną część Norwegii, Szwecji i Finlandii oraz w rosyjskiej Karelii północnej sięga znacznie poza krąg polarny (do 69°10' N), a Najbardziej na południe wysunięte stanowiska znajdują się w północnej Grecji (Gasc i in. 1997; europejski zasięg jest prezentowany na stronie Societas Europaea Herpetologica – <http://www.gli.cas.cz/SEH/images/atlas/pdf/ophidia/vipber.pdf>). Najbardziej oddalone od siebie stanowiska tego gatunku na zachodzie i wschodzie zasięgu dzieli ponad 150° długości geograficznej (ok. 11 000 km); natomiast krańcowe stanowiska na północy i południu Europy oddalone są od siebie o ponad 28° szerokości geograficznej (3300 km).

Żmija zasiedla obszary nizinne, pogórza i wysokie pasma górskie. Najwyżej w górach – niemal do wysokości 3000 m n.p.m. – dochodzi ona we włoskich Alpach. W szwajcarskich Alpach (Oberengadin) odnotowano ją w piętrze alpejskim (2680 m)

a w Austrii (Tyrol) udokumentowano jej występowanie do 2420 m (por. Cabela i in. 2001). W Karpatach najwyżej (do 2500 m) rejestrowano ją w południowej ich części – w Rumuni (Nilson, Andrén 1997).

W Polsce żmija występuje niemal od poziomu morza (np. w trzciniowiskach na Mierzei Wiślanej; P. Mielczarek – inf. niepubl.) po pogórza i w górach. W polskich Tatrach młode osobniki najwyżej stwierdzono 1650 m n.p.m., ale dorosłego osobnika obserwowano na stokach Wołowca na wysokości 2000 m (Jakuczun 1978, Świerad 2003). W Beskidach Zachodnich żmiję najwyżej odnotowano w partii podszczytowej na Babiej Górze (ok. 1700 m; Dziubek 1973) oraz na stokach Pilska (ok. 1500 m) i Skrzycznego (do 1200 m). W Bieszczadach widziano ją na najwyższych wzniesieniach, w tym na Tarnicy (1346 m) (Świerad 1998, 2003). W Karkonoszach była wielokrotnie notowana na stokach Śnieżki (1500 m), a nawet na samym jej szczycie (1602 m) w 1911 r. (Loos 1915, Pax 1925), lecz 60–70 lat później jej obecności po polskiej stronie już nie wykazano (Witkowski, Jabłoński 1985).

Na niektórych obszarach południowej Polski jest wyraźnie liczniejsza, np. miejscami na Pogórzu Karpackim, na obrzeżach torfowisk wysokich Kotliny Orawsko-Nowotarskiej, w Bieszczadach, Puszczy Niepołomickiej oraz w Lasach Lublinieckich i okolicach Częstochowy (Juszczak 1987, Kowalewski 1992, Świerad 1998, 2003, K. Belik dane niepubl.). Rozmieszczenie żmii zygzakowatej w Polsce dotychczas najpełniej przedstawili Sura i Zamachowski (2003), którzy udokumentowali stan dla lat 1971–2002.

Żmija jest wężem jadowitym, a zatem nie jest gatunkiem łatwym i wdzięcznym do prowadzenia badań. Zapewne jest to najważniejsza przyczyna, z powodu której brakuje danych morfologiczno-biometrycznych charakteryzujących poszczególne populacje regionalne lub lokalne. Niniejsze badania mają po części na celu wypełnienie tej luki. Główne cele to poznanie rozmieszczenia żmii zygzakowatej na stosunkowo dużym obszarze oraz zbadanie wybranych aspektów biologii i ekologii gatunku. Dokonano też pomiarów biometrycznych tych węży z podziałem na płcie, bowiem brakuje takich danych z naszego kraju, a w innych krajach Europy są one również bardzo skąpe. Porównania pomiarów długości ciała węży mogą wskazać, czy obserwo-

wana populacja odróżnia się od innych populacji regionalnych lub subpopulacji zasiedlających kontynent europejski. Uzyskane wyniki mogą być przydatne w przyszłości do oceny przyczyn i tempa zmian populacyjnych tego węzła – przynajmniej w skali regionalnej.

Teren badań

Obserwacje terenowe prowadzono w latach 1995–2007 głównie w północnej i środkowej części obecnego województwa śląskiego (powiaty: częstochowski, kłobucki, lubliniecki, tarnogórski, myszkowski, gliwicki, będziński, zawierciański i duże miasta: Gliwice, Zabrze, Bytom i Ruda Śląska) oraz we wschodniej części województwa opolskiego (powiaty: strzelecki, oleski, kluczborski i kędzierzyńsko-kozielski). W obrębie powierzchni próbnej znalazły się też fragmenty gmin Nowa Brzeźnica, Żytno (woj. łódzkie) oraz gmin Moskorzew, Radków i Secemin (woj. świętokrzyskie). Powierzchnia badawcza obejmowała 98 „pól atlasowych” (10 minut długości geograficznej × 5 minut szerokości geograficznej; powierzchnia 108 km² na szerokości geograficznej Częstochowy) o łącznej powierzchni ok. 10 600 km². Ograniczona ona była równoleżnikami 50°15'–51°05'N i południkami 18°10'–20°00'E. Najniżej położone miejsce na powierzchni próbnej znajduje się w dolinie Odry koło Kędzierzyna-Koźła (173 m), a najwyższe wzniesienie to Góra Janowskiego (504 m) koło Ogrodzieńca.

Wydzielony obszar charakteryzuje się dużymi kontrastami łączącymi w sobie cechy wielu regionów fizjograficznych Polski. Obok skalistych wzgórz jurajskich, słabo nawodnionych i porośniętych starodrzewem bukowym, występują bezleśne ostańce, bagienne lasy olchowe, rozległe bory sosnowe, sosnowo-świerkowe i piaszczyste wydmy. Lasy (w tym młodniki i nasadzenia) zajmują około połowy powierzchni omawianego obszaru. Największe z nich – Lasy Lublinieckie – obejmują obszar 80 000 ha, z czego na obszary zalesione przypada ok. 63 000 ha. Są one jednym z „mateczników” populacji żmii w tej części Polski. Porastają one głównie Wyżynę Śląską oraz obniżenie Małej Panwi, a średnia wysokość terenu wynosi tu ok. 260 m n.p.m. (Kondracki 2000). Południowa część tych lasów sąsiaduje z gęsto zaludnionymi i uprzemysłowionymi miastami Górno-

śląskiego Okręgu Przemysłowego. Obecnie w Lasach Lublinieckich występują głównie drzewostany sosnowe i sosnowo-świerkowe z domieszką dębu i brzozy. Są to bory różnowiekowe o niewielkim (do 20% powierzchni) udziale młodników i upraw leśnych. Wyodrębniono tutaj dziesięć różnych zbiorowisk leśnych, a największe i najczęściej występujące powierzchnie zajmują w kolejności następujące zespoły leśne: bór świeży sosnowy *Leucobryo-Pinetum*, bór trzcinnikowy *Calamagrostio villosae-Pinetum* oraz bór wilgotny *Molinio-Pinetum*. Drzewostany te pochodzą głównie ze sztucznych odnowień i zalesień, a udział drzewostanów o cechach pierwotnych jest znikomy (Cabała 1990, Kościelny, Belik 2006). O bogactwie i różnorodności przyrodniczej omawianej powierzchni próbnej świadczą m.in. liczba i powierzchnia terenów prawnie chronionych. Aktualny stan wiedzy o florze i faunie rezerwatów przyrody byłego województwa częstochowskiego przedstawił Hereźniak (2002). Dla zachowania najwartościowszych obiektów przyrodniczych utworzono tam 22 rezerваты przyrody o łącznej powierzchni około 820 ha oraz Zespół Jurajskich Parków Krajobrazowych (77 700 ha).

Część populacji żmii chętnie zasiedla groble stawów hodowlanych, stąd istotna jest ich obfitość na powierzchni próbnej. Istnieje na niej 78 różnej wielkości kompleksów stawowych, liczących łącznie około 700 zbiorników wodnych o powierzchni około 3300 ha. Większość stawów ma brzegi porośnięte roślinnością wynurzoną – trzcina, pałka lub tatarakiem, a w przypadku niektórych z nich błotniste brzegi przechodzą w torfowiska. Na kilku stawach znajdują się wysepki z zakrzewieniami i drzewami. Na omawianym obszarze znajduje się nadto 100 parków miejskich, pałacowych i dworskich (Kowalewski 1997). Stan wiedzy o florze i faunie województwa opolskiego podsumowany został w opracowaniu zespołowym pod redakcją Nowaka (1997).

Metody badań

W badaniach terenowych najskuteczniejsza była metoda bezpośredniej obserwacji wizualnej żmii zygzakowatej. Obserwacje prowadzono od roztopów wiosennych (koniec lutego – początek marca) po pierwsze przymrozki (listopad), z różną intensywno-

ścią zależną zasadniczo od warunków atmosferycznych, grubości pokrywy śnieżnej i innych czynników. Prowadzono cenzusy osobników gromadzących się na godowiskach, w miejscach o specyficznym mikroklimacie (wilgotnych i nasłonecznionych) oraz poszukiwano ukryć, w których te zwierzęta gromadzą się w celu przezimowania.

Wszystkie stanowiska żmii zygzakowatej wprowadzone zostały do odpowiednich pól siatki koordynatów na podstawie odczytów z dostatecznie szczegółowych map pomocniczych. Posiłkowano się przy tym zwłaszcza mapami w skali 1:200 000 (Geo Center 1999, Atlas 2001) z naniesionymi siatkami geograficznymi, a w drugim z wymienionych z dodatkowo zaznaczonymi granicami powiatów i województw, oraz dokładnymi mapami powiatowymi (skala 1:50 000) z zaznaczoną numeracją oddziałów leśnych. Przyjęto zasadę, że przynajmniej jedno stwierdzenie żmii w latach 1995–2007 upoważnia do umieszczenia znaku świadczącego o występowaniu gatunku w obrębie wyznaczonego jednostkowego pola altasowego. Zasadniczą treść sporządzonej mapy stanowi faktografia herpetologiczna z ostatnich 13 lat, zgromadzona przez obu autorów i niemal 50. współpracowników, wymienionych na końcu opracowania. Uwzględniono także 3 stanowiska z okolic Praszki (Z. Bielecki, 1972; dane niepubl.), kilka stwierdzeń z opracowań zbiorczych Cempulika i in. (2002, 2004) oraz liczne stanowiska wykazane w monografii Nowaka (1997). Posiłkowano się też wynikami przedstawionymi przez Surę i Zamachowskiego (2003).

Notowano terminy i warunki termiczne w okresie budzenia się żmij z odrętwienia zimowego, rejestrowano przebieg wędrówek wiosennych, zalotów, przemieszczeń w okresie wiosenno-letnim, migracji jesiennych i zapadania w sen zimowy. Szczególną uwagę starano się zwracać na zagęszczenie populacji w obrębie różnych siedlisk (zbiorowiska leśne, obszary o charakterze ekotonalnym). Dla oceny zagęszczenia populacji stosowano metodę taksacyjną polegającą na jednorazowym rejestrowaniu wszystkich osobników wzdłuż wytyczonej trasy w ciągu określonej jednostki czasu oraz metodę kartograficzną polegającą na nanoszeniu wszystkich stwierdzonych osobników na szczegółową mapę. Mimo staranności wykonania cenzusu być może nie wszystkie osobniki znajdowały się na powierzchni gruntu

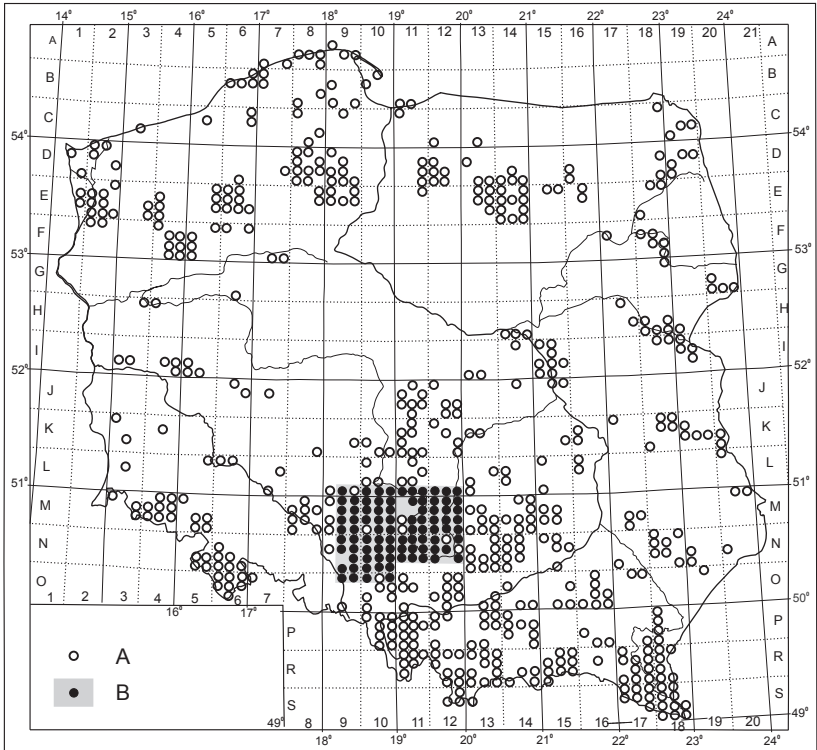
akurat w trakcie badań – część z nich mogła pozostawać w ukryciach, a zatem ująć uwadze obserwatora. Uzyskane wyniki cenzusów mogą być zatem zaniżone i należy je traktować jako minimalne. Na trudności metodyczne związane z kartowaniem żmii zygzakowatej zwraca uwagę m.in. Ursenbacher (1998, za Völkl, Thiesmeier 2002).

W latach 1995–2004 dokonano w okolicach Częstochowy pomiarów długości ciała 100 dorosłych żmij. Weże odławiano latem, w sierpniu i pierwszej dekadzie września. Skonstruowano specjalny przyrząd pomiarowy do mierzenia długości ciała składający się z gładkiej deski o długości 1 m z podziałką metryczną i przymocowanych do niej dwóch równoległych listew o grubości ok. 3 cm, z których jedna była ruchoma. Przed pomiarem deskę ustawiano pod kątem ok. 50–60° a węża umieszczano w rynience między listwami. Poprzez delikatny docisk palcami za głowę, zwierzę, na czas pomiaru, było przez kilka sekund unieruchamiane (por. Lenz, Gruschwitz 1993). Do porównań międzypopulacyjnych wykorzystano stosowne dane zawarte w publikacjach Pielowskiego (1962), Juszczyka (1987) oraz Völkla i Thiesmeiera (2002).

Wyniki i dyskusja

Rozmieszczenie. W obrębie 98. pól atlasowych stanowiska żmii zarejestrowano w 93., co stanowi 94,9% powierzchni (ryc. 1). Spośród nich nasze obserwacje i spostrzeżenia współpracujących z nami przyrodników pozwoliły wypełnić 86 pól. Penetracje terenowe w 56. z nich pokrywały się z informacjami zawartymi w „Atlasie” (Sura, Zamachowski 2003). Pięć z pól atlasowych położonych było poza obszarem województwa śląskiego i opolskiego, a zatem na obszarze penetrowanym mniej intensywnie. Stanowiska żmii w tych polach atlasowych zlokalizowane były w powiatach: radomszczańskim, włoszczowskim i jędrzejowskim. Dwa z tych stanowisk były tożsame z wykazanymi (dla pow. radomszczańskiego) przez Zielińskiego i in. (2001, 2005).

W obrębie dalszych 30. pól atlasowych, skąd dotychczas brak było konkretnych lub wiarygodnych informacji o występowaniu żmii, udokumentowano obecność tego gatunku. W



Ryc. 1. Położenie powierzchni próbnej (szary obszar) i wyniki kartowania żmii zygzakowatej na tle graficznego wykazu podstawowych pól, z których uzyskano przynajmniej jedną informację o występowaniu tego gatunku w Polsce: A – dane opublikowane do 2002 r. (Sura i Zamachowski 2003), B – stanowiska stwierdzone w latach 1995–2007 (dane autorów).

