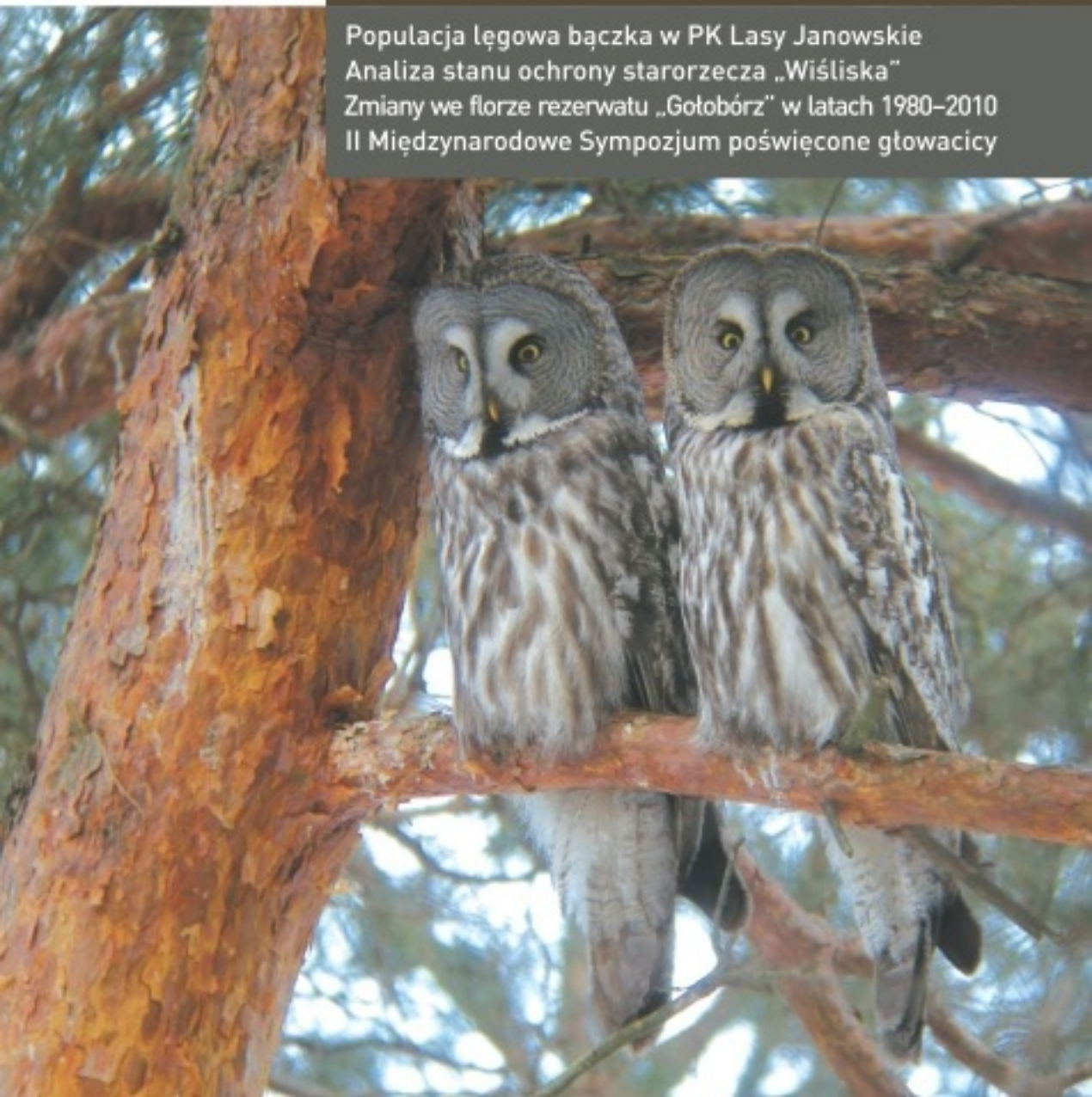




Chrońmy Przyrodę Ojczystą

Tom 69, zeszyt 2, marzec/kwiecień 2013

Populacja lęgowa bączka w PK Lasy Janowskie
Analiza stanu ochrony starorzecza „Wiśliska”
Zmiany we florze rezerwatu „Gołobórz” w latach 1980–2010
II Międzynarodowe Sympozjum poświęcone głowacicy



Chrońmy Przyrodę Ojczystą

Organ Państwowej Rady Ochrony Przyrody

SPIS TREŚCI

ATUALNOŚCI – NEWS

- Andrzej Bereszyński, Stefan Skiba: Sesja plenarna Państwowej Rady Ochrony Przyrody 83
- Stefan Skiba, Andrzej Bereszyński: Stanowisko Państwowej Rady Ochrony Przyrody w sprawie prywatyzacji spółki Polskie Koleje Linowe SA..... 85

ARTYKUŁY – ARTICLES

- Marianna Strzelecka, Małgorzata Grodzińska-Jurczak, Agata Pietrzyk-Kaszyńska: *Empowerment* – istota czynnika ludzkiego w ochronie przyrody – *Empowerment – human dimension in nature conservation* 86
- Adam Flis: Stan populacji i biologia lęgowa bączka *Ixobrychus minutus* na stawach rybnych w Parku Krajobrazowym Lasy Janowskie – *Population status and breeding biology of little bittern *Ixobrychus minutus* on the fishponds in Janowskie Forests Landscape Park (SE Poland)*..... 96
- Michał Polakowski, Tomasz Kułakowski, Łukasz Jankowiak, Monika Broniszewska: Zimowanie ptaków wodno-błotnych i szponiastych na wybranych odcinkach rzek w północnopodlaskim dorzeczu Narwi (2001–2011) – *Wintering of wetland birds and birds of prey in selected river sections the North-Podlasie Narew basin (2001–2011)*..... 106
- Tadeusz Zajęc, Agnieszka Pocięcha, Elżbięta Wilk-Woźniak, Katarzyna Zajęc, Wojciech Bielański, Dariusz Ciszewski, Jacek Florek, Maria Gołąb, Marek Guzik, Anna Lipińska, Ryszard Mysza, Kamil Najberek, Marta Potoczek, Edward Walusiak, Bronisław Szczęśny: Analiza stanu ochrony starorzecza na przykładzie kompleksu starorzeczy „Wiślińska” – obszar Natura 2000 PLH 120084 – *Analysis of the conservation status of the “Wiślińska” oxbow lakes – Natura 2000 site PLH 120084* 116
- Monika Rutkowska: O wybranych walorach przyrodniczych i kulturowych lasów Trzebiesławskich Wzgórz (Garb Tarnogórski, Wyżyna Śląska) – *Some natural and cultural values of Trzebiesławskie Wzgórz forests (Garb Tarnogórski, Silesian Upland, S Poland)* 134
- Katarzyna Piórek, Krystyna Nowicka-Falkowska, Lidia Borkowska: Zmiany we florze rezerwatu „Gołobórz” (woj. mazowieckie) na przestrzeni 30 lat (1980–2010) – *Changes in the flora of the “Gołobórz” nature reserve (Mazovia Province) over the last 30 years (1980–2010)* 147
- Kamil Najberek, Wojciech Solarz, Wiesław Król, Aleksandra Pępkowska-Król, Małgorzata Strzałka: Nowe stanowisko szczeżui chińskiej *Sinanodonta woodiana* w kompleksie stawów Przeręb koło Zatora – *New location of the Chinese mussel *Sinanodonta woodiana* in Przeręb ponds near the town of Zator*..... 155
- Maciej Bonk, Bogusław Sępiot: Występowanie błonkówki – smukwy kosmatej *Scolia hirta* na Wyżynie Małopolskiej – *The occurrence of the mammoth wasp *Scolia hirta* in the Małopolska Upland*..... 159
- Małgorzata Wrzesień, Anna Cwener: Aktualny stan populacji przetacznika zwodnego *Veronica paniculata* subsp. *paniculata* w okolicach Tarnogóry (Wyżyna Lubelska) – *The current state of the *Veronica paniculata* subsp. *paniculata* population located near Tarnogóra (SE Poland)* 165
- ### SPRAWOZDANIA – REPORTS
- Andrzej Witkowski, Piotr Profus: II Międzynarodowe Sympozjum poświęcone gatunkom z rodzaju *Hucho* i *Parahucho* (Salmonidae: Huchoninae). O zagrożeniu największych ryb łososiowatych, czyli „God Save the Queen” – *II International Hucho Symposium Łopuszna 19th–22th September 2012, Poland* 168
- ### WSPOMNIENIE O... – OBITUARY
- Dorota i Jerzy Zawadzcy: dr inż. Marek Keller (1955–2012)..... 175

Sesja plenarna Państwowej Rady Ochrony Przyrody

W dniach 5–8 grudnia 2012 roku w Zakopanem – Kuźnicach odbyła się wyjazdowa sesja plenarna Państwowej Rady Ochrony Przyrody. W sesji brali udział przedstawiciele: Ministerstwa Środowiska – Podsekretarz Stanu, Główny Konserwator Przyrody, Pan Janusz Zaleski; Departamentu Ochrony Środowiska; Narodowego Funduszu Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej oraz dyrektorzy wszystkich Parków Narodowych w Polsce (ryc. 1).

Celem tego spotkania było zapoznanie się i przedyskutowanie sytuacji w polskich parkach narodowych w warunkach nowych zasad ich funkcjonowania oraz ocena stanu przygotowań i realizacji nowych wieloletnich planów ochrony parków narodowych.

Konferencja rozpoczęła się wyjazdem na Kasprowy Wierch, gdzie dyrektorzy TPN (Paweł Skawiński i Zbigniew Krzan) przedstawili ważniejsze problemy ochrony przyrody w Tatrach.



Ryc. 1. Uczestnicy wyjazdowej sesji plenarnej PROP, z udziałem dyrektorów polskich parków narodowych i przedstawicieli Ministerstwa Środowiska, przed siedzibą TPN w Kuźnicach w Zakopanem (7.12.2012 r., fot. T. Rudnik)

Fig. 1. Participants of the plenary PROP (State Council for Nature Conservation) session with directors of the Polish National Parks and representatives of the Ministry of the Environment in front of the registered office of TNP (Tatra National Park) in Kuźnice, the town of Zakopane (7 december, 2012; photo by T. Rudnik)



Ryc. 2. Zmodernizowana kolejka linowa na Kasprowy Wierch (grudzień 2012 r., fot. P. Skawiński)

Fig. 2. A modernized cableway to Kasprowy Wierch Mt (december 2012, photo by P. Skawiński)

W części posiedzenia plenarnego wygłoszono wiele interesujących referatów, m.in. na takie tematy, jak: „Stan inicjatywy obywatelskiej w kwestii parków narodowych”, „Koncepcja docelowej sieci parków narodowych w Polsce”, „Rola Funduszu Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej we wspieraniu ochrony różnorodności biologicznej”.

Zarówno członkowie Państwowej Rady Ochrony Przyrody, jak i dyrektorzy parków narodowych przedstawili referaty na temat: prowadzenia parków narodowych w warunkach obowiązujących nowych zasad ich funkcjonowania (A. Raj), ważniejszych problemów ochrony przyrody w TPN (P. Skawiński i S. Skiba), racjonalnych i etycznych aspektów redukcji zwierząt łownych w parkach narodowych oraz problemu gatunków inwazyjnych (Z. Głowaciński, H. Werblan-Jakubiec, W. Solarz, S. Pierużek-Nowak), prac na rzecz ochrony zasobów przyrodniczych na obszarze

projektowanego parku narodowego na Pogórze Przemyskim (W. Dembek), zagrożeń i stanu ochrony zasobów przyrodniczych Bałtyku (K.E. Skóra), implementacji do polskiego prawa Europejskiej Konwencji Krajobrazowej (A. Ronikier-Dolańska, Z. Myczkowski), znowelizowanych zasad ochrony gatunkowej grzybów, roślin i zwierząt oraz ich wpływ na rozporządzenia wykonawcze (A. Kepel), problemów ochrony grzybów w okresie ostatnich faz przygotowania nowego rozporządzenia Ministra Środowiska (M. Ławrynowicz, A. Grzywacz). Referaty kończyły się szeroką dyskusją i konkluzjami.

Część referatową prowadzili Andrzej Bereszyński – przewodniczący PROP i Stefan Skiba – przewodniczący Komisji Parków Narodowych, Rezerwatów Przyrody i Ochrony Krajobrazu PROP.

Przede wszystkim PROP zapoznała się z głównymi problemami funkcjonowania parków narodowych w dzisiejszej rzeczywistości oraz z zagrożeniami przyrody w polskich parkach narodowych, wynikającymi z nadmiernej ekspansji turystycznej i lobby biznesowego. Przykładem tego jest prywatyzacja Polskich Kolei Linowych. Jednymyślnie uchwalono stanowisko (prezentowane obok) PROP w sprawie prywatyzacji kolejki linowej na Kasprowy Wierch (ryc. 2).

W dniu 8 grudnia odbyła się sesja terenowa w Dolinie Kościeliskiej, podczas której dyrektor TPN Zbigniew Krzan, jak również M. Pęksa, T. Mączka i inni pracownicy TPN przedstawili główne problemy dotyczące funkcjonowania i zagrożeń w lasach TPN.

Na zakończeniu sesji terenowej prof. dr hab Andrzej Bereszyński podziękował Dyrekcji i pracownikom TPN za perfekcyjne przygotowanie sesji plenarnej i części terenowej odbytego spotkania PROP w Zakopanem.

A. Bereszyński
S. Skiba

Stanowisko Państwowej Rady Ochrony Przyrody w sprawie prywatyzacji spółki Polskie Koleje Linowe SA

przyjęte w trakcie plenarnego posiedzenia w Zakopanem w dniu 7.12.2012 r.,
skierowane do Podsekretarza Stanu, Głównego Konserwatora Przyrody, Janusza Zaleskiego

Państwowa Rada Ochrony Przyrody popiera stanowisko nr 7 Rady Miasta Zakopanego w sprawie prywatyzacji przedsiębiorstwa Polskie Koleje Linowe SA, podjęte na XXXIII Sesji Rady w dniu 29 października 2012 roku, dotyczące wstrzymania prywatyzacji PKL SA i rozpatrzenie, przygotowanego przez posła Andrzeja Adamczyka, projektu nowelizacji ustawy o komercjalizacji, restrukturyzacji i prywatyzacji przedsiębiorstwa państwowego „Polskie Koleje Państwowe” oraz ustawy o Funduszu Kolejowym. Przyjęcie ww. projektu ustawy i jej uchwalenie pozwoli z mocy prawa nieodpłatnie przekazać akcje spółki Polskich kolei Linowych SA na rzecz Samorządu Województwa Małopolskiego.

Równocześnie Państwowa Rada Ochrony Przyrody podtrzymuje swoje stanowisko podjęte w trakcie plenarnego posiedzenia w Przemysłu (16.09.2011 r.), w którym szczególnie odnosi się do zespołu kolei linowych znajdujących się na terenie Tatrzańskiego Parku Narodowego – międzynarodowego rezerwatu biosfery oraz obszaru Natura 2000.

Państwowa Rada Ochrony Przyrody zwraca uwagę, że wiele elementów zespołu kolei linowych na Kasprowym Wierchu znajduje się na gruntach niebędących własnością PKL, należących do Skarbu Państwa i Polskiego Towarzystwa Turystyczno-Krajoznawczego.

Ponadto zwraca uwagę, że w przypadku prywatyzacji PKL SA nowy właściciel będzie zmierzał do maksymalizacji zysków, poprzez dążenie do zniesienia obowiązujących obecnie ograniczeń przepustowości kolei kabinowej oraz czasu funkcjonowania i przepustowości kolei krzeselkowych. Będzie to miało niewątpliwie negatywny wpływ na tatrzańską przyrodę. Wprowadzenie obcej własności na teren Tatrzańskiego Parku Narodowego może stwarzać stały „konflikt interesów” między stosowaniem prawa ochrony przyrody a korzystaniem z prawa obcej własności. Państwowa Rada Ochrony Przyrody uważa, że przejęcie Kolei Linowych przez podmiot publiczny, tj. Samorząd Województwa Małopolskiego lub Lasy Państwowe, jest inicjatywą słuszną.

*Prof. dr hab. Stefan Skiba
– przewodniczący Komisji Parków
Narodowych, Rezerwatów Przyrody
i Ochrony Krajobrazu PROP*

*Prof. dr hab. Andrzej Bereszyński
– przewodniczący PROP*

Empowerment – istota czynnika ludzkiego w ochronie przyrody*Empowerment – human dimension in nature conservation*MARIANNA STRZELECKA¹, MAŁGORZATA GRODZIŃSKA-JURCZAK², AGATA PIETRZYK-KASZYŃSKA²

¹ *University of North Texas
College of Merchandising, Hospitality and Tourism
e-mail: mariannastrzelecka@gmail.com*

² *Instytut Nauk o Środowisku
Uniwersytet Jagielloński
30–387 Kraków, ul. Gronostajowa 7*

Słowa kluczowe: zarządzanie ochroną przyrody, społeczne aspekty ochrony przyrody, partycypacja społeczna.

Społeczne aspekty ochrony przyrody są tematem wciąż stosunkowo rzadko podejmowanym w badaniach nad zarządzaniem środowiskiem naturalnym. Także w praktyce, udział społeczności lokalnych w zarządzaniu przyrodą lokalną jest zjawiskiem względnie nowym. W krajach Europy Środkowej i Wschodniej (CEE), w tym w Polsce, dopiero niedawne przemiany społeczno-ekonomiczne doprowadziły do wzrostu poziomu świadomości różnych grup interesariuszy co do konieczności integracji społecznych i przyrodniczych aspektów rozwoju lokalnego. W niniejszej pracy przeprowadzono rozważania nad zasadnością angażowania społeczności lokalnych w działania na rzecz przyrody i środowiska naturalnego w Polsce.

Wstęp

W wyniku ostatnich przemian społeczno-ekonomicznych w krajach Europy Środkowej i Wschodniej (CEE), w tym w Polsce, nastąpiła zmiana sposobu zarządzania zasobami naturalnymi, zwrócono uwagę na konieczność integracji społecznych i przyrodniczych aspektów rozwoju lokalnego. Równoległe obserwuje się także zmiany w podejściu do zarządzania przyrodą w kierunku coraz większego angażowania społeczności lokalnych w procesy decyzyjne (Mannigel 2008), uznawane za nieodłączny element równowagi lokalnej także na obszarach wiejskich o dużych walorach przyrodniczych. Aspekty społeczne ochrony przy-

rody pozostają wciąż niewystarczająco eksponowane zarówno w teorii (badania naukowe), jak i w praktyce (działania instytucji zarządzających przyrodą). Dotyczy to szczególnie krajów CEE, w tym Polski (Ostrom 1990, Harwood 2000, Mascia 2003).

Dotychczasowe badania wskazują, że jednym z czynników warunkujących utrzymanie równowagi w środowisku naturalnym jest poziom akceptacji działań w zakresie ochrony przyrody oraz jakość współpracy pomiędzy zainteresowanymi podmiotami (interesariuszami) w obrębie poszczególnych społeczności lokalnych (np. Manfredo i in. 1995; Redpath i in. 2002; Lee, Roth 2006). W Polsce podejście partycypacyjne w dalszym ciągu jest

mało popularne i słabo realizowane w praktyce, co najprawdopodobniej wiąże się ze stosunkowo niskim poziomem aktywności mieszkańców w ogóle (także na obszarach chronionych) (Cent i in. 2007; Bell i in. 2008). Problem wydaje się istotny w świetle przemian społeczno-ekonomicznych w krajach CEE (Barr 1994; Gros, Steinherr 1995; Columbus 1998) i rozpatrywanych tu problemów skuteczności zarządzania ochroną przyrody (Juergensmeyer i in. 1990; Alcamo 1992; Carter, Turnock 1993; Vari, Tamas 1993; Klarer, Moldan 1997; Oldfield, Tickle 2002; Pavlínek, Pickles 2004; Scrieci, Stinger 2008; Kluvánková-Oravská i in. 2009). Stąd konieczność analizy zagadnienia w kontekście członkostwa większości krajów CEE w Unii Europejskiej (UE), której polityka silnie oddziałuje na procesy związane z transformacją systemową (Sandford 1999, Steve 2001), w tym także na zarządzanie przyrodą.

Proces wdrażania dyrektyw UE dotyczących ochrony przyrody teoretycznie umożliwił wpływ na politykę środowiskową kraju i jednocześnie ułatwił realizację inicjatyw oddolnych (Dyrektywa 1979, 1992, 2003). Reorganizacja dotychczasowego systemu zarządzania ochroną przyrody w nowych krajach członkowskich jest jednak procesem trudnym i wywołuje liczne kontrowersje wśród interesariuszy (osoby fizyczne, społeczności, instytucje, organizacje, urzędy), którzy mogą wpływać na działania na rzecz ochrony przyrody lub podmiotów od tych działań bezpośrednio zależnych (Lawrence 2008; Kluvánková-Oravská i in. 2009; Grodzińska-Jurczak, Cent 2010, 2011a).

Celem niniejszej pracy jest zwrócenie uwagi na zasadność włączania społeczności lokalnych w działania na rzecz ochrony przyrody i rozpoczęcie dyskusji na ten temat na forum naukowym w Polsce.

W Polsce na forum naukowym pojawiły się na razie jedynie pojedyncze głosy na temat znaczenia społeczeństwa lokalnego dla jakości ochrony przyrody, czego nie można jednak nazwać szeroką dyskusją. Z kolei wciąż rosnące niezadowolenie społeczności lokalnych związane z pomijaniem ich udziału w procesach

decyzyjnych wskazuje na konieczność przyjęcia nowych wartości w podejściu do problematyki ochroniarskiej i wypracowaniu odpowiednich rozwiązań praktycznych. Stopień i charakter zaangażowania podmiotów lokalnych zainteresowanych działaniami na rzecz ochrony przyrody można analizować za pomocą koncepcji tzw. empowerment. W literaturze anglosaskiej empowerment rozumiany jest jako zdolność do oddziaływania interesariuszy na decyzje. Pełniejsze znaczenie pojęcia przedstawiono poniżej.

Natura 2000: aspekt społeczny

Europejska Sieć Ekologiczna Natura 2000 to forma ochrony przyrody wprowadzona na całej Unii Europejskiej. Celem programu jest zahamowanie spadku różnorodności biologicznej oraz odbudowa wysokiej jakości środowiska naturalnego poprzez ochronę określonych typów siedlisk przyrodniczych i cennych gatunków flory i fauny. Prócz zapewnienia ochrony różnorodności biologicznej, program powinien zapewnić zrównoważony rozwój regionów, a w szczególności umożliwić wypracowanie kompromisu pomiędzy lokalnym rozwojem ekonomicznym a zużyciem zasobów naturalnych (Makomaska-Juchiewicz, Tworek 2003; Sundseth 2004). Sieć Natura 2000 różni się od dotychczasowych inicjatyw ochrony przyrody położeniem nacisku w działaniach ochroniarskich nie tylko na aspekty przyrodnicze, lecz także na lokalne uwarunkowania społeczno-ekonomiczne. Szczególnie atrakcyjne dla promocji aspektów społecznych ochrony przyrody jest wprowadzenie kryterium „nadrzędności interesu publicznego”, nakazującego uwzględnianie dobra przyszłych pokoleń, a zarazem obligującego do realizacji celów ochrony zdrowia, bezpieczeństwa i ochrony środowiska (Oana 2006, Unnerstall 2006)

Do sieci Natura 2000 włączono ponad 18000 siedlisk, obejmujących około 17,5% powierzchni dawnych 15 krajów członkowskich UE (tzw. EU-15), a także, dodatkowo obsza-

ry w krajach niedawno zrzeszonych w strukturze unijnej. W Polsce sieć Natura 2000 zajęła ponad 19% powierzchni kraju (<http://natura2000.gdos.gov.pl/strona/natura-2000-w-polsce>). Po dwóch dekadach od wprowadzenia program nadal wzbudza liczne kontrowersje, niemal we wszystkich krajach członkowskich (Charbonneau 1997; Krott 2000; Weber, Christophersen 2002; Visser i in. 2007; Paloniemi, Tikka 2008; Grodzińska-Jurczak, Cent 2011b), gdyż przy wyznaczaniu terenów chronionych bierze się głównie pod uwagę kryterium wartości przyrodniczych, a pomija się opinie społeczności lokalnych i istniejące plany rozwoju lokalnego (Dimitrakopoulos i in. 2004).

Od początku wdrażania programu Natura 2000 w Polsce akceptacja tej inicjatywy była niewielka, głównie ze względu na dużą odmienność od dotychczasowych krajowych form ochrony przyrody, uważanych powszechnie za dobre i skuteczne. W opinii większości społeczeństwa Natura 2000 narusza własność prywatną, stanowi zagrożenie dla rozwoju zarówno regionalnego, jak i lokalnego oraz de facto nie poprawia efektywności ochrony przyrody w kraju (Jermaczek, Pawlaczyk 2004; Grodzińska-Jurczak, Cent 2010). Niemniej jednak, szczególnie samorządy lokalne (jeden z interesariuszy) są świadome priorytetowej roli ochrony lokalnej przyrody, stanowiącej o jakości życia mieszkańców.

Spór o sieć Natura 2000 w Polsce retorycznie rozgrywa się na płaszczyźnie pozornie przeciwstawnych wartości: 1) poprawy jakości życia społeczności lokalnych poprzez wzrost gospodarczy i 2) gwarancji długotrwałej dobrej jakości życia mieszkańców poprzez ochronę przyrody lokalnej. W praktyce natomiast kwestią sporną jest brak lub niesatysfakcjonujące rekompensaty dla społeczności lokalnych z tytułu ograniczenia działalności ekonomicznej.

Poszczególne zadania w ramach programu Natura 2000 realizowane są wspólnie przez władze lokalne i regionalne. Regionalne dyrekcje ochrony środowiska odpowiadają za two-

zenie i administrację obszarów chronionych na szczeblu wojewódzkim. Przydzielenie części zobowiązań w zakresie ochrony przyrody władzom lokalnym wydaje się zasadne, choć niestety nie wiąże się ze zwiększeniem budżetu gmin czy dodatkową odpowiednio wyszkoloną kadrami (Trzeciak 2005). Obszary Natura 2000 wyróżnione zostały w 966 gminach i w niektórych przypadkach obejmują nawet cały ich obszar. Wydawałoby się zatem, że zaangażowanie podmiotów lokalnych w zarządzanie przyrodą będzie jednym z priorytetów na szczeblu krajowym. Obecnie obserwuje się niewielką, choć systematycznie rosnącą, praktykę oddolnego podejścia do rozwoju lokalnego (Kronenberg, Bergier 2010) i w gruncie rzeczy brak systematycznych działań oddolnych w związku z programem Natura 2000.

Nikły dialog pomiędzy decydentami odpowiedzialnymi za wdrożenie programu Natura 2000 a podmiotami nieusatysfakcjonowanymi tą nową formą ochrony przyrody w Polsce prowadzi do narastania konfliktów i zmniejszenia skuteczności ochrony przyrody. Przykładowo, Jendrośka i Bar (2008) wskazują na konieczność włączenia lokalnych interesariuszy do programu Natura 2000, przede wszystkim tam, gdzie obejmuje on obszary będące własnością prywatną – właśnie dlatego, że próby zarządzania przyrodą bez konsultacji z właścicielami gruntów są mało skuteczne. Przegląd dotychczasowych danych oraz doświadczenia autorek niniejszego opracowania wskazują, że mimo zaniedbania udziału lokalnych interesariuszy (np. władz lokalnych, właścicieli gruntów) w tworzeniu sieci Natura 2000 na obszarach chronionych lub w ich sąsiedztwie zauważa się pewne przejawy społecznej mobilizacji. Przykładowo, protesty interesariuszy na obszarach chronionych są oznaką ich interakcji, prowadzącej ostatecznie do współdziałania. W ramach społeczności lokalnej działania te wiążą się z poziomem ich empowerment – konstruktem od wielu lat obecnym w literaturze zagranicznej (np. Rappaport 1984; Zimmerman, Rappaport 1988; Cole 2006).

Spółeczność interakcyjna (ang. *Interactional community*) w zarządzaniu przyrodą

Koncepcja społeczności w literaturze międzynarodowej traktującej o problemach przyrody pojawia się już od pewnego czasu (Wilkinson 1991; Agrawal 2001; Agrawal, Ostrom 2001). Wielokrotnie próbowano zdefiniować społeczność w sposób na tyle uniwersalny, aby termin mógł być stosowany niezależnie od kontekstu prowadzonych badań społecznych (Young 2000). W niniejszej pracy proponuje się ujęcie społeczności lokalnych w sposób interaktywny, stosowany przede wszystkim do badania obszarów wiejskich (Wilkinson 1991).

Cechą definiującą taką społeczność w zakresie ochrony przyrody są częste oddziaływania pomiędzy interesariuszami obszarów chronionych ukierunkowane na wspólną aktywność (Wilkinson 1991; Luloff, Bridger 2003; Theodori 2005; Brennan 2007; Brennan i in. 2009; Bridger i in. 2010). Poprzez partycypację w działaniach społeczności interakcyjnej interesariusze wyrażają poczucie tożsamości oraz angażują się w problemy życia lokalnego (Theodori 2005). Wydaje się konieczne, by osiągnięcie celów lokalnych poprzez działanie społeczności interakcyjnej wsparte było aktywną siecią organizacji i skutecznymi sposobami komunikacji (Wilkinson 1991, Luloff 1998).

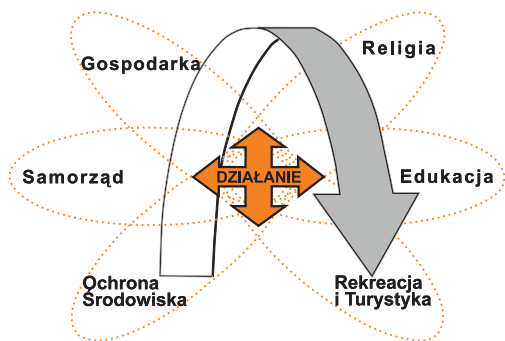
Działania społeczności interakcyjnej to dynamiczne i nieograniczone pola, powstające w wyniku oddziaływań pomiędzy płaszczyznami interesów społecznych (Kaufman 1959, Wilkinson 1970). Podczas interakcji klarują się wspólne cele partycypantów lokalnych płaszczyzn interesów społecznych, którzy następnie działają jako lokalna społeczność interakcyjna (ryc. 1). Wspólną kwestią partycypantów pola społeczności interakcyjnej może być na przykład wyznaczanie lokalnych obszarów ochrony Natura 2000 i wpływ tego programu na jakość życia mieszkańców. W tym kontekście działanie społeczności jest wynikiem wzajemnego oddziaływania między płaszczyznami interesów społecznych, takich jak ochrona przy-

rody, nauka/edukacja, samorząd czy turystyka (Theodori 2005).

Empowerment (ang.) – czyli istota czynnika ludzkiego w ochronie przyrody

Raport komisji w Brundtland z 1987 roku wskazuje, że zaangażowanie społeczności w zarządzanie lokalnym rozwojem pozwala na lepsze zrozumienie jej potrzeb oraz potencjalnych długofalowych rezultatów podejmowanych działań (Zimmerman, Rappaport 1988). Zaangażowanie społeczeństwa w ochronę przyrody sprzyja rozwojowi relacji między partycypantami i wzmocnieniu wpływu lokalnych płaszczyzn interesów na decyzje o przyszłości obszaru przyrodniczo cennego (Parkins, Mitchell 2005).