Fig. 1. The situation of the census plot (shaded area) and the results of charting observations of adders imposed against a graphical compilation of basic mapping units with at least a single observation on the occurrence of the adder in Poland: A – data published until 2002 (after Sura, Zamachowski 2003), B – localities recorded in 1995–2007 (this study).

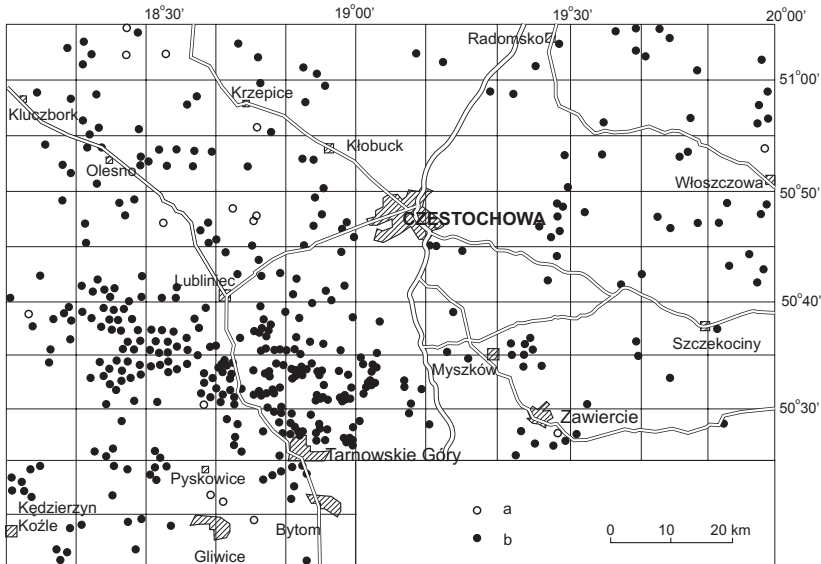
siedmiu kolejnych polach żmii zygzakowatej nie stwierdzono w czasie niniejszych obserwacji lecz odnotowano ją przynajmniej raz w latach 1971–2002, co zobrazowano na mapce gatunkowej w „Atlasie” (Sura, Zamachowski 2003).

Na obszarze pięciu dalszych pól atlasowych (5,1%; n=98 pól) nie udało się stwierdzić żmii ani w trakcie niniejszych poszukiwań, ani w czasie wcześniej przeprowadzonych „badań atlasowych” (Głowaciński, Rafiński 2003) (ryc. 1).

W wyniku niniejszych obserwacji omawianego węża odnotowano na 390 stanowiskach (n=86 pól atlasowych). Za jedno stanowisko uznano stwierdzenie jednego lub więcej – w skrajnym przypadku nawet 59 osobników. Liczba odnotowanych stanowisk żmii w poszczególnych polach atlasowych mapy była mocno zróżnicowana. W 52. polach (60,5%) odnotowano po 1–3 stanowiska, w 19. dalszych (22,1%) po 4–6. W obrębie pięciu dalszych (5,8%) zlokalizowano 7–10 stanowisk żmii, a w dziesięciu następnych polach (11,6%) odnotowano ich najwięcej – od 11 wzwyż (ryc. 2).

Na wyjątkowo wysokie koncentracje żmij natrafiono w środkowej części Lasów Lublinieckich. Na powierzchni sześciu, przylegających do siebie, pól atlasowych (50°25'–50°40'N i 18°40'–19°00' E; łącznie ok. 650 km²; Rusinowice, Koszęcin, Tworóg, Kalety, Połomia i Tarnowskie Góry) zlokalizowano 110 miejsc występowania żmii (ryc. 2). Waż ten w dalszym ciągu stosunkowo licznie występuje na obszarach leśnych przylegających od zachodu do Lasów Lublinieckich. W XXI wieku wykryto tu już około 60 stanowisk żmii (M. Kuźmińska-Kurczyk, M. Mazur – dane niepubl.). Obserwacje te potwierdzają spostrzeżenia z lat 1990., kiedy to tylko w obrębie planowanych rezerwatów przyrody i użytków ekologicznych trzech gmin województwa opolskiego: Zawadzkie, Kolonowskie i Jemielnica wymienionych zostało 51 stanowisk tego gada (Nowak 1997). Żmija jest również dość rozpowszechniona na obszarach leśnych w okolicach Olesna, gdzie w nadleśnictwie Olesno znanych jest co najmniej 22 stanowisk tego węża (J. Kubiak – dane niepubl.).

Żmija zygzakowata jest gatunkiem dość pospolitym również w okolicach Częstochowy i Myszkowa, lecz najczęściej napotkać ją tu można na terenach niżej położonych i podmokłych. Charakterystyczny jest jej brak lub sporadyczne występowanie na skałach wapiennych (np. w Sokolich Górach, Olsztyńskich Skałkach, Górach Towarnych, Żłotym Potoku, Ostrężniku, Górze Zborów i Szachownicy) oraz w kamieniołomach. Dawniej była nielicznie spotykana w rezerwacie przyrody „Zielona Góra” (Kowalewski 1973).



Ryc. 2. Lokalizacja stanowisk żmii zygzakowatej w 98 polach atlasowych obejmujących Górny Śląsk i okolice Częstochowy w latach 1971–2007: a – 1971–1994, b – 1995–2007.

Fig. 2. The locations where adders were found, shown in 98 specific basic mapping units covering Upper Silesia and the Częstochowa area in the years 1971–2007: a – 1971–1994, b – 1995–2007.

Obecnie siedliska o najwyższych koncentracjach żmij znajdują się w Parku Krajobrazowym „Stawki” oraz na obszarach leśnych w okolicach Starego Olesna, Piłki, Herbów Starych, Kniei, Białej Leśnej, Kwiliny, Widzówka koło Gidli, Mariano-wa koło Secemina i Pukarzowa. Liczniejsze zgrupowania tego węża stwierdzono tu na groblach stawów rybnych, polanach leśnych, przesiekach, torfowiskach wysokich, miejscach porośniętych krzewami jałowca, żarnowca, jeżyn i in., przydrożach i rowach leśnych, prześwietlonych młodych lasach i borach oraz na obrzeżach różnorodnych drzewostanów, jak również na przylegających do nich łąkach, pastwiskach i nieużytkach rolnych. Mniej liczne populacje lokalne żmii stwierdzono w okolicach Nowej Brzozy koło Lubockich, Pludr, Parzymiechów, Kokotka, stawu Piegza – zwanego też Kaczym Stawem, Bąków,

Pawełek, Bogdały, Blachowni, Cisia, Ważnych Młynów, Czer niczna, Widawy (gm. Przystajń), Brońca (gm. Olesno), Prusicka, Działówek, Przyrowa, Antoniowa, Garnka, Milianowa, Cieleń nik, Borowej, Chrzastowa k. Koniecpola, Michałowa, Pradła -Krztyni, Bogumiłka, Dzierzgowa, Radkowa, Chyczy i Kossowa (gm. Moskorzew). Jej obecność odnotowano też przy gajówce Borowa (gm. Secemin) i na terenie parków dworskich w Podłężu Szlacheckim i Czaryżu.

Zagęszczenie populacji i koncentracje w obrębie godo wisk. Precyzyjne ustalenie liczby dorosłych zwierząt w celu usta lenia zagęszczenia populacji żmii zygzakowatej na większym ob szarze – np. na powierzchni 1 ha obszaru leśnego jest zadaniem bardzo trudnym, a często zapewne niewykonalnym. Na dokład nie przeszukanej powierzchni 1 ha rzadkiego i prześwietlonego boru sosnowego w okolicach Żurawia (lipiec 2000 r.) udało się policzyć 17 dorosłych żmij. Najwyższe zagęszczenie omawiane go gatunku odnotowano w sierpniu 2001 r. w Parku Krajobrazo wym „Stawki” gdzie na powierzchni 1 ha młodego boru mie szanego z przewagą sosny *Pinus sylvestris*, brzozy *Betula* sp. i jarzębiny *Sorbus aucuparia* naliczono 59 dorosłych osobników żmii zygzakowatej.

W pierwszej dekadzie kwietnia, lub nieco później – przed rozpoczęciem godów – dojrzałe płciowo samce i samice żmii gromadzą się w jednym miejscu i tworzą charakterystyczne kłębowiska. Miejsca takie, charakteryzujące się specyficznym, wilgotnym i ciepłym mikroklimatem, zlokalizowane są zwy kłe blisko miejsc zimowania. Są one odszukiwane przez węże z roku na rok i tradycyjnie użytkowane. Temperatura w takich kłębowiskach jest o 5–7°C wyższa od temperatury podłoża, co wykazały stosowne pomiary (Biella 1978). W ciągu 11 lat (1995–2005) natrafiono pięciokrotnie na takie skupiska. Jed no z nich, skupiające 16 osobników, odnotowano po południu 10 kwietnia 1995 r. na obrzeżu polany leśnej blisko Kopanin. W następnym roku 9 kwietnia napotkano skupisko liczące 19 osobników, zgromadzonych w zagajniku sosnowo-brzozowym w Parku Krajobrazowym „Stawki”. Największe zgrupowanie dorosłych żmij liczące 27 okazów odnotowano po południu 15 kwietnia 1998 r. Węże zgromadziły się w młodym borze sosno wym blisko miejscowości Cisie. Kolejne kłębowisko liczące 17

osobników, napotkano 8 kwietnia 2002 r. na niewielkiej, częściowo zakrzewionej, polanie leśnej w pobliżu Julianki. Inne duże skupisko liczące 15 osobników stwierdzono w maju 2005 r. nad brzegiem rzeki koło Widzówka (gm. Kruszyna; S. Ojzyński – inf. niepubl.). Osobliwe są spostrzeżenia K. Spałka (dane niepubl.), który w 1985 r. na godowisku zlokalizowanym na śródleśnej (obecnie zalesionej) polanie między Krasiejowem a Krzyżową Doliną, stwierdził około 100 osobników żmij na powierzchni około 500 m². W latach 1990. ten sam autor natrafił na skupienie kilkunastu osobników nad rzeczką Małokrzywą (tzw. Bagna Tworowskie) blisko Tworoga.

Najczęściej żmije stwierdzano na leśnych polanach, przesiekach, łąkach w dolinach leśnych rzek, torfowiskach wysokich i wrzozowiskach, wśród młodych zagajników sosnowych, brzoźowych i mieszanych oraz na leśnych przydrożach, w szczególności, jeżeli znajdowały się na nich przyzmy usypanych kamieni lub składy drewna. W tych siedliskach spotyka się często nie tylko pojedyncze osobniki, ale i ich skupiska na niewielkiej powierzchni, np. 17 czerwca 2001 r. stwierdzono przy leśnej drodze ze Stawek do Julianki 7 dorosłych osobników na powierzchni 2 m² porośniętej trawami, turzycami oraz krzewami malin i jeżyn. Obok siebie były żmije odmiany brązowej, szarej i czarnej. W niewielkich skupiskach węże leżą najczęściej obok siebie, rzadziej tworzą kłębowiska. Zauważono, że w niższych temperaturach żmije były przeważnie „spiralnie” zwinięte, natomiast w wyższych temperaturach ich ciała były rozluźnione i wyciągnięte.

W literaturze herpetologicznej (przegląd np. Völkl, Thiesmeier 2002) wskazuje się na zróżnicowanie zagęszczenia populacji żmii. I tak: optymalne siedliska w Holandii zasiedlały 3–4 żmije/ha, a w Kampinoskim Parku Narodowym na tym samym obszarze żyło 1–8 osobników (Wijngaarden 1959, Pielowski 1962, Pomianowska-Pilipiuk 1974). W Niemczech odnotowano zagęszczenia od 1–4 os./ha mozaiki siedlisk (Völkl, Thiesmeier 2002). Znacznie wyższe zagęszczenia (8,6–37,1 os./ha) odnotowano na Białorusi (Drobenkov 2000). Specjaliści wyrażają opinię, iż tak wysokie rezultaty są zawyżone, bowiem zagęszczenie obliczano uwzględniając jedynie obszary przez nie zasiedlone, a nie mozaikę siedlisk, w obrębie których są też

środowiska, których węże unikają (Völkl, Thiesmeier 2002). Zagęszczenie stwierdzone przez nas w Parku Krajobrazowym „Stawki” (59 os./ha) należy do najwyższych z wykazanych dotychczas w środkowej Europie. Nie jest to jednak zagęszczenie rekordowe bowiem w Rosji Bannikow i Drozdow (1969) stwierdzili nawet 90 osobników na powierzchni 1 hektara.

Podobnie jak w przypadku wielu innych drapieżników również zagęszczenie populacji żmii uzależnione jest od dostępnych zasobów pokarmowych. Szczególnie jaskrawo zaznacza się to na obszarach, na których wąż ten odżywia się niemal wyłącznie jednym gatunkiem ofiar, jak np. na wyspie Stora Håstholmen w Cieśninie Kattegatt. Żmije odżywiają się tu prawie wyłącznie nornikami burymi *Microtus agrestis* i w latach gradacji tego gryzonia rejestrowano do 6 żmij/ha, natomiast przy niskim zagęszczeniu ofiar mniej niż 1 os./ha (Andrén, Nilson 1983).

Nasze obserwacje wykazały nadto, iż w miejscach zasiedlanych przez żmiję niemal zawsze występuje żyworódka *Zootoca vivipara* i padalec *Anguis fragilis*, a w bogatszych pod względem struktury florystycznej siedliskach nadrzecznych i bagiennych występuje sympatrycznie z zaskrońcem *Natrix natrix*. Na terenach bardziej suchych żmija dzieli siedlisko ze zwinką *Lacerna agilis* i gniewoszem *Coronella austriaca*.

Ukryciaienne i kwatery zimowe. Żmije szukają kryjówek w norach drobnych ssaków, przestrzeniach między blokami skalnymi i kamieniami, różnorodnych szczelinach i otworach w przewróconych pniach drzew. W drugiej połowie września rozpoczynają się jesienne wędrówki żmij z siedlisk letnich na zimowiska. Przemieszczają się wówczas w pobliżu różnych szczelin, nor, pni i wykrotów, stogów słomy i siana, stosów chrustu i kory, brył torfu itp. Żmije z okolic Częstochowy i Lasów Lublinieckich najchętniej zimują pod ziemią w miejscach suchych i z reguły eksponowanych na południe.

Stwierdzone przez jednego z autorów (LK) zgrupowania zimowe żmij liczyły od pięciu do 59 osobników. W ostatnim przypadku były to 3 ukrycia pod trzema, znajdującymi się blisko siebie, stogami siana. W szparach i zagłębieniach pod grubym i spróchniałym pniem drzewa w Parku Krajobrazowym „Stawki” stwierdzono 43 osobniki, a w norach i pomiędzy zwałami pni i desek koło Pukarzowa przebywało razem 17 osobników. Na

zgrupowanie pięciu dorosłych żmij przysposabiających się do zimowania natrafiono 7. listopada 2003 r. w leśnictwie Koty w Lasach Lublinieckich. Zwierzęta zgromadziły się niewielkiej jamie pod korzeniami sosny razem z padalcem i kilkoma jaszczurkami. Węże były niezbyt ruchliwe i nie były zdolne do ucieczki (K. Belik – dane niepubl.).

W południowej Finlandii natrafiano na skupiska zimujących żmij liczące do 200–300 osobników, a raz napotkano zgrupowanie 800 hibernujących osobników (Viitanen 1967). Według tego autora gromadnie zimowanie ma miejsce zwykle 40–200 cm pod powierzchnią gruntu, a warunkiem przeżycia zimy jest dobra kondycja poszczególnych osobników i odpowiednia temperatura gruntu. Miejsca zimowania muszą spełniać specjalne kryteria, gwarantujące przeżycie wszystkich lub znacznej frakcji zwierząt. Muszą one być suche, a zatem nie mogą się znajdować na terenach powodziowych, i nie mogą przemarzać, bowiem temperatury poniżej -4°C są z reguły śmiertelne dla żmii. Kryjówki powinny być zlokalizowane w miejscach dobrze nasłonecznionych, aby wybudzone żmije traciły jak najmniej energii na wędrówki pomiędzy ukryciem zimowym a powierzchnią ziemi (Schiemenz 1985, Völkl, Thiesmeier 2002). Na obszarach zalesionych wokół Częstochowy gleba jest pokryta ściółką liściową i dlatego przemarza do głębokości 20–25 cm, na terenach otwartych zaś przemarzanie sięga 40–50 cm. Można stąd wnioskować, iż kryjówki zimowe żmij w lasach są bezpieczniejsze.

Zmienność ubarwienia. Istnieją tylko nieliczne gatunki węży, których ubarwienie i wzór ubarwienia są tak bardzo zmienne jak u żmii zygzakowatej (Shine, Madsen 1994). Wielka zmienność ubarwienia żmii zaważyła nad tym, że jej formy barwne zostały w pierw zakwalifikowane do odrębnych gatunków – Linneusz w dziesiątym wydaniu swojego dzieła „Systema naturae” (1758) i później (1761) wyróżnił je jako 3 różne gatunki: *Coluber berus*, *C. chelsea* i *C. prester*. Po pierwszej wylince wiosennej, mającej miejsce wkrótce po zimowaniu szczególnie samce wykazują się zdecydowanymi i żywymi barwami. Skala ubarwienia grzbietowej części ciała samców jest niezwykle zróżnicowana; od niemalże białawej poprzez srebrzystą, szarą, popielato-szarą, zielonawo-szarą, szaro-fioletową, brązowo-szarą, oliwkowo-brązową i żółto-brązową. Ubarwienie grzbietu samic

może być piaskowo-żółte, poprzez żółto-czerwone, rdzawe lub miedziane, czerwono-brązowe i ciemno-brązowe. Nadto spotyka się samice szare jak i osobniki czarne (melanistyczne) obu płci.

W okolicach Częstochowy zdecydowanie przeważają żmije zygzakowate barwy brązowej (tab. 1). Dla porównania w lasach Mikołowsko-Piotrowickich, wśród żmij również przeważała odmiana brązowa (67%) nad szarą (zwaną też popielatą lub srebrzystą; 33%) (n=18; Świerad, Kucharczyk 1980). Forma brązowa przeważa również w Bieszczadach (61,7%); mniejszy udział mają odmiany szara (31,7%), i czarna (6,7%) (Garstka 1988). Potwierdzają to również obserwacje Najbara (1995), który w Bieszczadach i Górcach udział odmiany melanistycznej w populacji ocenia na 5–10%. W Górach Świętokrzyskich udział tej formy barwnej żmii – według tego autora – dochodzi nawet do 52%. Wedle Schiemenza (1985) czarno ubarwione żmije relatywnie często występują w siedliskach wilgotnych, chłodnych i wietrznych takich jak: torfowiska, brzegi mórz i wysokie góry, gdzie zapewne łatwiej i efektywniej, niż inne formy barwne, wykorzystują promieniowanie słoneczne.

Cechą charakterystyczną żmii jest obecność na tułowiu zygzakowatej ciemnej wstęgi. Na grzbiecie samców jest ona najczęściej koloru czarnego i ostro odróżnia się od barwy podstawowej. U samic zygzak jest brązowawy i słabiej wyróżnia się od podstawowej barwy grzbietu. Tego typu dymorfizm ubarwienia w zależności od płci jest u węży notowany bardzo rzadko (Shine, Madsen 1994). Ubarwienie spodu ciała jest szare, szaro-niebieskawe, brązowe lub czarne, brudno-żółte, rzadko jasno- lub ciemnoniebieskie, bądź nawet niemal białe. Jest nadto

Tab. 1. Udział różnych form barwnych obu płci żmii zygzakowatej w okolicach Częstochowy (n=100).

Tab. 1. Proportions of different colour varieties of adders of both sexes in the Częstochowa area (n=100).

Płeć	Brązowe	Szare	Czarne
Sex	Brown	Grey	Black
Samce – Males	43	12	6
Samice – Females	28	7	4
Łącznie – Total	71	19	10

jednobarwne lub jasno plamkowane. Koniec spodu ogona jest cytrynowo-żółty, żółtawy lub pomarańczowo-czerwony i ciemno-plamkowany. Tęczówka miedziano-brązowa lub – częściej u samców – rubinowo-czerwona i przecina ją wąska, pionowa żrenica. Melanistyczne osobniki, u których również tęczówka może być koloru czarnego, są tak częste, iż nie są już uważane za coś niezwykłego (Schiemenz 1985).

Ubarwienie młodych żmij jest również urozmaicone. W niektórych populacjach wszystkie urodzone młode są brązowe, a zmiana ubarwienia na szare następuje dopiero po osiągnięciu dojrzałości płciowej, zatem po kilku latach życia, co udokumentowano m.in. w Kampinoskim Parku Narodowym, w Saksonii i Meklemburgii (Pielowski 1962, Schiemenz i in. 1996). Na innych obszarach (np. w Turynгии) ubarwienie świeżo urodzonych samców jest szare, a samic brązowe. Język żmii jest czarny lecz w niektórych populacjach świeżo narodzone osobniki mają języki białe (Völkl, Thiesmeier 2002).

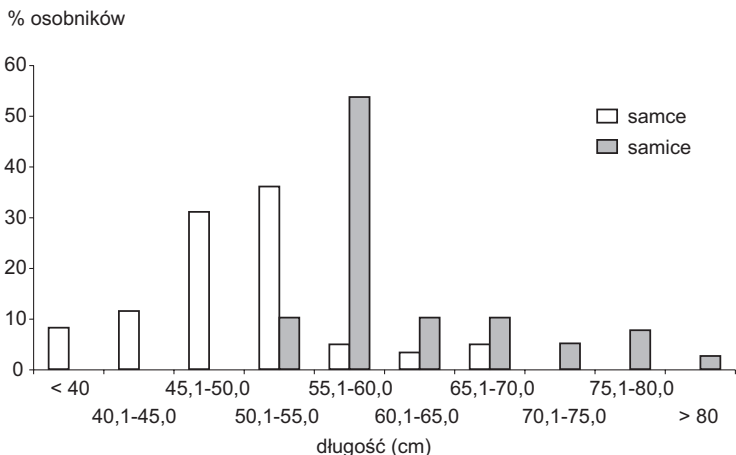
Samce żmii zygzakowatej mają dłuższe ogony od samic, natomiast samice posiadają dłuższe i szersze głowy (Forsman 1991, 1994, Najbar 1995). Ubarwienie głowy może się składać nawet z ośmiu plam (często w kształcie litery X) o różnej wielkości lub może ich brakować; najczęściej cztery są niemal stale obecne u większości osobników (Phisalix 1968). Część osobników rodzi się w kolorze czarnym, a część uzyskuje tę barwę dopiero po 2–3 latach. Miedziano-czerwone osobniki żmii są wyłącznie samicami. Poza naszym krajem znane są populacje żmij w obrębie których do 80% osobników jest barwy czarnej. Według Andréna i Nilsona (1981) akurat osobniki tej formy częściej padają ofiarą drapieżników niż ubarwione jaśniej.

Długość i masa ciała. Spośród 100 dorosłych żmij wymierzonych w okolicach Częstochowy było 61 samców i 39 samic (tab. 1). Długość ciała dojrzałych samców wynosiła 29,8–68,4 cm, a najwięcej okazów (36%) mieściło się w klasie długości 50–55 cm. Samice były dłuższe (54,5–85,8 cm); najliczniejsza grupa dojrzałych samic (niemal 54%) mieściła się w klasie długości 55–60 cm (ryc. 3). Uwzględniając nasze dane oraz wyniki publikowane (Juszczak 1987, Garstka 1988) zestawiono rozkład długości ciała 240 samców i 282 samic żmii zygzakowatej z Polsce (ryc. 4).

Pomiary biometryczne populacji żmii w Europie Środkowej są nieliczne, a dostateczną liczbę pomierzonych zwierząt do stosownych porównań uzyskano jedynie w Kampinoskim Parku Narodowym (Pielowski 1962) i południowej Bawarii (Völkl, Thiesmeier 2002), jednak w obu przypadkach nie dokonano rozdziału na poszczególne płcie. W populacji bawarskiej w pomiarach długości ciała uwzględniono osobniki młodociane (< 25 cm), a zatem niedojrzałe płciowo (ryc. 5). W Bieszczadach 67,5% samic mieści się w klasie długości 50–60 cm; taki sam jest udział samców w klasie długości 45–55 cm (Garstka 1988), lecz autor nie podał ile węży udało mu się zmierzyć. Najdłuższa zmierzona przez tego autora samica miała 74,5 cm długości, a samiec 60,0 cm. W naszej próbie z okolic Częstochowy najdłuższa samica osiągnęła 85,8 cm długości.

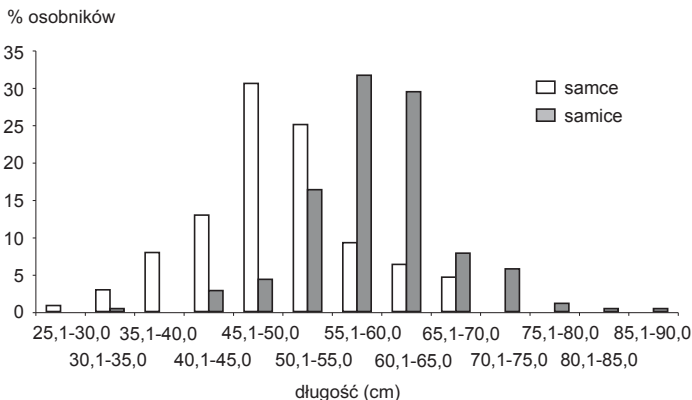
Warto zauważyć, iż średnia długość ciała węży wyraźnie zależy od struktury płciowej mierzonej populacji. Z powodu dużych różnic w wielkości samic i samców (np. Schiemenz 1985, Juszczak 1987, Schiemenz i in. 1996) będzie ona poprawna wtedy, gdy zmierzona zostanie taka sama (lub przynajmniej zbliżona) liczba osobników obu płci. Przewaga samic w populacji pomiarowej będzie zawyżała przeciętne wyniki, a przewaga samców będzie je zaniżała. Należy o tym pamiętać porównując średnie długości ciała pomiędzy różnymi regionalnymi populacjami, bez wydzielenia płci (ryc. 5). Uwagi te odnoszą się też do rozmiarów żmii z okolic Częstochowy, gdzie stosunek liczebny pomierzonych samic i samców odbiegał znacznie od zrównoważonego (1:1,56; n=100), natomiast dla populacji krajowej był on bardziej zrównoważony z niewielką przewagą samic (1:1,17; n=522). Z rozważań tych nasuwa się wniosek, iż bardziej obiektywne i zasadne wydaje się sporządzanie wykresów długości ciała dla każdej płci z osobna (por. ryc. 3 i 4)

Równowiekowe (2-letnie i starsze) samice są większe i cięższe od samców, mimo iż wśród świeżo narodzonych osobników nie ma różnic w długości ciała obu płci. W środkowej i północnej Europie samce rzadko osiągają długość 70 cm, a najdłuższy osobnik złowiony w Finlandii miał 72,5 cm (Vainio 1932). Dorosłe samice czasami osiągają długość ciała powyżej 80 cm, a najdłuższa stwierdzona w Turynii miała 87,5 cm (Völkl, Thiesmeier 2002). Masy ciała samców żmii mieszczą się w granicach 45–160 g. Nie rozradzające się samice ważyły 40–140 g,



Ryc. 3. Rozkład długości ciała dorosłych samców (n=61) i samic (n=39) żmii zygzakowatej w okolicach Częstochowy.

Fig. 3. The distribution of the body length in adult male (n=61) and female (n=39) adders in the Częstochowa area.



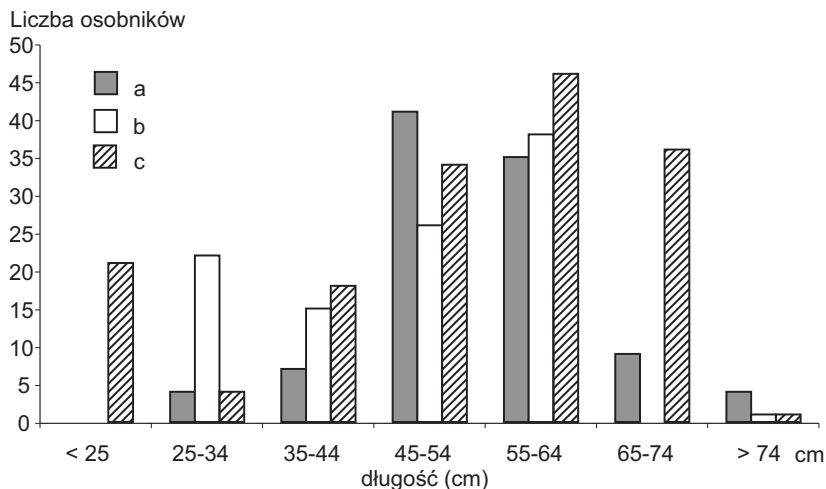
Ryc. 4. Rozkład długości ciała dorosłych samców (n=240) i samic (n=282) żmii zygzakowatej w Polsce na podstawie danych własnych i publikowanych (Juszczyk 1987, Garstka 1988).

Fig. 4. The distribution of the body length in adult male (n=240) and female (n=282) adders in Poland, based on own data and published references (Juszczyk 1987, Garstka 1988).

a przechodzące rozród (wraz z dodatkową masą zarodków) były cięższe – 100–230 g.

Maksymalne ciężary ciała krajowych żmii podaje Juszczyk (1987): odnotowana przez niego samica o masie około 170 g miała 83 cm długości, a najcięższy samiec ważył 105 g przy 68 cm długości. O ekstremalnie wysokich masach dwóch ciężarnych samic wspomina Schiemenz (1985). Jedna z nich o długości ciała 87,5 ważyła 295 g, natomiast samica nie uczestnicząca w rozrodzie przy długości ciała 61 cm i pustym żołądku miała masę 189 g.

Aktywność wiosenna i rozród. Zwykle w marcu, ale czasami już w lutym, pojedyncze osobniki żmii pojawiają się na powierzchni ziemi w celu zażywania kąpeli słonecznych. W okolicach Częstochowy wielokrotnie obserwowano wygrzewające się dorosłe osobniki żmii w marcu w godzinach porannych przy



Ryc. 5. Długość ciała różnych populacji żmii zygzakowatej (bez wydzielenia płci): a – okolice Częstochowy (nasze dane), b – Kampinoski Park Narodowy (Pielowski 1962), c – południowa Bawaria (Völkl, Thiesmeier 2002).

Fig. 5. The body length in various populations of the adder, given as combined figures for both sexes: a – the Częstochowa area (this study), b – the Kampinos National Park (Pielowski 1962), c – southern Bavaria (Völkl, Thiesmeier 2002).

temperaturze gleby 2–3°C i powietrza 3–5°C. Gdy temperatury przy gruncie są nieco niższe węże wystawiają z nor tylko głowę i przednią część ciała. Koniec zimowania cechuje się pojawieniem większej liczby samców lokalnej populacji. Samice pojawiają się na powierzchni 1–3 tygodni później gdy temperatura osiąga 12°C. Młode pojawiają się wraz z samicami lub do kilku dni po nich (Andrén 1982).

Żmije wystawiają się na działanie promieni słonecznych często blisko swoich kwater zimowych. Mogą wtedy na niewielkiej przestrzeni tworzyć zgrupowania liczące kilkanaście osobników. Samce nagrzewają się przez 3–5 tygodni i nie pobierają wówczas pokarmu (ale często piją wodę) i korzystają z zapasów zgromadzonych w ciele tłuszczowym. Nagrzewanie ciała służy głównie tworzeniu i dojrzewaniu plemników (Nilson 1976). Po tym okresie następuje linienie i dopiero po nim samce wykazują gotowość do zalotów, do których dochodzi w sąsiedztwie zimowisk lub do ok. 150 m od nich. Interesującym jest, iż proces linienia, będący czynnikiem wyzwalającym aktywność seksualną samców, jest silnie zsynchronizowany, bowiem wszystkie dojrzałe samce linieją w ciągu 7–15 (średnio 10) dni (Viitanen 1967).