Jak już wspomniano, przez empowerment należy rozumieć zdolność interesariuszy do oddziaływania na decyzje dotyczące przyrody. Interesariusze (na szczeblu jednostki, grup interesu lokalnego oraz społecznego) zdolni są do aktywnego uczestniczenia w lokalnych i regionalnych procesach decyzyjnych wpływających bezpośrednio na jakość ich życia. Na szczeblu społeczeństwa proponowane interakcyjne ujęcie empowerment odrzuca ideę korzyści jednej płaszczyzny interesów kosztem innych, ponieważ osiągnięcie celu



Ryc. 1. Społeczność interakcyjna (Źródło: Theodori 2005; zmienione)

Fig. 1. Interactional Community (Source: Theodori 2005; modified)

działania wpływa korzystnie na całą społeczność i przyczynia się do wzrostu skuteczności działań tej społeczności (Wilkinson 1991). Na poziomie indywidualnym empowerment odnosi się do współpracy pomiędzy indywidualnymi partycypantami społeczności, ich wiedzy oraz umiejętności podejmowania decyzji dotyczących ochrony przyrody. W warunkach empowermentu partycypanci działają w kierunku realizacji swoich potrzeb i zainteresowań (Miller, Campbell 2006) mając przy tym świadomość otaczających ich procesów społecznych. Otoczenie (np. procedury, instytucje) może sprzyjać dążeniom partycypantów do empowermentu lub utrudniać ich uczestnictwo w procesach decyzyjnych związanych np. z ochroną przyrody (Chavis, Wandersman 1990; Zimmerman 1990). Z kolei, w ujęciu interakcyjnym empowerment miałby na celu zwiększenie zdolności społeczeństwa do wywołania pożądanych przez nie zmian w otoczeniu oraz do wdrażania i oceny ustalonych rozwiązań (Fawcett i in. 1995; Cole 2006). W dążeniu do empowermentu procesy zachodzące w płaszczyznach lokalnych interesów pozwalają interesariuszom na zdobycie wiedzy i umiejętności niezbędnych do działań realizujących ich cele (Zimmerman 1995). Ponadto, zmiany w strukturach władzy prowadzą do równoprawnej partycypacji w procesie podejmowania decyzji (Kroeker 1995).

Aktywność społeczności interakcyjnej wynika nie tylko z indywidualnych cech podmiotów uczestniczących w lokalnych płaszczyznach interesów, lecz także ze skuteczności opracowanych mechanizmów do rozwiązywania lokalnych problemów (Cole 2006). Działania społeczności interakcyjnej mogą prowadzić do poprawy jakości lokalnego otoczenia, która zależy m.in. od jakości lokalnej przyrody. Można zatem wnioskować, że w proponowanym ujęciu, dążenie do empowermentu lokalnych podmiotów oraz jako uczestników lokalnej społeczności interakcyjnej powinno być jednym z elementów zarządzania przyrodą.

Dyskusja

Od momentu przystąpienia do Unii Europejskiej Polska pozostaje pod wpływem jej polityki. Można nawet zaryzykować stwierdzenie, że UE wymusza zmianę podejścia do rozwoju w krajach Europy Środkowej i Wschodniej. Coraz bardziej popularne jest holistyczne ujęcie rozwoju zrównoważonego, które poza wymiarami ekonomicznym i ekologicznym, skupia się na działaniach na rzecz lokalnej równowagi społecznej. Te trzy wymiary są ze sobą ściśle powiązane i osiągnięcie celów ochrony przyrody bez udziału ludności zamieszkałej na obszarach chronionych jest niemożliwe. Ujęcie systemowe i koncepcja równowagi systemu to jedno z najbardziej popularnych w kraju sposobów traktowania zrównoważonego rozwoju (Kronenberg, Bergier 2010), które porusza problematykę interakcji oraz wzajemnego wpływu społeczeństwa i środowiska naturalnego. Empowerment społeczności lokalnych jest ważnym czynnikiem wpływającym na równowagę lokalnego systemu, ponieważ pozwala na dążenie do rozwoju zgodnego z potrzebami i wartościami mieszkańców.

Dotychczasowe badania wskazują, że działania sprzyjające empowerment to zwiększenie dostępu do wiedzy o otoczeniu i możliwościach oddziaływania na nie poprzez uczestnictwo w procesach decyzyjnych (Perkins 1995, Zimmerman 1995). Dla przykładu można tu wymienić program LEADER, który w zamyśle ma służyć popularyzacji oddolnych inicjatyw na obszarach wiejskich dzięki dostępowi do informacji, rozwojowi relacji społecznych i współpracy pomiędzy podmiotami lokalnymi. Stąd też mechanizmy prowadzące do empowermentu społeczności na obszarach objętych programem Natura 2000 to przede wszystkim edukacja ekologiczna i wspólne działania związane z ochroną lokalnej przyrody (zob. np. Kieffer 1984, Zimmerman 1995). Badania Cent i innych (2010) wskazują, że prawidłowo przeprowadzone konsultacje społeczne mogą być mechanizmem sprzyjającym em-

powerment społeczności lokalnej w zarządzaniu przyrodą lokalną w kraju.

W Polsce przejawem dążenia do empowerment podmiotów lokalnych była propozycja gmin zrzeszonych w Związku Gmin Wiejskich Rzeczypospolitej Polskiej (ZGW RP) do wdrożenia tzw. subwencji ekologicznych. Subwencje te miałyby zrekompensować utratę przychodów gmin związaną z rozwojem sieci Natura 2000. Podobny mechanizm fiskalny skutecznie wprowadzono w Portugalii, Niemczech i Brazylii (Ring 2008; Ring i in. 2010; Santos i in. 2010). Pozostałe kraje UE (Wielka Brytania, Francja, Finlandia) opierają się przede wszystkim na negocjacjach i finansowych rekompensatach (Fisher 1995; Kellert i in. 2000; Alphandéry, Fortier 2001; Hiedenpää 2002; Björkell 2007).

Jak dotąd, proponowane rozwiązania nie usatysfakcjonowały wszystkich zainteresowanych podmiotów. Ekologiczny transfer fiskalny umożliwiłby przede wszystkim bardziej skuteczne zarządzanie obszarami chronionymi (Chmielewski 2007, NIK 2008, Ring 2008). Wnioskowana subwencja ekologiczna przeznaczona byłaby głównie na dwa cele: 1) dla gmin, w których obszary chronione są wyłączone z działalności ekonomicznej, 2) do swobodnego wydatkowania na potrzeby władz lokalnych i wsparcia lokalnych inwestycji. Zwrot kwoty subwencji nastąpiłby w postaci 23% podatku VAT i podatku dochodowego. W rzeczywistości subwencje ekologiczne doprowadziłyby do dodatkowych kosztów na szczeblu krajowym, lub przesunięcia zasobów w strukturze budżetu krajowego. Całkowita kwota wsparcia wynosi około 200 mln €. Propozycja subwencji była szeroko skonsultowana z Generalną Dyрекcją Ochrony Środowiska i członkami Polskiego Parlamentu, przedstawicielami władz na szczeblu krajowym, regionalnym oraz z prawnikami (ZGW RP 2011).

Znakomita większość gmin, których obszary zostały włączone do programu Natura 2000, oficjalnie zaprotestowało przeciwko zbyt krótkiemu okresowi na ustosunkowanie się do proponowanej listy obszarów chronionych, zasto-

sowaniu czysto naukowych kryteriów marginalizujących aspekt społeczno-ekonomiczny, a także nieskutecznej dystrybucji środków na wdrożenie programu Natura 2000 (NIK 2008; Cent i in. 2010; Grodzińska-Jurczak, Cent 2011b). Obecnie projekty dotyczące rekompensat za obszary Natura 2000 w Polsce skierowane są przede wszystkim do gmin i władz lokalnych. Natomiast nadal nie osiągnięto kompromisu w sprawie obszarów Natura 2000 na terenach będących własnością prywatną.

Możliwość bezpośredniej partycypacji w procesach decyzyjnych jest warunkiem koniecznym dla indywidualnego empowerment uczestników społeczności lokalnych (np. Zimmerman, Rappaport 1988; Pratchett i in. 2009), a przez to wpływa na skuteczność wprowadzanych form ochrony przyrody. Niektórzy badacze dowodzą, że również mechanizmy partycypacji pośredniej pozytywnie wpływają na odczucie empowerment wśród uczestników społeczności lokalnej (np. Li 2006; Pratchett i in. 2009). Pozostaje niewiadomą, jakie formy mechanizmów zwiększające zdolności społeczności lokalnych do podejmowania decyzji dotyczących ochrony przyrody są skuteczne w warunkach ekonomicznych, społecznych i politycznych zmian wynikających z członkostwa Polski w UE.

Badacze zgadzają się w jednej kwestii – uczestnictwo w podejmowaniu decyzji wydaje się skutecznym mechanizmem do osiągnięcia empowerment (Cole 2006), co następnie podnosi jakość samorządności społeczności lokalnych. Bez wątpienia, ze względu na specyficzny kontekst historyczno-kulturowy w Polsce empowerment na szczeblu społeczeństwa wymaga dodatkowych mechanizmów wspierających lokalną współpracę pomiędzy podmiotami lokalnymi a władzami na szczeblu krajowym, jak również pomiędzy sektorem prywatnym i publicznym. Opracowanie tych mechanizmów powinno się opierać na indywidualnych badaniach społeczno-ekonomicznego otoczenia społeczności lokalnych, postaw podmiotów lokalnych wobec decyzji podejmowanych na szczeblu krajowym bądź relacji

społecznych pomiędzy podmiotami z sektora prywatnego, publicznego i sektora organizacji pozarządowych (NGO).

Kluczem do empowerment jest więc zaakceptowanie zależności między jakością życia a jakością środowiska naturalnego. Zgodnie z tą koncepcją, wykluczenie społeczności lokalnych z procesów decyzyjnych będzie miało negatywny wpływ na skuteczność działań na rzecz ochrony przyrody. W przyszłości priorytetem działań ochrony przyrody powinna być eduka-

cja społeczności lokalnych dotycząca walorów przyrodniczych i ich znaczenia dla utrzymania i poprawy jakości życia poprzez zaangażowanie podmiotów lokalnych w zarządzanie przyrodą.

Zastosowanie koncepcji empowerment do zarządzania przyrodą na obszarach chronionych w warunkach transformacji społeczno-ekonomicznej promuje holistyczne postrzeganie problemów związanych z ochroną przyrody i zarządzanie zasobami naturalnymi w Polsce.

PIŚMIENNICTWO

- Agrawal A. 2001. The regulatory community: Decentralization and the environment in the Van Panchayats (Forest Councils) of Kumaon. *Mount. Res. Dev.* 21 (3): 208–211.
- Agrawal A., Ostrom E. 2001. Collective action, property rights and decentralization in resource use in India and Nepal. *Pol. Soc.* 29 (4): 485–514.
- Alcamo J. (red.) 1992. *Coping with Crisis in Eastern Europe's Environment*. Parthenon, New York.
- Alphandéry P., Fortier A. 2001. Can a Territorial Policy be Based on Science Alone? The System for Creating the Natura 2000 Network in France. *Sociologia Ruralis* 41(3): 311–328.
- Barr N.A. (red.) 1994. *Labor Markets and Social Policy in Central and Eastern Europe*. Oxford University Press, Oxford.
- Bell S., Marzano M., Cent J., Kobierska H., Podjed D., Vandzinskaite D., Reinert H., Armaitiene A., Grodzińska-Jurczak M., Muršič R. 2008. What counts? Volunteers and their organizations in the recording and monitoring of biodiversity. *Biodiv. Conserv.* 17: 3443–3454.
- Björkell S. 2007. Resistance to Top-Down Conservation Policy and the Search for New Participatory Models. The Case of Bergö-Malax' Outer Archipelago in Finland. W: Keulartz J., Leistra G. (red.). *Legitimacy in European Nature Conservation Policy. Case Studies in Multilevel Governance*. Springer, Wageningen.
- Brennan M.A. 2007. The development of community in the west of Ireland: A return to Killala twenty years on. *Community Dev. J.* 42 (3): 330–374.
- Brennan M.A., Flint C., Luloff A.E. 2009. Bringing together local culture and rural development: Findings from Ireland, Pennsylvania, and Alaska. *Sociologia Ruralis* 49 (1): 97–112.
- Bridger J.C., Brennan M.A., Luloff A.E. 2010. *The Interactional Approach to Community*. W: Robinson J., Green G. (red.). *New Perspectives in Community Development*. Iowa State University Press, Ames, Iowa.
- Carter F.W., Turnock D. (red.) 1993. *Environmental Problems in Eastern Europe*. Routledge, London.
- Cent J., Grodzińska-Jurczak M., Nowak N. 2010. Ocena efektów małopolskiego programu konsultacji społecznych wokół obszarów Natura 2000. *Chrońmy Przyr. Ojcz.* 66 (4): 251–260.
- Cent J., Kobierska H., Grodzińska-Jurczak M., Bell S. 2007. Who is responsible for Natura 2000 in Poland? – a potential role of NGOs in establishing the programme, *Int. J. Environ. and Sustainable Development (IJESD)* 6 (4): 422–435.
- Charbonneau S. 1997. Natura 2000: une opportunité de dialogues a saisir. *Natures Sci. Soc.* 5: 63–65.
- Chavis D., Wandersman A. 1990. Sense of community in the urban environment: A catalyst for participation and community development. *Am. J. Community Psychol.* 18 (1): 55–81.
- Chmielewski T.J. 2007. Nature conservation management: from idea to practical results. *European Commission 6th Framework Program: ALTER-Net. PWZN Print* 6. Lublin–Łódź –Helsinki–Aarhus: 1–26.
- Cole S. 2006. Information and Empowerment: The Keys to Achieving Sustainable Tourism. *J. Sustain. Tour.* 14 (6): 629–644.

- Columbus F. (red.) 1998. *Central and Eastern Europe in Transition*. Nova Science Publishers, New York.
- Dimitrakopoulos P.G., Memtsas D., Troumbis A.Y. 2004. Questioning the effectiveness of the Natura 2000 Species Areas of Conservation strategy: the case of Crete. *Global Ecol. Biogeogr.* 13: 199–207.
- Dyrektywa 1979. Dyrektywa 79/409/EWG z dnia 2 kwietnia 1979 roku w sprawie ochrony dzikich ptaków.
- Dyrektywa 1992. Dyrektywa Rady 92/43/EWG z dnia 21 maja 1992 roku w sprawie ochrony siedlisk naturalnych oraz dzikiej fauny i flory.
- Dyrektywa 2003. Dyrektywa 2003/4/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 28 stycznia 2003 roku w sprawie publicznego dostępu do informacji dotyczących środowiska.
- Fawcett S.B., Paine-Andrews A., Francisco V.T., Schultz J.A., Richter K.P., Lewis R.K., Williams E.L., Harris K.J., Berkley J.Y., Fisher J.L., Lopez C.M. 1995. Using empowerment theory in collaborative partnership for community health and development. *Am. J. Community Psychol.* 23 (5): 677–697.
- Fisher R.J. 1995. Collaborative management of forests for conservation and development. *Issues in forest conservation* Gland. IUCN and WWF, Switzerland.
- Grodzińska-Jurczak M., Cent J. 2010. Udział społeczny szansą dla realizacji programu Natura 2000 w Polsce. *Chrońmy Przyr. Ojcz.* 66 (5): 341–352.
- Grodzińska-Jurczak M., Cent J. 2011a. Can public participation increase nature conservation effectiveness? *Innovation: The Eur. J. Soc. Sci. Res.* 24 (3): 307–314.
- Grodzińska-Jurczak M., Cent J. 2011b. Expansion of Nature Conservation Areas: Problems with Natura 2000 Implementation in Poland? *Environ. Manag.* 47: 11–27.
- Gros D., Steinherr A. 1995. *Winds of Change: Economic Transition in Central and Eastern Europe*. Longman, Harlow.
- Harwood J. 2000. Risk assessment and decision analysis in conservation. *Biol. Conserv.* 95: 219–226.
- Hiedenpää J. 2002. European-wide conservation versus local well-being: the reception of the Natura 2000 Reserve Network in Kavia, SW-Finland. *Landscape and Urban Planning* 61: 113–123.
- Jendrońska J., Bar M. 2008. Wspólnotowe prawo ochrony środowiska i jego implementacja w Polsce trzy lata po akcesji. Centrum Prawa Ekologicznego, Wrocław.
- Jermaczek A., Pawlaczyk P. 2004. *Natura 2000 – narzędzie ochrony przyrody. Planowanie ochrony obszarów Natura 2000*. WWF Polska, Warszawa.
- Juergensmeyer J., Kulesza M., Gmurzynska E. 1990. Environmental Protection in Post-Socialist Eastern Europe: The Polish Example. *Hastings Int'l & Comp. L. Rev.* 14: 831–848.
- Kaufman H. 1959. Toward and interactional conception of community. *Soc. Forces* 38 (1): 8–17.
- Kellert S.R., Mehta J.N., Ebbin S.A., Lichtenfeld L.L. 2000. Community natural resource management: promises, rhetoric and reality. *Soc. Nat. Resour.* 13: 705–715.
- Kieffer C.H. 1984. Citizen empowerment: A developmental perspective. *Prev. Hum. Serv.* 3: 9–36.
- Klarer J., Moldan B. (red.). 1997. *The Environmental Challenge for Central European Economies in Transition*. Wiley, New York.
- Klůvanková-Oravská T., Chobotová V., Banaszek I. 2009. From Government to Governance for Biodiversity: The Perspective of Central and Eastern European Transition Countries. *Env. Plan. Gov.* 19: 186–196.
- Kroecker C.J. 1995. Individual, Organizational, and Societal Empowerment: A study of the Process in a Nicaraguan Agricultural Cooperative. *Am. J. Community Psychol.* 23 (5): 749–764.
- Kronenberg J., Bergier T. (red.) 2010. *Wyzwania Zrównoważonego Rozwoju w Polsce*. Fundacja Sendzimira, Kraków.
- Krott M. 2000. Voicing Interests and Concerns: NATURA 2000: An ecological network in conflict with people. *Forest Pol. Econ.* 1: 357–366.
- Lawrence A. 2008. Experiences with participatory conservation in post-socialist Europe. *Int. J. Biodiv. Sci. Manag.* 4: 179–186.
- Lee S., Roth W.M. 2006. Community-level controversy over a natural resource: toward a more democratic science in society. *Soc. Nat. Resour.* 19: 429–445.
- Li W.J. 2006. Community decision-making participation in development. *Ann. Tour. Res.* 33 (1): 132–143.
- Luloff A.E. 1998. What makes a place a community? Paper presented at the Fifth Sir John Quick Bendigo Lecture. La Trobe University, Bendigo, Australia.
- Luloff A.E., Bridger J. 2003. *Community Agency and Local Development*. W: Brown D., Swanson

- L. (red.). *Challenges for Rural America in the Twenty-First Century*. Pennsylvania State University Press, University Park, PA: 203–213
- Makomaska-Juchiewicz M., Tworek S. 2003. *Ekologiczna sieć Natura 2000. Problem czy szansa?* Inst. Ochr. Przyr. PAN, Kraków.
- Manfredo M.J., Vaske J.J., Decker D.J. 1995. *Human dimensions of wildlife: Basic concepts*. W: Knight R., Gutzwiller K. (red.). *Wildlife and Recreationists: Coexistence through Management and Research*. Island Press, Washington: 17–32.
- Mannigel E. 2008. Integrating parks and people: How does participation work in protected area management? *Soc. Nat. Resour.* 21: 498–511.
- Mascia M.B. 2003. Conservation and the Social Science. *Conserv. Biol.* 17 (3): 649–650.
- Miller R.L., Campbell R. 2006. Taking stock of empowerment evaluation: An empirical review. *Am. J. Evaluation* 27 (9): 296–319.
- NIK (Najwyższa Izba Kontroli) 2008. Informacja o wynikach kontroli wdrażania ochrony na obszarach Natura 2000 [<http://www.nik.gov.pl/kontrola/wyniki-kontroli-nik/kontrola,1664.html>].
- Oana B. 2006. Natura 2000 network an opportunity for rural space sustainable development. *Buletin USAMV-CV* 62:179–183.
- Oldfield J., Tickle A. 2002. Editorial: environmental policy in a wider Europe. *Eur. Environ.* 12: 61–63.
- Ostrom E. 1990. *Governing the commons: The evolution of institutions for collective action*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Paloniemi R., Tikka P.M. 2008. Ecological and social aspects of biodiversity conservation on private lands. *Environ. Sci. Pol.* 11: 336–346.
- Parkins J.R., Mitchell R.E. 2005. Public participation as public debate: A deliberative turn in natural resource management. *Soc. Nat. Res.* 18 (6): 529–540.
- Pavlínek P., Pickles J. 2004. Environmental pasts/futures in Post-Socialist Europe. *Environmental Politics* 13: 237–265.
- Perkins D.D. 1995. Speaking truth to power: Empowerment ideology as social intervention and policy. *Am. J. Community Psychol.* 23: 765–794.
- Pratchett L., Durose C., Lowndes V., Smith G., Stoker G., Wales C. 2009. Empowering communities to influence local decision-making: A systematic review of the evidence. Department for Communities and Local Government [<http://www.communities.gov.uk/documents/localgovernment/pdf/1241955>]; dostęp: 1.02. 2012 r.
- Pratchett L., Durose C., Lowndes V., Smith G., Stoker G., Wales C. 2009. Empowering communities to influence local decision-making: A systematic review of the evidence. Department for Communities and Local Government. Retrieved from [<http://www.communities.gov.uk/documents/localgovernment/pdf/1241955>].
- Rappaport J. 1984. *Studies in empowerment: Introduction to the issues*. *Prev. Hum. Serv.* 3: 1–7.
- Redpath S.M., Arroyo B.E., Leckie F.M., Bacon P., Byfield N., Gutierrez R.J., Thirgoog S.J. 2002. Using decision modeling with stakeholders to reduce human-wildlife conflict: araptor-grouse case study. *Conserv. Biol.* 18: 350–359.
- Ring I. 2008. Compensating Municipalities for Protected Areas Fiscal Transfers for Biodiversity Conservation in Saxony, Germany. *GAIA* 17 (S1): 143–151.
- Ring I., Drechsler M., van Teeffelen A.J.A., Irawan S., Venter O. 2010. Biodiversity conservation and climate mitigation: what role can economic instruments play? *Curr. Opin. Environ. Sustain.* 2: 50–58.
- Sandford G. 1999. Parliamentary control and the constitutional definition of foreign policy making in democratic Poland. *Europe-Asia Studies* 51 (5): 769–797.
- Santos R., Ring I., Antunes P., Clemente P. 2010. Fiscal transfers for biodiversity conservation: the Portuguese Local Finances Law. *UFZ-Diskussionspapiere* 11.
- Scrieciú Ş.S., Stringer L.C. 2008. The Transformation of Post-Communist Societies in Central and Eastern Europe and the Former Soviet Union: an Economic and Ecological Sustainability Perspective. *Eur. Environ.* 18: 168–185.
- Steve F. 2001. Poland and the international system: external influences on democratic consolidation. *Communist and Post-Communist Studies* 34 (3): 339–352.
- Sundseth K. 2004. Life-Nature-Communicating with Stakeholders and the generic public. Best practice examples for NATURA 2000. *Life-Focus, Luxembourg*: 2–43, 48–65.
- Theodori G. 2005. Community and community development in resource-based areas: Operational definitions rooted in an interactional perspective. *Soc. Nat. Res.* 18 (7): 661–669.

- Trzeciak M. 2005. Projektowane regulacje prawne zagrożeniem dla ochrony przyrody, *Przyroda Polska* 2 [http://przyroda.polska.pl/wartosci/czego_nam_zazdroszcza/index.htm].
- Unnerstall H. 2006. 'Sustainable development' as a criterion for the interpretation of Article 6 of the habitats directive. *Eur. Environ.* 16: 73–88.
- Vari A., Tamas P. (red). 1993. *Environment and Democratic Transition*. Kluwer, Dordrecht.
- Visser M., Morana J., Regana E., Gormally M., Skeffington M.S. 2007. The Irish agri-environment: How turlough users and non-users view converging EU agendas of Natura 2000 and CAP. *Land Use Policy* 24 (2): 362–373.
- Weber N., Christophersen T. 2002. The influence of non-governmental organizations on the creation of Natura 2000 during the European Policy process. *Forest Pol. Econ.* 4: 1–12.
- Wilkinson K.P. 1970. The community as a social field. *Soc. Forces* 48 (3): 9–17.
- Wilkinson K.P. 1991. *Community in rural America*. Social Ecology Press, Middleton.
- Young I.M. 2000. *Inclusion and democracy*. Oxford University Press, Oxford.
- Zimmerman M.A. 1990. Taking aim on empowerment research: On the distinction between individual and psychological conceptions. *Am. J. Community Psychol.* 18 (1): 169–177.
- Zimmerman M.A. 1995. Psychological empowerment: Issues and illustrations. *Am. J. Community Psychol.* 23 (5): 581–599.
- Zimmerman M.A., Rappaport J. 1988. Citizen participation, perceived control, and psychological empowerment. *Am. J. Community Psychol.* 16 (5): 725–750.
- ZGW RP 2011. Związek Gmin Wiejskich Rzeczypospolitej Polskiej. Subwencja ekologiczna [http://www.gminywp.pl/?slang=pl&art=1&m=7&p=2&id=626]; dostęp: 2.02.2012 r.
- http://natura2000.gdos.gov.pl/strona/natura-2000-w-polsce; dostęp: 16.10.2012 r.

SUMMARY

Chrońmy Przyrodę Ojczystą 69 (2): 86–95, 2012

Strzelecka M., Grodzińska-Jurczak M., Pietrzyk-Kaszyńska A. Empowerment – human dimension in nature conservation

Both practitioners and scholars have neglected the social aspects of nature conservation. The recent socio-economic transition in Central and Eastern Europe has led to increasing awareness of the necessity to integrate the needs of communities into the management of natural environments. The authors argue that in Poland the growing awareness of the connection between local communities and the nature conservation needs to be followed by more community participation in the management of natural environments. By highlighting the human element in nature conservation and the concept of empowerment, the article discusses the validity of using participatory approaches to biodiversity management in CEE and in Poland.

Stan populacji i biologia lęgowa bączka *Ixobrychus minutus* na stawach rybnych w Parku Krajobrazowym Lasy Janowskie

Population status and breeding biology of little bittern *Ixobrychus minutus* on the fishponds in Janowskie Forests Landscape Park (SE Poland)

ADAM FLIS

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

Słowa kluczowe: bączek, *Ixobrychus minutus*, rozmieszczenie, warunki siedliskowe, biologia lęgowa, stawy rybne, Lasy Janowskie.

W pracy opisano stan liczebny i zagęszczenie populacji lęgowej bączka *Ixobrychus minutus* (Linnaeus, 1766). Omówiono też wybrane aspekty dotyczące biologii lęgowej oraz czynniki siedliskowe decydujące o jego występowaniu. Badania prowadzono w latach 2010–2011 na 8 kompleksach stawów rybnych w Parku Krajobrazowym Lasy Janowskie w południowo-wschodniej Polsce. W PK Lasy Janowskie stwierdzono występowanie 10–13 par bączka jedynie na 2 kompleksach stawów rybnych (Stawy Małe i Stawy Duże) o łącznej powierzchni 200 ha. Zagęszczenie populacji bączka w 2011 roku na Stawach Małych wynosiło 2 pary/10 ha (12 par/60 ha), co jest wartością wysoką. Na uwagę zasługuje fakt odnalezienia 8 jednocześnie zajętych gniazd na jednym stawie o powierzchni 3,8 ha. Czynnikiem decydującym o występowaniu bączka był przybrzeżny pas wieloletniej trzciny pospolitej *Phragmites australis*. Wybór miejsca na założenie gniazda warunkowały: odpowiednia głębokość wody oraz szerokość trzcinowiska i wysokość trzciny. Gniazda były położone nad powierzchnią wody, często w równej odległości od brzegu i otwartej wody. Początek zniesień zależał od terminu przylotu ptaków z zimowisk oraz warunków panujących na terenach lęgowych. Okres znoszenia jaj trwał przez 2,5 miesiąca: pierwsze jaja samice zniosły 23 maja, a ostatni lęg rozpoczął się 7 sierpnia ($n = 17$). Średnia wielkość pełnego zniesienia wynosiła $5,8 \pm 0,7$ ($5-7$, $n = 11$), a sukces gniazdowy dla obu sezonów wyniósł 88,2% ($n = 17$).

Wstęp

Bączek *Ixobrychus minutus* (Linnaeus, 1766) (ryc. 1A) jest najmniejszym europejskim przedstawicielem rodziny czaplowatych Ardeidae i prowadzi bardzo skryty tryb życia. Na miejsca gniazdowania wybiera przybrzeżne pasy roślinności szuwarowej (Bauer, Glutz von Blotzheim

1966; Cramp, Simmons 1977) z płatami ubiegłorocznych, suchych pędów trzciny pospolitej *Phragmites australis*, pałki *Typha* sp. i łozowisk *Salix* sp. (ryc. 1B–C, 2). Bączka najczęściej można zauważyć przelatującego pomiędzy poszczególnymi pasami trzcinowisk (Voisin 1991, Cempulik 1994). Ze względu na swoją dobową aktywność (głównie o świcie, zmierz-



Ryc. 1. A – Wysiadująca samica bączka *Ixobrychus minutus*, B – typowe gniazdo bączka zlokalizowane w zeszłorocznych trzcinach, C – zniesienie bączka złożone z 7 jaj (A: 13.06.2011 r., B: 14.08.2010 r., C: 20.07.2010 r. fot. A. Flis)

Fig. 1. A – A female little bittern *Ixobrychus minutus* incubating her eggs, B – A typical nest of little bittern located in the last year's reed bed *Phragmites australis*, C – Clutch of little bittern consisting of 7 eggs (A: 13 June, 2011; B: 14 August, 2010; C: 20 July, 2010; photo by A. Flis)

chu i w nocy) oraz środowisko występowania ptak ten należy do gatunków, które częściej można usłyszeć niż zobaczyć (Morin, Bommé 2006). W przeszłości nazywany „czapłą huczkiem” lub „czapłą trzcinikiem” (Taczanowski 1882, Sokołowski 1972), bączek posiada szerokie spektrum aktywności głosowej obojga płci, przejawiające się szczególnie intensywnie

w okresie lęgowym (Voisin 1991; Kushlan, Hancock 2005). Głos godowy samca jest cichy i przypomina słyszane z oddali powolne, stłumione szczekanie psa (Betleja 2009). Bączek jest gatunkiem monogamicznym odbywającym jeden lub dwa lęgi w roku (ryc. 3–4), ściśle terytorialnym (Boileau, Barbier 1997; Caballero-Soler 1997; Kushlan, Hancock 2005). Na lęgowiskach



europjskich przebywa w okresie od kwietnia do września, a zimuje w centralnej i wschodniej Afryce (Cramp, Simmons 1977; Voisin 1991). W Polsce bęcdek jest nielicznym gatunkiem lęgowym, a wielkość jego populacji rozrodczej ocenia się na 700–800 par (Kupczyk, Cempulik 2007). Jest to takson objęty ochroną ścisłą, opisany w *Polskiej czerwonej księdze zwierząt* w kategorii VU jako gatunek narażony na wyginiecie (Cempulik, Kupczyk 2001).



Ryc. 2. Przybrzeżny pas trzciny pospolitej *Phragmites australis* na stawach w Momotach Górnych – miejsce gniazdowania bęcdeka *Ixobrychus minutus* (20.07.2010 r.; fot. A. Flis)

Fig. 2. The waterside belt of common reed Phragmites australis on the Momoty Górne fishponds – a nesting site of little bittern Ixobrychus minutus (20 July, 2010; photo by A. Flis)



Ryc. 3. Pisklęta bęcdeka *Ixobrychus minutus* w wieku 7 dni w gnieździe (17.06.2011; fot. A. Flis)

Fig. 3. Seven-day old chicks of little bittern Ixobrychus minutus in a nest (17 June, 2011; photo by A. Flis)

W niniejszej pracy opisano występowanie, rozmieszczenie, liczebność i sukces gniazdowy bączka na stawach rybnych położonych w Parku Krajobrazowym Lasy Janowskie (dalej: PK Lasy Janowskie) oraz scharakteryzowano czynniki determinujące jego występowanie za pomocą parametrów siedliskowych i parametrów gniazd.

Obszar badań

Lasy Janowskie wraz z utworzonym na ich obszarze parkiem krajobrazowym o tej samej nazwie tworzą duży i zwarty kompleks leśny o powierzchni 62 950 ha leżący na pograniczu województw lubelskiego i podkarpackiego. Znaczną część parku stanowią zbiorniki wodne (głównie stawy rybne) oraz obszary podmokłe (bagna i torfowiska) otoczone borem sosnowym o łącznej powierzchni ok. 2000 ha (Wediuk 2005).

Badania dotyczące rozmieszczenia oraz biologii lęgowej bączka prowadzono na 8 kompleksach stawów rybnych znajdujących się na obszarze PK Lasy Janowskie. Łącznie badaniami objęto powierzchnię 1383 ha stawów, a materiały zostały zebrane na następujących kompleksach: Stawy Małe (pow. 60 ha, 50°36'N; 22°24'E), Stawy Duże (140 ha, 50°36'N; 22°27'E), Brzeziny (150 ha, 50°44'N; 22°15'E), Pieńki (92 ha, 50°42'N; 22°14'E), Imielty Ług (106 ha, 50°40'N; 22°13'E), Świdry (370 ha, 50°40'N; 22°10'E), Maliniec-Osówek (240 ha, 50°41'N; 22°12'E) i Maliniec (225 ha, 50°42'N; 22°10'E). Prawie wszystkie zespoły stawów położone są w zachodniej części parku, jedynie Stawy Małe i Stawy Duże leżą przy jego południowej granicy, w widłach rzek Bukowej i Branwi. Większość stawów to płytkie zbiorniki o głębokości nieprzekraczającej 150 cm. Część stawów, które powstały w sposób naturalny (np. Imielty Ług), ma nieregularną linię brzegową, co w połączeniu z otaczającym lasem i bagnami, znacznie ogranicza do nich dostęp (Wediuk 2005). Na badanych kompleksach prowadzona jest intensywna gospodarka rybacka, a głównymi gatunkami hodowanymi są m.in.: karp

Cyprinus carpio, amur biały *Ctenopharyngodon idella* i tołpyga pstra *Hypophthalmichthys nobilis*. Na poszczególnych kompleksach stawów występuje także zróżnicowana roślinność szuwarowa, m.in.: trzcina pospolita, pałka wąskolistna *Typha angustifolia*, pałka szerokolistna *T. latifolia* czy oczeret jeziorny *Schoenoplectus lacustris*.



Ryc. 4. Samiec bączka *Ixobrychus minutus* z pisklętami w gnieździe (21.06.2011 r.; fot. A. Flis)

Fig. 4. Male little bittern *Ixobrychus minutus* in a nest with chicks (21 June, 2011; photo by A. Flis)



Metody

Materiał do niniejszej pracy zebrano w trakcie dwóch sezonów lęgowych w latach 2010–2011 w miesiącach od maja do sierpnia. Badania terenowe prowadzono w różnych porach doby, zarówno z brzegu, jak i przy wykorzystaniu środków pływających (np. ponton) używanych w miejscach trudno dostępnych. Rozpoczęcie pierwszego etapu badań (maj/czerwiec), mającego na celu określenie lokalizacji i liczby stanowisk samców bączka, było uzależnione od warunków pogodowych, które wpływały na terminy przylotu ptaków z zimowisk (Betleja 2009). Na tym etapie każdy kompleks stawów był monitorowany przynajmniej raz w tygodniu, a same kontrole polegały na obserwacji i rejestracji przelatujących ptaków, nasłuchiwaniu odzywających się samców oraz stymulacji głosowej za pomocą dyktafonu. Wszystkie stwierdzenia aktywności samców bączka nanoszono na mapy w celu późniejszego określenia zajmowanych terytoriów, a na podstawie przelotów poszczególnych par na danym obszarze ustalano potencjalne miejsca gniazdowania, które następnie systematycznie przeszukiwano. W ciągu całego sezonu lęgowego każdy staw, na którym stwierdzono występowanie bączków, był kontrolowany przynajmniej raz na 3 tygodnie w okresie od 25 maja do 16 sierpnia. Liczebność par na poszczególnych kompleksach stawów oceniano na podstawie wielokrotnych obserwacji ptaków widzianych w locie i słyszanych „szczekających” samców od maja do lipca oraz na podstawie liczby odnalezionych gniazd ze zniesieniem (Betleja 2009). Współrzędne geograficzne odnalezionych gniazd oznaczano za pomocą odbiornika GPS. Kontroli gniazd dokonywano w odstępach 2-dniowych od momentu ich odnalezienia.



Ryc. 5. Młody bączek *Ixobrychus minutus* w trzciniwisku w typowej pozycji „słupka” (12.08.2011 r., fot. A. Flis)

*Fig. 5. Young little bittern *Ixobrychus minutus* in a typical “bittern stance” position in reed bed (12 August, 2011; photo by A. Flis)*



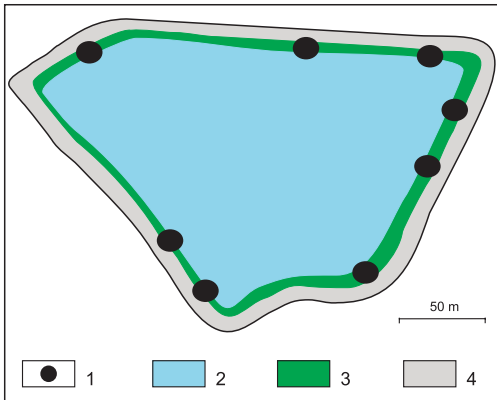
Ryc. 6. Rozmieszczenie stanowisk lęgowych bączka *Ixobrychus minutus* w Parku Krajobrazowym Lasy Janowskie: 1 – stanowiska bączka, 2 – granice parku krajobrazowego, 3 – lasy, 4 – zbiorniki wodne, 5 – tereny otwarte (pola i łąki)

Fig. 6. Distribution of breeding sites of little bittern *Ixobrychus minutus* in the Janowski Forests Landscape Park: 1 – locations of little bittern, 2 – borders of the landscape park, 3 – forests, 4 – water reservoirs, 5 – open areas (fields and meadows)

nia. Ustalano wielkości zniesień (za pełne zniesienie uznano lęgi z co najmniej 3 jajami), liczby wykluć piskląt (terminy klucia określano na podstawie testu wodnego jaja) oraz sukces gniazdowy (Bauer, Glutz von Blotzheim 1966). Sukces gniazdowy określono jako stosunek liczby gniazd z sukcesem do liczby wszystkich gniazd ze zniesieniem. Za gniazdo z sukcesem uznano lęg z przynajmniej jednym młodym w wieku 7 dni (młode w tym wieku potrafią samodzielnie opuszczać gniazdo; ryc. 5). Ponadto w 17 z 18 odnalezionych gniazd zbadano parametry siedliskowe poszczególnych stanowisk lęgowych i parametry gniazd. Zarówno parametry siedliskowe (m.in. głębokość wody, wysokość i szerokość przybrzeżnej roślinności szuwarowej), jak i parametry samych gniazd (m.in. wysokość gniazda nad lustrem wody, szerokość i wysokość gniazda) zmierzono zaraz po odnalezieniu gniazd z uwagi na m.in. różnice poziomów wody w stawie i krótką trwałość gniazd.

Wyniki

W PK Lasy Janowskie stanowiska lęgowe bączka potwierdzono na dwóch sąsiadujących ze sobą kompleksach stawów rybnych – Stawach Małych (SM) i Stawach Dużych (SD) (ryc. 6). W roku 2010 na SM stwierdzono 8 par (1,3 pary/10 ha) w tym odnaleziono 5 gniazd, a na SD 2 pary (0,14 pary/10 ha), natomiast w roku 2011 na SM stwierdzono i odnaleziono gniazda 12 par (2 pary/10 ha), przy czym 8 gniazd znajdowało się na jednym stawie o powierzchni 3,8 ha (ryc. 7), a na SD stwierdzono 1 parę (0,07 pary/10 ha) z gniazdem. Wszystkie gniazda ($n = 17$) zostały zbudowane w pasie trzciny pospolitej o średniej szerokości $594,7 \pm 174,5$ cm (350–890 cm), wysokości $440,6 \pm 62,2$ cm (350–540 cm) oraz średnicy łodyg wynoszącej $9,2 \pm 1,3$ mm (7,2–11,6 mm). Gniazda ($n = 17$) były położone w średniej odległości $220 \pm 120,5$ cm (110–580 cm) od brzegu i $273,5 \pm 98,2$ cm (150–540 cm) od

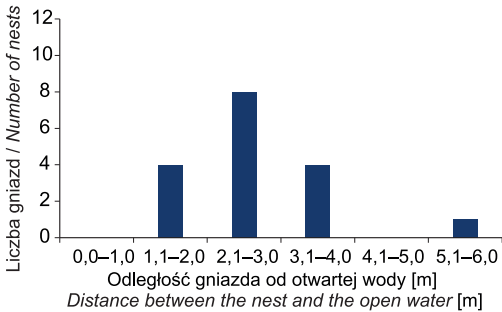


Ryc. 7. Rozmieszczenie gniazd bączka *Ixobrychus minutus* na stawie rybnym (pow. 3,8 ha) w 2011 r.: 1 – gniazda, 2 – woda, 3 – trzciniowisko, 4 – grobla stawu
 Fig. 7. Distribution of little bittern *Ixobrychus minutus* nests on a fishpond (3.8 ha) in 2011: 1 – nests, 2 – water, 3 – reed bed, 4 – pond dike

otwartej wody (ryc. 8). Głębokość wody w miejscu usytuowania gniazda wynosiła średnio $44,5 \pm 21,8$ cm (16–101 cm, $n = 17$), a wysokość gniazda nad taflą wody – $16,8 \pm 14,9$ cm (2–56 cm, $n = 13$). Podstawa 4 gniazd znajdowała się bezpośrednio na powierzchni wody lub była częściowo zanurzona. Średnia szerokość i wysokość gniazda ($n = 17$) wynosiły odpowiednio $23,2 \pm 2,6$ cm (20–30 cm) oraz $17,4 \pm 3,2$ cm (12–22 cm). Początek znoszenia jaj przypadał na trzecią dekadę maja, lecz większość samic przystąpiła do składania jaj w czerwcu i lipcu (mediana: 12.07; 23.05–07.08, $n = 17$). Pierwsze pisklęta wykluły się 11 czerwca (mediana: 25.07; 11.06–10.08, $n = 15$). Średnia liczba jaj w pełnym zniesieniu wynosiła $5,8 \pm 0,7$ (5–7, $n = 11$). Liczba wyklułych piskląt w gnieździe wynosiła średnio $4,3 \pm 1,8$ (4–7, $n = 17$). Średnia liczba młodych w gnieździe z sukcesem gniazdowym wynosiła również $4,3 \pm 1,8$ (4–7, $n = 17$) – łącznie wszystkie pary odchowaly 74 młode (19 w 2010 r. i 55 w 2011 r.; ryc. 9). Sukces gniazdowy wyniósł: 80% w 2010 r., 91,7% w 2011 r., a w obu sezonach – 88,2% ($n = 17$).

Dyskusja

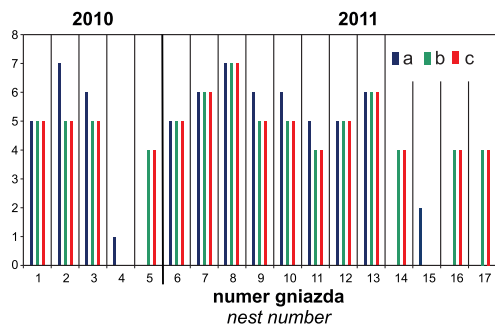
W Polsce liczebność bączka szacuje się na 700–800 par (Tucker i in. 1994; BirdLife International 2004; Kupczyk, Cempulik 2007), a lokalne, najliczniejsze populacje łąkowe zasiedlają głównie duże kompleksy stawów rybnych położonych w dolinach rzecznych, np. Dolinie Baryczy, Dolinie Górnej Wisły i Dolinie Nidy (Tomiałojć, Stawarczyk 2003; Wilk i in. 2010). W PK Lasy Janowskie na obszarze 1383 ha stawów liczebność bączka wynosiła 10–13 par na dwóch z 8 szczegółowo skontrolowanych kompleksów stawów. Dla porównania na stawach rybnych o dwukrotnie większej powierzchni (ok. 2990 ha), położonych w Dolinie Górnej Wisły na Ziemi Oświęcimsko-Zatorskiej, odnotowano obecność 6–18 par bączków na 10 z 20 badanych kompleksów (Wiehle i in. 2002). Na SM i SD zagęszczenie populacji bączka w 2011 roku było wysokie i wyniosło 0,65 pary/10 ha (13 par/200 ha). Na podobnych ob-



Ryc. 8. Położenie gniazd względem otwartej wody i najbliższego brzegu
 Fig. 8. Location of nests from the open water and the nearest bank

szarowo kompleksach stawów w Polsce zagęszczenie bączka jest niższe – przykładowo na stawach w Samokłękach na Lubelszczyźnie w 2002 roku wynosiło 0,16 pary/10 ha (3 pary/185,5 ha) (Nieoczym 2007). Bączek jest gatunkiem silnie terytorialnym, niegnieżdzącym się w typowych koloniach, jednak w określonych miejscach może tworzyć luźne grupy, w których gniazda poszczególnych par oddalone są od siebie w odległości od 3 do około 50 m (Bauer, Glutz von Blotzheim 1966; Voisin 1991; Kushlan, Hancock 2005). Przykładami „półkolonijnego” gniazdowania było stwierdzenie 8 zajętych gniazd bączka w 2011 roku na jednym stawie o powierzchni 3,8 ha (pow. trzcinowiska – 0,4 ha), gdzie najmniejsze odległości pomiędzy dwoma gniazdami wynosiły 30–40 m (ryc. 7), oraz 4–5 par w 1982 roku na stawie rybnym (6,2 ha) na kompleksie Wielikąt na Górnym Śląsku (Cempulik 1985).

SM w PK Lasy Janowskie będące miejscem liczniejszego gniazdowania bączka, w porównaniu do stawów z brakiem stwierdzeń gatunku, cechowała niewielka powierzchnia (3–9 ha) oraz dobrze rozwinięty przybrzeżny pas szuwaru wieloletniej trzciny pospolitej. Istotne znaczenie w wyborze miejsca na założenie gniazda ma szerokość i wysokość trzcinowiska. Na podstawie wyników uzyskanych na stawach rybnych Wielikąt (Cempulik 1994) można stwierdzić, iż minimalna szerokość pasa trzciny pospolitej wynosi 300 cm (na SM 350 cm), a minimalna wysokość łodyg – odpowiednio 180 cm na stawach Wielikąt i 350 cm na SM. Gniazda usytuowane były zwykle w połowie odległości między brzegiem a otwartą wodą. Podobna sytuacja dotyczy bąka *Botaurus stellaris*, który do odbicia lęgów potrzebuje rozległych pól roślinności szuwarowej, a swoje gniazda zakłada w równej odległości od otwartej wody i brzegu (Polak 2007). Bączki (podgatunek nominatywny *I. m. minutus* oraz podgatunek *I. m. payesii*) budują gniazda nad powierzchnią wody, a w przypadku podnoszenia się poziomu wód w trakcie sezonu lęgowego, gniazda mogą być nadbudowywane w celu ochrony przed zalaniem (Voisin 1991). Na



Ryc. 9. Liczba jaj (a), wyklutych piskląt (b) i młodych (c) w gnieździe z sukcesem (dla numerów 5, 14, 16 i 17 brak danych co do liczby jaj)

Fig. 9. The number of eggs (a), hatched chicks (b) and young (c) in successful nest (for items 5, 14, 16 and 17, no data available on the number of eggs)

SM wysokość gniazda nad taflą wody wahała się w przedziale od 2 do 56 cm, natomiast w przypadku występującego w południowej Afryce podgatunku *I. m. payesii* – wynosiła 23–135 cm (Langley 1983). Ważnym czynnikiem wpływającym na bezpieczeństwo i wysoką przeżywalność lęgów (m.in. bąka) jest odpowiednia głębokość wody w miejscu założenia gniazda stanowiąca ochronę przed drapieżnikami (Polak 2007). W przypadku bączka sytuacja jest zbliżona – średnia głębokość wody na SM oraz stawach Wielikąt wynosiła odpowiednio 44,5 i 48 cm (Cempulik 1994), a dla badanej populacji bąka na Lubelszczyźnie – 44,7 cm (Polak 2007).

W Polsce okres lęgowy bączka jest krótki (trwa ok. 3 miesiące), a jego początek zależy od terminów przylotu ptaków (przełom kwietnia i maja) i zajmowania odpowiednich terytoriów przez samce (Tomiałojć, Stawarczyk 2003). Termin znoszenia jaj jest rozciągnięty w czasie pomiędzy drugą połową maja a początkiem sierpnia i zależy od warunków pogodowych oraz warunków występujących na terenach lęgowych (Voisin 1991). Dane zgromadzone w Kartotece Gniazd i Lęgów (KGiL Uniwersytet Wrocławski) wskazują, że wyjątkowo wczesne terminy znoszenia jaj mogą przypadać na pierwszą dekadę maja (A. Stepkiewicz). Podane powyżej warunki wpływają również

na liczbę odbytych w ciągu sezonu przez parę lęgów i końcowy sukces lęgowy (Kushlan, Hancock 2005). Okres czasu od początku znoszenia jaj do uzyskania pełnej samodzielności przez młode wynosi ok. 50 dni (Voisin 1991). W 2011 roku na SM odstęp czasu pomiędzy pierwszymi zniesionymi jajami w pierwszym i ostatnim lęgu wynosił 67 dni (23.05–28.07), co wskazuje na możliwość odbycia lęgu uzupełniającego, a nawet drugiego lęgu. Badania prowadzone na stawach w PK Lasy Janowskie

oraz na stawach Wielką wykazały wysoki sukces gniazdowy bączka, który wyniósł odpowiednio 88,2 i 76% (Cempulik 1994).

Ochrona odpowiednich siedlisk i prawidłowe zarządzanie gospodarką wodną (m.in. na stawach rybnych) są czynnikami warunkującymi występowanie bączka, ponieważ każda istotna zmiana siedliska (np. wycinanie trzcinowisk, melioracje dolin rzecznych) powoduje szybki spadek populacji gatunku na danym obszarze (Szlivka 1958).

PIŚMIENNICTWO

- Bauer K.M., Glutz von Blotzheim U.N. 1966. Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Bd. 1. Akademische Verlagsgesellschaft, Frankfurt am Main.
- Betleja J. 2009. Bączek *Ixobrychus minutus*. W: Chylarecki P., Sikora A., Cenian Z. (red.). Monitoring ptaków lęgowych. Poradnik metodyczny dotyczący gatunków chronionych Dyrektywą Ptasia. GIOŚ, Warszawa: 109–112.
- BirdLife International 2004. Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status. BirdLife Conservation Series No. 12. BirdLife International, Cambridge.
- Boileau N., Barbier L. 1997. Étude sur la reproduction et suivi d'une population nicheuse de Blongios nain *Ixobrychus minutus* sur les étangs du Romelaëre (Pas-de-Calais, France) en 1996. *Alauda* 65 (4): 343–350.
- Caballero-Soler J. 1997. Fenología reproductiva, status y distribución del Avetorillo Común *Ixobrychus minutus* (Linnaeus 1766), en la región de Murcia. *Oxyura* 9: 53–83.
- Cempulik P. 1985. Wodno-błotne *Non-Passeriformes* na stawach rybnych Wielką (Górny Śląsk). *Acta Orn.* 21 (2): 115–134.
- Cempulik P. 1994. Bestandsentwicklung, Brutbiologie und Ökologie der Zwergdommel *Ixobrychus minutus* an Fisch- und Industrieteichen Oberschlesiens. *Vogelwelt* 115: 19–27.
- Cempulik P., Kupczyk M. 2001. *Ixobrychus minutus* (L., 1766) – Bączek. W: Głowaciński Z. (red.). Polska czerwona księga zwierząt. Kręgowce. PWRiL, Warszawa: 112–114.
- Cramp S., Simmons K.E.L. (red.) 1977. Handbook of the Birds of Europe, the Middle East and North Africa. The Birds of the Western Palearctic. Vol. 1: Ostrich to Ducks. Oxford Univ. Press, Oxford.
- Kupczyk M., Cempulik P. 2007. Bączek *Ixobrychus minutus*. W: Sikora A., Rohde Z., Gromadzki M., Neubauer G., Chylarecki P. (red.). Atlas rozmieszczenia ptaków lęgowych Polski 1985–2004. Bogucki Wyd. Nauk., Poznań: 114–115.
- Kushlan J.A., Hancock J.A. 2005. The Herons. Oxford University Press, Oxford.
- Langley C.H. 1983. Biology of the Little Bittern (*Ixobrychus minutus payesii*) in the Southwestern Cape (South Africa). *Ostrich* 54 (2): 83–94.
- Morin C., Bommé S. 2006. Contribution méthodologique au suivi appliqué au Blongios nain *Ixobrychus minutus* en zone d'étangs. *Alauda* 74 (1): 143–150.
- Nieoczym M. 2007. Znaczenie stawów hodowlanych w Samoklęskach na Lubelszczyźnie w zachowaniu lokalnej różnorodności ptaków wodno-błotnych. *Chrońmy Przyr. Ojcz.* 63 (1): 83–97.
- Polak M. 2007. Nest-site selection and nest predation in the Great Bittern *Botaurus stellaris* population in eastern Poland. *Ardea* 95 (1): 31–38.
- Sokołowski J. 1972. Ptaki ziem polskich. Tom II. PWN, Warszawa.
- Szlivka A. 1958. The little bittern breeding in a colony. *Aquila* 65: 339.
- Taczanowski W. 1882. Ptaki krajowe. Tom II. PAU, Kraków.
- Tomiałojć L., Stawarczyk T. 2003. Awifauna Polski. Rozmieszczenie, liczebność i zmiany. PTPP „pro Natura”, Wrocław.
- Tucker G.M., Heath M.F., Tomiałojć L., Grimmet R.F.A. (red.) 1994. Birds in Europe: Their conservation status. BirdLife Conservation Series No. 3. BirdLife International, Cambridge.
- Voisin C. 1991. The Herons of Europe. T. & A.D. Poyser, London.

- Wediuk A. (red.) 2005. Lasy Janowskie. Nadleśnictwo Janów Lubelski. Leśny Kompleks Promocyjny – Lasy Janowskie, Janów Lubelski.
- Wiehle D., Wilk T., Faber M., Betleja J., Malczyk P. 2002. Awifauna doliny górnej Wisły – część 1. Ptaki Ziemi Oświęcimsko-Zatorskiej. Not. Orn. 43: 227–253.
- Wilk T., Jujka M., Krogulec J., Chylarecki P. (red.) 2010. Ostoje ptaków o znaczeniu międzynarodowym w Polsce. OTOP, Marki.

SUMMARY

Chrońmy Przyrodę Ojczyzną 69 (2): 96–105, 2013

Flis. A. Population status and breeding biology of little bittern *Ixobrychus minutus* on the fishponds in Janowskie Forests Landscape Park (SE Poland)

The paper presents some aspects of breeding biology and habitat factors determining the occurrence of little bittern *Ixobrychus minutus* (Linnaeus, 1766). The study was carried out in 8 fishpond complexes in the Janowskie Forests Landscape Park (south-eastern Poland) in 2010–2011. The discussed species is included in the *Polish Red Data Book of Animals* in VU category (vulnerable). The little bittern population in Poland is estimated at 700–800 pairs and the species belongs to a group of rare breeding birds. In the Janowskie Forests Landscape Park, 10–13 pairs of little bittern were confirmed in 2 fishpond complexes (Stawy Małe and Stawy Duże) with a total area of 200 ha. In 2011, the density of little bittern pairs in Stawy Małe was high and reached 2 pairs/10 ha (12 pairs/60 ha). Moreover, it is worthy of note that 8 nests were located on one pond with an area of 3.8 ha. The decisive factor for the occurrence of little bittern was a waterside belt of old common reed *Phragmites australis*. Nest-site selection was dependent on suitable width and height of the reed bed and water depth. Nests were located above the water surface at the same distance from the bank and open water. The beginning of the breeding season depended on the phenology of birds arrival from wintering areas and conditions on breeding grounds. The egg-laying period lasted for 2.5 months (23 May–7 August, $n = 17$) and the average clutch size was 5.8 ± 0.7 (5–7, $n = 11$). The nesting success in both study years was high and amounted to 88.2% ($n = 17$).

Zimowanie ptaków wodno-błotnych i szponiastych na wybranych odcinkach rzek w północnopodlaskim dorzeczu Narwi (2001–2011)

Wintering of wetland birds and birds of prey in selected river sections the North-Podlasie Narew basin (2001–2011)

MICHAŁ POLAKOWSKI¹, TOMASZ KUŁAKOWSKI², ŁUKASZ JANKOWIAK³, MONIKA BRONISZEWSKA⁴

¹ Michał Polakowski
Koło Naukowe Biologów, Instytut Biologii
Uniwersytet w Białymstoku
15–950 Białystok, ul. Świerkowa 20B
e-mail: polnocne.podlasie@gmail.com

² Tomasz Kułakowski
Polskie Towarzystwo Ochrony Ptaków
17–230 Białowieża, ul. Kolejowa – Wejmutka
e-mail: tomaszkułakowski@gmail.com

³ Łukasz Jankowiak
Zakład Ekologii Behawioralnej
Wydział Biologii UAM
61–614 Poznań, ul. Umultowska 89
e-mail: jankowiakl@gmail.com

⁴ Monika Broniszewska
Politechnika Białostocka
Zamiejscowy Wydział Leśny w Hajnówce (studentka)
17–200 Hajnówka, ul. Piłsudskiego 8
e-mail: monikab100@wp.pl

Słowa kluczowe: zimowanie, ptaki wodno-błotne, ptaki szponiaste, dorzecze Narwi.

Nizina Północnopodlaska pod względem zimowania ptaków wodno-błotnych jest jednym ze słabiej zbadanych regionów w Polsce. W celu uzupełnienia stanu wiedzy, w latach 2001–2011 corocznie prowadzono inwentaryzację ptaków wodno-błotnych i szponiastych na tym terenie. Objęto nią łącznie 107,5 km środkowego biegu Narwi, większość Supraśli i całą Białą. Liczenia wykazały niskie zagęszczenia i ubogi skład gatunkowy zimujących ptaków. Dominantami były: krzyżówka *Anas platyrhynchos* (udział: 90,8%; 186,3 osobników/10 km biegu rzeki), łabędź niemy *Cygnus olor* (5,9%; 12 os./10 km) i nurogęś *Mergus merganser* (1,4%; 2,9 os./10 km). Niektóre gatunki ptaków regularnie zimujące w innych częściach Polski rejestrowano sporadycznie lub nie zimowały wcale (gęsi *Anser* sp., łyska *Fulica atra*, czernica *Aythya fuligula*, mewy Laridae). Zagęszczenie ptaków szponiastych było niskie. Jedynie myszołów włochaty *Buteo lagopus* zimował liczniej (1,0 os./10 km). Przyczynami niewielkiej liczebności zimujących ptaków były najprawdopodobniej surowe warunki klimatyczne skutkujące długotrwałym zlodzeniem rzek oraz zaleganiem grubej pokrywy śnieżnej w tej części kraju.

Wstęp

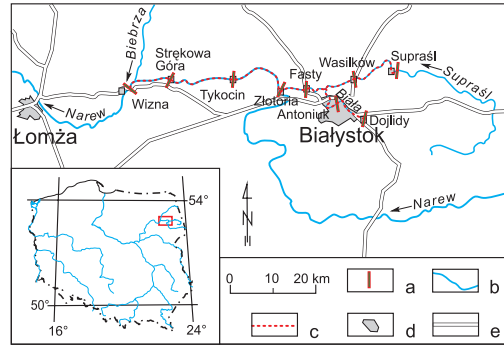
Badania nad składem gatunkowym i zagęszczeniem ptaków zimujących w Polsce prowadzone są od wielu lat. Najlepiej pod tym względem rozpoznany jest obszar Zatoki

Gdańskiej, skąd pochodzą liczne publikacje, m.in. Meissnera i innych (1993, 2008, 2011), Meissnera i Rydzkowskiego (2007), a także przeglądowe prace Brewki (1993) i Kochana (1993). Ten temat szeroko opisują także autorzy prac o charakterze zarówno lokalnym (Cicho-

cki i in. 2000; Czaplak, Betleja 2001; Hebda 2001; Dombrowski i in. 2007, 2009; Ławicki i in. 2008), jaki i ogólnopolskim (Dombrowski 1994; Meissner i in. 2012). Jednym ze słabiej poznanych pod względem zimowania ptaków obszarów jest Nizina Północnopodlaska, skąd dotychczas opublikowano jedynie nieliczne sprawozdania z pojedynczych sezonów (Mazurek, Polakowski 2002; Świętochowski 2007) oraz prace omawiające zimowanie awifauny w krajobrazie rolniczym (np. Pugacewicz 2009, 2010). Celem niniejszej pracy jest opis stanu i charakterystyka ptaków wodno-błotnych i szponiastych zimujących na odcinkach rzek w dorzeczu Narwi centralnej części Niziny Północnopodlaskiej w latach 2001–2011.

Materiał i metody

Zimą w latach 2001–2011 przeprowadzono inwentaryzację gatunków na łącznie 107,5 km rzek przepływających przez centralną część Niziny Północnopodlaskiej (ryc. 1). Monitoring prowadzono na trzech rzekach: środkowym odcinku Narwi (między Złotorią a Wizną), środkowym i dolnym odcinku Supraśli (między Supraślem a Złotorią) i na całej długości rzeki Białej. Teren obserwacji podzielono na 8 odcinków, z których każdy obejmował od 8 do 18 km biegu rzek. Kontrolowane ciekły charakteryzowały się podobnymi zagęszczeniami i różnorodnością zimujących ptaków jak inne rzeki na Nizinie Północnopodlaskiej, np. dolina Biebrzy (dane własne), przez co można je traktować jako reprezentatywne dla tego makroregionu. Narew odznaczała się największą szerokością koryta (35–92 m), węższa była rzeka Supraśl (10–30 m), a najwęższa – Biała (1–8 m). Cenzusy ptaków prowadzono w dniach 11–19 stycznia w ciągu 11 lat (2001–2011). Podczas przemarszu wzdłuż poszczególnych odcinków rejestrowano i liczone ptaki znajdujące się na rzece oraz w zasięgu wzroku obserwatora po obu jej stronach. Notowano wszystkie gatunki ptaków wodno-błotnych i szponiastych oraz ich wiek i płeć w taksonów, u któ-



Ryc. 1. Kontrolowane odcinki rzek na obszarze badań: a – punkty graniczne między odcinkami, b – rzeki, c – kontrolowane odcinki rzek, d – miasta, e – drogi
Fig. 1. Monitored river sections on the study area: a – boundary markers between sections, b – rivers, c – monitored river sections, d – towns, e – roads

rych możliwe było ich oznaczenie. W poszczególnych latach notowano także warunki pogodowe, które były zmienne w trakcie całego okresu badań. Mroźne zimy wystąpiły w latach: 2003 (średnia temperatura $-4,7^{\circ}\text{C}$), 2004 ($-6,7^{\circ}\text{C}$), 2006 ($-8,5^{\circ}\text{C}$), 2009 ($-4,1^{\circ}\text{C}$) i 2010 ($-10,2^{\circ}\text{C}$), umiarkowanie mroźne – w latach: 2001 ($-1,1^{\circ}\text{C}$), 2002 ($-1,5^{\circ}\text{C}$) i 2011 (-2°C), a ciepłe – w latach: 2005 ($-0,1^{\circ}\text{C}$), 2007 ($2,1^{\circ}\text{C}$) i 2008 ($-0,9^{\circ}\text{C}$). Najbardziej zlodzona była Narew (średnio w 57%), następnie Supraśl (35%), a najmniej Biała (14%). Różnice w stopniu zlodzenia rzek były prawdopodobnie związane z charakterem ich biegu (obecność lub brak meandrów spawalniających nurt rzeki) oraz stopniem zanieczyszczenia. Największą liczbę miejsc zrzutów ścieków (10) stwierdzono na rzece Białej, do której uchodzą też wody oczyszczalni ścieków.