Kopulacja poprzedzona jest charakterystyczną godową walką – tańcem – szczegółowo opisaną przez Andréna (1986). Zazwyczaj dwa konkurujące o samicę samce po zbliżeniu do siebie wznoszą prostopadle w górę przednie części tułowia, oplatają się nimi i wykonują wahadłowe ruchy. Po odpowiednim podnieceniu jeden stara się drugiemu przycisnąć głowę lub przednią część ciała do podłoża. Walki te są bezkrwawe i trwają dotąd aż słabszy samiec zmuszony zostanie do ucieczki. W czasie godowych spotkań dwóch samców niekoniecznie musi dochodzić do ich kontaktu cielesnego. W czasie specyficznego spektaklu polegającego na unoszeniu przedniej części ciała przez konkurujące o samicę osobniki faworytem zostaje samiec potrafiący wyżej unieść głowę. Spotkanie takie trwa około 9 sekund i w połowie przypadków wystarcza dla wyłonienia zwycięzcy. Pojedynki godowe są stymulowane przez lotną substancję wydzielaną tuż po zrzuceniu wylinki przez samce. Z tego powodu samce będące przed linieniem nie są jeszcze obiektem ataków osobników, które ten proces mają już za sobą. Zaloty rozpoczynają się na nizinach najczęściej w końcu kwietnia i na początku maja

w tradycyjnych, corocznie użytkowanych miejscach (Völkl, Biella 1988).

Na godowiskach pod Częstochową samce dominują liczebnie nad samicami (ryc. 3). Niedobór samic jest dość zrozumiały, albowiem ze względu na bardzo wysokie koszty rozrodu rozmnażają się one co 2 lub 3 lata, natomiast samce uczestniczą w rozrodzie corocznie. Do kopulacji dochodzi zwykle w dniach ciepłych, a proces ten trwa od 10 minut do 3 godzin (Schiemenz i in. 1996). Z powodu przewagi liczebnej samców może dochodzić do współżycia samic również z kolejnymi samcami. Owulacja ma miejsce dopiero 4 tygodnie po pierwszej kopulacji i podczas zapłodnienia jaj może dochodzić do konkurencji spermy różnych samców. Badając przy pomocy analiz DNA mioty ośmiu samic, współżyjących z kilkoma samcami Höggren (1995) udowodnił, iż tylko dwie z nich urodziły potomstwo z genami jednego samca, pięć – z genami dwóch samców, a młode z jednego miotu pochodziły od trzech ojców. Najliczniejsza rzesza potomków nosiła geny tych samców, z którymi samica kopulowała najwcześniej natomiast potomstwo kolejnych samców było mniej liczne. Wyniki te wspierają obserwacje terenowe: samce po kopulacji pilnują „swoich” samic, aby nie dopuścić do tzw. szybkich kopulacji z samcami konkurującymi (Höggren 1995, Höggren, Tegelström 1996). Mimo tego dość często dochodzi do współżycia samic z innymi samcami, które w ten sposób mogą zwiększyć swój sukces reprodukcyjny i żywotność swego potomstwa (Madsen i in. 2002). Większe i silniejsze samce uczestniczą w rozrodzie częściej niż samce o mniejszych rozmiarach ciała. Te ostatnie mają szansę przekazać dalej swoje geny tylko wtedy gdy zagęszczenie samic jest dostatecznie wysokie lub w wyniku wzmożonego poszukiwania wolnej samicy (Völkl, Thiesmeier 2002). Po 2–5 dniach kolonia godowa rozprasza się, zapłodnione samice pozostają na miejscu, natomiast samce i nie uczestniczące w rozrodzie samice przemieszczają na kilka miesięcy do rewirów letnich; prowadzą tam samotniczy tryb życia i intensywnie się odżywiają (Biella, Völkl 1993).

Żmija zygzakowata jest gatunkiem żyworodnym (żyworodność lecytotroficzną). Proces oogenezy zostaje zakończony wiosną po okresie „naświetlań” słonecznych i godów (Nilson 1981).

Zarodek czerpie substancje odżywcze z żółtka i materiałów dodanych po zapłodnieniu, w czasie przechodzenia przez jajowód. Spoza jaja zarodkowi potrzebne są tlen i woda. Niemal każde młode rodzi się w osobnej błonkowej, przezroczystej osłonce, z której uwalnia się w wyniku szybko wykonywanych ruchów ciała. Młode, którym w ciągu kilku minut po porodzie nie uda się rozciąć osłonki – giną. Zbyt małe i słabe osobniki są w ten sposób eliminowane (Völkl, Thiesmeier 2002). W okolicach Częstochowy najwcześniejsze porody zarejestrowano w trzeciej dekadzie lipca, a w sierpniu i wrześniu młode rodziły się masowo. Świeżo urodzone żmije miały na grzbiecie wyraźny zygzak i dobrze rozwinięte zęby jadowe. Były bardzo aktywne, a zarazem ostrożne; w przypadku zagrożenia poruszały się szybko i sprawnie. Długość ciała młodych osobników, zmierzonych wkrótce po urodzeniu, wahała się w granicach 14–16,5 cm (n=20). Wyjątkowo zdarzają się porody wiosenne co zostało udokumentowane w Szwecji (Madsen 1989).

W Europie samice rodzą 3–18 młodych o długości 14–23 cm i średniej masie ciała 3,3–5,4 g (Völkl 1989, Andrén, Nilson 1983). Z Górnego Śląska danych o wielkości „miotów” brakuje. Wiadomo jedynie, iż jedna z samic złowiona w sierpniu w okolicach Bytomia w ciągu 20 godzin urodziła 4 młode o długości 17–18 cm (Kotzias 1931).

U świeżo narodzonych żmij stwierdzono wyrównany stosunek liczby samców do samic 1: 1,07 (Petzold 1980) natomiast wśród dorosłych relacje te są zmienne (ryc. 3 i 4) (Schiemenz i in. 1996). Dojrzałość płciową żmije osiągają po 3,5–4 latach, lecz większość osobników rozradza się po raz pierwszy w wieku 4,75 lat (na nizinach) lub 4,75–5,75 lat (w górach). Ocenia się, iż na wolności żmije mogą żyć do ok. 15 lat, a w niewoli do 20 lat (Schiemenz i in. 1996, Völkl, Thiesmeier 2002).

Pokarm. Żmije zaczynają się intensywnie odżywiać dopiero po odbyciu godów. Poszukują pożywienia głównie w porze nocnej, lecz jedynie wówczas gdy temperatura gleby jest wyższa od 0°C. Sporadycznie żmije polują też podczas dnia, jeżeli potencjalne ofiary zbliżą się do leżącej żmii na bliską odległość (Völkl, Thiesmeier 2002).

Podczas obserwacji polujących żmij w porze zmierzchowo-nocnej zarejestrowano 60 udanych ataków na ofiary przynależne do różnych grup kręgowców. Obserwowano same ataki

lub żmije w trakcie pożerania ofiar. Wśród ofiar dominowały drobne gryzonie: myszy *Apodemus* sp. (32 obserwacje) i norniki (*Microtus arvalis/agrestis*) (9 obserwacji). Poza tym stwierdzono zjadanie jaszczurek żyworodnych (6), piskląt ptaków (4; o nie ustalonej przynależności gatunkowej), żab trawnych *Rana temporaria* (3), jaszczurek zwinek (2), oraz (po 1 obserwacji) żaby moczarowej *R. arvalis*, ropuchy szarej *Bufo bufo*, ryjówki *Sorex* sp. i kreta *Talpa europaea*. Czas pożerania ofiary przez dorosłe żmije (liczony od rozpoczęcia pożerania do całkowitego połknięcia) zależał od jej wielkości i kształtu. Jaszczurka zwinka zjadana była przez 15–20 minut, natomiast wyrosnięte pisklę, kret czy też dorosły nornik pożerany był przez około 40–50 minut. Pożeranie nornika obserwowane przez Garstkę (1988) zakończyło się po 50 minutach.

W Puszczy Kampinoskiej podstawowym pokarmem żmii były żaby brunatne (*Rana temporaria* i *R. arvalis*) i drobne gryzonie: nornice rude *Clethrionomys glareolus* i myszy polne *Apodemus agrarius*. Spośród tych gryzoni ofiarami żmii najczęściej padały osobniki nie posiadające własnych arealów, słabo znające swoje otoczenie, a zatem bardziej wystawione na działanie drapieżników niż osobniki bardziej doświadczone (Pielowski 1962).

W wysokich górach, np. w szwajcarskich Alpach obserwowano żmije zabijające pisklęta ptaków gniazdujących na ziemi, w tym siwerniaka *Anthus spinoletta* i – skrajnie nielicznej – skandynawskiej formy podróżniczka *Luscinia s. svecica* (Wartmann 1980, 1985).

Pomianowska-Pilipiuk (1974) zapotrzebowanie pokarmowe dorosłej żmii zygzakowatej w ciągu roku oszacowała na 25 drobnych gryzoni (nornic rudych, myszy, norników i badylarek *Micromys minutus*) oraz 6 żab. Spektrum pokarmowe młodych żmij jest szersze. Odżywiają się one głównie większymi owadami, ślimakami, dżdżownicami oraz młodymi jaszczurkami i płazami (dane własne; Völkl, Thiesmeier 2002).

Śmiertelność i jej przyczyny. Czynnikiem decydującym o prawdopodobieństwie przeżycia pojedynczego osobnika żmii – podobnie jak niemal u każdego innego gatunku zwierzęcia – są zasoby dostępnego pokarmu. Krytycznym okresem życia dla przeżywalności młodych osobników jest okres pomiędzy narodzinami a następną wiosną, kiedy to może ginąć 60 do

ponad 85% zwierząt (Völkl 1989, Ursenbacher 1998). Ważnym o śmiertelności czynnikiem uznaje się nadto okres pomiędzy narodzinami a osiągnięciem dojrzałości (Madsen, Shine 1994). Przyczyną wysokiej śmiertelności są specyficzne wymagania troficzne młodych żmij (młode jaszczurki i żaby brunatne) oraz konieczność osiągnięcia w stosunkowo krótkim czasie znacznych przyrostów masy ciała przed pierwszą hibernacją. Zimą przeżywają prawie wyłącznie osobniki, które od narodzin zwiększyły swoją masę ciała o przynajmniej 25%. Istotny jest też termin urodzin. Wczesne narodziny np. w sierpniu powodują, iż zwierzęta mają dość czasu na żerowanie i osiągnięcia odpowiedniego przyrostu masy ciała. Udział martwych młodych w porodach mających miejsce w lecie jest relatywnie niski (0–25%) natomiast w połowie października sięga już 75–100% (Biella, Völkl 1983).

Ponadto populacja żmii ponosi straty w wyniku drapieżnictwa, bowiem polują na nią jeże, ptaki drapieżne oraz czaple i bociany (np. Krapivny 1957). Zaskakujące są wyniki nowszych badań wykazującą pozytywną korelację pomiędzy zagęszczeniem populacji dzików *Sus scrofa* a wskaźnikiem śmiertelności żmii. Dzikie pożerają dorosłe, jak i młode osobniki, wydobywają je nawet z miejsc w których hibernują. Już w XIX w. wiadano na Litwie, iż w miejscach wypasania świń następował zanik żmii. Podobną zależność odnotowano niedawno w bawarskim górach – Fichtelgebirge (Völkl, Thiesmeier 2002). Interesujące wydaje się też być stwierdzenie żmii w pokarmie tatrzańskiego niedźwiedzia brunatnego (*Ursus arctos*) (Jakuczun 1978).

Ochrona żmii i uwagi końcowe

Żmija zygzakowata jest w Polsce objęta ochroną prawną od 1984 roku (Rozporządzenie 1984, Najbar 2002). Jeszcze 50–90 lat temu żmija zygzakowata na wielu obszarach południowej Polski była znacznie liczniejsza niż obecnie, z jej obfitości słynęły zwłaszcza Bieszczady (ryc. 6). Konkretnych danych dotyczących wielkości tego spadku co prawda brakuje, lecz pośrednio o względnie wysokiej liczebności tego węża na Górnym Śląsku w latach 1911–1920 świadczą premie wypłacane

tw. łowcom żmij za uśmiercone osobniki. Również w granicach obecnej powierzchni badawczej (powiaty: gliwicki i oleski) oraz w jej sąsiedztwie (powiat nyski) gatunek ten był prześladowany i tępiony. Konkretnie dane opublikowane przez Paxa (1925) istnieją dla powiatu gliwickiego. W latach 1911–1919 zabijano w nim co roku średnio 415 żmij (zakres: 50–900), a na całym Dolnym Śląsku średnio 9953 osobników w ciągu sezonu. Najwięcej tych zwierząt zabito w 1912 r., który to rok był wybitnym „rokiem żmijowym” – udokumentowano wtedy śmierć 21 221



Ryc. 6. Ostatni łowca węży w Bieszczadach – Mikołaj Radziwonik. Zbierał on węże dla ogrodów zoologicznych i innych instytucji, a nawet prywatnych hodowców (por. Zarzycki, Głowaciński 1986; str. 53). Tu z licznymi żmijami przy torfowisku koło Wołosatego (obecnie Bieszczadzki Park Narodowy) w lecie 1962 r. (fot. B. Szczęsny).

Fig. 6. Mikołaj Radziwonik – the last adder catcher in the Bieszczady Mts. His occupation was to catch snakes for zoological gardens and other such establishments, or even for private collectors (cf. Zarzycki, Głowaciński 1986; p. 53). Here is shown with numerous adders close to the Wołosate peatbog (presently within the borders of the Bieszczady National Park) in summer 1962 (photo by B. Szczęsny).

osobników, za głowy których zostały wypłacone honoraria, lecz Pax (1925) szacuje liczebność ubitych zwierząt na nie mniej niż 75 000 osobników.

Podziękowania

Autorzy składają serdeczne podziękowania za koleżeńskie wsparcie niepublikowanym materiałem zebrany od przelomu XX/XXI wieku aż do czerwca 2007 r. Szczególne podziękowania należą się Krzysztofowi Belikowi, który udostępnił nam swoje dane o licznych stanowiskach żmii zygzakowatej w Lasach Lublinieckich. Obfite materiały odnośnie występowania i rozmieszczenia tego gatunku zostały zebrane przez Krzysztofa Spałka i Henryka Kościelnego. Wyrazy wdzięczności za udostępnienie informacji o stanowiskach żmii zygzakowatej należą się pracownikom służb leśnych: Joannie Kubiak (nadm. Olesno), Piotrowi Wienerowi (nadm. Kluczbork), Małgorzacie Kuźmińskiej-Kurczyk i Robertowi Białkowi (nadm. Zawadzkie), Grzegorzowi Mejsykowi (nadm. Strzelce Opolskie), Eugeniuszowi Łapokowi, Jackowi Mirkowi (nadm. Lubliniec), Jackowi Sieradzkiemu, Sławomirowi Wojdasowi, Wiesławowi Pierzchali, Jerzemu Kamińskiemu i Piotrowi Szydło (nadm. Siewierz), Czesławowi Tyrolowi (nadm. Koszęcin), Zbigniewowi Chrulowi, Kornelii i Wiktorowi Kupczykom, Marianowi Mrózkowi oraz Sławomirowi Zarzeckiemu (nadm. Rudziniec).

Wykorzystano też własną bazę danych dla płazów i gadów Górnego Śląska i omawianego terenu, która wzbogacona została o materiały zebrane przez Wiesława Chromika, Konrada i Jolantę Ciarkowskich, Jerzego i Renatę Czajkowskich, Stanisława Czyży, Krzysztofa Garncarza, Izabelę Husak, Waldemara Kempnego, Dawida Koniecznego, P. Kurka, Andrzeja Lelonka, Mariana Mazura, Pawła Mielczarka, M. Morzyka, Romana Ociepe, Zygmunta Ograbka, S. Ojrzyńskiego, Mariusza Ostańskiego, Andrzeja Samarcewa, Bronisława Szczęsnego, Bartosza Skowrona, Tomasza Świeciaka, Kazimierza Tyrola i Annę Zarzecką.

Wszystkie uzyskane dane wzbogaciły herpetologiczną bazę danych Zakładu Ochrony Fauny Instytutu Ochrony Przyrody PAN w Krakowie. Niniejszą publikację autorzy traktują jako zaczątek przyszłego „Atlasu herpetologicznego Górnego Śląska”.

SUMMARY

Distribution, biometrics and ecology of the adder *Vipera berus* L. in Upper Silesia and the Wyżyna Częstochowska Upland

The adder is widely spread throughout Poland, from sea level (Mierzeja Wiślana) to 1700 m a.s.l. in the Babia Góra massif, and 2000 m in the Tatra Mountains. Young individuals were found to 1650 m a.s.l. (Tatra Mts.). The viper occupies a variety of habitats as peat-bogs, heaths, woodland ridges and light woodland with sunny patches.