Liczenia prowadzili członkowie Koła Naukowego Biologów działającego przy Instytucie Biologii Uniwersytetu w Białymstoku oraz Polskiego Towarzystwa Ochrony Ptaków.

Inicjały autorów obserwacji użyte w tekście: AG – A. Goraczewski, AN – A. Nawrocki, AS – A. Sacharewicz, DS – D. Sokołowski, GG – G. Grygoruk, JB – J. Banach, JBJ – J. Bartnik-Juniewicz, KG – K. Gaszewski, KS – K. Sokołowski, MB – M. Broniszewska, MJ – M. Juniewicz, MP – M. Pola-

kowski, MR – M. Rostkowski, PK – P. Kłosowski, RS – R. Sołowianiuk, RSI – R. Siuchno, TK – T. Kułakowski, TM – T. Markowski, TT – T. Tumiel.

Wyniki

W trakcie liczeń stwierdzono łącznie 25 gatunków ptaków wodno-błotnych, wśród których wyraźnie dominowała krzyżówka (udział: 90,8%; tab. 1). Znacznie mniejszy udział w tym zespole ptaków miały łabędź niemy (5,9%) i nurógęś (1,4%), a rzadko (0,1–0,7%) rejestrowano inne gatunki z tej grupy ekologicznej. Wśród ptaków szponiastych stwierdzono 8 gatunków należących do 5 rodzajów, a najliczniejsze były myszołów (udział: 57,8%) i myszołów włochoaty (23,3%). Liczebność i udział każdego z pozostałych gatunków nie przekraczał 5% (tab. 1).

Przegląd gatunków

Ptaki wodno-błotne

Łabędź niemy *Cygnus olor*. Zimował regularnie. Po krzyżówce najliczniejszy gatunek stwierdzany corocznie – od 25 osobników w 2007 r. do 213 w 2006 r. ($\bar{x}=117,2$ os./sezon). Udział ptaków młodocianych w zespole wahał się od 20,5% (2003 r.) do 53,0% (2009 r.) i średnio wynosił 35% ($n = 1289$). W omawianym okresie najliczniej zimował na Narwi, gdzie zarejestrowano 54,1% wszystkich stwierdzonych osobników. Na Supraśli i Białej obserwowany był rzadziej (odpowiednio 23,7 i 22,2%).

Łabędź czarnodzioby *Cygnus columbianus*. Odnotowany tylko raz – dnia 15.01.2005 r. obserwowano stado 6 *ad.* i 1 *imm.* koło Wizny (MP).

Łabędź krzykliwy *Cygnus cygnus*. Zimuje corocznie, zwykle bardzo lub skrajnie nielicznie – od 1 (2004 r.) do 56 osobników (2007 r.), przy średniej wieloletniej 14,1 os./sezon ($n = 155$). Najwięcej ptaków obserwowano na Narwi (58,1%), a rzadziej na Supraśli (31,0%). Najliczniejsze skupienie łabędzi krzykliwych – 49 *ad.* i 7 *imm.* (AG) – odnotowano 14.01.2007 r. koło Wizny.

Gęś białoczelna *Anser albifrons*. Stwierdzona tylko raz – dwa ptaki 14.01.2006 r. koło Wizny (KG).

Gęgawa *Anser anser*. Pojedynczego osobnika obserwowano 12.01.2008 r. koło Złotorii (TK i in.), a stado 4 osobników odnotowano 16.01.2011 r. między Fastami a Złotorią (RS).

Mandarynka *Aix galericulata*. Pojedynczego ptaka w szacie samicy obserwowano 15.01.2011 r. koło Fast (MP, MB).

Karolinka *Aix sponsa*. Samiec zimował w 2007 r. na rzece Białej w Białymstoku (MR i in., Komisja Faunistyczna 2007).

Świstun *Anas penelope*. W latach 2006, 2010 i 2011 odnotowano 2 pojedyncze samice i jednego samca koło Fast (PK, TT, MP i in.).

Cyraneczka *Anas crecca*. Notowana nieregularnie, bardzo lub skrajnie nielicznie. Osiem osobników (po 4 samce i samice) stwierdzono 12.01.2008 r. koło Fast (GG i in.). Najwięcej cyraneczek wykazano na rzece Białej, skąd pochodzi 72,2% obserwacji. Na Narwi zimę nie stwierdzona.

Krzyżówka *Anas platyrhynchos* (ryc. 2 i 3). Dominujący ptak wodno-błotny (tab. 1). W populacji zimującej samce stanowiły 58% ogółu osobników. Najwięcej ptaków notowano na Białej (79,2%), a najmniej na Narwi (5,3%).

Rożeniec *Anas acuta*. Tylko raz pojedynczą samicę stwierdzono 16.01.2008 r. koło Fast (MP).

Głowienka *Aythya ferina*. W dniu 16.01.2011 r. obserwowano pojedynczego samca koło Wasilkowa (KS, DS).

Czernica *Aythya fuligula*. Zimowała tylko w latach 2004 i 2011. Najliczniejszy pojaw – 5 osobników (3 samce i 2 samice) odnotowano w dniu 16.01.2011 r. między Fastami a Złotorią (RS).

Gągoł *Bucephala clangula*. Stwierdzony w sezonach 2002 i 2003 oraz 2008–2011. Najwięcej ptaków (po 5) odnotowano w latach 2009 i 2011. Najliczniejszy pojaw 4 osobników (2 samce, 2 samice) stwierdzono 11.01.2003 r. między Tykocinem a Złotorią nad Narwią.

Tab. 1. Ptaki wodno-błotne i szponiaste zimujące w latach 2001–2011 na badanych odcinkach rzek dorzecza Narwi
Table 1. Wetland birds and birds of prey wintering in 2001–2011 in selected river sections in the Narew drainage basin

Grupa ekologiczna Ecological group	Gatunek/ Species	N	U [%]	Z
Wodno-błotne Wetland birds	Łabędź nieozn. <i>Cygnus</i> sp.	1	+	+
	Łabędź niemy <i>Cygnus olor</i>	1289	5,9	12,0
	Łabędź czarnodzioby <i>Cygnus columbianus</i>	7	+	0,1
	Łabędź krzykliwy <i>Cygnus cygnus</i>	155	0,7	1,4
	Gęś białoczelna <i>Anser albifrons</i>	2	+	+
	Gęgawa <i>Anser anser</i>	5	+	+
	Mandarynka <i>Aix galericulata</i>	1	+	+
	Karolinka <i>Aix sponsa</i>	1	+	+
	Kaczka pływająca nieozn. <i>Anas</i> sp.	57	0,3	0,5
	Świstun <i>Anas penelope</i>	3	+	+
	Cyraneczka <i>Anas crecca</i>	18	0,1	0,2
	Krzyżówka <i>Anas platyrhynchos</i>	19 949	90,8	186,3
	Rożeniec <i>Anas acuta</i>	1	+	+
	Głowienka <i>Aythya ferina</i>	1	+	+
	Czernica <i>Aythya fuligula</i>	9	+	0,1
	Gągoł <i>Bucephala clangula</i>	21	0,1	0,2
	Tracz nieozn. <i>Mergus</i> sp.	4	+	+
	Bielaczek <i>Mergellus albellus</i>	3	+	+
	Nurogęś <i>Mergus merganser</i>	307	1,4	2,9
	Perkoz <i>Tachybaptus ruficollis</i>	54	0,2	0,5
	Perkoz dwuczuby <i>Podiceps cristatus</i>	1	+	+
	Kormoran <i>Phalacrocorax carbo</i>	1	+	+
	Czapla siwa <i>Ardea cinerea</i>	48	0,2	0,4
	Wodnik <i>Rallus aquaticus</i>	3	+	+
	Kokoszka <i>Gallinula chloropus</i>	1	+	+
	Łyska <i>Fulica atra</i>	2	+	+
	Mewa siwa <i>Larus canus</i>	1	+	+
	„Mewa srebrzysta” <i>Larus argentatus</i> sensu lato	2	+	+
Zimorodek <i>Alcedo atthis</i>	29	0,1	0,3	
Suma/ Total		21 976	100,0	205,2
Szponiaste Birds of prey	Bielik <i>Haliaeetus albicilla</i>	9	1,9	0,1
	Błotniak zbożowy <i>Circus cyaneus</i>	14	2,9	0,1
	Jastrząb <i>Accipiter gentilis</i>	13	2,7	0,1
	Krogulec <i>Accipiter nisus</i>	23	4,8	0,2
	Myszołów nieozn. <i>Buteo</i> sp.	20	4,2	0,2
	Myszołów <i>Buteo buteo</i>	275	57,8	2,6
	Myszołów włochaty <i>Buteo lagopus</i>	111	23,3	1,0
	Pustułka <i>Falco tinnunculus</i>	8	1,7	0,1
Sokół wędrowny <i>Falco peregrinus</i>	2	0,7	+	
Suma/ Total		475	100,0	4,4

Objaśnienia symboli: N – łączna liczba osobników, U – udział procentowy w całym zgrupowaniu, Z – liczba osobników/10 km cieku w sezonie; + < 0,1

Explanations of symbols: N – the total number of individuals, U – their percentage in the whole community, Z – the number of individuals/10 km of a watercourse per season; + < 0.1



Ryc. 2. Samica krzyżówki *Anas platyrhynchos* (13.12.2004 r.; fot. M. Polakowski)
Fig. 2. Female *Anas platyrhynchos* (13 December, 2004; photo by M. Polakowski)

Bielaczek *Mergellus albellus*. Koło Fast, 18.01.2009 r., widziano pojedynczą samicę, a 16.01.2010 r. – dwie (TT i in.).

Nurogęś *Mergus merganser*. Regularnie zimująca w każdym z sezonów (najrzadziej w latach 2001 i 2005 – po jednym osobniku).

Najczęściej stwierdzana w dolinie Supraśli (62,2% ptaków), a zwłaszcza na jej przyujściowym odcinku. Znacznie rzadziej rejestrowana na Narwi (19,5%) i Białej (18,2%). Najliczniejszy pojaw 15.01.2010 r. koło Złotorii na Supraśli (26 samców i 16 samic, TM) i 16.01.2011 r. między Fastami a Wasilkowem (22 samce i 15 samic, RSI).

Perkozek *Tachybaptus ruficollis*. Corocznie obserwowano od 2 (2001 r.) do 12 (2009 r.) zimujących osobników. Najczęściej notowany na Białej (64,8%). Najwięcej perkozów (8 os.) stwierdzono 18.01.2009 r. koło Fast (TT i in.).

Perkoz dwuczuby *Podiceps cristatus*. Jednego ptaka widziano 16.01.2011 r. między Tykocinem a Strękową Górą (JB, AN).

Kormoran *Phalacrocorax carbo*. Tylko raz obserwowano pojedynczego osobnika 16.01.2011 r. koło Złotorii (RS).

Czapla siwa *Ardea cinerea*. Zimująca regularnie, lecz bardzo nielicznie. Maksymalnie stwierdzono 10 osobników w 2008 r. Najczęściej spotykano ją na podmiejskim odcinku Białej (64,6% ptaków). W dniu 18.01.2009 r., koło Fast, odnotowano stado 6 osobników (TT i in.).



Ryc. 3. Zimujące krzyżówki (fot. M. Polakowski)
Fig. 3. Wintering Mallards (photo by M. Polakowski)

Wodnik *Rallus aquaticus*. Pojedyncze ptaki obserwowano w latach 2006, 2008 i 2010 na podmiejskim odcinku Białej koło Fast (GG i in.).

Kokoszka *Gallinula chloropus*. W dniach 11–12.01.2008 r. niedorośli osobnik przebywał na podmiejskim odcinku Białej koło Fast (MP, GG i in.).

Łyska *Fulica atra*. Tylko raz 2 osobniki odnotowano 15.01.2010 r. między Fastami a Złotorią (TM).

Mewa siwa *Larus canus*. Jednego osobnika obserwowano 18.01.2009 r. w Białymstoku nad Białą (MP i in.).

„Mewa srebrzysta” *Larus argentatus sensu lato*. Po jednym osobniku widziano 14.01.2006 r. i 15.01.2010 r. odpowiednio pod Wizną (KG) i w Białymstoku (MP, MB).

Zimorodek *Alcedo atthis*. Corocznie rejestrowano zimą od 1 (2004 r.) do 8 (2006 r.) osobników (średnio 2,6/sezon; $n = 29$). Najwięcej ptaków stwierdzono na Białej (48,3%), a najmniej na Narwi (10,3%). Najliczniej (po 3 os.) odnotowany 12.01.2003 r. (AS) i 14.01.2006 r. (PK i in.) na podmiejskim odcinku Białej koło wsi Fasty.

Ptaki szponiaste

Bielik *Haliaeetus albicilla*. Zwykle pojedyncze osobniki widziano w różnych latach najczęściej w dolinie Narwi (67% obserwacji). Prawie zawsze były to ptaki dorosłe. Tylko raz, 15.01.2005 r., niedojrzałego bielika obserwowano między Tykocinem a Złotorią nad Narwią. Tego samego dnia widziano także 2 *ad.* koło Wizny.

Błotniak zbożowy *Circus cyaneus*. Zimuje regularnie, lecz skrajnie nielicznie. Odnotowany w ciągu 6 sezonów. W dolinie Narwi widziano łącznie 11 osobników, w tym 13.01.2001 r. między Wizną a Strękową Górą – największe skupienie liczące łącznie 7 ptaków (TT).

Jastrząb *Accipiter gentilis*. Odnotowany w ciągu 6 sezonów. W tym czasie stwierdzano niemal wyłącznie pojedyncze osobniki.

Krogulec *Accipiter nisus*. Rejestrowany prawie każdej zimy, najczęściej 1–2 ptaki (4 sezo-

ny). Po 5 osobników widziano w latach 2008 i 2009.

Myszołów *Buteo buteo*. Dominujący ptak szponiasty, notowany każdej zimy od 7 (2011 r.) do 52 (2009 r.) osobników (średnio 25 os./sezon; $n = 275$). Najliczniejszy w dolinie Narwi (50,9%), mniej liczny w dolinie Supraśli (39,3%). Najwięcej osobników (21) stwierdzono 17.01.2009 r. między Tykocinem a Złotorią nad Narwią (MJ, JBJ).

Myszołów włochaty *Buteo lagopus* (ryc. 4). Stwierdzany zimą corocznie, z wyjątkiem 2010 r. Rejestrowano regularnie od 3 (2004 r.) do 19 osobników (2009 r.) (średnio 11,1/sezon; $n = 111$). Najwięcej ptaków odnotowano w dolinie Narwi (69,4%), gdzie 17.01.2009 r. między Tykocinem a Złotorią przebywało 14 osobników (MJ, JBJ).

Pustułka *Falco tinnunculus*. Rejestrowano nieregularnie pojedyncze ptaki. Tylko 14.01.2006 r. widziano 2 pustułki koło Fast (PK i in.). Większość (44,4%) osobników stwierdzono w dolinie Białej.



Ryc. 4. Myszołów włochaty *Buteo lagopus* w locie (23.02.2007 r.; fot. Tomasz Kułakowski)

Fig. 4. Rough-legged Buzzard *Buteo lagopus* in flight (23 February, 2007; photo by Tomasz Kułakowski)

Sokół wędrowny *Falco peregrinus*. Obserwowany dwukrotnie. Jednego ptaka spotkano 13.01.2006 r. w dolinie Supraśli między Wasilkowem i Fastami (TT), a dorosłego zauważono w dniach 11 i 12.01.2008 r. koło Fast (MP, GG i in.).

Dyskusja

Nizina Północnopodlaska stanowi ważne miejsce gniazdowania wielu rzadkich ptaków (np. Pugacewicz 1997, Dyrzc 2005), a także migracji i postoju niektórych gatunków (Kułakowski 2002; Ławicki i in. 2011; Polakowski i in. 2011). Jednocześnie obszar ten charakteryzuje się dość ubogą i nieliczną awifauną zimującą. Stwierdzona różnorodność i zagęszczenia ptaków wodno-błotnych należą do najniższych w kraju (Dombrowski 1994; Cichocki i in. 2000; Czapulak, Betleja 2001; Ławicki i in. 2008). Wiele gatunków ptaków regularnie zimujących w innych częściach Polski notuje się tu rzadko lub wcale (gęsi, perkoz dwuczuby, głowienka, czernica, kokoszka, łyśka i mewy), co z pewnością wynika z trudnych warunków klimatycznych panujących zimą na Nizinie Północnopodlaskiej i w całej północno-wschodniej Polsce (Górniak 2000). Średnie temperatury w styczniu na zachodzie kraju są wyższe i osiągają $-1,5^{\circ}\text{C}$ (Lorenc 2005), podczas gdy w okresie prowadzenia obserwacji na terenie badań temperatura wynosiła średnio $-3,4^{\circ}\text{C}$. Zima trwa tu najdłużej w nizinnej części Polski, zlodzenie cieków i zbiorników wodnych występuje często i trwa długo, a temperatury stycznia są jednymi z najniższych w kraju (Górniak 2000). W toku 11-letnich obserwacji stwierdzono łącznie 25 gatunków wodno-błotnych, podczas gdy w zachodniej części kraju notuje się ich 45–50, na wybrzeżu Bałtyku 27–36, a w całej wschodniej Polsce 35–40 (Dombrowski i in. 1993). Na omawianym terenie, najwięcej gatunków ptaków wodno-błotnych stwierdzono na Białej (17) i Supraśli (16), a najmniej na Narwi (13). Ma to zapewne związek ze zlodzeniem tych rzek – stopień zlodze-

nia i tempo zamarzania były największe w przypadku Narwi, a najmniejsze na Białej.

Stwierdzona liczebność ptaków wodnych była jedną z najniższych w Polsce. Dominującym gatunkiem była krzyżówka, jednakże jej liczebność i zagęszczenie były niskie w porównaniu do wyników prezentowanych z innych regionów Polski. Na Śląsku zagęszczenie tego gatunku osiągało 800–1200 os./10 km biegu rzeki (Czapulak, Stawarczyk 1988; Czapulak 1991), w Dolinie Dolnego Bugu 318 os./10 km (Dombrowski i in. 2009), a w Małopolsce 263 os./10 km (Cichocki i in. 2000), choć jednocześnie wartości zagęszczeń były niekiedy niższe, np. w dolinie dolnej Pilicy wykazano 168 os./10 km (Chmielewski 1997), a w Krainie Gór Świętokrzyskich – 21,8 os./10 km (Wilniewczyc, Polak 2002). Największe znaczenie dla krzyżówek zimą na badanym terenie ma rzeka Biała. Decyduje o tym jej „miejski charakter” ze znaczną liczbą ujść zrzutów ścieków i zanieczyszczeń, co skutkuje jej zamarzaniem przy niższych temperaturach. Znaczenie ma tu także intensywne dokarmianie kaczek przez spacerowiczów, co powoduje większą atrakcyjność rzeki dla ptaków (Polakowski i in. 2010). Udział krzyżówki wśród zimujących ptaków wodnych był relatywnie wysoki w porównaniu do Polski zachodniej (57%), a nawet całej wschodniej jej części (69%) (Dombrowski i in. 1993). Dominowały samce, których wydatki energetyczne i mobilność są większe niż samic (Meissner, Michno 2011). Skutkuje to ich znacznym zapotrzebowaniem na pokarm, łatwiejszy do pozyskania w warunkach miejskich (Polakowski i in. 2010).

Innym gatunkiem dominującym w trakcie liczeń był łąbędz niemy. Jednak pomimo jego regularnego i często liczego zimowania w wielu miastach Polski (np. Dyrzc i in. 1991), na badanych rzekach Niziny Północnopodlaskiej w środowisku miejskim obserwowany był on rzadko. Wpływ na to miały niewielkie rozmiary białostockiego odcinka rzeki Białej, niezapewniające łąbędziom odpowiednich warunków do zimowania. Średnia liczebność ptaków na badanym terenie była niewielka w porów-

naniu do innych regionów, np. w Małopolsce stwierdzono zagęszczenie 27 os./10 km (Cichocki i in. 2000), a w Dolinie Górnej Wisły nawet 153,6 os./10 km biegu rzeki (Kawa, Wilk 2002).

Wskutek wyższych temperatur w styczniu 2007 r. liczniej zimował łabędź krzykliwy. Stwierdzono wtedy aż 36,1% ogółu ptaków odnotowanych w całym okresie badań i wyjątkowo liczne stado 56 osobników przebywających w ujściu Biebrzy do Narwi. Stąd też stwierdzona liczebność tego gatunku nie odbiegała znacząco od innych rejestrowanych w kraju (Wysocki 1996), a w porównaniu do niektórych była wyróżniająca (Dombrowski i in. 1993).

Udział nurogęsi w całym zgrupowaniu ptaków wodno-błotnych był na badanym terenie również niewielki w porównaniu do innych części Polski. Na dużych rzekach rejestrowano zagęszczenia znacznie wyższe – np. na górnej Wiśle 7,8–40,7 os./10 km (Kawa, Wilk 2002).

Pod względem zróżnicowania ptaków szponiastych badany teren nie wyróżniał się na tle innych, np. w Polsce środkowo-wschodniej i na Śląsku notowano po 9 gatunków z tej grupy systematycznej (Lontkowski 1994; Kasprzykowski, Rzępała 2002). Dominowały myszołów oraz myszołów włochaty, co jest charakterystyczne także dla innych regionów Polski (Cichocki i in. 2000; Kasprzykowski, Rzępała 2002). Zagęszczenie myszołowa (2,6 os./10 km) było niższe niż w Małopolsce, gdzie wynosiło ok. 10 os./10 km (Cichocki i in. 2000) i wielkopolskiej dolinie Noteci, gdzie notowano od 2,4 do 6,2 os./10 km (Bednorz, Kupczyk 1995). Stwierdzone zagęszczenie myszołowa włochatego (1,0 os./10 km) było znacznie wyższe w porównaniu do wyników ze Śląska – 0,18 os./10 km i Wielkopolski – 0,4–0,18 os./10 km (Lontkowski 1994; Bednorz i in. 2000). Gatunek ten liczniej zimuje w północno-wschodniej Polsce (Kasprzykowski, Rzępała 2002; Kasprzykowski, Cieśluk 2011). Natomiast w zachodniej części kraju więcej zimuje myszołów, błotniaków zbożowych i pustułek (Lontkowski 1994). Decydującym czynnikiem wpływającym na liczebność ptaków szponiastych jest pokrywa śnieżna, która unie-

możliwia skuteczne wykrycie i upolowanie ofiary (Sonerund 1986).

Omawiane wyniki wskazują na niewielkie znaczenie centralnej części Niziny Północnopodlaskiej dla zimującej awifauny wodnej. Istotny wpływ mogą tu mieć niesprzyjające warunki klimatyczne oraz brak dużych rzek i niezamarzających zbiorników, które w innych częściach Polski często skupiają znaczącą liczbę zimujących ptaków wodnych (Czapulak, Betleja 1998; Kawa, Wilk 2002; Piotrowska 2003; Dombrowski i in. 2007). Wpływają one także na relatywnie niewielkie zagęszczenia ptaków szponiastych, którym polowanie skutecznie utrudnia znacznej grubości pokrywa śnieżna zalegająca tu zimą. Wyjątek stanowi myszołów włochaty, którego głównym miejscem zimowania w Polsce jest północno-wschodnia część kraju.

Podziękowania

W pierwszej kolejności dziękujemy dr. Włodzimierzowi Chętnickiemu, opiekunowi Koła Naukowego Biologów Uniwersytetu w Białymstoku, za wieloletnią opiekę nad inicjatywą Liczenia Ptaków Zimujących, wsparcie merytoryczne, metodyczne i organizacyjne. Publikacja ta nie powstałaby także bez zaangażowania licznego grona Koleżanek i Kolegów prowadzących liczenia lub biorących w nich aktywny udział. Poza wymienionymi w tekście byli to: Rafał Bargiel, Joanna Bekier, Paweł Białomyzy, Paweł Brzęk, Agnieszka Czerwiec, Andrzej Gabiński, Krzysztof Henel, Wojciech Januszkiewicz, Edyta Kapowicz, Robert Kapowicz, Jerzy Kosior, Krzysztof Krahel, Alicja Krasnodębska, Łukasz Mazurek, Łukasz Meina, Paweł Mirski, Sławomir Niedźwiecki, Wojciech Piechowski, Anna Płowucha, Robert Polak, Wojciech Sawicki, Michał Skierczyński, Jarosław Stepaniuk, Piotr Świętochowski, Monika Trzcinka, Marcin Wereszczuk, Marcin Włodkowski, Anna Wnorowska, Monika Zahorowska, Tomasz Złotkowski. W liczeniach wzięło także udział łącznie 50 osób towarzyszących.

Dziękujemy również Andrzejowi Dombrowskiemu, Zbigniewowi Kasprzykowskiemu i Krzysztofowi Dudzikowi za krytyczne uwagi do pierwszej wersji niniejszej pracy, a Joannie Przybylskiej za trud tłumaczenia streszczenia na język angielski.

Badania były dofinansowane ze środków Uniwersytetu w Białymstoku.

PIŚMIENICTWO

- Bednorz J., Kupczyk M. 1995. Fauna ptaków doliny Noteci. W: Bednorz J. (red.). Ptaki doliny Noteci. Pr. Zakł. Biol. i Ekol. Ptaków UAM w Poznaniu 4: 3–94.
- Bednorz J., Kupczyk M., Kuźniak S., Winiecki A. 2000. Ptaki Wielkopolski. Monografia faunistyczna. Bogucki Wyd. Nauk., Poznań.
- Brewka B. 1993. Zimowanie krzyżówki (*Anas platyrhynchos*) na Zatoce Gdańskiej w sezonach 1984/1985–1986/1987. Not. Orn. 34 (1–2): 55–62.
- Chmielewski S. 1997. Przeloty i zimowanie ptaków w dolinie Pilicy. Kulon 2 (2): 129–166.
- Cichocki W., Czerwiński B., Czyż S., Król W., Smykla J., Walasz A., Walasz K. 2000. Atlas ptaków zimujących Małopolski. MTO, Kraków.
- Czapulak A. 1991. Zimowanie ptaków wodnych na Śląsku w latach 1988–1989. Ptaki Śląska 8: 118–127.
- Czapulak A., Betleja J. 1998. Zimowanie ptaków wodnych na Śląsku w latach 1990–1995. Ptaki Śląska 12: 127–143.
- Czapulak A., Betleja J. 2001. Zimowanie ptaków wodnych na Śląsku w latach 1996–1999. Ptaki Śląska 13: 107–123.
- Czapulak A., Stawarczyk T. 1988. Zimowanie ptaków wodnych na Śląsku w latach 1985–1987. Ptaki Śląska 6: 22–39.
- Dombrowski A. 1994. Znaczenie śródłędzia Polski w zimowaniu ptaków wodnych. Not. Orn. 35: 115–125.
- Dombrowski A., Kasprzykowski Z., Mitrus C., Pióro C., Tabor A., Tabor J. 2009. Ptaki wodno-błotne Dolnego Bugu w okresie pozalegowym. Kulon 14: 33–56.
- Dombrowski A., Keller M., Chmielewski S. 2007. Zmiany liczebności ptaków wodnych zimujących na Nizinie Mazowieckiej w latach 1984–1993. Kulon 2: 103–127.
- Dombrowski A., Kot H., Zyska P. 1993. Liczebność ptaków wodnych zimujących w Polsce w latach 1988–1990. Not. Orn. 34: 5–21.
- Dyrcz A. 2005. Ptaki – bogactwo Bagien Biebrzańskich. W: Dyrcz A., Werpachowski C. Przyroda Biebrzańskiego Parku Narodowego. Monografia. Biebrzański PN, Osowiec–Twierdza.
- Dyrcz A., Grabiński W., Stawarczyk T., Witkowski J. 1991. Ptaki Śląska. Monografia faunistyczna. UW, Wrocław.
- Górniak A. 2000. Klimat województwa podlaskiego. IMGW, Białystok.
- Hebda G. 2001. Przeloty i zimowanie ptaków wodnych na Odrze w Opolu. Zesz. Przyr. OTPN 35: 62–71.
- Kasprzykowski Z., Cieśluk P. 2011. Rough-legged Buzzard *Buteo lagopus* wintering in central eastern Poland: population structure by age and sex, and the effect of weather conditions. Ornith. Fenn. 88: 98–103.
- Kasprzykowski Z., Rzępała M. 2002. Liczebność i preferencje siedliskowe ptaków szponiastych *Falconiformes* zimujących w środkowo-wschodniej Polsce. Not. Orn. 43: 73–82.
- Kawa P., Wilk T. 2002. Zimowanie ptaków wodnych i szponiastych na Wiśle pomiędzy Oświęcimem a Niepołomicami w sezonach 1997–1999 i 2000–2002. Not. Orn. 43: 279–288.
- Kochan Z. 1993. Zimowanie łyśki (*Fulica atra*) na Zatoce Gdańskiej w sezonach 1984/1985–1986/1987. Not. Orn. 34 (1–2): 125–129.
- Komisja Faunistyczna 2007. Rzadkie ptaki obserwowane w Polsce w roku 2006. Not. Orn. 48: 107–136.
- Kuławski T. 2002. Ekspansja liczebności łabędzi czarnodziobych *Cygnus columbianus* na Północnym Podlasiu. Biul. Inf. Pol. Grupy Bad. Łabędzi 4–5: 86–89.
- Lontkowski J. 1994. Zimowanie ptaków drapieżnych na terenach otwartych Śląska. Ptaki Śląska 10: 70–77.
- Lorenc H. (red.) 2005. Atlas klimatu Polski. IMGW, Warszawa.
- Ławicki Ł., Czeraszewicz R., Guentzel S., Jasiński M., Kajzer Z., Kaliciuk J., Oleksiak A. 2008. Zimowanie ptaków wodnych na Pomorzu Zachodnim w latach 2002–2008. Not. Orn. 49: 235–244.
- Ławicki Ł., Wylegała P., Wieloch M., Sikora A., Grygoruk G., Dombrowski A., Chmielewski S., Lenkiewicz W., Włodarczyk R. 2011. Liczebność i rozmieszczenie łabędzia czarnodziobego *Cygnus columbianus bewickii* w Polsce wiosną 2010 r. Ornith. Pol. 52: 196–210.
- Mazurek Ł., Polakowski M. 2002. Ptaki zimujące w dorzeczu Narwi na Nizinie Północnopodlaskiej w sezonie 2001/2002. W: Zysk B., Łaciak T. (red.). Materiały VI Ogólnopolskiego Przeglądu działalności Studenckich Kół Naukowych Przyrodników. Wyd. Nauk. AP, Kraków.
- Meissner W., Bzoma S., Nagórski P., Bela G., Zięcik P., Wybraniec M., Marczewski A. 2011. Liczebność ptaków wodnych na Zatoce Gdańskiej w okresie od maja 2010 do kwietnia 2011. Ornith. Pol. 52: 295–300.