Field observations were conducted throughout the years 1995–2006 and in Spring (March – June) of 2007 in the northern and central parts of the present territory of the Silesian voivodship, as well as in the eastern part of the Opole voivodship area (southwestern Poland). The study area covered 98 basic mapping units (spanning over 10' of geographical longitude × 5' of latitude) of combined area of ca. 10 600 km². The main objective of the project was to study the distribution of the adder over large area as well as learning about selected aspects of the biology and ecology of the species. The biometric data (body length) of the Polish population as well as these of the studied subpopulation were compiled separately for the sexes.

The localities inhabited by adders were recorded in 93 basic mapping units, which corresponds to 95% of all grid fields with atlas coordinates (Fig. 1). The snakes were found in 390 localities (Fig. 2). The locality recorded when one or more individuals (and in one extreme case the number was as high as 59 individuals). The extremely large concentrations of adders were found in the Lublinieckie Forests where at least 110 sites inhabited by adders were identified in an area of 650 km². In 1 hectare of thin pine forest near Żuraw village (July 2000) 17 adult adders were counted, whereas in the “Stawki” Landscape Park within a one-hectare census plot of young mixed coniferous forest with the Scotch pine *Pinus sylvestris*, birches *Betula* sp. and rowan trees *Sorbus aucuparia* as predominant species) as many as 59 adult adders were counted at once. This concentration ranks as the highest ever recorded in Central Europe.

The vipers living around Częstochowa and in the Lublinieckie Forests prefer wintering under the ground surface in dry sites and – as the rule – the sites facing south. Their hides are chiefly below the layer of freezing ground. In the forested areas this layer is covered by

leaf litter and for this reason freezes only up to depth of 20–25 cm, whereas in open spaces the freezing layer is much thicker, reaching up to 40–50 cm. The most numerous winter concentrations of adders numbered 17 and 43. On one occasion as many as 59 individuals were counted, but they were hiding in burrows under three hay stacks situated close to one another.

After hibernation, the first individuals appear on ground surface at the end of February or in March when the soil temperature is 2–3°C and air temperature is 3–5°C. Before entering their nuptial period, the adders converge on their traditional nuptial grounds of specific microclimate where they form characteristic concentrations with numbers ranging from 16 to ca. 100 individuals per 500 m² (n=6). In the Cześćochowa area, the brown-coloured adders predominate markedly over the grey and black (melanistic) forms (Table 1).

The measurements of the body length were taken in 100 of adult adders (61 males and 39 females; Table 1). In males, the body length ranged from 29.8–68.4 cm while females were still longer (the range of 54.5–85.8 cm). The most numerous group of adult male adders was that of 50–55 cm length class, while the largest group of females was that of 55–60 cm length class (Fig. 3). To show the body size distribution against a wider background, it was compared with the data for both sexes of adders collected in the whole of Poland (Fig. 4) as well as with regional populations of Central Europe (Fig. 5). The lengths of individuals measured shortly after birth, ranged from 14–16.5 cm (n=20). The earliest births were recorded in the last ten days of July, while great number of young were born in August and September.

In the twilight or night time, 60 successful attacks by hunting adders were observed. It was either the attacks or the process of swallowing preys which were observed. Small rodents constituted the predominant type of animal preys, among them 32 mice of *Apodemus* sp., 9 voles (*Microtus arvalis/agrestis*), in six cases – viviparous lizards *Zootoca vivipara*, and four cases – bird nestlings. On two occasions these were sand lizards *Lacerta agilis*, on three other grass frogs *Rana temporaria*, and on single occasions: moor frog *R. arvalis*, common toad *Bufo bufo*, and a shrew of *Sorex* sp. and the European mole *Talpa europaea*. The sand lizard was swallowed for 15–20 minutes, while the swallowing of a grown nestling, mole or an adult vole took ca. 40–50 minutes.

The population of adders suffer high losses during hibernation as well as a result of predation. The adders are preyed upon by, *inter alia*,

hedgehogs, birds of prey, as well as by egrets and storks (e.g. Krapivny 1957). An adder was also found in the stomach of a brown bear *Ursus arctos* from Tatra Mts. (Jakuczun 1978).

At the beginning of the 20th century the adder was much more numerous in a number of regions of southern Poland (e.g. in the Bieszczady Mts.; fig. 6) than now. An indirect indication of the relatively high population density of these snakes in Upper Silesia over the period 1911–1920 can be inferred from the records of fees paid to ‘adder-catchers’ for adders they killed. The highest number was recorded in 1912 which was even termed to be a ‘viper year’. The record number of 21 221 individuals were killed and fees paid in return for the heads of snakes but the number of snakes actually killed was estimated to be in excess of 75 000 individuals (Pax 1925).

The adder is subject to the protection (from 1984) by law in Poland because of the safety of other snake species that may be confused with it. Despite the protection regime, Man is still the greatest threat to adders, destroying their habitats.

PIŚMIENNICTWO

- Andrén C. 1982. Effect of prey density on reproduction, foraging, and other activities in the adder, *Vipera berus*. Amphibia–Reptilia 3: 81–96.
- Andrén C. 1986. Courtship, mating and agonistic behaviour in a free-living population of adders, *Vipera berus* (L.). Amphibia–Reptilia 7: 353–383.
- Andrén C., Nilson G. 1981. Reproductive success and risk of predation in normal and melanistic colour morphs of the adder, *Vipera berus*. Biol. J. Linn. Soc. 15: 235–246.
- Andrén C., Nilson G. 1983. Reproductive tactics in an island population of adders, *Vipera berus* (L.), with a fluctuating food resource. Amphibia–Reptilia 4: 63–79.
- Atlas 2001. Polska – Atlas samochodowy (1:200 000). PPWK, Warszawa – Wrocław.
- Bannikov A.G., Drozdov N.N. 1969. Semeïstvo Gadyukovyje (*Viperidae*). W: Bannikov A.G. (red.). Zhizn’ zhyvotnykh. T. 4(2): 409–431. Izd. Prosveshchenie. Moskva.
- Belova Z.V. 1975. Polovaja i vozrastnaja struktura populacjii obyknowennoj gadiuki (*Vipera berus*) Zool. Zhurnal 54: 143–145.

- Biella H.-J. 1978. Beobachtungen zur Vergesellschaftung der Kreuzotter (*Vipera b. berus* L.) während der Aktivitätsperiode. Zool. Abh. Staatl. Museum Tierkunde Dresden 35: 219–221.
- Biella H.-J., Völkl W. 1993. Die Biologie der Kreuzotter (*Vipera berus*) in Mitteleuropa – ein kurzer Überblick. Mertensiella 3: 311–318.
- Cabała S. 1990. Zróżnicowanie zbiorowisk leśnych na Wyżynie Śląskiej. Pr. Nauk. UŚ 1068: 1–144.
- Cabela A., Grillitsch H., Tiedemann F. 2001. Atlas zur Verbreitung und Ökologie der Amphibien und Reptilien in Österreich. Umweltbundesamt, Wien.
- Cempulik P., Kokoszka K., Pająk A., Sochacka M., Wojtczak J. 2002. Płazy – cenne miejsca rozrodu w województwie Śląskim. Cz. I. PTPP "pro Natura", Wrocław–Bytom.
- Cempulik P., Góra J., Ochmann A., Skowrońska K., Sochacka M., Wojtczak J. 2004. Płazy – cenne miejsca rozrodu w województwie Śląskim. Cz. II. PTPP "pro Natura", Wrocław–Bytom.
- Drobenkov S.M. 2000. Ecology of smooth snake (*Coronella austriaca* Laur.) in Belarus. Russian Journal of Herpetology 7: 135–138.
- Dziubek K. 1973. Płazy i gady masywu Babiej Góry. Prz. Zool. 17, 1: 69–72.
- Forsman A. 1991. Variation in sexual size dimorphism and maximum body size among adder populations: effects of prey size. Journal of Animal Ecology 60: 253–267.
- Forsman A. 1994. Growth rate and survival in relation to head size in *Vipera berus*. Journal of Herpetology 28: 231–238.
- Garstka K. 1988. Z badań nad populacją żmii zygzakowatej *Vipera berus* w okolicy Lutowisk w Bieszczadach. Chrońmy Przyr. ojcz. 44, 3: 74–79
- Gasc J.P., Cabela A., Crnobrnja-Isailovic J., Dolmen D., Grossenbacher K., Haffner P., Lescure J., Martens H., Martinez Rica J.P., Maurin H., Oliveira M.E., Sofianidou T.S., Veith M., Zuiderwijk A. (eds). 1997. Atlas of amphibians and reptiles in Europe. Collection Patrimoines Naturels, 29, Societas Europaea Herpetologica, Muséum National d'Histoire Naturelle & Service du Patrimoine Naturel, Paris.
- Geo-Center. 1999. Polska – Atlas drogowy. Wyd. III. Warszawa.
- Głowaciński Z., Rafiński J. (red.). 2003. Atlas płazów i gadów Polski. Status – rozmieszczenie – ochrona. Inspekcja Ochrony Środowiska–Instytut Ochrony Przyrody PAN, Warszawa–Kraków: 98–100.
- Hereźniak J. 2002. Rezerваты przyrody Ziemi Częstochowskiej. LOP, Zarząd Okręgu w Częstochowie, Częstochowa.

- Höggren M. 1995. Matting strategies and sperm competition in the adder (*Vipera berus*). Acta Univ. Uppsalensis 163: 1–27.
- Höggren M., Tegelström T. 1996. Does long-term storage of spermatozoa occur in the adder (*Vipera berus*). Journal of Zoology 240: 501–510.
- Jakuczun L. 1978. Rozmieszczenie żmii *Vipera berus* (L.) w Tatrzańskim Parku Narodowym. Przegl. Zool. 22, 3: 275–279.
- Juszczyk W. 1987. Płazy i gady krajowe. T. 1–3. (Wyd. II). PWN., Warszawa.
- Kondracki J. 2000. Geografia regionalna Polski. PWN, Warszawa.
- Kościelny H., Belik K. 2006. Ptaki Lasów Lublinieckich. I. Przegląd gatunków – rozmieszczenie i liczebność. Chrońmy Przyr. Ojcz. 63, 347–77.
- Kotzias H. 1931. Die Fische, Lurche und Kriechtiere des Kreises Beutchen. Mitteilungen des Beutchener Geschichts- und Museumsvereins 13/14, 7: 173–187.
- Kowalewski L. 1973. Płazy i gady rezerwatu Zielona Góra koło Częstochowy. Roczn. Muzeum w Częstochowie 3: 85–96.
- Kowalewski L. 1992. Herpetofauna Wyżyny Częstochowskiej i jej przemiany w ubiegłym 20-leciu. Prądnik. Prace Muz. Szafera 5: 247–265.
- Kowalewski L. 1997. Przyroda kompleksów stawowych na obszarze województwa częstochowskiego. Częstochowskie Towarzystwo Naukowe i Wydawnictwo Wyższej Szkoły Pedagogicznej w Częstochowie.
- Krapivny A.P. 1957. Charčavanne ptušanjat belaga busla ŭ Belavežskaj Pušcy. Vesci. Akad. Nauk BSSR, 1. Ser. Bijal. Navuk 1: 91–98 (po białorusku).
- Lenz S., Gruschwitz M. 1993. Zur Merkmalsdifferenzierung und -variation der Würfelnatter, *Natrix tessellata* (LAURENTI 1768) in Deutschland. Mertensiella 3: 269–300.
- Linnaeus (Linné) C.v. (1758). Systema Naturae. Stockholm.
- Linnaeus (Linné) C.v. (1761). Fauna Suecica. Stockholm.
- Loos K. 1915. Die Verbreitung und Lebensweise der Kreuzotter in Böhmen. Lotos 61: 264–265. Prag.
- Madsen T. 1989. Female adder (*Vipera berus*) in southern Sweden recorded giving birth in spring. Amphibia–Reptilia 10: 88–89.
- Madsen T., Shine R. 1994. Costs of reproduction in a population of European adders. Oecologia 94, 488–495.
- Madsen T., Shine R., Loman J., Hakanson T. 2002. Why do female adders copulate so frequently? Nature 335: 440–441.

- Najbar B. 1995. Płazy i gady Polski. Wyd. WSI, Zielona Góra.
- Najbar B. 2002. Ochrona węży i ich siedlisk. Wyd. Lubuskiego Klubu Przyrodników, Świebodzin.
- Nilson G. 1976. The reproductive cycle of *Vipera berus* in SW Sweden. Norwegian Journal of Zoology 24: 233–234.
- Nilson G. 1981. Ovarian cycle and reproductive dynamics in the female adder, *Vipera berus* (Reptilia, Viperidae). Amphibia–Reptilia 2: 63–82.
- Nilson G., Andrén C. 1997. *Vipera berus* (Linnaeus, 1758). W: Gasc J.P., Cabela A., Crnobrnja-Isailovic J., Dolmen D., Grossenbacher K., Haffner P., Lescure J., Martens H., Martínez Rica J.P., Maurin H., Oliveira M.E., Sofianidou T.S., Veith M., Zuiderwijk A. (eds). Atlas of amphibians and reptiles in Europe. Collection Patrimoines Naturels, 29, Societas Europaea Herpetologica, Muséum National d'Histoire Naturelle & Service du Patrimoine Naturel, Paris: 388–389.
- Nowak A. (red.). 1997. Przyroda województwa opolskiego. Urząd wojewódzki w Opolu, Wydział Ochrony Środowiska.
- Pax F. 1925. Wirbeltierfauna von Schlesien. Gebrüder Borntraeger. Berlin.
- Petzold H.G. 1980. Statistisches über die Geburtsgewichte von Kreuzotter (*Vipera berus*). Milu 5: 443–448.
- Phisalix M. 1968. La livrée des Vipères de France. Bull. Mus. Hist. Nat., ser. 2, 40: 661–676.
- Pielowski Z. 1962. Untersuchungen über die Ökologie der Kreuzotter (*Vipera berus* L.). Zool. Jb. Syst. 89: 479–500.
- Podloucky R., Clausnitzer H.-J., Laufer H., Teufert S, Völkl W. 2005. Anzeichen für einen bundesweiten Bestandseinbruch der Kreuzotter (*Vipera berus*) infolge ungünstiger Witterungsabläufe im Herbst und Winter 2002/2003 – Versuch einer Analyse. Zeitschrift Feldherpetologie 12, 1: 32–41.
- Pomianowska-Pilipiuk I. 1974. Energy balance and food requirements of adult Vipers *Vipera berus* (L.). Ekol. pol. 22, 1: 195–211.
- Rozporządzenie 1984. Rozporządzenie Ministra Leśnictwa i Przemysłu Drzewnego z dnia 30 grudnia 1983 r. w sprawie wprowadzenia gatunkowej ochrony zwierząt. Dziennik Ustaw, Nr 2 (1984), poz. 11.
- Shine R., Madsen T. 1994. Sexual dichromatism in snakes of the genus *Vipera*: a review an new evolutionary hypothesis. Journal of Herpetology 28: 114–117.

- Schiemenz H. 1985. Die Kreuzotter. Neue Brehm-Bücherei. A. Ziemsen Verlag, Wittenberg Lutherstadt.
- Schiemenz H., Biella H.-J., Günther R., Völkl W. 1996. Kreuzotter – *Vipera berus* (Linnaeus, 1758). W: Günther R. (red.). Die Amphibien und Reptilien Deutschlands. Fischer. Jen: 710–728.
- Sura P., Zamachowski W. 2003. Żmija zygzakowata *Vipera berus* (Linnaeus, 1758). W: Głowaciński Z., Rafiński J. (red.). Atlas płazów i gadów Polski. Status – rozmieszczenie – ochrona. Inspekcja Ochrony Środowiska – Instytut Ochrony Przyrody PAN. Warszawa – Kraków: 98–100.
- Świerad J. 1998. Herpetofauna na Górnym Śląsku. Przestrzeń i Wartości, t. 2. Studia i materiały waloryzacji. Fundacja Przestrzeni Górnego Śląska. Katowice: 51–65.
- Świerad J. 2003. Płazy i gady Tatr, Podhala, doliny Dunajca oraz ich ochrona. Wyd. Nauk. AP. Kraków
- Świerad J., Kucharczyk W. 1980. Aktualny stan środowisk lęgowych herpetofauny lasów mikołowsko-piotrowickich. Archiwum Ochrony Środowiska 3–4: 195–201.
- Ursenbacher S. 1998. Estimation de l'effectif et analyse du risque d'extinction d'une population de vipère péliade (*Vipera berus* L.) dans la Jura vaudois. Diplomarbeit, Universität Lausanne.
- Vainio I. 1932. Zur Verbreitung und Biologie der Kreuzotter (*Vipera berus* L.) in Finnland. Annales Societas Zoologica-Botanica Helsinki. Vanamo 12: 1–19.
- Viitanen P. 1967 Hibernation and seasonal movements of the viper, *Vipera berus berus* L. in Southern Finland. Annales Zoologici Fennici 4: 472–546.
- Volsøe H. 1944. Structure and seasonal variations of the male reproductive organs of *Vipera berus*. Spolia Zoologia Museum Haunensis. Kopenhagen 5: 1–172.
- Völkl W. 1989. Prey density and growth: Factors limiting the hibernation success of neonate adders (*Vipera berus* L.) (Reptilia: Serpentes, Viperidae). Zoologischer Anzeiger 222: 75–82.
- Völkl W., Biella H.-J. 1988. Traditional using of mating and breeding places by the adder (*Vipera berus* L.). Zool. Abh. Staatl. Mus. Tierkunde Dresden 44, 3: 19–23.
- Völkl W., Thiesmeier B. 2002. Die Kreuzotter – ein Leben in festen Bachnen? Laurenti Verlag. Bielefeld.
- Wartmann B. 1980. Rotsterniges Blaukehlchen *Luscinia svecica svecica* im Dischmatal bei Davos GR. Orn. Beob. 77: 241–246.

- Wartmann B. 1985. Vergleichende Untersuchungen zur Populations-, Brut-, und Nahrungsökologie von Wasserpieper und Steinschmätzer im Dischmatal GR. Inaugural-Dissertation Univ. Zürich. Zürich: 96 str. + 22 ryc.
- Wijngaarden A. van 1959. Over de verspreiding en de ecologie van de adder in Nederland. *Levende Natuur* 62: 254–261.
- Witkowski A., Jabłoński A. 1985. Kręgowce niższe. W: Jahn A. (red.). *Karkonosze Polskie*. Wyd. Ossolińskich PAN. Wrocław: 363–376.
- Zarzycki K., Głowaciński Z. 1986. *Bieszczady*. WP.
- Zieliński P., Stopczyński M., Hejduk J. 2001. *Gady okolic Łodzi. Łódzkie Koło PTOP „Salamandra”*.
- Zieliński P., Hejduk J., Stopczyński M., Markowski J. 2005. Distribution of amphibians and reptiles in central Poland: 1980–2000. *Acta Univ. Lodziensis., Folia Biol. Oecol.* 2: 35–55.

PRZEMYSŁAW KUREK¹, BARTOSZ SKOWRON², TOMASZ ŚWIECIAK³

¹Zakład Zoologii Leśnej i Łowiectwa
Wydział Leśny Akademii Rolniczej w Krakowie
31-425 Kraków, al. 29 Listopada 46
e-mail: kurekp3@wp.pl

²42-253 Janów, Siedlec, ul. Źródłana 59
e-mail: bzkowron@poczta.fm

³42-300 Myszków, ul. Kościuszki 116

Stanowiska popielicy *Glis glis* (L., 1766) koło Olsztyna i Żółtego Potoku na Wyżynie Częstochowskiej

Popielica została umieszczona w *Polskiej Czerwonej Księdze Zwierząt* jako gatunek niższego ryzyka, bliski zagrożenia (Pucek, Jurczyszyn 2001). Pierwsze, usystematyzowane dane o jej rozmieszczeniu w kraju podał Pucek (1983). Również później pojawiały się doniesienia o odkrywanych nowych stanowiskach (Bielecka 1986, Kaźmierczak, Kaliszewski 1989, Jurczyszyn, Ziomek 1991, Nowakowski, Terlecki 1991, Indyk, Pawłowska-Indyk 1994, Jurczyszyn 1996a, 1996b). Jurczyszyn (1997) podsumował informacje o rozmieszczeniu tego gatunku do połowy lat 1990., a najnowsze dane, obejmujące okres do 2000 r. znalazły się w ostatnim wydaniu *Polskiej Czerwonej Księgi Zwierząt* (Pucek, Jurczyszyn 2001). Jednak mimo zwiększającego się zainteresowania popielicą, można przypuszczać, że dane o jej rozmieszczeniu w Polsce są w dalszym ciągu niepełne. Wobec tego każde doniesienie wzbogacające stan wiedzy o występowaniu tego gryzonia w kraju jest cenne i godne odnotowania.

Dotychczas na Wyżynie Krakowsko-Częstochowskiej stanowiska popielicy podawano jedynie z Ojcowskiego Parku Naro-

dowego i z okolic Złotego Potoku (gm. Janów) (Pucek, Jurczyszyn 2001) oraz z Sokolich Gór (Profus, Zygmunt 2000). W celu poznania rzeczywistego, aktualnego zasięgu rozmieszczenia gatunku w tej części Jury przeprowadzono specjalne badania terenowe ukierunkowane na wykrywanie tego pilcha. Granice obszaru badań znajdowały się pomiędzy następującymi miejscowościami: Olsztynem i Julianką na północy, Biskupicami na zachodzie, Bystrzanowicami na wschodzie, na południu sięgając po Żarki i Kroczyce.

Dane zbierano przede wszystkim podczas nocnych kontroli i nasłuchów prowadzonych corocznie z różnym natężeniem w latach 2001–2006 (w okresie od czerwca do września), przy czym najintensywniej w latach 2004–2006. W roku 2004 przeprowadzono ponadto liczenia zagęszczenia popielicy na powierzchniach próbnych w rezerwacie „Parkowe”. Prace prowadzono w pogodne i bezwietrzne noce, zgodnie z metodyką zaprezentowaną przez Jurczyszyna (1995). Wykorzystano również przypadkowo zebrane dane innych obserwatorów oraz informacje od miejscowej ludności. Występowanie popielicy zostało stwierdzone na następujących stanowiskach (ryc. 1):

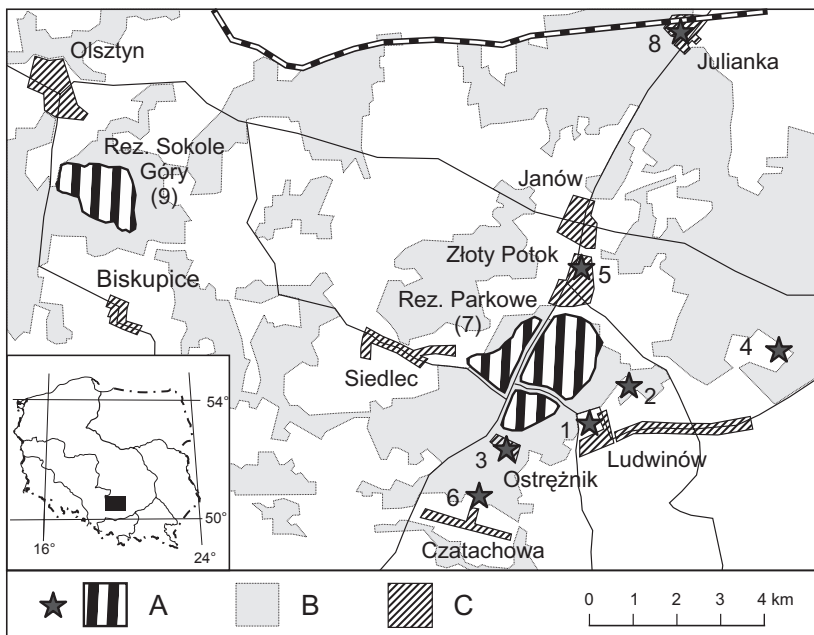
1. Ludwinów (gm. Niegowa): jeden osobnik został stwierdzony w lipcu 2004 r. w budce lęgowej dla ptaków, obok zabudowań graniczących z kępą buków w wieku około 130 lat (inf. D. Trepka).

2. Okolice Ludwinowa: obecność popielic w okolicy Ludwinowa potwierdziły ponadto obserwacje i nasłuchy nocne z września 2005 r. oraz zajęta przez nie w tym samym roku budka dla pójdzki w starym sadzie.

3. Ostrężnik (gm. Niegowa): w 2002 r. w jednym z budynków we wsi Ostrężnik wykryto gniazdo popielic z młodymi umiejscowione w szklanej butelce po śmietanie. Ponadto jeden martwy osobnik został znaleziony na leśnej drodze nieopodal Ostrężnika w roku 2004.

4. Okolice Gór Gorzkowskich i Bystrzanowic-Dworu (gm. Janów): informacje uzyskane od mieszkańców oraz nasłuchy prowadzone w miesiącach letnich 2005–2006 potwierdzają występowanie gatunku w starych partiach buczyn.

5. Złoty Potok (gm. Janów): w parku pałacowym w Złotym Potoku w sierpniu 2002 r. stwierdziliśmy obecność kilku po-



Ryc.1. Stanowiska popielicy stwierdzone w okolicy Olsztyna i Złotego Potoku na Wyżynie Częstochowskiej: A – stanowiska występowania gatunku, B – lasy, C – miejscowości.

Fig. 1. Occurrence of *Glis glis* near Olsztyn and Złoty Potok in the Wyżyna Częstochowska Upland: A – occurrence sites and areas, B – forests, C – build-up areas.

pielic w jednym ze znajdujących się tam budynków gospodarczych.

6. Okolice Czatachowy (gm. Żarki): w latach 2005–2006 popielice były obserwowane na brzegu drzewostanu bukowego, graniczącego ze wsią Czatachowa od strony północnej (inf. K. Pierzgałski).

7. Rezerwat „Parkowe” (gm. Janów): w 2001 r. w starym młynie „Kołaczew”, leżącym na terenie rezerwatu, obserwowaliśmy kilkanaście popielic – zarówno dorosłych jak i młodocianych. Z informacji pochodzących od miejscowej ludności wynika, że popielica była spotykana w okolicznych zabudowaniach już w

latach wcześniejszych. Z samego rezerwatu pochodzi jeszcze kilkadziesiąt letnich obserwacji popielic (sezony 2001–2006), w tym znalezienie martwych osobników w latach 2003 i 2005. Jednak szczegółowe obserwacje przeprowadzone w okresie od czerwca do września w latach 2004–2006 wykazały występowanie popielicy w obrębie całego rezerwatu „Parkowe”, a także w niektórych przyległych drzewostanach, nie objętych ochroną rezerwatową. Przeprowadzona jednorazowa kontrola nocna pod koniec sierpnia 2004 r. na dwóch powierzchniach próbnych wykazała, że zagęszczenia tych zwierząt wynosiły odpowiednio 6,9 i 8,3 os./ha.

8. Julianka (gm. Przyrów): jeden osobnik został złapany w 2003 r. w domu mieszkalnym.

9. Rezerwat „Sokole Góry” (gm. Olsztyn): popielica występuje tu na terenie rezerwatu i w sąsiednich drzewostanach. Stanowisko to zostało opisane przez Profusa i Zygmunta (2000). Kilka nocnych obserwacji dokonanych w miesiącach letnich pomiędzy czerwcem a wrześniem w latach 2004–2006 potwierdziło występowanie popielic na tym stanowisku (inf. K. Pierzgalski, dane własne).

Na podstawie przytoczonych danych można stwierdzić, że popielica tworzy liczniejsze populacje w dwóch rejonach: w rezerwacie „Parkowe” i przyległych lasach koło Złotego Potoku oraz w rezerwacie „Sokole Góry” koło Olsztyna. W obu przypadkach gatunek ten jest związany zwłaszcza ze starszymi lasami bukowymi oraz mieszanymi z udziałem dębu. Ciekawostką natomiast jest fakt stwierdzenia popielicy na przestrzennie izolowanym stanowisku w Juliance.

W uzupełnieniu danych o pilchach na Wyżynie Częstochowskiej należy dodać obserwację jednego osobnika orzesznicy *Muscardinus avellanarius*, której dokonano w kompleksie leśnym przylegającym od zachodu do Myszkowa (50°34' N, 19°16' E), 2 maja 2005 r. podczas kontroli budek lęgowych.

Podziękowania

Bardzo dziękujemy prof. Grzegorzowi Jamrozemu za cenne uwagi do wcześniejszej wersji pracy.

SUMMARY

Records of *Glis glis* (L., 1766) in the vicinity of Olsztyn and Złoty Potok in the Wyżyna Częstochowska Upland (S Poland)

Edible dormouse was recorded in 9 localities within a study area between Olsztyn and Julianka in the north, Biskupice in the west, Bystrzanowice in the east, and Żarki and Kroczyce in the south in 2001–2006. The two main distribution areas are the “Sokole Góry” and “Parkowe” reserves and their environs.

PIŚMIENNICTWO

- Bielecka K. 1986. Współczesne stanowisko popielicy *Glis glis* (Linnaeus, 1766) na Pojezierzu Pomorskim. *Prz. Zool.* 30: 115–116.
- Indyk F., Pawłowska-Indyk A. 1994. Nowe stanowiska popielicy *Glis glis* (Linnaeus, 1766) (Mammalia, Gliridae) w województwie wrocławskim. *Prz. Zool.* 38, 3–4: 353–355.
- Jurczyszyn M. 1995. Population density of *Myoxus glis* (L.) in some forest biotopes. *Hystrix* 6, 1–2: 265–271.
- Jurczyszyn M. 1996a. Nowe stanowisko popielicy *Myoxus glis* w województwie szczecińskim. *Chrońmy Przyr. Ojcz.* 52, 5: 106–111.
- Jurczyszyn M. 1996b. Stanowisko popielicy *Myoxus glis* (L.) w Sierakowskim Parku Krajobrazowym. *Parki Nar. Rez. Przyr.* 15, 2: 75–76.
- Jurczyszyn M. 1997. Rozmieszczenie popielicy *Myoxus glis* (L.) (Rodentia, Myoxidae) w Polsce. *Prz. Zool.* 41, 1–2: 109–111.
- Jurczyszyn M., Ziomek J. 1991. Popielicowate (Rodentia, Gliridae) na Roztoczu Środkowym. *Prz. Zool.* 35, 3–4: 379–382.
- Każmierczak B., Kaliszewski J. 1989. Przyczynek do fauny drobnych ssaków Niziny Mazowieckiej: nowe stanowisko popielicy *Glis glis* (Linnaeus 1766). *Prz. Zool.* 33: 623–624.
- Nowakowski J., Terlecki J. 1991. Nowe stanowisko popielicy *Glis glis* (Linnaeus 1766) z Polski Północno-Wschodniej. *Prz. Zool.* 35, 3–4: 383–385.

- Profus P., Zygmunt J. 2000. Nowe stanowiska popielicy *Glis glis* w Polsce oraz uwagi o jej występowaniu w niektórych jaskiniach Europy. *Chrońmy Przyr. Ojcz.* 56, 2: 44–50.
- Pucek Z. 1983. Popielica. W: Pucek Z., Raczyński J. (red.). Atlas rozmieszczenia ssaków w Polsce. PWN, Warszawa.
- Pucek Z., Jurczyszyn M. 2001. Popielica. W: Głowaciński Z. (red.). Polska Czerwona Księga Zwierząt. PWRiL, Warszawa.