- Meissner W., Koss M., Bzoma S. 2008. Liczebność ptaków wodnych na Zatoce Gdańskiej wokresie maj 2006–kwiecień 2007. *Not. Orn.* 49: 60–64.
- Meissner W., Michno B. 2011. Variability of the sex ratio of Mallards *Anas platyrhynchos* wintering in the Tricity (northern Poland). W: Indykiewicz P., Jerzak L., Böhner J., Kavanagh B. (red.). *Urban Fauna. Studies of Animal Biology, Ecology and Conservation in European Cities*. UTP, Bydgoszcz: 415–423.
- Meissner W., Pająkowski C., Zyskowski K. 1993. Zimowanie perkoza dwuczubego (*Podiceps cristatus*) i kormorana (*Phalacrocorax carbo*) na Zatoce Gdańskiej w sezonach 1984/1985–1986/1987. *Not. Orn.* 34 (1–2): 31–37.
- Meissner W., Rowiński P., Kleinschmidt L., Antczak J., Wilniewczyc P., Betleja J., Maniarski R., Afranowicz-Cieślak R. 2012. Zimowanie ptaków wodnych na terenach zurbanizowanych w Polsce w latach 2007–2009. *Ornis Pol.* 53: 249–273.
- Meissner W., Rydzkowski P. 2007. Zimowanie ptaków wodnych na Zatoce Gdańskiej w sezonie 2005/2006. *Not. Orn.* 48: 142–146.
- Piotrowska M. 2003. Zimowanie ptaków wodnych na lubelskim odcinku Wisły w latach 1985–2000. *Not. Orn.* 44: 141–159.
- Polakowski M., Broniszewska M., Jankowiak Ł., Ławicki Ł., Siuchno M. 2011. Liczebność i dynamika wiosennego przelotu gęsi w Kotlinie Biebrzańskiej. *Ornis Pol.* 52: 159–180.
- Polakowski M., Broniszewska M., Skierczyński M.A. 2010. Effect of urbanization and feeding intensity of wintering Mallards (*Anas platyrhynchos*) in NE Poland. *Ornis Svecica* 20: 76–80.
- Pugacewicz E. 1997. Ptaki lęgowe Puszczy Białowiejskiej. PTOP, Białowieża.
- Pugacewicz E. 2009. Monitoring szponiastych *Falconiformes* w okresie pozalęgowym w krajobrazie rolniczym Równiny Bielskiej w sezonach 1996/1997–2008/2009. *Dubelt* 1: 114–123.
- Pugacewicz E. 2010. Monitoring górniczka *Eremophila alpestris*, rzepołucha *Carduelis flavirostris* i śnieguły *Plectrophenax nivalis* na polach pod Hajnówką w sezonach 1996/1997–2009/2010. *Dubelt* 2: 134–142.
- Sonerund G.A. 1986. Effect of snow cover on seasonal changes in diet, habitat, and regional distribution of raptors that prey on small mammals in boreal zones of Fennoscandia. *Holarct. Ecol.* 9: 33–47.
- Świętochowski P. 2007. Liczenie ptaków zimujących w dorzeczu Narwi. W: Krupa M., Kleinschmidt L., Krupa R. (red.) XXXVI Międzynarodowe Seminarium Kół naukowych. Olsztyn: 173–174.
- Wilniewczyc P., Polak M. 2002. Awifauna doliny Belnianki pod Daleszycami (woj. świętokrzyskie) w okresie zimowania i przelotów w latach 1995–1996. *Kulon* 7 (1–2): 41–72.
- Wysocki D. 1996. Ptaki wodno-błotne zbiorników wód pościekowych Zakładów Chemicznych „Police”. *Not. Orn.* 37 (1–2): 55–70.

SUMMARY

Chrońmy Przyrodę Ojczystą 69 (2): 106–115, 2013

Polakowski M., Kułakowski T., Jankowiak Ł., Broniszewska M. Wintering of wetland birds and birds of prey in selected river sections the North-Podlasie Narew basin (2001–2011)

In terms of wintering wetland birds, the North Podlasie Lowland is one of the least explored regions in Poland. Data presented in this paper were collected in 2001–2011 during annual January inventories on the Narew, Supraśl and Biała rivers (the total length of 107.5 km) and are intended to enrich the knowledge about this region. The results show low concentrations and diversity of species, which is typical of the region. The most numerous species include Mallard *Anas platyrhynchos* (domination: 90.8%; 186.3 individuals per 10 km), Mute Swan *Cygnus olor* (5.9%; 12 ind. per 10 km) and Common Merganser *Mergus merganser* (1.4%; 2.9 ind. per 10 km). Several species, which regularly winter in other regions of Poland, were observed rarely or were absent (geese *Anser* sp., Eurasian Coot *Fulica atra*, Tufted Duck *Aythya fuligula*, gulls Laridae). The diversity of birds of prey was similar to other regions of Poland, however their abundance was quite low excepted relatively abundant Rough-legged Buzzard *Buteo lagopus*. The relative scarcity of wintering species probably results from harsh climate of the North Podlasie Lowland (ice cover and thick snow cover on the rivers). The above-mentioned factors are probably the cause of small numbers of wintering birds of prey, though the species diversity is comparable to the diversity recorded in other regions of Poland.

Analiza stanu ochrony starorzecza na przykładzie kompleksu starorzeczy „Wiślicka” – obszar Natura 2000 PLH 120084

Analysis of the conservation status of the “Wiślicka” oxbow lakes – Natura 2000 site PLH 120084

TADEUSZ ZAJĄC^{1*}, AGNIESZKA POCIECHA¹, ELŻBIETA WILK-WOŹNIAK¹, KATARZYNA ZAJĄC¹, WOJCIECH BIELAŃSKI¹, DARIUSZ CISZEWSKI², JACEK FLOREK³, MARIA GOŁĄB¹, MAREK GUZIK⁴, ANNA LIPIŃSKA⁴, RYSZARD MYŚKA⁵, KAMIL NAJBEREK¹, MARTA POTOCZEK¹, EDWARD WALUSIAK¹, BRONISŁAW SZCZĘŚNY¹

¹ Instytut Ochrony Przyrody PAN
31–120 Kraków, al. Mickiewicza 33
* e-mail: tzajac@iop.krakow.pl

² Akademia Górniczo-Hutnicza
Katedra Geologii Ogólnej, Ochrony Środowiska
i Geoturystyki
30–059 Kraków, al. Mickiewicza 30

³ Uniwersytet Rolniczy, Katedra Inżynierii Wodnej
30–059 Kraków, al. Mickiewicza 4/28

⁴ Uniwersytet Pedagogiczny
Zakład Zoologii Kręgowców i Biologii Człowieka
31–054 Kraków, ul. Podbrzezie 3

⁵ „GME Consulting” Ryszard Myśka
31–410 Kraków, Lublańska 22

Słowa kluczowe: 3150 eutroficzne zbiorniki wodne, starorzecze, biocenoza, antropopresja, gatunki obce.

Siedlisko kodowane w Dyrektywie Siedliskowej jako 3150, obejmujące eutroficzne zbiorniki wodne, w tym starorzecza, jest definiowane na podstawie stopnia eutrofizacji wody i roślinności porastającej zbiornik. Cechy te są często analizowane w waloryzacjach, inwentaryzacjach i decyzjach środowiskowych jako jedyne, które charakteryzują to siedlisko. Na podstawie szeroko zakrojonych badań ekosystemowych kompleksu starorzeczy opisano typowe mechanizmy ekologiczne wpływające na stan ochrony starorzecza.

Wstęp

W warunkach szybkiego rozwoju gospodarczego kraju coraz częściej dochodzi do planowania i lokalizowania inwestycji gospodarczych w dolinach rzecznych. Do właściwego przeprowadzenia procedury oceny oddziaływania na środowisko (OOS) bardzo czę-

sto wymagana jest waloryzacja przyrodnicza, ocena stanu ochrony oraz możliwości zachowania tak specyficznego siedliska, jakim są starorzecza. Są to siedliska coraz rzadziej spotykane w krajobrazie, bowiem procesy odpowiedzialne za ich powstawanie w wielu dolinach rzecznych ustały lub zostały w dużej mierze zahamowane na skutek ich regulacji.

Część z nich kwalifikowana jest do ochrony w ramach obszarów Natura 2000 jako podtyp siedliska „Starorzecza i naturalne eutroficzne zbiorniki wodne ze zbiorowiskami z *Nymphaeion*, *Potamion*” (kod 3150), część jest chroniona w ramach krajowego systemu obszarów chronionych, jednak spora ich liczba pomimo istotnych wartości przyrodniczych ciągle pozostaje bez ochrony.

Brak opracowań dotyczących tego siedliska powoduje, że oceny kondycji danego obiektu oraz jego przyszłości dokonuje się najczęściej w oparciu o interpretację definicji chronionego prawem siedliska o kodzie 3150 podtyp 2 – starorzecza (Klimaszyk 2004). Wielu autorów opracowań praktycznych wnioskuje o stanie badanego akwenu na podstawie uproszczonej analizy szaty roślinnej, przy braku zrozumienia istoty jego funkcjonowania i niezwyklej wartości przyrodniczo-krajobrazowej. Szata roślinna jest tylko jednym z elementów ułatwiających jego zdefiniowanie i rozpoznanie. Funkcjonowanie tego siedliska jest uzależnione od wielu ważnych i specyficznych dla niego czynników, które w tym artykule zostaną przedstawione na przykładzie starorzecza Wisły, powstałego w jej górnym biegu, objętego ochroną jako obszar Natura 2000 „Wiśliśka” o kodzie PLH120084.

Definicje siedliska 3150

Dyrektywa Siedliskowa określa starorzecza jako obiekty spełniające kryteria zawarte w definicji typu siedliska przyrodniczego oznaczonego kodem 3150. „The Interpretation Manual of European Union Habitats” (EUR27, 2007) – dokument wydawany przez Komisję Europejską – nie wydziela starorzecza jako osobnego podtypu i definiuje siedlisko 3150 następująco:

Jeziora i niewielkie zbiorniki wodne przeważnie z wodami od brudnoszarych do niebieskozielonych, więcej lub mniej zmaczonymi,

szczególnie bogatymi w rozpuszczone substancje zasadowe (pH zazwyczaj >7), ze zbiorowiskami makrofitów o liściach pływających po powierzchni wody (*Hydrocharition*) lub, w głębokich, otwartych wodach, ze zbiorowiskami dużych rdestnic (*Magnopotamion*).

Podobną definicję podaje European Environmental Agency. Natomiast *Poradnik ochrony siedlisk i gatunków*, wydany przez Ministerstwo Środowiska w 2004 roku (Klimaszyk 2004), definiuje to siedlisko nieco inaczej:

Naturalne jeziora i stałe niewielkie zbiorniki wodne oraz odcięte fragmenty koryt rzecznych z wolno pływającymi w toni wodnej makrofitami (*Potamion* i częściowo *Nymphaeion*), makrofitami zakorzenionymi w dnie oraz o liściach pływających (część *Nymphaeion*), a także prymitywnymi zbiorowiskami drobnych roślin pływających po powierzchni wody (*Lemnetea*).

Zaktualizowana wersja *Podręcznika rozszerza* definicję starorzecza (Wilk-Woźniak i in. 2012), ale podstawą klasyfikacji są identyfikatory fitosocjologiczne oraz wybrane cechy środowiska. Definicja Niemieckiej Związkowej Agencji Ochrony Środowiska (BfN) jest bardzo podobna:

Naturalne eutroficzne jeziora i niewielkie zbiorniki wodne, z włączeniem ich roślinności brzegowej, z pływającą i zanurzoną roślinnością wodną; z roślinnością z klas *Lemnetea*, *Potamogetonetea pectinati*, ze strzałką wodną *Stratiotes aloides* i pływaczami *Utricularia* spp.

BfN podaje istotne uzupełnienie: Komisja Europejska wyjaśniła, że – zależnie od definicji terminu „naturalny” – ten rodzaj siedliska może mieć trojaki charakter: pierwotnie naturalny, antropogeniczny lub wtórnie naturalny. Zatem kwestia naturalnego/antropogenicznego charakteru siedliska nie ma w jego ochronie zasadniczego znaczenia, jeżeli poddane jest ono działaniu spontanicznych procesów przyrodniczych.

Integrity („spoistość”¹) – ważny element oceny stanu siedliska

Bardzo ważne z punktu widzenia ochrony przyrody pojęcie *integrity* obszaru chronionego (wprowadzone przez autorów Dyrektywy Siedliskowej) jest w Polsce niekiedy błędnie rozumiane. *Integrity* obszaru Natura 2000 oznacza nie tyle niski stopień jego fragmentacji (mylne tłumaczenie *integrity*: „całość, niepodzielność”), lecz raczej jego nienaruszalność, spoistość, spójność, funkcjonalność. Przez pojęcie *integrity*, odnoszące się do ekosystemu na danym obszarze, należy rozumieć trwałość i prawidłowe funkcjonowanie siedlisk przyrodniczych oraz populacji roślin i zwierząt. Jest ono uzależnione od naturalnych, spontanicznie powstających struktur i procesów ekologicznych, a zwłaszcza ich wzajemnych powiązań. Obszar o dużej spoistości ekosystemowej charakteryzuje się dużymi możliwościami samoregulacyjnymi (ang. *resilience*), czyli wykazuje dużą odporność i zdolności regeneracyjne, nie wymagając interwencji z zewnątrz (Engel 2009).

Pierwotna ocena struktury i funkcji każdego starorzecza (a nie tylko kwalifikowanego jako siedlisko 3150) powinna zawierać oprócz wyników inwentaryzacji gatunków, także wyniki kompleksowych badań środowiska, dające pełną ocenę realnego zachowania właściwego stanu siedliska bądź możliwości poprawy jego stanu.

Analiza stanu ochrony starorzecza „Wiślicka”

W latach 2010–2011 w ramach inwentaryzacji przyrodniczej wykonanej dla Biura Architektonicznego „Wizja”, sfinansowanej przez „Budus Developer SA”, przeprowadzono

¹ W języku polskim wyraz *integrity* często tłumaczy się jako „spójność”, co jest o tyle niewłaściwe, że identyczne pojęcie stosuje się dla określenia spójności sieci obszarów Natura 2000. Prowadzi to bardzo często do mylnych interpretacji związanych z fragmentacją, a nie funkcjonowaniem siedliska.

wszechstronne badania starorzecza „Wiślicka”. Wykonano pomiary wybranych parametrów chemicznych wód trzech wiślick² wchodzących w skład starorzecza, określono skład fito- i zooplanktonu oraz bentosu. Przeprowadzono inwentaryzację flory i fauny bezkręgowców i kręgowców, także pod kątem występowania gatunków obcych i inwazyjnych. Zanalizowano archiwalne materiały kartograficzne, wykonano badania hydrogeologiczne i hydrologiczne oraz źródeł wpływów antropogenicznych. Wnioski wypływające z zebranych danych przedstawiono na wybranych przykładach.

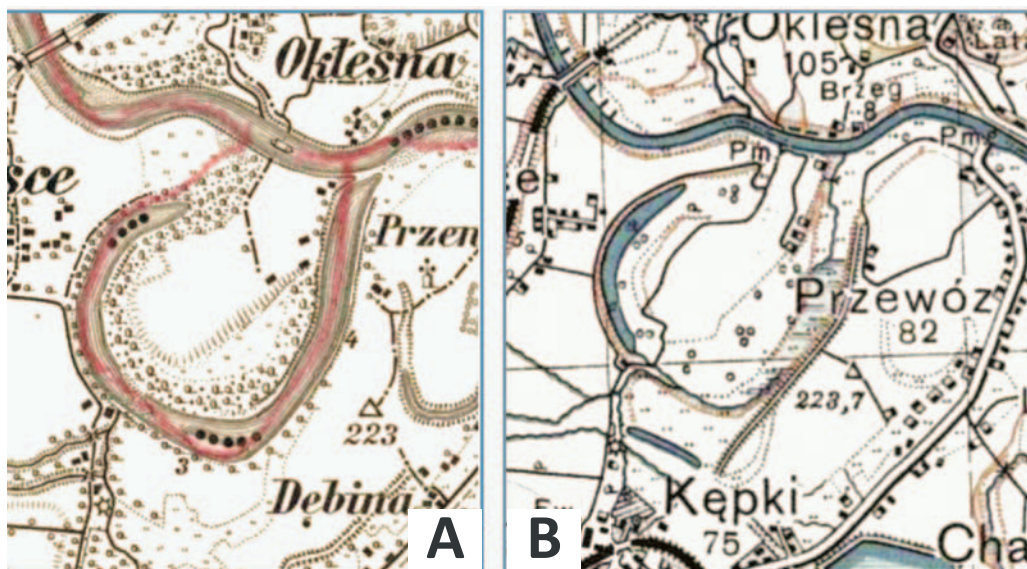
Miejsce badań

Starorzecze „Wiślicka” obejmuje system trzech zbiorników wodnych – Miejsce (50°0' 55,63"N, 19°30'48,09"E), Oko (50°0'30,21"N, 19°31'15,62"E) i Krajskie (50°0'48,69"N, 19°31' 46,76"E) – zachowanych w dawnym korycie Wisły, odciętych w toku prac regulacyjnych na przełomie XIX i XX w. (ryc. 1). „Wiślicka” to największe w województwie małopolskim starorzecze (powierzchnia dawnego koryta to 82,8 ha, łączna powierzchnia zbiorników wody – 44,5 ha). Wnętrze zakola jest płaskie, a różnicowanie wysokości sięga od 216,0 do 219,5 m n.p.m. w północnej części zakola.

W rejonie starorzecza osady czwartorzędowe zostały naniesione przez rzekę na nieprzepuszczalne podłoże ilaste wieku trzeciorzędowego. Nad nim występuje główna warstwa żwirów o miąższości od 6 do 11 m, przykryta kolejną warstwą osadów piaszczystych o miąższości sięgającej 6 m. Warstwa powierzchniowa ma miejscami 5 m miąższości i są to zasadniczo gliny z różnymi domieszkami pyłów lub piasków (ryc. 2), na których wykształciły się dość żyzne gleby.

Jak wynika z analizy materiałów kartograficznych, dawne zakole rzeki, wycięte w osadach czwartorzędowych, charakteryzowało się

² Mianem „wiślick” określa się zbiorniki pozostałe po dawnych korytach rzeki w dolinie Wisły.



Ryc. 1. Mapy historyczne wiśliśk: A – austrowęgierska mapa „Spezialkarte” z roku 1907 – widoczna przecięta szyja meandru; B – mapa z 1933 roku – zauważalne osuszenie terenu starorzecza wynika z wcięcia się głównego koryta Wisły w ciągu maksymalnie 26 lat (1907–1933) oraz początek budowy wałów przeciwpowodziowych; na obu mapach widnieje wspólne ujście łowiczanki i Bachówki (S-W część zakola)

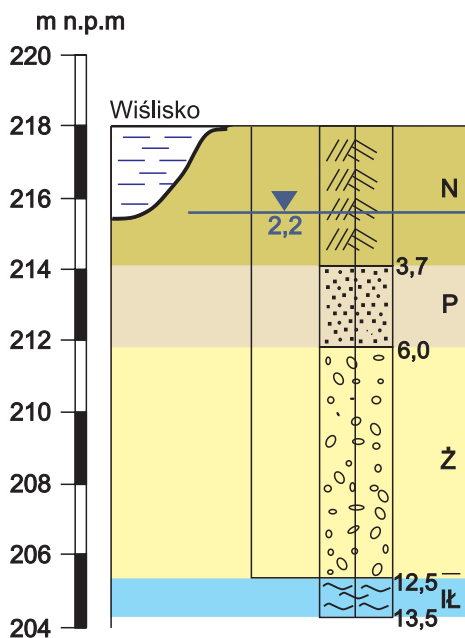
Fig. 1. Historical maps of the study site: A – the Austro-Hungarian map “Spezialkarte”, 1907 – the meander was isolated from the river channel; B – the Map of 1933 – the old river bed is drained, because of the lowering water level in the main channel of the Vistula River, meander drainage took max. 26 years (1907–1933), also building of river embankments was started; the common mouth of Bachówka and Łowiczanka streams is visible (S-W part of meander)

dość dużą naturalną dynamiką koryta, co owocowało jego zróżnicowanym kształtem. Zakole zostało odcięte od głównego koryta Wisły ponad 100 lat temu (1881–1907) w wyniku prac regulacyjnych. Od dwudziestolecia międzywojennego większa część powierzchni starorzecza uległa osuszeniu wskutek obniżenia się poziomu wód gruntowych wynikającego z wcięcia się koryta Wisły w podłoże po wyprostowaniu jej biegu. Zbiornik wodny zachował się jedynie w najgłębszych partiach dawnego koryta, w zachodniej części, wzdłuż zewnętrzne-



Ryc. 2. Schemat budowy podłoża, starorzecza „Wiśliśka”: N – nadkład, P – piaski, Ż – żwiry, łł – ility; strzałką zaznaczono głębokość lustra wody gruntowej

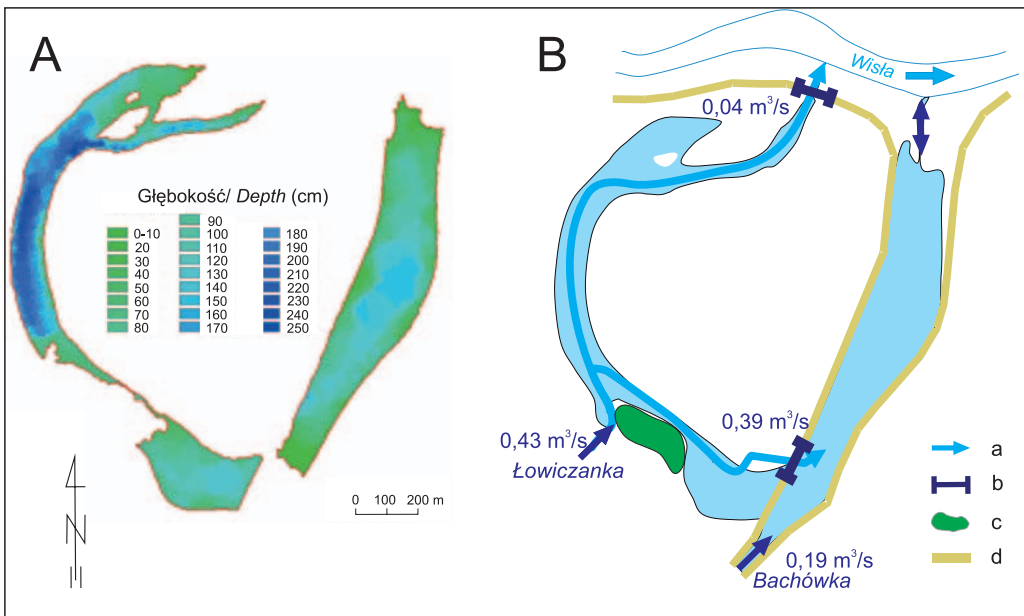
Fig. 2. Lithological profile of the Wiśliśka oxbow: N – overlayer, P – sand, Ż – gravel, łł – clay; an arrow indicates water table depth



go podcinanego brzegu. Pozostała część wiślicka była albo sucha, albo zabagniona w najgłębszych lub płaskich partiach w efekcie rozlewania się niewielkich strumieni – Bachówki i Łowiczanki, wpływających wówczas do Wisły wspólnym ujściem. Strumienie te niosły sporą część osadów, które przed odcięciem zakola były wyprowadzane przed płynące wody Wisły, a po odcięciu zakola – gromadziły się w powstałym zbiorniku wody stojącej tworząc duży stożek napływowy. Wypłynął on część dawnego koryta i zarósł lasem łęgowym.

W okresie przedwojennym główne koryto Wisły odcięto wałem przeciwpowodziowym (wyremontowanym w 2011 r., który przy pompowni na wiślicku Krajskie ma rzędna 221,6 m n.p.m), dzieląc dawne starorzecze na dwie części: obwałowaną i nieobwałowaną. Ta pierwsza obejmuje obustronnie wiślicko Krajskie, do którego przelożono ujście strumienia Bachówka, a wiślicko to stanowi obwałowaną cofkę dla wezbranych wód z Wisły.

Morfologia „Wiślick” ma charakter zbliżony do naturalnej w części zachodniej. Starorzecze odcięto od Wisły w rejonie występowania dwóch naturalnych śródkorytowych wysp (o powierzchni ok. 6,0 i 0,2 ha), które zachowały się do tej pory. Po ich wschodniej stronie lustro wody dzieli się na kilka niewielkich akwenów o niskim stopniu natlenienia, silnie zarośniętych rzęsą wodną. Koryto jest tu szerokie na kilkadziesiąt metrów, ma naturalną rzeźbę dna, jest głębsze (do 1,5 m) od strony wschodniej, gdzie podcina porośniętą drzewami stromą skarpcę o wysokości 3–4 m. Na tym odcinku starorzecze oblewa większą wyspę również po stronie zachodniej. Odnoga północno-zachodnia jest płytka (ryc. 3), o płaskim dnie. Po zewnętrznej stronie zakola wybudowano drogę asfaltową na umocnionym nasypie, modyfikując ukształtowanie brzegu starorzecza. Przy wsi Miejsce brzeg jest często zasypywany gruzem i zrobiono tu betonowe podesty dla wędkarzy.



Ryc. 3. Hydrologia starorzecza: A – mapa głębokości, B – rozdział wód z dopływów w starorzeczu Wisły, a – kierunek przepływu, b – przepusty wałowe, c – las łęgowy, d – wały

Fig. 3. Hydrology of the “Wiślicka” oxbow: A – the map of depths, B – water discharge from tributaries, a – flow direction, b – sluice gates, c – riparian forest, d – earth embankments

Nurt rzeki, jak można wnioskować z ukształtowania dna (ryc. 3a), biegnie w sposób typowy dla meandrującej rzeki, z głębokością pod podcinanym brzegiem. W miejscu przerzucania nurtu między kolejnymi zakolami występuje teraz duże przegłębienie na całym przekroju koryta. Głębia występująca pod brzegiem podcinanym sięga 2,5 m.

W południowej części starorzecza, na stożku napływowym przy ujściu Łowiczanki występuje las łęgowy formalnie wykluczony z obszaru Natura 2000. Kanał odprowadzający wody Łowiczanki do wiślicka Oko wykształcił się po wewnętrznej stronie zakola i ma niewielką szerokość (od ok. 70 m zwięźa się do ok. 1 m) i głębokość poniżej metra. Po ok. 450 metrach kanał otwiera się do kolejnego wiślicka – „Oko”. W stosunku do pozostałych wiślick jest ono niewielkie i ma kształt nieregularnego prostokąta, dość jednorodnego morfologicznie: na całej długości brzeg jest zniszczony przez abrazję, głębokość akwenu jest mało zróżnicowana (ryc. 3), a dno – w zasadzie płaskie i wyjątkowo grząskie, szczególnie w części zachodniej i północnej (>1 m mułu). Wschodnią część zbiornika stanowi wysoki wał przeciwpowodziowy (oddzielający ujściowy fragment potoku Bachówka). W północno-wschodniej części akwenu znajduje się sztuczna, płytka odnoga kierująca wodę z Oka do przepustu klapowego w wale prowadzącego do kolejnego wiślicka – „Krajskie”. Geneza Oka nie jest całkiem jasna, bowiem słabo pokrywa się ono z liniami brzegowymi dawnego koryta, odczytywanymi z map historycznych, jest więc prawdopodobne, że misa zbiornika była modyfikowana.

Wiślicko Krajskie ma charakter sztuczny. Dawna morfologia koryta została zatarta zarówno od północy – przez osady nanoszone przez Wisłę w czasie wezbrań, jak i od południa – przez osady nanoszone przez Bachówkę. Brzeg zachodni stanowi sztuczny wał. Akwen ma dość równe, płytkie dno i jest najgłębszy w części środkowej (ryc. 3). Na odcinku przylegającym do koryta Wisły wiślicko na dużym obszarze wypłyca się niemal do zera, przechodzi

dzi w łany szuwarów, rozdzielone od Wisły pasem suchego łądu o szerokości od 170 do 300 m. Brzeg wschodni jest oddzielony od wału płaskim kilkunasto-kilkudziesięciometrowym odcinkiem, porośniętym luźnymi zadrzewieniami.

Wnętrze zakola jest użytkowane rolniczo, z zastosowaniem środków ochrony roślin i intensywnego nawożenia.

Uwarunkowania hydrologiczne

Pierwszy poziom wodonośny występuje na obszarze wnętrza zakola na głębokościach od 0,5 do 6,0 m p.p.t. (212,6–216,4 m n.p.m.). O poziomie wód powierzchniowych (także podziemnych) decyduje tu piętrzenie wód wiślickich przez stopień wodny w Łączanach, na 35+580. kilometrze rzeki (5,5 km w prostej linii od granic starorzecza), który ok. 50 lat temu zmodyfikował warunki wodne. Założona rzędna piętrzenia stopnia w Łączanach to 215,4 m n.p.m. przy przepływach wód dziesięcioletnich i mniejszych. Aktualny poziom wody w starorzeczu, w porównywalnych warunkach, znajduje się na poziomie 215,9 m n.p.m.

Wnętrze zakola jest obszarem bezodpływowym, bowiem jest obwałowane w partiach najniższych (od strony wschodniej). Jak wykazują obliczenia przepuszczalności warstw wierzchnich, w strefie suchej współczynnik filtracji wynosi ok. 0,15 m, zatem nadkład jest przepuszczalny i wszelkie zanieczyszczenia powierzchniowe nie będą neutralizowane w strefie napowietrzzonej i z wodą opadową mogą łatwo przenikać do wód podziemnych (po ok. 50 dniach), pogarszając ich jakość.

Główny przepływ wód podziemnych jest skierowany z zachodu i południa ku osi dawnego zakola i dalej wzdłuż wału cofkowego wiślicka Krajskie ku Wiśle, która jest głównym ciekiem odwadniającym cały teren. Kierunki te prawdopodobnie odtwarzają przebieg wód gruntowych z okresu, kiedy zakolem płynęła Wisła. Prędkość przepływu wód gruntowych wynosi średnio 8,86 md⁻¹.

Całe starorzecze w większości zasila w wodę Łowiczanka ($0,43 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$), która bierze swój początek na jazie na Skawie. W obrębie dawnego koryta Wisły płynie ona na pewnym odcinku „pod prąd” dawnego nurtu, gdyż wskutek zanoszenia starego koryta osadami, doszło do zjawiska migracji własnego koryta, charakterystycznego dla delty. Łowiczanka dostarcza do wiślicka Miejsce większą część wysokiej jakości wód, jednak rozplywanie się tych czystych wód w misie zbiornika nie jest równomierne (ryc. 3b). Przepust w wale Krajskiego jest położony bliżej ujścia Łowiczanki, zgodnie więc z prawami hydrauliki przejmuje większą część odpływu (90%). Wody rzeczki rozchodzą się lokalnie w pobliżu jej ujścia do starorzecza, poprawiając stan wody i powodując powstanie zimną w przyległej części Miejsca dużego oparzeliska, które najpóźniej z pozostałych wiślick zamarza i najwcześniej topnieje. Większość wód płynie ostatecznie kanałem do Oka, skąd przedostaje się przepustem w wale przeciwpowodziowym do Krajskiego. Przepływ przez północny przepust wiślicka Miejsce jest niewielki (10%).

Odmienna jest hydrologia wód zbiornika Krajskie. Każde wezbranie zanieczyszczonej Wisły wpływa na mieszanie się w Krajskim jej wód z wodami dość czystych dopływów, co skutkuje zwiększeniem zanieczyszczenia wód tego wiślicka. Jednocześnie przy niskich stanach i łącznym przepływie wynoszącym $0,58 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$, bez oddziaływania Wisły, trzy czwarte wód Krajskiego jest stosunkowo dobrej jakości i pochodzi głównie z Łowiczanki.