MONIKA PODGÓRSKA

Zakład Taksonomii Roślin i Fitogeografii, Instytut Botaniki UJ
31-501 Kraków, ul. Kopernika 27
e-mail: podgorska@ib.uj.edu.pl

Nowe stanowiska widłaczka torfowego *Lycopodiella inundata* (L.) Holub na Garbie Gielniowskim (Wyżyna Małopolska)

Ogólna charakterystyka gatunku

Widłaczek torfowy *Lycopodiella inundata* (L.) Holub, 1964 (= *Lycopodium inundatum* L., 1753; = *Lepidotis inundata* (L., 1753) Börner, 1912) to jedyny w Polsce przedstawiciel rodzaju *Lycopodiella*, obejmującego wg Holuba (1964) 24 gatunki. Nazwa rodzajowa *Lycopodiella* oznacza – w tłumaczeniu z języka greckiego – „wilczą stópkę” (gr. *luko* – „wilk”, *podos* – „stopa”, *-ellus* – końcówka oznaczająca zdrobnienie). Skojarzenie to ma związek z wyglądem dojrzałych pędów widłaczka torfowego, które są silnie rozgałęzione, plagiotropowe, przyrastające do podłoża (ryc. 1), dzięki czemu mogą przypominać tropy wilka. Łacińska nazwa gatunkowa, podobnie jak polska, nawiązuje do charakteru siedliska rośliny, ponieważ *inundatus* oznacza „zatoniony, zalany”. W *Dykcyonarze roślinnym* ks. Krzysztofa Kłuka (1808) widłaczek torfowy określony jest mianem „włóczęgi spławowej”, gdyż – jak pisze autor – *rośnie na miejscach, które wody zalewają*.

Widłaczek torfowy to gatunek amfiatlantycki o zasięgu obejmującym Europę, Japonię i Amerykę Północną, z wyjątkiem obszarów stepowych oraz obszaru śródziemnomorskiego



Ryc. 1. Widłaczek torfowy w okolicy Gowarczowa (stanowisko 3; fot. M. Podgórska).

Fig. 1. *Lycopodiella inundata* in the vicinity of Gowarczów (station 3; photo M. Podgórska).

(Hultén, Fries 1986). W ujęciu Braun-Blanqueta (1923) gatunek ten reprezentuje podelement cyrkumborealny (Pawłowska 1972). W Polsce *L. inundata* posiada rozproszone stanowiska; częściej występuje na północy kraju, w Wielkopolsce i na Mazowszu (Zajac A., Zajac M. 2001).

Ten niewielki hemikryptofit najlepiej rozwija się – według Zarzyckiego i in. (2002) – na siedliskach silnie nasłonecznionych ($L = 5$), mokrych ($W = 5$), oligotroficznych lub mezotroficznych ($Tr = 2-3$), o odczynie kwaśnym ($R = 2$), ubogich w humus, mineralno-próchnicznych lub organogenicznych ($H = 1-3$). Preferuje obszary o umiarkowanych warunkach klimatycznych ($T = 3-4$). Występuje najczęściej na torfowiskach przejściowych, zwłaszcza w zespole *Rhynchosporetum albae*, dla którego jest gatunkiem charakterystycznym (Matuszkiewicz 2001). Poza tym rośnie także w zespole kwaśnych młak turzycowych *Carici-Agrostietum caninae*, rzadziej na torfowiskach wysokich *Sphagnetum magellanici* (Piękoś-Mirkowa, Mirek 2003). Ostatnio podawany jest z siedlisk antropogenicznych, np. świeżych wykopów torfowych, nieczynnych piaskowni, czy z brzegów stawów (Cieszko, Kucharczyk 1999).

Widłacek torfowy podlega w Polsce ścisłej ochronie gatunkowej (Rozporządzenie 2004). Jest gatunkiem zagrożonym w kraju (kategoria V), (Zarzycki, Szelağ 2006) i na Wyżynie Małopolskiej (kategoria EN), (Bróż, Przemyski 2007). Na obszarze Unii Europejskiej został uznany za gatunek, którego pozyskanie ze stanu naturalnego powinno być kontrolowane – zamieszczono go w Załączniku V Dyrektywy Siedliskowej (Dyrektywa 1992).

Występowanie gatunku na Wyżynie Małopolskiej

W podprowincji Wyżyna Małopolska (Kondracki 2002) widłacek torfowy notowany był dotychczas na 36 stanowiskach. Większość z nich (24 stanowiska) grupuje się w makroregionie Wyżyny Kieleckiej, w mezoregionach: Płaskowyż Suchedniowski (10 stanowisk – m.in. Wóycicki 1912, Massalski 1962, Bróż, Przemyski 1985, Zajac A., Zajac M. 2001) i Góry Świętokrzyskie (9 stanowisk – m.in. Drymmer 1890, Massalski 1962, Zajac A., Zajac M. 2001). Znane są także 4 stanowiska

z Przedgórza Iłżeckiego (Szafran 1927, Bróź i in. 2003, Piwo-warczyk, Nobis 2006) oraz tylko jedno stanowisko z Garbu Gielniowskiego (Ejsmond 1885). Pozostałe 12 stanowisk gatunku znajduje się w makroregionach: Wyżyna Przedborska (8 stanowisk – Ejsmond 1885, Kaznowski 1928, Kulesza 1934, Błaszczuk 1959, Massalski 1962, Kurowski, Leder-dębowska 1976) oraz Niecka Nidziańska (4 stanowiska – Ko-złowska 1923, Ochyra 1979, Przemyski 1998, Zajac A., Za-jac M. 2001).

Nowe stanowiska

W 2002 r. rozpoczęto systematyczne badania florystyczne na Garbie Gielniowskim (Kondracki 2002), położonym w północnej części Wyżyny Małopolskiej. W trakcie badań odnotowano 5 nowych stanowisk widłaczka torfowego na tym terenie (ryc. 2):

1) ok. 4,5 km na E od wsi Kurzacze (kwadrat ATPOL EE 2312; Zajac 1978); podtorfiony brzeg stawu rybnego; kilka osobników (18. 08. 2005 r.);

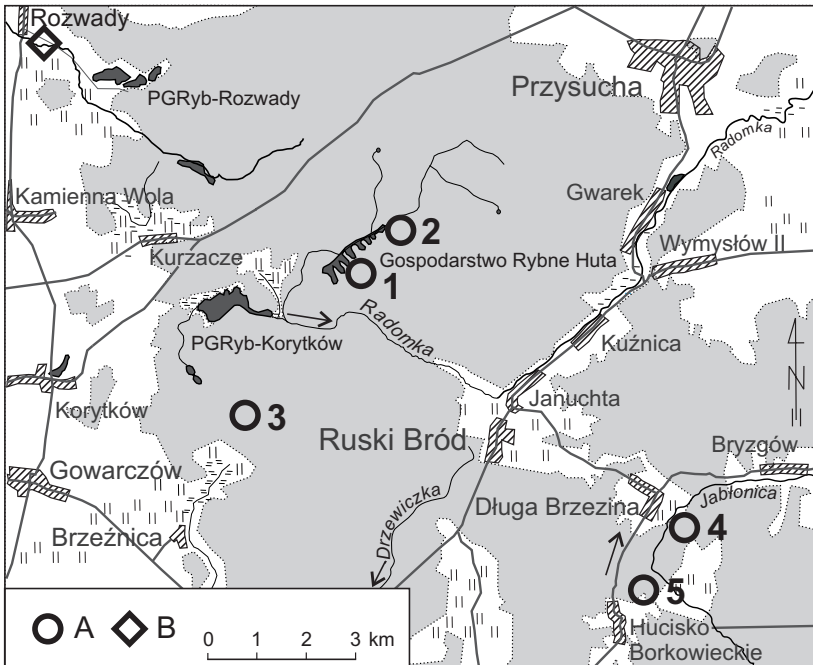
2) ok. 5,3 km na NEE od wsi Kurzacze (EE 2313); podtorfio-ne dno dawnego stawu hodowlanego; powyżej 300 osobników (13. 08. 2006 r.);

3) ok. 3,5 km na NE od Gowarczowa (EE 2331); podtorfione, piaszczyste wyrobisko; populacja bardzo liczna, przekraczająca 1000 osobników (16. 06. 2006 r.);

4) ok. 1 km na SE od wsi Długa Brzezina (EE 2431); podtorfio-ne, piaszczyste przydroże przy brzegu rzeki Jabłonicy; kilka-dziesiąt osobników (02. 08. 2006 r.);

5) ok. 0,7 km na NE od Huciska Borkowieckiego (EE 3401); podmokły, piaszczysty skraj drogi leśnej w młodniku sosno-wym; kilkadziesiąt osobników (07. 08. 2004 r.).

Na Garbie Gielniowskim widłaczek był znajdowany wyłącznie na siedliskach antropogenicznych, jak skraje piaszczystych dróg leśnych, brzegi i dna dawnych stawów hodowlanych oraz piaszczyste, podmokłe wyrobiska. Zjawisko polegające na pojawianiu się nowych stanowisk tego gatunku w miejscach przekształconych przez człowieka (apofityzm), szczególnie w ostatnich czasach, jest dość powszechne w różnych regionach Polski (m.in. Cieszko, Kucharczyk 1999, Korzeniak, Ka-



Ryc. 2. Rozmieszczenie stanowisk widłaczka torfowego w północnej części Garbu Gielniowskiego: A – nowe stanowiska; B – niepotwierdzone stanowisko z literatury (Ejsmond 1885).

Fig. 2. Location of stations of *Lycopodiella inundata* in the northern part of the Garb Gielniowski Hump: A – new stations; B – not confirmed station according to Ejsmond (1885).

lemba 2005). Na fakt ten mają wpływ tendencje dynamiczne gatunku (Zarzycki i in. 2002) oraz jego preferencje siedliskowe – widłaczek torfowy jest gatunkiem mało konkurencyjnym, dlatego też miejsca świeżo zaburzone, nie opanowane jeszcze przez inne taksony, stanowią dla niego dogodne siedliska, w których pojawia się bardzo obficie.

Na badanym terenie widłaczek występuje w fitocenozach w inicjalnym stadium sukcesyjnym, ze słabo zwartą pokrywą roślinną, o małym udziale gatunków towarzyszących (głównie z roszką okrągłolistną *Drosera rotundifolia*, sitem sztywnym *Juncus squarrosus*, sitem drobnym *Juncus bulbosus*, mochwia-

nem błotnym *Aulacomnium palustre* i torfowcem kończystym *Sphagnum fallax*). Rośnie na wilgotnej, silnie piaszczystej, odkrytej glebie, między kępami mchów i torfowców. Na stanowiskach tych jest gatunkiem dominującym. Skład florystyczny oraz charakter podanych zbiorowisk ilustruje przykładowe zdjęcie fitosocjologiczne, wykonane koło Lasu Zapniów (stanowisko nr 2; 51°19'44" N, 20°32'57" E):

Data: 13. 08. 2006 r.; powierzchnia zdjęcia: 6 m²; ogólne pokrycie (warstwa c i d): 50%; ***Lycopodiella inundata* 2**; *Drosera rotundifolia* 2; *Eriophorum angustifolium* 1; *Carex flava* 1; *Viola palustris* 1; *Agrostis canina* +; *Cirsium palustre* +; *Carex rostrata* +; *Juncus bulbosus* +; *Juncus squarrosus* +; *Lycopodium clavatum* +; *Lysimachia vulgaris* +; *Molinia caerulea* +; *Peucedanum palustre* +; *Pinus sylvestris* +; *Aulacomnium palustre* +; *Sphagnum fallax* +.

Liczebność populacji *Lycopodiella inundata* na nowych stanowiskach waha się w szerokich granicach – od kilku osobników do ponad tysiąca. Najbardziej dogodne warunki dla swojego rozwoju gatunek ten ma na dnie piaszczystego wyrobiska w okolicy Gowarczowa (stanowisko nr 3), na którym liczebność jego populacji przekracza 1000 osobników. Widłaczek torfowy rośnie tam w zwartym płacie, otaczającym zatrzymującą się w środku dołu wodę, na powierzchni ok. 100 m². Fitocenoza ta ma wybitnie pionierski charakter. Udział gatunków towarzyszących jest znikomy. W bezpośrednim sąsiedztwie widłaczka torfowego rośnie roszcika okrągłolistna oraz sit drobny.

Zbiorowiska z widłaczkiem torfowym, ze względu na specyficzne wymagania siedliskowe gatunku i jego pionierski charakter, należą do wybitnie krótkotrwałych. Tylko w miejscach, gdzie stale lub okresowo oddziałują czynniki naturalne lub antropogeniczne, przeciwdziałające wtórnej sukcesji, zachowują one swoje cechy rozpoznawcze. Dlatego też nowe stanowiska *Lycopodiella inundata* – w szczególności stanowiska nr 2 i 3 (ze względu na swoją dużą liczebność) – zgodnie z zaleceniami opracowanymi w poradniku metodycznym Natura 2000 (Herbichowa 2004), powinny zostać objęte monitoringiem. Informacje dotyczące lokalizacji i obfitości nowych stanowisk widłaczka torfowego zostały przedstawione pracownikom Nadleśnictwa Przysucha.

SUMMARY

Marsh Clubmoss *Lycopodiella inundata* (L.) Holub in the Garb Gielniowski Hump (Wyżyna Małopolska Upland, Central Poland)

Lycopodiella inundata (Fig. 1) is a protected and threatened (vulnerable) species in Poland. Generally, this species occurs in transitional moors *Rhynchosporium albae*. Recently it has also grown on anthropogenic habitats, especially in sand-pits or on the banks of fish ponds. Till now this species has been acquainted with 36 stations in the Wyżyna Małopolska Upland, however, only one location has been known from the Garb Gielniowski Hump.

In years 2004–2006 five new stations have been found in this geographical unit (Fig. 2) near Przysucha (51°21'10" N, 20°37'45" E). *L. inundata* has been grown on the banks of emptied fishponds (stations 1 and 2), on the sandy forest roadsides (4 and 5) and in the abandoned sand-pit (3). It occurs there in the communities representing an initial stage of succession. *L. inundata* grows with few accompanying species such as *Drosera rotundifolia*, *Juncus squarrosus*, *J. bulbosus*, *Aulacomnium palustre* and *Sphagnum fallax*. Populations consist of several to >1000 individuals. New stations, especially 2 and 3, should be monitored.

PIŚMIENNICTWO

- Błaszczyk H. 1959. Flora powiatu włoszczowskiego. *Fragm. Flor. Geobot.* 5(1): 47–96.
- Braun-Blanquet J. 1923. L'origine et le développement des flores dans le Massif Central de France. Paris, Zürich.
- Bróz E., Przemyski A. 1985. Nowe stanowiska rzadkich gatunków roślin naczyniowych z lasów Wyżyny Środkowomałopolskiej. Część I. *Fragm. Flor. Geobot.* 29(1): 19–30.
- Bróz E., Przemyski A. 2007. Red list of vascular plants in the Małopolska Upland. *Polish Bot. Stud.* (w druku).
- Bróz E., Nobis M., Piwowarczyk R. 2003. Nowe stanowiska rzadkich i chronionych gatunków roślin naczyniowych na Przedgórzu Iłżeckim (Wyżyna Małopolska). *Fragm. Flor. Geobot. Polonica* 10: 13–18.

- Cieszko J., Kucharczyk M. 1999. Populacje widłaczka torfowego *Lycopodiella inundata* (L.) Holub na siedliskach antropogenicznych. *Chrońmy Przyr. Ojcz.* 55(2): 79–90.
- Drymmer K. 1890. Rośliny najbliższych okolic Kielc. *Pam. Fizyogr.* 10: 47–74.
- Dyrektywa 1992. Dyrektywa Rady 92/43/EWG z dnia 21 maja 1992 roku w sprawie ochrony siedlisk naturalnych oraz dzikiej fauny i flory. [http://natura2000.mos.gov.pl/natura2000/pl/dokumenty_europejskie.php]
- Ejmond A. 1885. Spis roślin skrytokwiatowych naczyniowych i jawnokwiatowych zebranych lub zanotowanych w lecie 1884 roku w opoczyńskim i koneckim powiecie. *Pam. Fizyogr.* 5: 99–126.
- Herbichowa M. 2004. Obniżenia na podłożu torfowym z roślinnością ze związku *Rhynchosporion*. W: Herbich J. (red.). *Wody słodkie i torfowiska. Poradnik ochrony siedlisk i gatunków Natura 2000 – podręcznik metodyczny 2*. Ministerstwo Środowiska, Warszawa: 158–162.
- Holub J. 1964. *Lycopodiella*, nový rod řádu Lycopodiales. *Preslia* 36: 16–22.
- Hultén E., Fries M. 1986. Atlas of North European vascular plants north of the Tropic of Cancer. I–III. Koeltz Scientific Books, Königstein.
- Kaznowski K. 1928. Sketch of the flora of the St. Cross Mountain Range. *Cinquième Excursion Phytogéographique Internationalen* 12: 16–24.
- Kluk K. 1808. Dykcyonarz roślinny, w którym podług układu Linneusza są opisane rośliny nie tylko krajowe dzikie, pożyteczne, albo szkodliwe [...] i cudzoziemskie [...], albo z których mamy lekarstwa, korzenie, farby, [...] albo które jakowa nadzwyczajność w sobie mają [...] z poprzedzającym wykładem słów botanicznych, i kilkokrotnym na końcu reiestrem. T. 2. F–Q. Drukarnia XX. Piarów, Warszawa.
- Kondracki J. 2002. *Geografia regionalna Polski*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- Korzeniak J., Kalebmba A. 2005. Nowe stanowisko widłaczka torfowego *Lycopodiella inundata* (L.) Holub w Bieszczadach Zachodnich (Karpaty Wschodnie). *Chrońmy Przyr. Ojcz.* 61(1): 91–95.
- Kozłowska A. 1923. Stosunki geobotaniczne Ziemi Miechowskiej. *Spraw. Kom. Fizjograf. PAU* 57: 1–68.
- Kulesza W. 1934. Spis roślin z okolic Piotrkowa Trybunalskiego i Radomska. *Czas. Przyr.* 8(7–8): 258–269.
- Kurowski J.K., Leder-Dębowska H. 1976. Szata roślinna torfowiska Dawdów. *Acta Univ. Lodz., Zesz. Nauk. UŁ. Nauki Mat.-Przyr., ser II*, 2: 69–80.