Przełożenie Bachówki w nowe ujście zaowocowało uruchomieniem intensywnej sedimentacji w jej ujściu. Cały południowy brzeg Krajskiego ma charakter płytkiej delty: koryto Bachówki jest tu bardzo głębokie, wcięte w osady na prawie 2 m; łagodnie meandruje i wchodząc w zasięg działania wód wiślicka rozmywa się, roznosząc osady równomiernie po powierzchni dna. Głębokość wody wynosi tu zaledwie 20–30 cm.

Duży problem w przypadku wiślicka Krajskie stanowi abrazja wschodniego brze-

gu (przeważają wiatry zachodnie). Wahania lustra wody pozostają pod wpływem wezbrań Wisły. Mogą one być znaczne, gdyż według danych IMGW dla pobliskich Smolic, w dniach 26–28.07.2010 roku podczas kolejnej powodzi poziom wody wzrósł z 1,42 do 4,03 m. Przy niskich stanach wód opadanie lustra wody następuje w umiarkowanym tempie ze względu na stabilny poziom piętrzenia zaporą w Łączanach. W czasie wezbrań mętna woda wiślana wpływa do wiślicka Krajskie poprzez bezpośrednie połączenie z rzeką, ale nie przedostaje się przez zamykane w takich przypadkach klapami przepusty wałowe zbiornika do wiślicka Oko. Poziom wody w Oku i Miejscu także w pewnym stopniu się podnosi, lecz jest to głównie związane z dopływem i brakiem odpływu wód Łowiczanki, a w mniejszym stopniu – poziomem wód gruntowych (w tym wiślanych) i spływem powierzchniowym.

Parametry chemiczne

Wody wiślicka Krajskie pozostają pod silnym wpływem Wisły ze względu na możliwość częstej ich wymiany. Wisła jest wciąż zanieczyszczona głównie wskutek odprowadzania do niej wód kopalnianych. Przewodnictwo elektrolityczne sięga $2630 \mu\text{S cm}^{-1}$, woda określana jest jako twarda i zawiera duże ilości chlorków ($> 600 \text{ mg dm}^{-3}$) oraz siarczanów ($>170 \text{ mg dm}^{-3}$). Krajskie cechuje wyższe stężenie badanych jonów w porównaniu do stężeń w wiślickach Miejsce i Oko. Jednak, z wyjątkiem stężeń fosforanów, pozostałe wskaźniki wykazują niższe wartości w porównaniu do wód wiślanych. Wyższe (2–4,7 razy w zależności od głębokości) stężenia fosforanów w Krajskim są prawdopodobnie związane ze strumieniem Bachówka. W Bachówce stwierdzono okresowo najwyższe w badanych wodach stężenia związków azotu i fosforu (stężenia jonu amonowego osiągały prawie 8 mg dm^{-3} , azotanowego powyżej 10 mg dm^{-3} , a fosforanowego niemal $2,5 \text{ mg dm}^{-3}$). Notowano także wysokie stężenia potasu i magnezu.

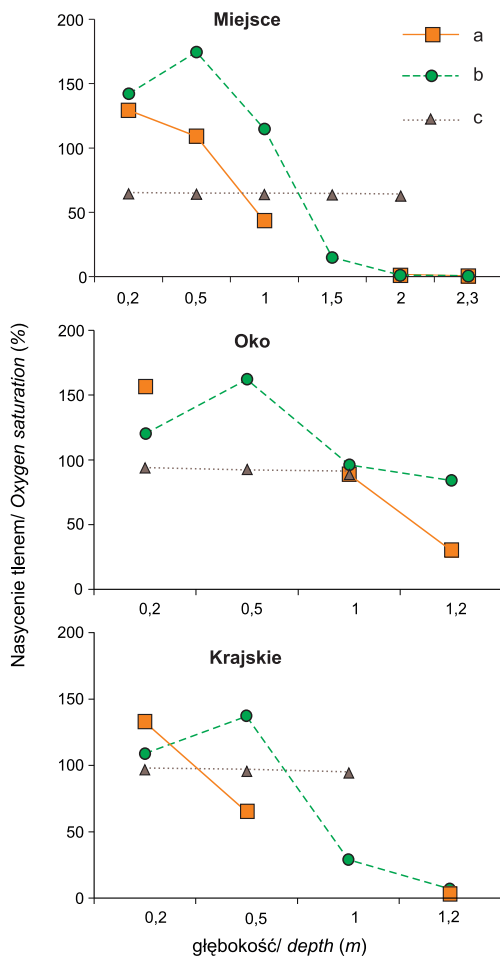
Wody Łowiczanki oraz wiślick Oko i Miejsce charakteryzują się zbliżonymi wielkościami parametrów chemicznych i reprezentują typ wodorowęglanowo-wapniowy ze znacznym udziałem jonów: siarczanowego, chlorkowego, magnezowego i sodowego. Jest to naturalny i powszechnie występujący typ wody w karpackiej części zlewni Wisły, ale dość wysokie stężenia jonów chlorkowego i sodowego, a w niektórych miejscach także jonu amonowego (Łowiczanka) wskazują na silną antropopresję. Niezbyt wysokie zawartości jonów wapnia i magnezu wskazują na typ wód miękkich z niskim przewodnictwem elektrolitycznym (322–381 $\mu\text{S cm}^{-1}$). Stężenie fosforanów w Oku wynosiło od 0,8 do 16 $\mu\text{g dm}^{-3}$ (średnio 7,7 $\mu\text{g dm}^{-3}$), a w Miejscu od wartości niemierzalnych do 37 $\mu\text{g dm}^{-3}$ (średnio 8,8 $\mu\text{g dm}^{-3}$). Najwyższe wartości stężeń fosforanów we wszystkich wiślickach stwierdzano w okresie jesiennym. W Oku nie wykazano zanieczyszczenia osadów metalami ciężkimi (Cd i Pb), a w Miejscu i Krajskim było ono wyraźnie wyższe w częściach leżących bliżej Wisły.

Z innych czynników, należy zwrócić uwagę na zmienność nasycenia wody tlenem. W okresie letnim, we wszystkich badanych wiślickach, na głębokości poniżej metra stwierdzono wyraźny deficyt tlenu. W okresie jesiennym widoczne było równomierne nasycenie tlenem w całym słupie wody (ryc. 4). W zimie pomiarów tlenu nie prowadzono.

Walory przyrodnicze wiślick

Miejsce (pow. 17 ha)

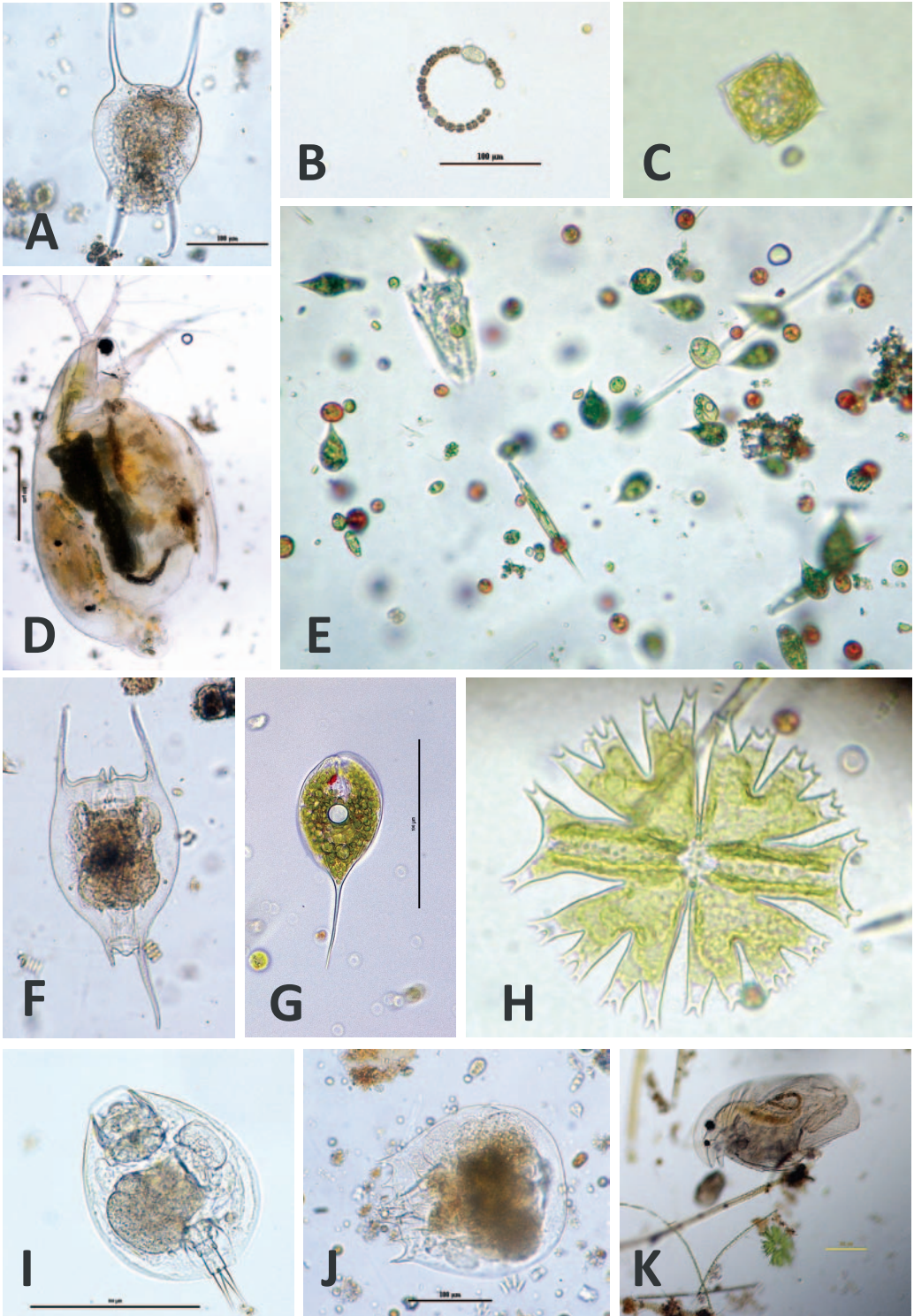
W wiślicku Miejsce stwierdzono wysoką różnorodność gatunkową fitoplanktonu, liczne występowanie złotowiciowca *Synura uvella*, a także obecność sinic planktonowych, takich jak *Microcystis aeruginosa* czy *Woronichinia naegeliana*. Wysoki udział gatunków z rodzaju *Synura* wskazuje na dużą zawartość materii organicznej w wodach tego zbiornika, a dość liczna obecność pozostałych wymienionych wyżej sinic – na wody typu eutroficznego, które są ty-



Ryc. 4. Nasycenie wody tlenem w badanych wiślickach w lipcu (a), sierpniu (b) i październiku (c) 2010 roku
Fig. 4. Oxygen saturation of water in the studied water bodies in July (a), August (b) and October (c) 2010

powe dla starorzeczy. Stwierdzono także dwa gatunki glonów ciepłolubnych: *Tyrannodinium berolinense* i *Peridiniopsis kevei*.

Zooplankton obfitował w gatunki charakterystyczne dla wód mezo-eutroficznych, a także gatunki związane z roślinnością wodną (widłonogi i wiosłarki). Wśród wrotków Rotifera odnotowano gatunek ciepłolubny *Brachionus diversicornis* (ryc. 5), natomiast wśród skorupiaków Crustacea – bardzo rzadki i spotykany głównie w jeziorach typu polodowcowego gatunek paleoarktyczny – okogłów *Polyphemus pediculus*.



Dominującym gatunkiem roślin na powierzchni lustra wody Miejsca był grążel żółty *Nuphar luteum*, któremu towarzyszyły: wywłócznik kłosowy *Myriophyllum spicatum*, rdestnica połyskująca *Potamogeton lucens*, rdestnica stępiona *P. obtusifolius*. W południowej części akwenu występowały małe płyty (ok. 2 a) grzybieńczyka wodnego *Nymphoides peltata*, stanowiącego niewątpliwie jeden z najważniejszych walorów przyrodniczych Wiślick. Zbiorowisko osoki aloesowatej *Stratiotes aloides* odnaleziono na płyciźnie w północno-wschodniej odnodze Miejsca.

Najliczniejszą grupę organizmów bentycznych zasiedlających wiślicko Miejsce stanowiły małżoraczki Ostracoda zasiedlające przegłębienia pozostałe po dawnym korycie Wisły. Licznie reprezentowane były także skąposzczety Oligochaeta. Oprócz naturalnego układu stref roślinności wodnej wiślicko Miejsce cechowała bardzo liczna populacja małży z rodziny skójkowatych Unionidae, w tym chronionej szczeżui wielkiej *Anodonta cygnea* (do 10 os. na metr bieżący brzegu). Gatunek ten występuje głównie pod zewnętrznym brzegiem, do wysokości „stancji” wędkarskiej i w południowej części – na wewnętrznym brzegu, blisko ujścia Łowiczanki. We wschodniej odnodze Miejsca małże występują jedynie w części połączonej z głównym zbiornikiem, jednak spotyka się tutaj tylko osobniki młodociane, jednoroczne. Ze względu na znaczne zróżnicowanie siedlisk odnotowano tutaj największą liczbę gatunków mięczaków ($S = 32$). Ponadto, w południowej części starorzecza, stwierdzono obecność gąbki słodkowodnej – nadecznika stawowego *Spongilla lacustris* (ryc. 6).



Ryc. 6. Gąbka zebrana z dna koryta łączącego wiślicko Miejsce i Oko (Miejsce, 1.10.2011 r.; fot. T. Zając)

Fig. 6. A freshwater sponge collected in the channel between the waterbodies Miejsce and Oko (Miejsce, 1 October, 2011; photo by T. Zając)

Wraz z obecnością małży bardzo liczne występowała różanka *Rhodeus sericeus* – niewielka ryba chroniona Dyrektywą Siedliskową, której rozród jest uwarunkowany występowaniem dużych skójkowatych, gdyż ryba ta składa jaja do jamy skrzelowej małży. Odnotowano osob-

◀◀

Ryc. 5. Wybrane gatunki fito- i zooplanktonu z obszaru N2000 „Wiślicka” (Kraków, 30.09.2011 r., fot. E. Wilk-Woźniak, A. Pocięcha): A – *Brachionus falcatus* (wrotek, gatunek tropikalny), B – *Anabaena circinalis* (sinica), C – *Peridiniopsis kevei* (bruzdnica, gatunek inwazyjny), D – *Simocephalus expinosus* (wioślarka), E – zbiorowisko euglenin (widoczne gatunki z rodzajów: *Euglena*, *Phacus*, *Trachelomonas*), F – *Brachionus diversicornis* (wrotek), G – *Phacus longicauda* (euglenina), H – *Micrasterias americana* (sprzężnica), I – *Lepadella ovalis* (wrotek), J – *Brachionus urceolaris* (wrotek), K – *Acroperus harpae* (wioślarka); skala: 100 μm

Fig. 5. Selected species of phyto- and zooplankton from N2000 “Wiślicka” area (Kraków, 30 September, 2011; photo by E. Wilk-Woźniak, A. Pocięcha): A–K – as above; skala bar: 100 μm

niki o długości ciała od 20 do 62 mm (średnio 36,5 mm; Ł. Sroka – npbl.).

Wiślisko jest miejscem rozrodu rzadkich ważek: straszki północnej *Sympecma paedisca*, żagnicy zielonej *Aeshna viridis* i przenieli dwuplamej *Epitheca bimaculata*. Stwierdzono również obecność zalotki większej *Leucorrhinia pectoralis*.

Miejsce cechuje dość duże zróżnicowanie organizmów bentosowych i występowanie miejsc rozrodu pojedynczych par rzadkich gatunków kręgowców: kumaka nizinnego *Bombina bombina*, bąka *Botaurus stellaris*, rybitwy rzecznej *Sterna hirundo*.

Oko (pow. 6,5 ha)

Wiślisko Oko cechowała duża różnorodność fitoplanktonu, zwłaszcza w grupie okrzemek Bacillariophyceae. Stwierdzono liczne okrzemki litoralowe i tychoplanktonowe, w tym gatunki umieszczone na *Czerwonej liście glonów i grzybów Polski*, takie jak: *Cymbella proxima*, *Pinnularia subgibba*, *Surirella brebissonii* oraz – uznany za ekspansywny – *Peridiniopsis kevei*. Nie wykazano tutaj obecności gatunków glonów (sinic) mogących wytworzyć zakwit.

W zespole zooplanktonu znajdowały się głównie gatunki pospolite, wskazujące na mezo-eutroficzny charakter wód (np. *Acroperus harpae*, *Peracantha truncata*, *Scapholeberis mucronata*). Obecność widłonogów Copepoda i wioślarek Cladocera była ściśle związana z występowaniem roślinności wodnej.

Licznie występowały gąbki, tworząc zielonawe „narośla” na gałęziach zalegających na dnie bądź zanurzonych w wodzie gałęziach zwisających z krzewów i drzew. W cieple nadechnika stawowego znaleziono domki chruścików z rodzaju *Ceraclea*, których rozwój w stadium wodnym przebiega w gąbkach. Obecność gąbek świadczy o dobrej jakości wód, gdyż organizmy te w wodach zanieczyszczonych wymierają, a wraz z nimi także chruściki.

Cenne z przyrodniczego punktu widzenia jest występowanie w Oku stanowiska rodzimego rzadkiej ważki – straszki północnej. Zjawiskiem niekorzystnym jest obecność dość

licznej populacji inwazyjnego gatunku obcego pochodzenia – raka przegowanego *Orconectes limosus*.

Krajskie (pow. 21 ha)

Starorzecze Krajskie wyróżnia duża różnorodność euglenin z rodzajów *Euglena*, *Trachelomonas*, *Phacus* i *Lepocinclis*. Liczna obecność *Euglena* spp. świadczy o nagromadzeniu materii organicznej. Ponadto obficie występowały sinice i zielenice kokalne. Skład fitoplanktonu dowodzi wysokiej eutrofii wód. Stwierdzono także obecność dinofitu *Tyrannodinium berolinense* – gatunku ciepłowodnego, występującego głównie w wodach eutroficznych i hypertroficznych – oraz okrzemki oceanicznej *Gyrosigma fasciola*, będącej prawdopodobnie gatunkiem obcym dla słodkowodnej fykoflory Polski.

W skład zooplanktonu wchodziły głównie gatunki kosmopolityczne i charakterystyczne dla wód zeutrofizowanych. O wysokiej trofii zbiornika świadczą licznie występujące wrotki: *Keratella cochlearis* f. *tecta*, *Trichocerca pussilla*, *T. similis*. Wśród wrotków stwierdzono dwa gatunki ciepłolubne: *Brachionus diversicornis* i *B. falcatus*. Na uwagę zasługuje obecność znanego ze strefy tropikalnej i subtropikalnej – *Brachionus falcatus*.

W wiślisku Krajskie przejrzystość wody jest niewielka. Wodna roślinność naczyniowa zajmuje zdecydowanie mniejszą powierzchnię niż w pozostałych starorzeczach. Część południową akwenu pokrywają manna i zarośla wierzbowe. Przy brzegach głównej części lustra wody rosną wąskie pasy szuwarów (głównie trzcina, rzadziej manna lub turzyce *Carex* spp.). Północna część akwenu jest odcięta od koryta Wisły obszarem porośniętym trawami i roślinnością ruderalną (mozga trzcinowa, turzyce, pokrzywy). Brzeg wiśliska jest podmokły – rośnie tu na dużej powierzchni szuwar turzycowy, a w miejscach sąsiadujących z lustrem wody – przeważnie rozległy szuwar pałkowy. Szczególnie cenny z przyrodniczego punktu widzenia jest kilkuhektarowy płat grzybieńczyka oraz dość liczna obecność małży i różanki. W zbiorniku tym

znaleziono rozkładające się liście rzadkiego gatunku chronionej rośliny – kotewki orzecha wodnego *Trapa natans*. Nie można stwierdzić, czy gatunek ten był tam obecny wcześniej, czy znajduje się obecnie w fazie kolonizacji.

W wiśliśku odnotowano również rzadki gatunek pierścienicy *Arcteonais lomondi* (Naididae), znany tylko z nielicznych stanowisk w Polsce. Stosunkowo licznie reprezentowana była malakofauna, a struktura gatunkowa mały – typowa dla malakocenozy uważanych za pospolite. Najpowszechniej występowały: szczeżuja pospolita *A. anatina* i skójką malarzy *U. pictorum* (ryc. 7). Liczne były inwazyjne gatunki obcego pochodzenia – ze zwierząt: rak pręgowany, szczeżuja chińska *Sinanodonta woodiana* i rozdętka zastrzona *Physella acuta*, a z roślin – moczarka kanadyjska *Elodea canadensis*. Przy ujściu Bachówki odnotowano obecność bobra *Castor fiber*.

Obecnie na terenie sąsiadującym ze starorzeczem stwierdzono stanowiska 12 gatunków roślin obcego pochodzenia o wysokiej lub średniej inwazyjności. Stanowi to 6% ze 198 wszystkich obecnych w Polsce gatunków roślin obcego pochodzenia, w tym 32 antropofitów.

Antropopresja

Głównym zagrożeniem dla omawianych wiślik jest zanieczyszczenie wód. Ważnym źródłem zanieczyszczeń, poza Wisłą i Bachówką, są ścieki bytowe, odprowadzane kolektorem ze wsi Miejsce do wiśliśka, oraz związki chemiczne pochodzące z działalności rolniczej prowadzonej we wnętrzu zakola. Stosuje się tu najwyższe dopuszczalne dawki nawozów: na ok. 70 ha (azot 70–80 kg ha⁻¹, fosfor 70–80 kg ha⁻¹, potas 50–60 kg ha⁻¹). Używane są niebezpieczne środki ochrony roślin, głównie herbicydy; również w maksymalnych dopuszczalnych dawkach: Glean, Maister Zeagran, Granstar, w niskich dawkach Roundup i TARGA. Wspólną cechą tych preparatów jest ich wysoka toksyczność dla organizmów wodnych. Powierzchnia gruntu we wnętrzu zakola jest nachylona w kie-

runku wschodnim, zatem większość nawozów i środków ochrony roślin stosowanych na tym terenie może zanieczyszczać albo wody gruntowe (ze względu na dużą przenikalność podłoża nie zostaną one unieczynnione w strefie aeracji), albo wiśliśko Krajskie. Wody opadowe z tego terenu płyną do kolektora wód powierzchniowych, skąd są przepompowywane do dolnej części wiśliśka Krajskie. Dużym problemem jest zasypywanie odpadami budowlanymi części starorzecza w okolicy wsi Miejsce, podobnie jak wydeptywanie i niszczenie roślinności oraz silne zaśmiecanie zbiornika przez wędkarzy.

Jednym z elementów silnie wpływających na biocenozę siedlisk oraz kształtującym jakość wód jest zarybianie. Do wód starorzecza wprowadza się corocznie ponad 4,5 tony ryb należących do 5 gatunków (karp *Cyprinus carpio*, amur biały *Ctenopharyngodon idella*, lin *Tinca tinca*, szczupak *Esox lucius* i sandacz *Sander lu-*



Ryc. 7. Typowa próbka małży z wiśliśka Krajskie – widoczna zarówno inwazyjna szczeżuja chińska *Sinanodonta woodiana*, jak i chroniona szczeżuja wielka *Anodonta cygnea* (również pospolite skójkę: malarzy *Unio pictorum* i zastrzona *U. tumidus*) (Krajskie, 1.10.2011 r.; fot. K. Zajęc)

Fig. 7. A typical sample of clams from the Krajskie waterbody – both invasive *Sinanodonta woodiana* and legally protected *Anodonta cygnea* are visible (also widespread freshwater mussels: *U. pictorum* and *U. tumidus*) (Krajskie, 1 October, 2011; photo by K. Zajęc)

cioperca). Wysoka obsada gatunkami ryb drapieżnych zapewne powoduje bardzo wysoką śmiertelność płazów, zwłaszcza kijanek, które mogą się skutecznie rozmnażać tylko w silnie zeutrofizowanych odnogach lub zatokach. Szczególnie niebezpieczne jest zarybianie amurem białym, który wyjadając rośliny naczyniowe przyczynia się do ograniczenia pobierania przez makrofity związków odpowiedzialnych za wzrost trofii.

Waloryzacja starorzeczy „Wiślicka” – wnioski

Jak wynika z przeprowadzonych badań, sztuczne przekształcenie morfologii starorzeczka nie musi być czynnikiem jednoznacznie negatywnym. Pewne formy przekształceń i związane z nimi rozwiązania hydrologiczne mogą jednak upośledzać funkcjonowanie naturalnego siedliska. Oceniając wiślicko Krajskie nie należy brać pod uwagę wyłącznie obecności roślinności wodnej, gdyż wynik mieściłby się w zakresie właściwego stanu ochrony: znaczne pokrycie grążelem, bardzo duże płyty chronionego grzybieńczyka wodnego, obecność innych gatunków chronionych roślin. Tymczasem stan tego wiślicka określono jako najgorszy spośród trzech badanych, uwzględniając następujące elementy: kontakt wiślicka Krajskie z zanieczyszczonymi wodami Wisły, niekorzystne dla przyrody wartości wskaźników chemicznych wód, obecność sinic tworzących „zakwity” i potencjalnie produkujących toksyny, występowanie obcych gatunków organizmów wodnych. Ponadto działaniem wpływającym negatywnie na spójność ekosystemu w Krajskim było rozdzielenie biegu Łowiczanki i Bachówki: do Krajskiego wpływa zanieczyszczona Bachówka, Miejsce i Oko zasila czysta Łowiczanka.

Mimo braku rzadkich gatunków wodnych roślin naczyniowych stan wód Oka wskazuje na lepszą ich jakość, co wykazały badania organizmów żywych. Stwierdzono tu największą różnorodność organizmów planktonowych i bentosowych, obecność rzadkiego chronio-

negu gatunku ważki, rzadkie gatunki chrząszczyków, liczne małże oraz rzadko spotykane obecnie związki biocenotyczne (chrząściki – gąbki). Odnotowano jednak także obecność gatunków inwazyjnych: raka pręgowanego i glonu – *Peridiniopsis kevei*. Niewielkie wymiary wiślicka, niezróżnicowana linia brzegowa i morfologia sprawiają, że Oko cechowała niższa różnorodność gatunkowa malakofauny i brak dogodnych warunków rozrodu płazów i ptaków.

Najlepszy stan zarówno pod względem ochrony, jak i spójności prezentowało trzecie z badanych wiślick – Miejsce. Charakteryzuje je zróżnicowanie morfologiczne, z głębiami i płytczami. Występują tu stanowiska różrodzowe ważki straszki północnej, kumaka nizinnego oraz rzadkich gatunków ptaków. Obecne są miejsca o różnym stopniu sukcesji roślinności. Wiślicko zasilają bardzo czyste wody Łowiczanki. Zróżnicowanie fito- i zooplanktonu zasadniczo nie różni się istotnie od zaobserwowanego w Oku. W wiślicku Miejsce stwierdzono także maksymalne zróżnicowanie gatunkowe i wiekowe mięczaków. Małże i różanka są unikalnym związkiem biocenotycznym, który największe szanse utrzymania ma właśnie w Miejscu. Również dość licznie występują słodkowodne gąbki. Nie stwierdzono natomiast obecności gatunków inwazyjnych. Dzięki zachowanej morfologii i szacie roślinnej starorzeczka to prezentuje również najwyższe walory krajobrazowe.

Ocena stanu ochrony

Pod względem morfologii i hydrologii kompleks Wiślicka nie przedstawia właściwego stanu ochrony i pomimo wysokich walorów przyrodniczych trudno uznać go za stanowisko referencyjne dla tego siedliska. Starorzeczka w stanie referencyjnym powinny zachować naturalną morfologię i sposób zasilania przez wody rzeczne (bezpośredni napływ wody rzecznej, zalewanie w czasie wezbrań, infiltracja z głównego koryta przez przepuszczalne osady rzeczne, napływ czystych wód z dopływów).

Obecna sytuacja starorzeczy „Wiślicka” odbiega od powyższego modelu, a zachowanie właściwego stanu ochrony występujących tu siedlisk i gatunków zależy od czynników, które mają charakter antropogeniczny. Starorzecze nie jest zdolne do funkcjonowania poza układem stworzonym przez człowieka. Poziom wody jest utrzymywany sztucznie w wyniku piętrzenia wód rzecznych na tamie w Łączanach (piętrzenie utrzymuje tor wodny na Wiśle). Zatem dalsze istnienie starorzecza jest uzależnione od zachowania transportu rzecznoego. Z kolei wody Wisły są nadal silnie zanieczyszczone i – paradoksalnie – sztuczne odcięcie wałami dwóch wiślick od rzeki, gwarantuje zachowanie bogatych biocenoz w Miejscu i Oku, zasilanych głównie czystymi wodami Łowiczanki. Nie jest to układ naturalny – wody Łowiczanki pochodzą ze sztucznego ujęcia na jazie Skawy, a przełożenie koryta Bachówki gwarantuje odpływ zanieczyszczonych wód do odizolowanego wałami trzeciego wiślicka (Krajskie). Z powyższego wynika, że starorzecza Wiślicka nie mogłyby funkcjonować bez wymuszonego układu hydrologicznego stworzonego przez człowieka.

Możliwości ochrony wiślick są ograniczone. Najtrudniej chronić wiślick Krajskie, zasilane przez Wisłę i Bachówkę, odwadniającą gęsto zaludnione obszary. W przypadku silnego skażenia jednego z tych cieków, działania ochronne Krajskiego są niemal skazane na niepowodzenie. Inaczej sytuacja przedstawia się w przypadku pozostałych wiślick: Miejsca i Oka, które można łatwo odciąć od skażonych wód zewnętrznych. Rzeczka Łowiczanka zasilająca oba wiślicka jest raczej pod tym względem bardzo „bezpieczna”, bowiem przepływa przez obszary słabo zaludnione, a dodatkowym „filtrem” izolującym ją od poważnych zanieczyszczeń są stawy rybne, które zasila. Największym zagrożeniem dla walorów przyrodniczych Miejsca jest możliwość skażenia wód zanieczyszczeniami dostającymi się z drogi biegnącej skrajem tego starorzecza. Aby uniknąć wpływu możliwych katastrof transportowych droga ta powinna mieć osobny system odwadniający z separatorami. W przypadku wystąpie-

nia skażenia Miejsca, woda odpływająca z niego zagraża również wiślicku Oko.

Niektóre czynniki negatywnie oddziałujące na jakość wód tego obszaru można łatwo wyeliminować, np.: 1) ścieki z miejscowości Miejsce przestaną spływać do wiślicka po skanalizowaniu wsi; 2) topole osuszające północną część starorzecza można wyciąć; 3) zarybienia w Oku i Miejscu można dostosować do stanu naturalnego. Niemożliwe jest natomiast usunięcie gatunków obcych stwierdzonych w wiślicku Krajskie.

Wnioski do metodyki waloryzacji starorzeczy

Na jakie zatem cechy zbiornika powinno się zwracać uwagę, przystępując do waloryzacji i oceny stanu starorzecza? Bardzo wskazane byłoby wykonanie badań hydrochemicznych w całym cyklu rocznym, planktonu, organizmów żyjących na dnie oraz inwentaryzacji roślinności i kręgowców, lecz bardzo często tego rodzaju kompleksowe prace wykraczają poza możliwości badacza ze względu na znaczne nakłady finansowe i deficyt dobrych specjalistów. Czy można zatem zaproponować łatwo mierzalne cechy, które mogłyby odzwierciedlać wysoką spójność siedliska?

1. Jakość wód. Niezależnie od stopnia zachowania naturalnej morfologii, jakość wody jest czynnikiem decydującym o bogactwie gatunkowym i występowaniu cennych powiązań biocenotycznych (np. gąbki – chruściki, małże – różanka). Istotne są parametry fizykochemiczne wody (np. odczyn, stężenie azotu, fosforu, tlenu itd.) i ich coroczny monitoring. Jednorazowe pobieranie prób i ocena na tej podstawie stanu starorzecza jest przypadkowa, trudna do poprawnej interpretacji. Najlepszym, najszybszym i najprostszym do zmierzenia parametrem jest przewodnictwo elektrolityczne wody, należy jednak pamiętać, że w niektórych wodach jest ono wysokie z przyczyn naturalnych (np. podłoże ze skał gipsowych) i wtedy nie ma to wpływu na walory przyrodnicze. Starorzecze to obiekt zlokalizowany w prze-

Tab. 1. Najważniejsze wskaźniki fizyczno-chemiczne i biologiczne starorzecza i ich wartości dla poszczególnych zbiorników w obrębie obszaru „Wiślicka”*

Table 1. The most important parameters measured in the oxbow lake and their values for each of the studied waterbodies situated within the “Wiślicka” area

Wskaźnik/ Parameter	Miejsce	Oko	Krajskie
Powierzchnia lustra wody/ Water surface (ha)	17	6,5	21
Głębokość maksymalna/ Maximum depth [m]	2,5	1,5	1,5
Starorzecze w stanie naturalnym (% długości koryta) The oxbow lake in the natural state (% the bed length)	90	20	20
Odczyn/ Reaction [pH]	7,50–8,56	7,56–8,33	7,68–8,43
Przewodnictwo/ Conductivity [$\mu\text{S cm}^{-1}$]	289–322	302–325	405–464
Fosfor/ Phosphorus [$\mu\text{g dm}^{-3} \text{PO}_4$]	0,3–0,7	0,9–24,4	3,3–29,7
Azotany/ Nitrates [$\text{mg dm}^{-3} \text{NO}_3$]	0,002–1,04	0,10–1,90	0,01–3,94
Nasylenie O_2 (latem) [%] na wybranej głębokości [m] podanej w nawiasie Saturation O_2 (in summer) [%] on the selected depth [m] given in brackets	142 (0,2) 0,6 (2,3)	156 (0,2) 30 (1,2)	132 (0,2) 1,0 (1,2)
Fitoplankton/ Phytoplankton (S) ¹	88	66	65
Zooplankton (S) ¹	20	25	18
Stopień rozwoju roślinności szuwarowej ² The extent of rush vegetation development	7 (40%)	3 (15%)	5 (10%)
Pokrycie brzegów przez lasy i zarośla łęgowe Cover of shores by riparian forests and thickets [%]	40	70	10
Pokrycie roślinnością pływającą Floating vegetation cover [%]	60	30	20
Rzadkie gatunki roślin Rare plant species	grzybieńczyk wodny	0	grzybieńczyk wodny kotewka orzech wodny
Rzadkie gatunki małży i ważek Rare species of bivalves and dragonflies	szczęzuja wielka zalotka większa przeniela dwuplarna żagnica zielona straszka północna	szczęzuja wielka straszka północna	szczęzuja wielka
Rzadkie, łęgowe gatunki kręgowców Rare, breeding species of vertebrates	różanka, kumak nizinny, bąk, rybitwa rzeczna	różanka	różanka
Miejsca rozrodu ³ Reproduction sites	żaby brunatne (2) kumak nizinny (2) ropucha szara (4)	kumak nizinny (1) ropucha szara (1)	ropucha szara (1)
Gatunki inwazyjne roślin i zwierząt z wykluczeniem gatunków organizmów planktonowych Invasive species of plants and animals excluding plankton species	0	1	4
Układy unikalne Unique systems	gąbki–chrusćiki małże–różanka	gąbki–chrusćiki małże–różanka	małże–różanka
Walory krajobrazowe/ Landscape values [%]	90	60	10

* Pomiary fizykochemiczne wykonywano w lipcu, sierpniu i październiku w latach 2010 i 2011, podano parametry z głębokości 0,2 m pod powierzchnią wody. Nasylenie tlenem: dla wartości mierzonych latem podano maksymalną wartość stwierdzoną dla pomiaru tuż pod powierzchnią oraz minimalną stwierdzoną wartość dla pomiaru przy dnie.

¹ Podano liczbę taksonów/ The number of species is given.

² Przed nawiasem podano liczbę zbiorowisk, a nawiasie pokrycie roślinnością szuwarową wyrażoną w procentach/ Before brackets – the number of communities, in brackets – percentage of tall wetland vegetation cover.

³ W nawiasach podano liczbę miejsc rozrodu/ In brackets the number of breeding places is given.

puszczalnych osadach, dlatego ważnym kryterium jest odległość od potencjalnych i rzeczywistych źródeł zanieczyszczeń, mogących przedostawać się przez wody gruntowe.

2. Zróżnicowanie morfologiczne, warunkujące różnorodność nisz ekologicznych i powstanie rozmaitych miejsc rozrodu zwierząt. Nie chodzi tutaj tylko o obecność silnie rozwiniętej linii brzegowej, zatoczek czy odcinków oddzielonych w wyniku sukcesji od głównego zbiornika, ważna jest również obecność rozległego lustra wody i zróżnicowanie głębokości. Można przyjąć, że im płytszy zbiornik, tym prostsza morfologia i na pewno krótszy przewidywany czas jego funkcjonowania, w związku z postępującym wypłycaaniem i w konsekwencji zarastaniem (Zajac 2002).

3. Zdolność do samodzielnego funkcjonowania zbiornika (tzw. sprężystość siedliska). W przypadku „Wiślicka”, dzięki zasilaniu przez zewnętrzne ciek, istnieje duże prawdopodobieństwo, że w sytuacji punktowego zanieczyszczenia ekosystem starorzecza będzie mógł w krótkim czasie powrócić do poprawnego funkcjonowania. Jednak trzeba wziąć pod uwagę, że decyzja administracyjna o zaniechaniu piętrzenia wody na potrzeby transportu rzeczno spowoduje, że większa część siedliska zaniknie. Starorzecze utrzymujące się samodzielnie, na skutek spontanicznych procesów przyrodniczych, powinno być oceniane znacznie wyżej (znamienna jest przewaga wiślicka Miejsce, które jako jedyne zachowa w tym przypadku lustro wody).

4. Występowanie gatunków i zjawisk unikatowych. Sama liczba gatunków nie przesądza o wartości siedliska, o wiele ważniejsza jest obecność gatunków rzadkich, unikatowych i powiązanych z sobą. W starorzeczach występujących w naszym kraju, niektóre parametry są dość łatwe do stwierdzenia, np. obecność dużych małży, zwłaszcza rzadkiej szczeżui wielkiej. W innych regionach Polski szczególnie uwagę należy zwrócić na obecność ginącej szczeżui spłaszczonej *Pseudanodonta complanata*, występowanie gąbek słodkowodnych oraz miejsc rozrodu płazów, zwłaszcza tra-

szek i kumaków, a także rzadkich gatunków roślin (grzybieńczyka, kotewki, salwinii pływającej *Salvinia natans*). Takie cechy zbiornika wskazują jednoznacznie, że mamy do czynienia z obiektem wartościowym przyrodniczo. Zestawienie podstawowych cech określających kondycję starorzecza zawiera tabela 1.

Przeprowadzając waloryzację, należy zwrócić uwagę na gatunki inwazyjne obcego pochodzenia, które w istotny sposób mogą zmienić otoczenie starorzecza.

Podsumowując, skuteczna ochrona starorzeczy nie może się opierać na dosłownym traktowaniu opublikowanej w aktach prawnych definicji tego siedliska. Niewątpliwie analiza zagadnienia funkcjonowania danego obiektu, włącznie z aspektami dotyczącymi ekosystemu, przyniesie najwięcej informacji o jego wartości i perspektywach zachowania walorów przyrodniczych. W przypadku starorzeczy można się spotkać z małymi i nielicznymi populacjami rzadkich gatunków, skazanych na zagładę na skutek wadliwego funkcjonowania całości siedliska doliny rzecznej. Bardzo ważne jest zbieranie i publikowanie danych przyrodniczych ze starorzeczy o różnym stopniu sukcesji i jakości wody. Dostępność wiedzy o różnych obiektach – od pierwotnych i referencyjnych po zdewastowane – pozwoli praktykom i urzędnikom państwowym na prawidłowe określenie stanu zachowania ocenianego obiektu oraz odpowiedzialną ocenę sensu jego ochrony.

Podziękowania

Autorzy pragną bardzo serdecznie podziękować zarządowi i członkom Koła Wędkarskiego PZW w Spytkowicach za wszechstronną pomoc i bardzo życzliwą współpracę w czasie realizacji badań.

PIŚMIENICTWO

- Engel J. 2009. Natura 2000 w ocenach oddziaływania przedsięwzięć na środowisko. Ministerstwo Środowiska, Warszawa.
- Klimaszyk P. 2004. Starorzecza i naturalne eutroficzne zbiorniki wodne ze zbiorowiskami z *Nymphetion*, *Potamion*. W: Poradniki ochrony siedlisk i gatunków [on-line]. MŚ, Warszawa.

- Wilk-Woźniak E., Gąbka M., Pęczuła W., Burhardt L., Cerbin S., Glińska-Lewczuk K. i in. 2012. 3150 Starorzecza i naturalne eutroficzne zbiorniki wodne ze zbiorowiskami z *Nymphaeion*, *Potamion*. W: Mróz W. (red.). Monitoring siedlisk przyrodniczych. Przewodnik metodyczny, cz. 2. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Inspekcja Ochrony Środowiska, Warszawa.
- Zajac K. 2002. Habitat preferences of Swan Mussel *Anodonta cygnea* (Linnaeus 1758) (Bivalvia, Unionidae) in relation to structure and successional stage of floodplain waterbodies, *Ekologia* (Bratislava) 21: 345–355.
- EUR27 2007. The Interpretation Manual of European Union Habitats, European Commission DG Environment.

SUMMARY

Chrońmy Przyrodę Ojczystą 69 (2): 116–133, 2013

Zajac T., Wilk-Woźniak E., Pocięcha A., Zajac K., Bielański W., Ciszewski D., Florek J., Gołab M., Guzik M., Lipińska A., Mysza R., Najberek K., Potoczek M., Walusiak E., Szczepny B., Analysis of the conservation status of the “Wiślicka” oxbow lakes – Natura 2000 site PLH 120084

The habitat “3150 Natural eutrophic lakes with *Magnopotamion* or *Hydrocharition* vegetation” is defined on the basis of the water eutrophication level and the type of vegetation that covers the water table. These features are very frequently used as the only features determining the habitat integrity and the favorable conservation status. Based on the extensive studies of the “Wiślicka” complex of old river beds, we are presenting other features of old river beds, which should be analyzed in order to determine the habitat integrity. “Wiślicka” is an old river bed of the Vistula River, which was isolated during the river training works done ca. 100 years ago. Due to the straightened river channel and penetrable sediments in the valley, the Vistula bed was lowered and the old channel dried. The water level in “Wiślicka” was raised again, because of the dam construction in Łączany, which raised the water table over a large part of the valley. Meanwhile, the old river bed was divided into three parts, called Miejsce, Oko and Krajskie. Natural morphology was preserved only within Miejsce. It was separated from Oko by a large alluvial fan created at the mouth of the Łowiczanka stream. Krajskie was separated from Oko by channel levees constructed before WWII, although it still is connected with the main channel of Vistula. This has direct consequences for water quality – water in Miejsce and Oko is supplied by Łowiczanka, which has very good water quality, whereas Krajskie although is also supplied by clear waters of Łowiczanka, which come from Miejsce through Oko, also is supplied by rather polluted waters of the Bachówka stream and water coming directly from the polluted Vistula during high water levels. The biocenosis quality is related to hydrological regime. Although the water quality and related plankton communities are the best in Oko; Miejsce preserves not only the high quality of water and plankton, but also the largest population of protected unionid clams *Anodonta cygnea* and the related bitterling *Rhodeus sericeus* population. Also Oko and Miejsce are the place of occurrence of a large number of freshwater sponges *Spongilla lacustris* and related rare *Trichoptera* species of the genus *Ceraclea*. Also some rare species of dragonflies occur here: *Sympecma paedisca*, *Aeshna viridis*, *Epitheca bimaculata*, *Leucorrhinia pectoralis*. Miejsce is far more rich in vertebrate species than the other waterbodies. There are breeding places of *Bombina bombina*, *Botaurus stellaris* and *Sterna hirundo*. Near the mouth of Łowiczanka, there are two patches of threatened *Nymphoides peltata*. The only rare species found in Krajskie are *Nymphoides peltata* covering large areas, a single specimen of *Trapa natans* and the rare invertebrate *Arcteonais lomondi* (Naididae). There are also large populations of invasive mollusc species: *Sinanodonta woodiana* and *Physella acuta*.

The main threats to habitat integrity of this site are: wrong alien fish stocking, introduction of too many predatory fish, influencing breeding of amphibians, sewage coming from the village of Miejsce and dangerous pesticides used in the intensively managed arable land surrounded by meanders. Morphology of the whole water body is rather artificial and habitat resilience is rather low. Since the water level depends on the level

of water maintained on the dam “Łączany”, the existence of this water body depends on the maintenance of water transportation in the Vistula channel – if this would be ceased then the water level would be lowered and “Wiślicka” would be drained. The high quality of this site is maintained by Łowiczanka stream, which is mostly an artificial ditch, maintained in order to supply water to large areas of fishponds “Zator” and “Spytkowice”. The “natural” connection between Krajskie and the Vistula channel is rather deteriorating for the biocenosis, because of the inflow of polluted waters from Vistula. Which features should be analyzed in order to properly assess such a habitat quality? First, water quality should be measured: vertical distribution of oxygen, the content of nitrogen and phosphorus. It should be good to know potential sources of pollution located nearby. Second, morphological diversification should be assessed: shore line complexity and water depth variation. Third, habitat resilience should be assessed, especially its dependence on spontaneous processes and independence from anthropogenic maintenance. The fourth important feature is the presence of unique ecological relationships, which are usually associated with spontaneous, natural processes and rich species diversity. In conclusion, protection of old river beds cannot be based on literal reading of law definitions, but it should be based on understanding their functioning and integrity, interactions of abiotic and biotic factors. It is very important to publish as much of the reference data as possible, in order to enable proper understanding of the habitat functioning.

O wybranych walorach przyrodniczych i kulturowych lasów Trzebiesławskich Wzgórz (Garb Tarnogórski, Wyżyna Śląska)

Some natural and cultural values of Trzebiesławskie Wzgórz forests (Garb Tarnogórski, Silesian Upland, S Poland)

MONIKA RUTKOWSKA

*Institut Botaniki im. Władysława Szafera PAN
31–512 Kraków, ul. Lubicz 46
e-mail: rutkowskamonika@interia.pl*

Słowa kluczowe: lasy bukowe, ciepłolubna buczyna storczykowa, gatunki rzadkie i zagrożone, górnictwo metali nieżelaznych, warpie, ochrona, Trzebiesławskie Wzgórz, Wyżyna Śląska.

W artykule dokonano przeglądu walorów szaty roślinnej i walorów kulturowych lasów Trzebiesławskich Wzgórz. Są to triasowe wzniesienia związane z dawną eksploatacją rud cynku i ołowiu, zalegających w dolomitach kruszonośnych. Śladami po górniczej działalności są liczne warpie – pozostałości po wyrobiskach i szybach odkrywkowych. Pierwotnie Wzgórz porastały naturalne lasy bukowe, które uległy zniszczeniu w wyniku działalności gospodarczej człowieka. Na drodze sukcesji roślinność powróciła do stanu zbliżonego do naturalnego. Najcenniejszym zbiorowiskiem leśnym, zajmującym tu duże powierzchnie, jest rzadka na Wyżynie Śląskiej ciepłolubna buczyna storczykowa. Osobliwością Wzgórz jest także bogata flora naczyniowa, obfitująca w cenne i chronione gatunki. Postuluje się wprowadzenie na tym terenie obszarowej formy ochrony przyrody.

Wstęp

Trzebiesławskie Wzgórz rozciągają się w rolniczym krajobrazie aglomeracji miejsko-przemysłowej – Dąbrowy Górniczej. Od średniowiecza na terenie Wzgórz wydobywano rudę metali nieżelaznych. Mimo że człowiek silnie odcisnął tu swoje piętno, kompleks wzniesień stanowi obszar interesujący botanicznie. Dawne tereny górnicze są aktualnie porośnięte przez bogate gatunkowo lasy bukowe z fragmentami ciepłolubnej buczyny storczykowej.

Na kompleks Wzgórz zwracano uwagę w dokumentach inwentaryzacyjnych Dąbrowy Górniczej oraz w publikacjach popularnonaukowych, przy okazji omawiania cennych

przyrodniczo terenów miasta (m.in.: Celiński, Czyłok 1994; Celiński i in. 1996). W innych materiałach można odnaleźć dokumentację fitosocjologiczną fragmentów lasów bukowych (Bukowa Góra), które według autorów tych opracowań są jednymi z największych i najlepiej zachowanych płatów ciepłolubnej buczyny storczykowej na Wyżynie Śląskiej (Celiński i in. 1978; Cabała 1990). Źródłem informacji o roślinach naczyniowych obszaru Trzebiesławskich Wzgórz jest także opracowanie flory wschodniej części Garbu Tarnogórskiego (Nowak 1999). We wszystkich publikacjach najmniejszej uwagi poświęcano rzadkim gatunkom roślin, które na tym terenie mają cenne stanowiska – wilczomleczowi pstremu *Euphorbia epi-*

thymoides (m.in.: Łapczyński 1888; Rostański, Jędrzejko 1976; Baryła, Nowak 2001; Nowak i in. 2003) oraz dyptamowi jesionolistnemu *Dictamnus albus* (Nowak, Waluda 2000; Olaczek 2001; Nowak, Bula 2006).

Wiedzę o szacie roślinnej omawianego terenu znacznie poszerzyły badania autorki prowadzone w latach 2008–2010 w ramach pracy magisterskiej pt.: *Flora i zbiorowiska leśne Wzgórz triasowych z okolic Ujejsca i Trzebiesławic na Garbie Tarnogórskim* (Rutkowska 2010 – npbl.). Na podstawie wyników tych badań w niniejszym artykule podjęto próbę: (1) wskazania najcenniejszych elementów flory i roślinności lasów Trzebiesławskich Wzgórz; (2) przedstawienia walorów kulturowych, związanych z działalnością człowieka w ubiegłych wiekach – górnictwem odkrywkowym rud cynkowo-ołowiowych.

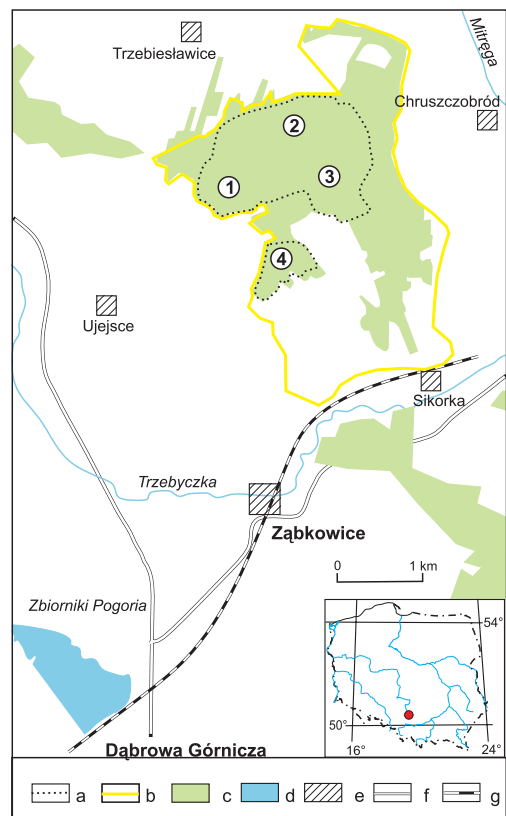
Charakterystyka terenu Trzebiesławskich Wzgórz

Trzebiesławskie Wzgórz są usytuowane w granicach Dąbrowy Górniczej – miasta na prawach powiatu, należącego do województwa śląskiego oraz wchodzącego w skład aglomeracji górnośląskiej. Wzniesienia tworzące ten kompleks – Bukowa Góra, Trzebiesławiska Góra, Góra Bocianek, a także Recki Las – rozciągają się pomiędzy północnymi rolniczymi dzielnicami miasta – Ujejsem i Trzebiesławicami (ryc. 1). Dawniej były to wsie, które w II połowie XX wieku zostały włączone w obszar Dąbrowy Górniczej (kolejno w latach 1977 i 1993).

Według geomorfologicznego podziału Polski, wymienione Wzgórz wchodzi w skład Garbu Tarnogórskiego, zwanego także Progiem Środkowotriasowym – jednego z mezoregionów północnej części Wyżyny Śląskiej (Gilewska 1972). Wysokości Wzgórz w najwyższych punktach wynoszą 365,6 m n.p.m. (Bukowa Góra), 373,9 m n.p.m. (Trzebiesławiska Góra), 376,8 m n.p.m. (Góra Bocianek) i 374,3 m n.p.m. (Recki Las).

W budowie geologicznej Wzgórz mają udział osady triasowe: wapienie oraz dolo-

mity, a także margle, ily i piaszczowce. Pod pokrywą triasową zalegają utwory karbońskie. Istotna dla tego terenu była mineralizacja oraz dolomityzacja niektórych osadów. Na skutek tych procesów powstały dolomity kruszonośne, zawierające rudy cynku i ołowiu, z domieszką srebra (Kotlicki 1967; Kondracki 2002). Efektem eksploatacji tych rud w ubiegłych wiekach jest dzisiejsza rzeźba terenu zalesionej części Wzgórz (ryc. 2–3). Występują tu warpie – owalne, nieregularne zagłębienia otoczone pierścieniem nadkładu (Wika,



Ryc. 1. Lokalizacja lasów objętych badaniami: a – badany teren, b – Trzebiesławskie Wzgórz (1 – Bukowa Góra, 2 – Trzebiesławiska Góra, 3 – Góra Bocianek, 4 – Recki Las), c – lasy, d – zbiorniki wodne, e – zabudowa, f – drogi, g – linia kolejowa

Fig. 1. Location of studied forests: a – the study area, b – Trzebiesławskie Wzgórz [1 – Bukowa Góra (Mt), 2 – Trzebiesławiska Góra (Mt), 3 – Góra Bocianek (Mt), 4 – Recki Las (forest)], c – forests, d – water bodies, e – urban area, f – roads, g – railway line



Ryc. 2. Widok na Trzebiesławskie Wzgórza od strony przysiółka Gródki (5.07.2008 r., fot. M. Rutkowska)
Fig. 2. View on Trzebiesławskie Wzgórza from the Gródki hamlet (5 July, 2008; photo by M. Rutkowska)

Szczypek 1991). Osiągają nawet do kilku metrów średnicy i często są obficie porośnięte roślinnością (ryc. 4). Przebieg działalności górniczej, która ukształtowała rzeźbę badanego terenu, opisano w części artykułu dotyczącej walorów kulturowych Wzgórz.

Na podłożu utworzonym przez węglane osady wytworzyły się rędziny triasowe oraz gleby brunatne. Występują tutaj także gleby bielcowe, powstałe z piasków oraz glin (Musierowicz 1961).

Według mapy potencjalnej roślinności naturalnej Polski, na obszarze wzniesień dominującym typem roślinności w dawnych czasach były lasy bukowe (Matuszkiewicz i in. 1995). Dziś mamy tu do czynienia z przekształconymi w różnym stopniu resztkami naturalnych lasów liściastych. Są to zbiorowiska roślinne zarówno o charakterze zbliżonym do naturalnego (z dominacją buka), jak również słabo wykształcone i znacznie przekształcone (z dużym udziałem sosny, a także modrzewia, brzozy). Buczyny stanowią około 1/3 lasów Wzgórz. Porastają Bukową Górę, południowy stok Trzebiesławskiej Góry i niewielką część Góry Bocianek. Dominują także w Reckim Lesie. Drzewostany te różnią się bogactwem i składem gatunkowym, co ma związek z występowaniem odmiennych siedlisk, a także z różną historią omawianych wzniesień. Ze względu na



Ryc. 3. Bukowa Góra – widok od zachodu (9.05.2009 r., fot. M. Rutkowska)
Fig. 3. Bukowa Góra – view from the west (9 May, 2009; photo by M. Rutkowska)

silne antropogeniczne przekształcenia, większości fitocenoz lasów bukowych nie udało się zaklasyfikować do jednostek w randze zespołu wyróżnionych przez Matuszkiewicza (2001). Natomiast część dobrze wykształconych płatów opisano jako ciepłolubną buczynę małopolską *Fagus sylvatica-Crucjata glabra* (= *Carici-Fagetum convallarietosum* Michalik 1972).

Lasy będące obiektem badań w latach 2008–2010 (ryc. 1) i stanowiące przedmiot niniejszej publikacji należą w większości do Nadleśnictwa Siewierz, a pozostała ich część jest własnością osób fizycznych. Drzewostany w wieku 45–90 lat zajmują łącznie powierzchnię blisko 130 ha (Krawiec 1999). Kompleks Trzebiesławskich Wzgórz poza lasami stanowiącymi przedmiot badań obejmuje także łąki, nieużytki rolne i odłogi (ryc. 2–3).

Walory szaty roślinnej

Badania florystyczne i fitosocjologiczne prowadzone w latach 2008–2010 na Trzebiesławskich Wzgórzach wykazały obec-

ność prawie 300 gatunków roślin naczyniowych. Najliczniej występowały rośliny lasów liściastych, m.in.: buk pospolity *Fagus sylvatica*, konwalia majowa *Convallaria majalis*, kopytnik pospolity *Asarum europaeum*, leszczyna pospolita *Corylus avellana*, szczyr trwały *Mercurialis perennis*, trzmielina brodawkowata *Euonymus verrucosa*, wawrzynek wilczyłyko *Daphne mezereum*.

Osobliwością florystyczną Trzebiesławskich Wzgórz jest bardzo licznie występujący wilczomlec pstry (ryc. 5). W 1879 roku Schneider odnalazł go w Ujejscu–Podbuczynach jako nowy gatunek dla polskiej flory (Szela 1994). Na terenie Wzgórz (Ujejsce i Trzebiesławice) znajdują się jedne z niewielu stanowisk wilczomleczka w Polsce oderwane od zwartego południowoeuropejskiego zasięgu. Pozostałe stanowiska usytuowane są w Tuliszowie, Podwarpiu i Sikorce, czyli we wschodniej części Garbu Tarnogórskiego. Ze względu na niewielką liczbę stanowisk skupionych na ograniczonym obszarze wilczomlec pstry został umieszczony w *Polskiej czerwonej księdze roślin* jako gatu-



Ryc. 4. Warpie na Bukowej Górze (10.07.2008 r., fot. M. Rutkowska)
Fig. 4. Warpie in Bukowa Góra (10 July, 2008; photo by M. Rutkowska)



nek narażony (kategoria VU) (Baryła, Nowak 2001). Na Trzebiesławskich Wzgórzach występuje bardzo licznie i posiada prawdopodobnie najcenniejsze pod względem liczebności stanowiska w Polsce. Wydaje się, że aktualnie nie jest tutaj zagrożony wyginięciem (Rutkowska, Babczyńska-Sendek 2012).

Wśród roślin Wzgórz na uwagę zasługuje także inna rzadkość polskiej flory – dyptam jesionolistny (ryc. 6). Jest to gatunek śródziemnomorski, osiągający w Polsce północną granicę swojego zasięgu. Znane są tylko trzy jego krajowe stanowiska. Dwa z nich są chronione w rezerwatach przyrody (Kulin i Grabowiec), a trzecie zlokalizowane jest u podnóża Trzebiesławskiej Góry. Skrajnie rzadki dyptam został umieszczony w *Polskiej czerwonej księdze roślin* jako gatunek krytycznie zagrożony (kategoria CR) (Olaczek 2001). Populacja odnaleziona na terenie Wzgórz w latach 80. XX wieku (Nowak, Waluda 2000), już wówczas mało liczna, obecnie z powodu naturalnej sukcesji i wykopywania okazów, została ograniczona zaledwie do dwóch kęp i jest zagrożona wyginięciem.

Na całym obszarze badanych Wzgórz wapiennych stwierdzono występowanie 31 gatunków roślin prawnie chronionych (tab. 1), w tym 7 przedstawicieli storczykowatych. Buławnik czerwony *Cephalathera rubra* (ryc. 7), umieszczony został w *Polskiej czerwonej księdze roślin* jako gatunek zagrożony wyginięciem (kategoria EN) (Hereźniak, Bernacki 2001), ma liczne stanowisko na terenie Bukowej Góry.

Na terenie lasów porastających Wzgórz można spotkać także interesujące i rzadkie gatunki roślin nieobjęte ochroną, takie jak: ostro-



Ryc. 5. Kępa wilczomleczka pstrego *Euphorbia epithymoides* (3.05.2010 r., fot. M. Rutkowska)

Fig. 5. A clump of Euphorbia epithymoides (3 May, 2010; photo by M. Rutkowska)



Ryc. 6. Kwitnący pęd dyptamu jesionolistnego *Dictamnus albus* (28.05.2010 r., fot. M. Rutkowska)

Fig. 6. A flowering shoot of Dictamnus albus (28 May, 2010; photo by M. Rutkowska)

zeń lepki *Cirsium erisithales* – górski element, bardzo rzadki na niżu Polski, okrzyn szero-kolistny *Laserpitium latifolium* czy malina kamionka *Rubus saxatilis* – taksony uznawane za rzadkie w skali Wyżyny Śląskiej (Parusel i in. 1996). Ponadto godne uwagi są ostoje gatunków kserotermicznych i ciepłolubnych znajdujące się na południowych skrajach lasów. Rosną tam m.in.: pajęcznica gałęzista *Anthericum ramosum*, bodziszek czerwony *Geranium sanguineum*, gorysz siny *Peucedanum cervaria* i rutewka mniejsza *Thalictrum minus*.

Obszar Trzebiesławskich Wzgórz jest interesujący także pod względem fitosocjologicznym. Występuje tu cenne zbiorowisko ciepłolubnej buczyny storczykowej *Fagus sylvatica-Crucjata glabra* (ryc. 8). W dość zwartym drzewostanie dominuje buk, który dobrze odnawia się w niższych warstwach. Podszyt jest słabo wykształcony, a runo z reguły bardzo dobrze rozwinięte, z gatunkami typowymi dla buczyny storczykowej. Najlepiej wykształcone płaty charakteryzuje bardzo duży udział konwalii majowej. W warstwie zielnej licznie występują ponadto: kruszczyk szerokolistny *Epipactis helleborine*, przylaszczka pospolita *Hepatica nobilis*, przytulia wiosenna *Crucjata glabra*, szczyr trwały, trzmielina brodawkowata. Mniejszy udział mają: kruszczyk rdzawoczerwony *Epipactis atrorubens*, miodownik melisowaty *Melittis melissophyllum*, orlik pospolity *Aquilegia vulgaris*. W runie fitocenoz opisanych z Bukowej Góry rośnie istotny składnik flory ciepłolubnej buczyny nawiapiennej – buławnik czerwony. Warstwa mszyska najczęściej nie występuje. Opisane zbiorowisko zajmuje duże powierzchnie zbadanych wzniesień, jednak w skali Wyżyny Śląskiej jest to syntakson rzadki (Celiński i in. 1978; Cabała 1990; Celiński i in. 1997).