- Massalski E. 1962. Obrazy roślinności Krainy Gór Świętokrzyskich. Wyd. Artystyczno-Graficzne, Kraków.
- Matuszkiewicz W. 2001. Przewodnik do oznaczania zbiorowisk roślinnych Polski. *Vademecum Geobotanicum*. Wyd. Nauk. PWN, Warszawa.
- Ochyra R. 1979. Flora lejków krasowych okolic Staszowa. I. Rośliny naczyniowe. *Fragm. Flor. Geobot.* 25(2): 209–236.
- Pawłowska S. 1972. Charakterystyka statystyczna i elementy flory polskiej. W: Szafer W., Zarzycki K. (red.). *Szata roślinna Polski t. 1*, Wyd. 2. PWN, Warszawa: 129–206.
- Piękoś-Mirkowa H., Mirek Z. 2003. Atlas roślin chronionych. *Flora Polski. MULTICO*, Warszawa.
- Piwowarczyk R., Nobis M. 2006. Nowe stanowiska rzadkich i chronionych gatunków roślin naczyniowych na Przedgórzu Iłżeckim (Wyżyna Małopolska). *Cz. III. Fragn. Flor. Geobot. Polonica* 13(1): 67–75.
- Przemyski A. 1998. Zaslugujące na ochronę obszary leśne z okolic Staszowa w Ziemi Sandomierskiej. W: Puszkar T. (red.). *Osobliwości Ziemi Sandomierskiej*. Sandomierz: 39–48.
- Rozporządzenie 2004. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dn. 9 lipca 2004 r. w sprawie gatunków dziko występujących roślin objętych ochroną. *Dz.U. nr 168 (2004), poz. 1764*.
- Szafran B. 1927. Budowa i wiek torfowiska w Pakosławiu pod Iłżą. *Spraw. Kom. Fizjogr. PAU*, 61: 17–3.
- Wóycicki Z. 1912. Obrazy roślinności Królestwa Polskiego. *Roślinność Wyżyny Kielecko-Sandomierskiej* 2, 3. Wyd. Tow. Nauk Warsz., Wydz. Nauk Mat.-Przyr. Warszawa.
- Zajac A. 1978. Założenia metodyczne „Atlasu rozmieszczenia roślin naczyniowych w Polsce”. *Wiad. Bot.* 22(3): 145–155.
- Zajac A., Zajac M. (red.) 2001. Atlas rozmieszczenia roślin naczyniowych w Polsce. Nakładem Pracowni Chorologii Komputerowej Inst. Bot. UJ, Kraków.
- Zarzycki K., Szelaż Z. 2006. Red list of the vascular plants in Poland. W: Mirek Z., Zarzycki K., Wojewoda W., Szelaż Z. (red.). *Red list of plants and fungi in Poland*. W: Szafer Institute of Botany PAS, Kraków: 9–20.
- Zarzycki K., Trzcńska-Tacik H., Różański W., Szelaż Z., Wołek T., Korzeniak U. 2002. Ecological indicator values of vascular plants of Poland. W: Mirek Z. (red.). *Biodiversity of Poland*. W: Szafer Institute of Botany PAS, Kraków: 1–183.

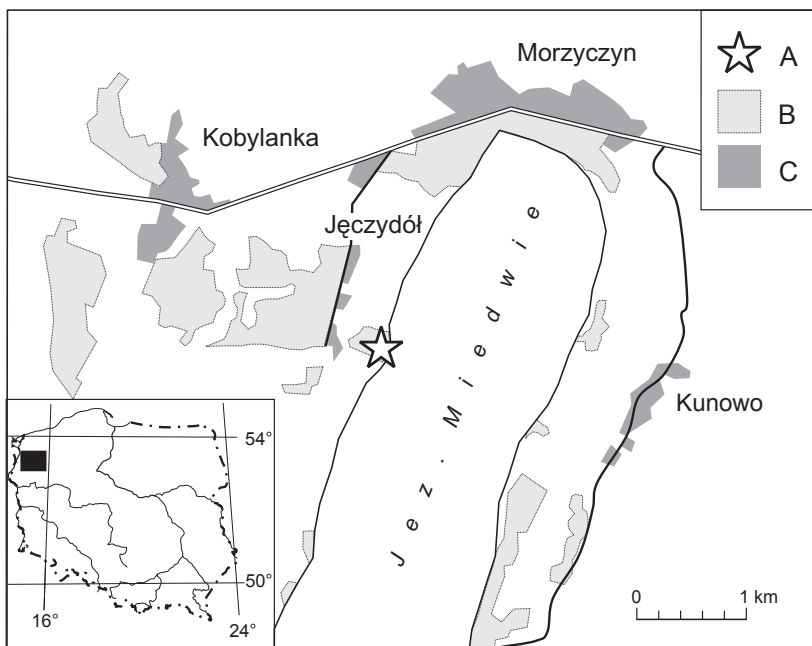
MAGDALENA RUTKOWSKA

*Katedra Biochemii, Wydział Nauk Przyrodniczych,
Uniwersytet Szczeciński
71-412 Szczecin, ul. Felczaka 3c
e-mail: maeggy@poczta.onet.pl*

Nowe stanowisko listery jajowatej *Listera ovata* (L.) R. Br. nad jeziorem Miedwie

Listera jajowata to jeden z naszych najpospolitszych storczyków. Występuje na terenie całego kraju w różnych zbiorowiskach roślinnych. Rośnie zarówno na glebach wilgotnych i żyznych, jak i stosunkowo suchych i ubogich. *Listera* jajowata jest byliną osiagającą ok. 30 cm wysokości; liście dwa, rzadko więcej, jajowato-sercowate do nerkowatych, kwiatostan 1–6,5 cm, luźny, wielokwiatowy, o kwiatach niepozornych (Szlachetko 2001). W ostatnich dziesięcioleciach obserwuje się tendencję do zanikania stanowisk tego gatunku i pojawiania się nowych (Zarzycki i in. 2002). Podlega ochronie gatunkowej (Rozporządzenie 2004).

Nowe stanowisko odnaleziono w lipcu 2005 r. na północno-zachodnim brzegu Jeziora Miedwie, pomiędzy miejscowościami Jęczydół a Żelewo, (kwadrat ATPOL AB 94, 53°19'09" N, 14°53'21" E; ryc. 1). Jezioro Miedwie jest objęte ochroną jako obszar Natura 2000 PLH 320006 „Dolina Płoni i Jezioro Miedwie”. Flora Jeziora Miedwie była przedmiotem zainteresowania wielu botaników, lecz badania ich koncentrowały się na niewielkich obszarach, np. Wierzbno, Żelewo (Jasnowski 1962), Grzędziec oraz wschodni brzeg jeziora (Bacieczko i in. 2000) lub dotyczyły wybranych gatunków: marzyca czarniawa *Schoenus nigricans* (Piaczyńska-Owczarzak 1967), storczyk



Ryc. 1. Lokalizacja stanowiska listery jajowatej nad jeziorem Miedwie: A – nowe stanowisko, B – lasy, C – miejscowości.

Fig. 1. Location of the new site of *Listera ovata* on the shore of Lake Miedwie: A – new site, B – forests, C – build-up areas.

blotny *Orchis palustris* (Jasnowska 1973). Dopiero Ciaciura i Wilhelm (2003) dokonali kompleksowej charakterystyki flory naczyniowej występującej na tym terenie. Nie zanotowali jednak opisywanego stanowiska.

W 2005 r. stwierdzono tam 49 osobników listery jajowatej (40 z kwiatostanami, 9 o pędach płonych). Dnia 27 maja 2006 r. ponowiono kontrolę stanowiska i na powierzchni ok. 1600 m² odnaleziono 63 okazy tego storczyka zróżnicowane pod względem wielkości i stadium rozwojowego. Czterdzieści pięć okazów wykształciło kwiatostan, a u pozostałych 18 stwierdzono pędy płone.

Siedlisko listery jajowatej jest silnie zacienione przez rośliny rosnące tu w dużym zwarcu. Jest to zbiorowisko łągu je-

sionowo-olszowego *Fraxino-Alnetum*. Warstwę drzew i krzewów tworzą olsza czarna *Alnus glutinosa*, jesion wyniosły *Fraxinus excelsior*, klon zwyczajny *Acer platanoides*, głóg jednoszyjkowy *Crataegus monogyna*, wierzba pięciopręcikowa *Salix pentandra*, wiąz szypułkowy *Ulmus laevis*, szakłak pospolity *Rhamnus cathartica*. W warstwie zielnej dominuje bodziszek cuchnący *Geranium robertianum*, ziarnopłon wiosenny *Ficaria verna*, pokrzywa zwyczajna *Urtica dioica* oraz kuklik zwisły *Geum rivale*, a towarzyszą im: kuklik pospolity *Geum urbanum*, jaskier ostry *Ranunculus acris*, gwiazdnica pospolita *Stellaria media*, przytulia czepna *Galium aparine*, chmiel pospolity *Humulus lupulus*, łączyga pospolita *Lapsana communis*, tojeść rozesłana *Lysimachia nummularia*, przetacznik ożankowy *Veronica chamaedrys*, mięta nadwodna *Mentha aquatica*, babka zwyczajna *Plantago major* i wyczyniec łąkowy *Alopecurus pratensis*.

W trakcie obserwacji nie stwierdzono większych zagrożeń opisywanej populacji listery jajowatej. Tylko niewielka jej część narażona jest na wydeptanie, ze względu na istniejącą w pobliżu niewielką dziką plażę. Większość okazów rośnie w gęstych zaroślach, w sąsiedztwie miejsc okresowo zalewanych wodą, które stwarzają naturalną ochronę. Położenie w obrębie strefy ochrony pośredniej ujęcia wody pitnej oraz na obszarze Natura 2000 sprzyja zachowaniu tej populacji. Wydaje się, że obecnie wystarczy ochrona bierna siedliska listery jajowatej, wskazana jest jego cykliczna obserwacja.

SUMMARY

New site of *Listera ovata* (L.) R. Br. on the shore of Lake Miedwie (NW Poland)

Listera ovata is legally protected in Poland. A new site of this orchid was discovered on north-western shore of Lake Miedwie (53°19'09" N, 14°53'21" E) in July 2005. On a heavily shaded area of 1600 m² in *Fraxino-Alnetum* alder carr 63 specimens of various developmental stages were found.

PIŚMIENNICTWO

- Bacieczko W., Banaś U., Wołejko L. 2000. Rzadkie i chronione gatunki roślin naczyniowych gminy i miasta Stargard Szczeciński. *Folia Universitatis Agriculturae Stetinensis* 213, *Agricultura* 85: 43–57.
- Ciaciura M., Wilhelm M. 2003. Flora roślin naczyniowych Jeziora Miedwie. *Zeszyty Naukowe Uniwersytetu Szczecińskiego* 374, *Acta Biologica* 10: 53–81.
- Jasnowska J. 1973. Najbogatsze na Pomorzu Zachodnim stanowiska storczyka błotnego *Orchis palustris* nad Jeziorem Miedwie i Jeziorem Zaborsko w dolinie rzeki Płoni. *Zeszyty Naukowe AR w Szczecinie* 39: 151–166.
- Jasnowski M. 1962. Budowa i roślinność torfowisk Pomorza Szczecińskiego. *Szczecińskie Towarzystwo Naukowe, Wydział Nauk Przyrodniczo-Rolniczych*, tom X, Szczecin.
- Piaczyńska-Owczarzak M. 1967. Występowanie marzycy czarniawej nad jeziorem Miedwie w pobliżu Giżyna. *Bad. Fizjogr. Pol. Zach.* 20: 142–145.
- Rozporządzenie 2004. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 lipca 2004 r. w sprawie gatunków dziko występujących roślin objętych ochroną. *Dz.U. nr 168 (2004), poz. 1764.*
- Szlachetko D.L. 2001. *Flora Polski. Storczyki*. Multico, Warszawa.
- Zarzycki K., Trzcńska-Tacik H., Różański W., Szelaż Z., Wołek J., Korzeniak U. 2002. Ecological indicator values of vascular plants of Poland. *Biodiversity of Poland. Vol. 2. Inst. Bot. im. W. Szafera PAN, Kraków.*

Chrońmy Przyrodę Ojczystą

(Let's protect Our Indigenous Nature), Bi-monthly publication,
Organ of the State Council for the Conservation of Nature in Poland

Vol. LXIII (63) 2007

No. 3

CONTENTS

Jan Cichocki, Dariusz Łupicki: Distribution of noctule bat <i>Nyctalus noctula</i> (Schreber, 1774) in the Polish Tatra Mts	3
Anna Dembicka, Robert Rozwałka: New localities of <i>Atypus muralis</i> Bertkau, 1890 in the Vistula valley	13
Joanna Galas: Why anthropogenic lake Zakrzówek is worth of study and protection?	30
Monika Gorczyca: <i>Cypripedium calceolus</i> L. in the Segiet nature reserve in Bytom (S Poland)	42
Anna Koczur: Slender cottongrass <i>Eriophorum gracile</i> W.D.J. Koch in the Kotlina Orawsko-Nowotarska basin (S Poland)	48
Leon Kowalewski, Piotr Profus: Distribution, biometrics and ecology of the adder <i>Vipera berus</i> L. in Upper Silesia and the Wyżyna Częstochowska Upland	58

Przemysław Kurek, Bartosz Skowron, Tomasz Święciak: Records of <i>Glis glis</i> (L., 1766) in the vicinity of Olsztyn and Złoty Potok in the Wyżyna Częstochowska Upland (S Poland)	91
Monika Podgórska: Marsh Clubmoss <i>Lycopodiella inundata</i> (L.) Holub in the Garb Gielniowski Hump (Wyżyna Małopolska Upland, Central Poland)	97
Magdalena Rutkowska: New site of <i>Listera ovata</i> (L.) R. Br. on the shore of Lake Miedwie (NW Poland)	106



Zarząd NARODOWEGO FUNDUSZU OCHRONY ŚRODOWISKA I GOSPODARKI WODNEJ powołał w ramach swoich struktur Ośrodek Informacji o Edukacji Ekologicznej, by swoim działaniem przyczyniał się do podnoszenia efektywności inicjatyw podejmowanych w ramach realizacji zasad ekorozwoju i wdrażania Agendy 21 oraz współuczestniczył w realizacji zadań wynikających z Narodowej Strategii Edukacji Ekologicznej.

Celem Ośrodka jest prowadzenie profesjonalnej działalności informacyjno-promocyjnej w zakresie edukacji ekologicznej: pozyskiwanie, przetwarzanie i upowszechnianie informacji o edukacji ekologicznej.

Kontakt:

Narodowy Fundusz Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej
Ośrodek Informacji o Edukacji Ekologicznej

02-673 Warszawa, ul. Konstruktorska 3A

Tel.: (022) 853 37 50, tel./fax: (022) 853 61 95, e-mail: oiie@nfosigw.gov.pl