Trzebiesławskie Wzgórz wyróżniają się także ze względu na piękno krajobrazu leśnego. O jego atrakcyjności decydują buki dominujące w drzewostanie oraz urozmaicona rzeźba terenu. Lasy bukowe szczególnie urzekają jesienią, a wczesną wiosną barwne runo tworzą licznie kwitnące na terenie Wzgórz przylaszczka po-

Tab. 1. Gatunki chronione we florze badanego obszaru (Rozporządzenie 2012)

Table 1. Protected plant species in the study area (Ordinance 2012)

Lp. No.	Takson Taxa	Częstość występowania* Frequency of occurrence
1	<i>Anemone sylvestris</i>	1
2	<i>Aquilegia vulgaris</i>	3
3	<i>Asarum europaeum</i>	5
4	<i>Carlina acaulis</i>	2
5	<i>Cephalanthera damasonium</i>	1
6	<i>Cephalanthera longifolia</i>	1
7	<i>Cephalanthera rubra</i>	2
8	<i>Chimaphila umbellata</i>	1
9	<i>Convallaria majalis</i>	5
10	<i>Corallorhiza trifida</i>	1
11	<i>Daphne mezereum</i>	3
12	<i>Dictamnus albus</i>	1
13	<i>Digitalis grandiflora</i>	2
14	<i>Epipactis atrorubens</i>	3
15	<i>Epipactis helleborine</i>	3
16	<i>Euphorbia epithymoides</i>	4
17	<i>Frangula alnus</i>	3
18	<i>Galium odoratum</i>	2
19	<i>Gentianella germanica</i>	1
20	<i>Hedera helix</i>	3
21	<i>Hepatica nobilis</i>	4
22	<i>Lilium martagon</i>	3
23	<i>Lycopodium annotinum</i>	1
24	<i>Lycopodium clavatum</i>	1
25	<i>Melittis melissophyllum</i>	2
26	<i>Neottia nidus-avis</i>	2
27	<i>Primula veris</i>	1
28	<i>Staphylea pinnata</i>	1
29	<i>Taxus baccata</i>	1
30	<i>Viburnum opulus</i>	4
31	<i>Vinca minor</i>	1

* Częstość występowania gatunków podano w pięciostopniowej skali (1 – gatunek bardzo rzadki, 2 – rzadki, 3 – dość częsty, 4 – częsty, 5 – bardzo częsty), oszacowanej na podstawie udziału roślin w niższych warstwach lasu i terenów otwartych.

* The incidence of species is given according to a five-degree scale (1 – very rare species, 2 – rare, 3 – quite common, 4 – common, 5 – very common) estimated based on the contribution of plants in the lower layers of forest and open areas.



spolita oraz zawilce *Anemone nemorosa* i *A. ranunculoides*. Prawdziwą letnią ozdobą jest dość często występująca tutaj lilia złotogłów *Lilium martagon* – jedna z najpiękniej kwitnących roślin naszej flory (ryc. 9). Położenie kompleksu na obrzeżu miasta podnosi atrakcyjność tego miejsca i sprzyja wypoczynkowi okolicznych mieszkańców, stanowiąc często źródło doznań estetycznych i inspiracji. Omawiane wzniesienia są również bardzo dobrym miejscem widokowym. Ze skraju lasu na Bukowej Górze rozciąga się rozległy widok na okolice Dąbrowy Górniczej i Będzina.

Walory kulturowe

W historii Trzebiesławskich Wzgórz zapisała się działalność człowieka związana z eksploatacją rud cynku i ołowiu. Wzgórze są częścią bogatego w rudy regionu siewiersko-olkuskiego, rozciągającego się od Siewierza przez Trzebiesławice, Wojkowice, Chruszczobród, Ujejsce, Ząbkowice, Strzemieszyce, Sławków i Bolesław po Olkusz. Prowadzono tutaj intensywne wydobywanie rud zalegających głównie w triasowych dolomitach kruszczonośnych lub rzadziej w wapieniach (Molenda 1963; Grodzińska, Szarek-Łukaszevska 2002).

Dokładna historia dziejów górnictwa kruszcowego z terenu Ujejsca i Trzebiesławic jest trudna do odtworzenia ze względu na nieliczne zachowane materiały archiwalne. Ze wzmianek w różnych publikacjach, map oraz ostat-



Ryc. 7. Kwiatostan buławnika czerwonego *Cephalanthera rubra* (18.06.2009 r., fot. M. Rutkowska)

Fig. 7. An inflorescence of Cephalanthera rubra (18 June, 2009; photo by M. Rutkowska)



Ryc. 8. Fragment płatu *Carici-Fagetum convallarietosum* – wariant z *Convallaria majalis* (18.06.2009 r., fot. M. Rutkowska)

Fig. 8. A patch of Carici-Fagetum convallarietosum – a variant with Convallaria majalis (18 June, 2009; photo by M. Rutkowska)

nich badań archeologicznych można wnioskować, iż wydobywanie prowadzono prawdopodobnie od XI do końca XVII wieku, a może nawet do XVIII (Molenda 1963, 1972; Rybak 2002; Rozmus 2004). Najrozleglejsze pole eksploatacyjne na badanym terenie rozciąga się na Trzebiesławskiej Górze. Ogromne doły i hałdy usypane przy kopaniu rud mogą świadczyć o intensywnej eksploatacji odbywającej się właśnie tutaj (ryc. 10).

Najstarsza działalność górnicza na terenie Wzgórz związana była głównie z wydobywaniem rud siarczkowych ołowiu o dużej zawartości srebra. Z płytko zalegających złóż pozyskiwano wówczas metodami odkrywkowymi oraz szybami galenę (siarczek ołowiu – PbS). J.B. Pusch – geolog badający bogactwa naturalne Polski – opisywał złoża rud z okolicy Trzebiesławic, jako „[...] wydłużone, wąskie smugi biednych rud ołowianych, rozproszonych w dolomicie [...]”. Według tego badacza na omawianym terenie „[...] prowadzono roboty do głębokości kilku sążni w ławach dolomitu, poprzerzynanych żyłami błyszczu ołowianego i galmanu i przerośniętymi krzemieniami” (Molenda 1963, 1972; Rybak 2002; Rozmus 2004).

W późniejszych wiekach zaczęto interesować się także wydobywaniem innych minerałów kruszczośnych – galmanów, czyli węglanów i krzemianów cynku, powstałych w wyniku procesów utleniania i karbonizacji rud siarczkowych. Prawdopodobnie od XVI wieku pozyskiwano je do produkcji mosiądzu (Molenda 1963, 1972; Rybak 2002; Rozmus 2004). Brakuje



Ryc. 9. Lilia złotogłów – prawdziwa ozdoba lasów bukowych Trzebiesławskich Wzgórz (13.07.2009 r., fot. M. Rutkowska)

Fig. 9. Lilium martagon – a real pride of beech forests in Trzebiesławskie Wzgórze (13 July, 2009; photo by M. Rutkowska)



Ryc. 10. Fragment odkrywek i hałd na Trzebiesławskiej Górze (7.07.2009 r., fot. M. Rutkowska)

Fig. 10. A fragment of pits and heaps in Trzebiesławska Góra (7 July, 2009; photo by M. Rutkowska)



jednak informacji dotyczących eksploatacji tego surowca w rejonie Ujejsca i Trzebiesławic. Jedynie z ustnych przekazów od mieszkańców pochodzą informacje o wydobyciu rud cynku przez Szwedów na tym terenie w połowie XVII wieku. Jak twierdzą lokalni mieszkańcy, owa eksploatacja trwała około roku (J. Waluda, inf. ustna).

W połowie XVI wieku, dzięki budowie sztolni odwadniających, górnictwo kruszcowe przeżywało swój największy rozkwit. Sztolnie rozwiązały problem nadmiernego dopływu wód do wyrobisk, spowodowanego obfitością wody w dolomitach kruszconych. Powstawać zaczęły wówczas głębsze kopalnie i szyby (Molenda 1963, 1972; Rybak 2002; Rozmus 2004). Na Bukowej Górze wybudowano sztolnię, która – jak wspominają lokalni mieszkańcy – jeszcze w czasie II wojny światowej

służyła ludziom jako kryjówka. Po wojnie została wysadzona ze względów bezpieczeństwa (J. Waluda, inf. ustna).

Ostatnie historyczne wzmianki, pochodzące z rejonu Ujejsca i Trzebiesławic, datuje się na lata 80. i 90. XVIII wieku. Ówczesne ilustracje dóbr biskupich wspominają już wtedy o zapadłych szybach i hałdach, pozostałych po dawnej działalności górniczej. Zatem kruszce wydobywano tutaj do XVII lub XVIII wieku (Rybak 2002, Rozmus 2004).

Ochrona przyrody

Istniejące formy ochrony przyrody

Pomimo potrzeby ochrony zasobów przyrody Trzebiesławskich Wzgórz (Błaski i in. 1993; Celiński, Czyłok 1994; Czyłok 2007), dotych-



Ryc. 11. Uszkodzony pomnik przyrody (18.04.2010 r., fot. M. Rutkowska)

Fig. 11. A damaged natural monument (18 April, 2010; photo by M. Rutkowska)

czas nie wprowadzono jeszcze na tym terenie obszarowej formy ochrony przyrody. Objęto natomiast ochroną pomnikową dwa okazałe i piękne buki u podnóża Bukowej Góry, na terenie osady Podbuczyny (Czyłok i in. 2009). W roku 1999 drzewa te liczyły około 180 lat i miały pierśnicę 120 i 117 cm (Krawiec 1999). Podczas badań w roku 2009 zmierzona pierśnica wyniosła odpowiednio 131,5 i 129 cm. Wiosną 2010 roku zauważono odłamanie konaru jednego z drzew pomnikowych (ryc. 11).

Proponowane formy ochrony przyrody

Kwestia ochrony walorów Trzebiesławskich Wzgórz dotyczy nie tylko elementów szaty roślinnej, lecz także pozostałości po eksploatacji rud cynku i ołowiu. Na wskazanym obszarze należy chronić poza środowiskiem przyrodniczym (bogactwem gatunków, osobliwościami florystycznymi, cennymi zbiorowiskami i pięknymi krajobrazami), także obiekty o wartości historycznej i kulturowej – warpie. Podczas badań prowadzonych w latach 2008–2010, wielokrotnie obserwowano negatywne działania człowieka m.in. poruszanie się na quadach i terenowych motocyklach po bujnie porośniętych roślinnością wyrobiskach, co skutkowało niszczeniem pokrywy roślinnej oraz wierzchniej warstwy gleby.

Ochrona takich obiektów jak Trzebiesławskie Wzgórze ma szczególne znaczenie w regionie uprzemysłowionym, gdzie środowisko naturalne zostało silnie zmienione. W obrębie Dąbrowy Górniczej i sąsiednich aglomeracji miejsko-przemysłowych wartość przyrodnicza i krajobrazowa takiego kompleksu leśnego jest ogromna ze względu na jego rzadkość. Pełni on również ważne funkcje wypoczynkowe. O fizjonomii Wzgórz decydują widoczne w rzeźbie terenu przekształcenia związane z działalnością górnictwem, których wartość jest na ogół niedoceniana. Należy zadbać o właściwe podejście lokalnych władz i społeczeństwa do tych śladów niegdysiejszych prac górniczych – nie jak do negatywnych elementów krajobrazu, lecz jak do wartościowych form terenu, świadczących o jego tożsamości. Tutejsze doły i hałdy powstałe przy wydobyciu rud, zlo-

kalizowane wśród lasów bukowych, mogłyby stanowić wyjątkowe miejsce edukacji przyrodniczej, historycznej oraz geologicznej uczniów i studentów. Zdaniem autorki, wskazane byłoby utworzenie ścieżki dydaktycznej w tym celu. W krajach zachodniej Europy obszary związane z odkrywkowym górnictwem minerałów są dziś uznawane za zabytkowe europejskiego dziedzictwa kulturowego (Myga-Piątek, Nita 2008). Na Garbie Tarnogórskim występuje obiekt o zbliżonej historii kopalnianej – Las Segiecki, z widocznymi w rzeźbie terenu lejami, zapadliskami i hałdami. Mimo znacznego przekształcenia przez gospodarkę człowieka, wartości przyrodnicze tego terenu zostały docenione – dobrze zachowane fitocenozy termofilnej buczyny objęto ochroną rezerwatową (Cabała i in. 2006).

Nad problemem jednoczesnej ochrony zarówno walorów przyrodniczych, jak i kulturowych terenów związanych z górnictwem odkrywkowym kruszców dyskutowano już wcześniej (Babczyńska-Sendek i in. 2008). Autorzy, dostrzegając brak ochrony warpi wraz z cenną roślinnością wykształconą w ich obrębie w przypadku podobnych obszarów, zaproponowali powołanie nowej formy ochrony na podstawie trzech ustaw – o ochronie dóbr kultury, zabytków oraz przyrody, zwanej „obszarem przyrodniczo-kulturowym” (Ustawa 1962, 2003, 2004). Zapewniałaby ona jednoczesną ochronę obu komponentów – przyrodniczego i kulturowego.

Wobec istniejących aktualnie możliwości, jakie daje ustawa o ochronie przyrody, proponuje się utworzenie na terenie Trzebiesławskich Wzgórz zespołu przyrodniczo-krajobrazowego, w celu zapewnienia ochrony walorów i wartości przyrodniczych, krajobrazowych oraz kulturowych i historycznych. W rozumieniu przepisów o ochronie przyrody, obowiązujących obecnie w Polsce, „zespołami przyrodniczo-krajobrazowymi są fragmenty krajobrazu naturalnego i kulturowego zasługujące na ochronę ze względu na ich walory widokowe lub estetyczne” (Ustawa 2004). Z reguły chronią one resztki przyrody naturalnej i półnaturalnej w obrębie dużych miast. Są często użyt-

kowane gospodarczo, lecz można w nich wykonywać tylko zabiegi związane z racjonalną gospodarką leśną czy rolną (Symonides 2007). Ze względu na to, że dużą część proponowanego do ochrony terenu stanowią lasy gospodarcze, gdzie wprowadzenie całkowitego zakazu wykonywania zabiegów leśnych byłoby niemożliwe, wskazana forma ochrony wydaje się obecnie najodpowiedniejsza, w przyszłości należałoby jednak objąć najcenniejsze fragmenty drzewostanu bukowego wyższą formą ochrony przyrody.

Podsumowanie i wnioski

1. O szczególnych walorach przyrodniczych Trzebiesławskich Wzgórz decyduje bogata i interesująca flora naczyniowa (obejmująca prawie 300 gatunków). Rośliny chronione tworzą dość liczną grupę – 31 gatunków, w tym aż 23 podlega ochronie całkowitej. Stwierdzono tutaj także występowanie taksonów rzadkich w skali regionu i kraju.

2. Badany obszar jest cenny pod względem fitosocjologicznym. Występują tu jedne z największych i najlepiej zachowanych na Wyżynie Śląskiej płatów ciepłolubnej buczyny storczy-

kowej. Fitocenozy *Carici-Fagetum convallariosum* oraz ich związek z budową geologiczną, rzeźbą terenu oraz warunkami glebowymi ma istotne znaczenie z punktu widzenia dydaktycznego oraz naukowego.

3. Różnicowane ukształtowanie terenu oraz ciekawa szata roślinna decydują o walorach krajobrazowych Trzebiesławskich Wzgórz. Lasy bukowe posiadają wysokie wartości estetyczne.

4. Leśny obszar Wzgórz cechuje duża koncentracja warpi. Stanowią one ślady wyrobisk i szybów kopalnianych po eksploatacji odkrywkowej rud cynku i ołowiu prowadzonej tu do XVII–XVIII wieku. Są to obiekty o wartości historycznej i kulturowej.

5. Unikatowe gatunki roślin oraz rzeźba terenu będąca pozostałością po dawnej eksploatacji rud cynku i ołowiu sprawiają, że na terenie Trzebiesławskich Wzgórz mamy do czynienia z zasobami nie tylko lokalnego dziedzictwa przyrodniczego i kulturowego, lecz także regionalnego, a nawet ponadregionalnego.

6. Wysokie walory przyrodnicze, krajobrazowe, estetyczne, kulturowe i historyczne wskazują na potrzebę ochrony tego kompleksu leśnego. Proponuje się utworzenie zespołu przyrodniczo-krajobrazowego w celu ochrony wyżej wymienionych wartości.

PIŚMIENNICTWO

- Babczyńska-Sendek B., Barć A., Wika S. 2008. Warpie – obiekty zasługujące na zintegrowaną ochronę. W: Kopec D., Ratajczyk N. (red.). Prawo ochrony przyrody. Stan obecny, problemy, perspektywy. Tow. Przyr. Ziemi Łódzkiej, Łódź: 289–297.
- Baryła J., Nowak T. 2001. *Euphorbia epithymoides* L. Wilczomlec pstry. W: Kaźmierczakowa R., Zarzycki K. (red.). Polska czerwona księga roślin. Inst. Bot. PAN, Inst. Ochr. Przyr. PAN, Kraków: 237–239.
- Blaski M., Herczek A., Kimsa T., Wojciechowski W. 1993. Walory przyrodnicze projektowanego użytku ekologicznego „Buczyny” k. Dąbrowy Górniczej. Kształt. środ. geogr. i ochr. przyr. obsz. uprzemysł. i zurban. 10: 4–14.
- Cabała S. 1990. Różnicowanie i rozmieszczenie zbiorowisk leśnych na Wyżynie Śląskiej. Uniwersytet Śląski, Katowice.
- Cabała S., Orczewska A., Zaufal T. 2006. Stan zachowania zbiorowisk lasów bukowych w Górnośląskim Okręgu Przemysłowym i perspektywy jej ochrony. Kształt. środ. geogr. i ochr. przyr. obsz. uprzemysł. i zurban. 37: 5–16.
- Celiński F., Czyłok A. 1994. Ogólna waloryzacja przyrodnicza Dąbrowy Górniczej. WNoZ, Uniwersytet Śląski, Katowice–Sosnowiec (wydruk komp.).
- Celiński F., Czyłok A., Kubajak A. 1996. Przewodnik przyrodniczy po Dąbrowie Górniczej. Wyd. Kubajak, Krzeszowice.
- Celiński F., Sendek A., Wika S. 1978. Zbiorowiska leśne bogatszych siedlisk Katowickiego Okręgu Przemysłowego. Acta Biol. Sil. 5: 123–168.
- Celiński F., Wika S., Parusel J.B. (red.) 1997. Czerwona lista zbiorowisk roślinnych Górnego Śląska. Raporty Opinie. 2. Centrum Dziedzictwa Przyrody Górnego Śląska, Katowice: 38–56.

- Czylok A. (red.) 2007. Ogólna waloryzacja przyrodnicza Dąbrowy Górniczej. Etap I. WNoZ, Uniwersytet Śląski, Sosnowiec (wydruk komp.).
- Czylok A., Tyc A., Kubajak A. 2009. Przewodnik przyrodniczy po Dąbrowie Górniczej. Wyd. Kubajak, Krzeszowice.
- Gilewska S. 1972. Wyżyny Śląsko-Małopolskie. W: Klimaszewski M. (red.). Geomorfologia Polski. Tom 1. PWN, Warszawa: 232–339.
- Grodzińska K., Szarek-Łukaszewska G. 2002. Hałdy cynkowo-ołowiane w okolicach Olkusza – przeszłość, teraźniejszość i przyszłość. Kosmos 51 (2): 127–138.
- Hereźniak J., Bernacki L. 2001. *Cephalanthera rubra* (L.) Rich. Buławnik czerwony. W: Kaźmierczakowa R., Zarzycki K. (red.). Polska czerwona księga roślin. Inst. Bot. PAN, Inst. Ochr. Przyr. PAN, Kraków: 536–537.
- Kondracki J. 2002. Geografia regionalna Polski. Wyd. Nauk. PWN, Warszawa.
- Kotlicki S. 1967. Objasnienia do szczegółowej mapy geologicznej Polski 1:50 000. Ark. Zawiercie. Wyd. Geolog., Warszawa.
- Krawiec A. 1999. Plan urządzenia lasu na okres od 1 stycznia 1999 roku do 31 grudnia 2008 roku. Nadleśnictwo: Siewierz, Leśnictwo: Ząbkowice. RDLP, Katowice.
- Łapczyński K. 1888. Roślinność kilku miejscowości krajowych. 4. Pam. Fizjograf. 8: 1–58.
- Matuszkiewicz W. 2001. Przewodnik do oznaczenia zbiorowisk roślinnych Polski. Vad. Geobot. PWN, Warszawa.
- Matuszkiewicz W., Faliński J.B., Kostrowicki A.S., Matuszkiewicz J.M., Olaczek R., Wojterski T. 1995. Potencjalna roślinność naturalna Polski. Mapa przeglądowa 1:300.000. Ark. 11. PAN, IGiPZ, Warszawa.
- Michalik S. 1972. Ciepłolubne lasy bukowe na Wyżynie Krakowsko-Częstochowskiej. Fragm. Flor. Geobot. 18: 215–225.
- Molenda D. 1963. Górnictwo kruszcowe na terenie złóż śląsko-krakowskich do połowy XVI wieku. PAN, Inst. Historii Kultury Materialnej, Wrocław.
- Molenda D. 1972. Kopalnie rud ołowiu na terenie złóż śląsko-krakowskich w XVI–XVIII wieku. PAN, Inst. Historii Kultury Materialnej, Wrocław.
- Musierowicz A. (red.) 1961. Mapa gleb Polski w skali 1:300 000. Wyd. Geolog., Warszawa.
- Myga-Piątek U., Nita J. 2008. The scenic value of abandoned mining areas in Poland. AGD Landscape & Environ. 2: 132–142.
- Nowak T. 1999. Atlas rozmieszczenia roślin naczyniowych na terenie wschodniej części Garbu Tarnogórskiego (Wyżyna Śląska). Materiały Opracowania. 2. Centrum Dziedzictwa Przyrody Górnego Śląska, Katowice.
- Nowak T., Bula R. 2006. Stanowisko dyptamu jesionolistnego *Dictamnus albus* L. w Dąbrowie Górniczej (Wyżyna Śląska). W: Mirek Z., Cieślak E., Paszko E., Paul W., Ronikier M. (red.). Rzadkie, ginące i reliktowe gatunki roślin i grzybów. Problemy zagrożenia i ochrony bioróżnorodności flory Polski. Materiały ogólnopolskiej konferencji naukowej. Kraków, 30–31 maja. Inst. Bot. im. W. Szafera PAN, AR w Krakowie.
- Nowak T., Babczyńska-Sendek B., Zaufal T. 2003. Materiały do atlasu rozmieszczenia oraz stanu zasobów roślin chronionych i zagrożonych rejonu górnośląskiego – PRESS. Część 8. *Euphorbia epithymoides* L. (*Euphorbiaceae*) w województwie śląskim i na terenach sąsiednich. Acta Biol. Sil. 54: 39–49.
- Nowak T., Waluda J. 2000. New locality of *Dictamnus albus* (Rutaceae) in Poland. Fragm. Flor. Geobot. 45 (1–2): 524–526.
- Olaczek R. 2001. *Dictamnus albus* L. Dyptam jesionolistny. W: Kaźmierczakowa R., Zarzycki K. (red.). Polska czerwona księga roślin. Inst. Bot. PAN, Inst. Ochr. Przyr. PAN, Kraków: 239–241.
- Parusel J.B., Wika S., Bula R. (red.) 1996. Czerwona lista roślin naczyniowych Górnego Śląska. Raporty Opinie. 1. Centrum Dziedzictwa Przyrody Górnego Śląska, Katowice: 8–42.
- Rostański K., Jędrzejko K. 1976. O występowaniu *Euphorbia epithymoides* L. (*E. polychroma* Kerner) w okolicach Będzina w województwie katowickim. Fragm. Flor. Geobot. 22 (3): 295–299.
- Rozmus D. (red.) 2004. Archeologiczne i historyczne ślady górnictwa i hutnictwa na terenie Dąbrowy Górniczej i okolic. Wyd. „Księgarnia Akademicka”, Kraków.
- Rozporządzenie 2012. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 5 stycznia 2012 roku w sprawie ochrony gatunkowej roślin. Dz. U. Nr 0, poz. 81 z dnia 12 stycznia 2012.
- Rutkowska M. 2010. Flora i zbiorowiska leśne wzgórz triasowych z okolic Ujejsca i Trzebieńskich na Garbie Tarnogórskim. Wydział Biologii i Ochrony Środowiska, UŚ, Katowice (praca magisterska).
- Rutkowska M., Babczyńska-Sendek B. 2012. Aktualny stan populacji wilczomlecza pstrego *Euphor*

- bia epithymoides* w okolicy Ujejsca i Trzebiesławic na Garbie Tarnogórskim (Wyżyna Śląska). Chrońmy Przyr. Ojcz. 68 (6): 417–423.
- Rybak A. (red.) 2002. Państwowe górnictwo galmanu na terenie Dąbrowy Górniczej w XIX wieku: ze szczególnym uwzględnieniem strzemieszckiego ośrodka górnictwa galmanu. Muzeum Miejskie „SztYGarka”, Dąbrowa Górnicza.
- Symonides E. 2007. Ochrona przyrody. Wyd. UW, Warszawa: 545–548.
- Szeląg Z. 1994. Kto odkrył *Euphorbia epithymoides* dla flory polskiej? Wiad. Bot. 38 (1/2): 160–161.
- Ustawa 1962. Ustawa z dnia 15 lutego 1962 roku o ochronie dóbr kultury. Dz. U. Nr 98 (1999), poz. 1150.
- Ustawa 2003. Ustawa z dnia 23 lipca 2003 roku o ochronie zabytków i opiece nad zabytkami. Dz. U. Nr 162 (2003), poz. 1568 ze zm.
- Ustawa 2004. Ustawa z dnia 16 kwietnia 2004 roku o ochronie przyrody. Dz. U. Nr 92 (2004), poz. 880.
- Wika S., Szczypiek T. 1991. Projektowany pomnik przyrody „Sasanka-Stary Olkusz”: potrzeba ochrony ekosystemu zdegradowanego przez człowieka. Kształt. środ. geogr. i ochr. przyr. obsz. uprzemysł. i urban.: 40–46.

SUMMARY

Chrońmy Przyrodę Ojczystą 69 (2): 134–146, 2013

Rutkowska M. Some natural and cultural values of Trzebiesławskie Wzgórza forests (Garb Tarnogórski, Silesian Upland, S Poland)

Trzebiesławskie (Wzgórza) Hills are situated within the city of Dąbrowa Górnicza, between two agricultural districts – Ujejsce and Trzebiesławice. These hills are part of Tarnogórski (Garb) Hump – one of the mesoregions in the northern part of the Silesian Upland. Because of the presence of ore-bearing dolomite containing zinc and lead ores in the geological structure, extraction by open-cast mining was carried out in this area in the past centuries. The complete history of mining in the area of Trzebiesławice and Ujejsce is difficult to reconstruct, because only little archival material has survived. The mining activity was probably conducted from the early Middle Ages to the end of the 17th or 18th century. Characteristic hollows left after ore extraction – called *warpie* – are the traces of the past open-cast mining. They are covered with remains of the natural deciduous forests transformed to varying extent. Some well-developed beech phytocoenoses were described as a valuable association of *Carici-Fagetum convallarietosum*. These are some of the largest and best preserved patches of this association in the Silesian Upland.

Trzebiesławskie Hills are distinguished by a rich and interesting vascular flora, including nearly 300 species. Protected species constitute a large group of 31 species, including 23 strictly protected. There are also taxa rare to the region and to the country, although not legally protected. *Euphorbia epithymoides* L. is a floristic peculiarity occurring very frequently in the Trzebiesławskie Hills. One of the other particularly important species is *Dictamnus albus* L. Both species reach the northern limit of their range in Poland. The population of *Euphorbia epithymoides* is very large within the hills and it seems that it is not endangered. On the other hand, the *Dictamnus albus* population is currently very scarce and threatened with extinction.

Despite numerous suggestions, so far no form of nature area conservation has been established. The current protection, however, includes two magnificent beech trees at the foothills of Bukowa Góra (Mt). In the Trzebiesławskie Hills area, regardless of the natural environment (species richness, floristic peculiarities, valuable plant communities and natural environment), also *warpie* have to be protected as historic and cultural objects. A proposal has been put forward to create a nature - landscape protected complex in order to protect natural, scenic, aesthetic, cultural and historical values.

Zmiany we florze rezerwatu „Gołobórz” (woj. mazowieckie) na przestrzeni 30 lat (1980–2010)

Changes in the flora of the “Gołobórz” nature reserve (Mazovia Province) over the last 30 years (1980–2010)

KATARZYNA PIÓREK, KRYSZYNA NOWICKA-FALKOWSKA, LIDIA BORKOWSKA

Zakład Botaniki, Instytut Botaniki
Uniwersytet Przyrodniczo-Humanistyczny
08–110 Siedlce, ul. Prusa 12
e-mail: 111katarynka@wp.pl, falko4@wp.pl, lidiabor@uph.edu.pl

Słowa kluczowe: rezerwat „Gołobórz”, Wysoczyzna Siedlecka, flora, synantropizacja, zmiany sukcesyjne.

Rezerwat „Gołobórz” położony w gminie Siedlce to obszar bardzo cenny pod względem florystyczno-krajobrazowym. Od 30 lat obserwuje się w nim niekorzystne zmiany ilościowe i jakościowe szaty roślinnej spowodowane postępującą sukcesją oraz silną antropopresją. Flora naczyniowa rezerwatu liczy 455 gatunków roślin naczyniowych i w ciągu 30 lat zwiększyła się z 377 do 411 gatunków. W trakcie badań stwierdzono wzrost liczby gatunków leśnych i zaroślowych, łąkowych oraz synantropijnych, przy jednoczesnym spadku liczby gatunków murawowych, wodnych i torfowiskowych. Nie stwierdzono stanowisk 34 gatunków roślin naczyniowych, w tym: brzozy niskiej *Betula humilis*, rosiczki okrągłolistnej *Drosera rotundifolia*, widłaczka torfowego *Lycopodiella inundata*, gnieźnika leśnego *Neottia nidus-avis* i podkolana białego *Platanthera bifolia*. Zmiany roślinności polegały na rozwoju zbiorowisk borowych oraz zaniku płatów torfowisk wysokich i przejściowych

Wstęp i teren badań

Rezerwat „Gołobórz” (1981 r.; pow. 65,88 ha), znajdujący się we wschodniej części województwa mazowieckiego, w gminie Siedlce, to bardzo cenny pod względem florystyczno-krajobrazowym obszar podlegający silnej antropopresji. Zgodnie z podziałem fizyczno-geograficznym Kondrackiego (2002) leży na Wysoczyźnie Siedleckiej, w makroregionie Nizina Południowopodlaska. Ze względu na unikatowe walory przyrodnicze został on włączony do Obszaru Natura 2000 – „Gołobórz” kod PLH140028. O bogactwie szaty roślinnej decyduje przede wszystkim zróżnicowana bu-

dowa geomorfologiczna terenu (wydmy śródłądowe, dolina rzeki Muchawki) oraz obecność wielu różnorodnych pod względem ekologicznym i troficznym siedlisk przyrodniczych.

Prowadzone na terenie rezerwatu wieloletnie badania florystyczne wskazują na istotne zmiany w składzie i strukturze roślinności spowodowane zachodzącymi procesami sukcesyjnymi oraz silną antropopresją. Z prac dotyczących synantropizacji flory rezerwatów Niziny Południowopodlaskiej wynika, że decydujący wpływ na zachowanie różnorodności florystycznej ma położenie i możliwość penetracji danego obszaru przez miejscową ludność (Borkowska 2003; Ciosek, Skrzyczyńska 2003;

Piórek, Krechowski 2007; Ciosek i in. 2008). Umieszczenie rezerwatu „Gołobórz” w odległości około 4 km od miasta Siedlce, w bezpośrednim sąsiedztwie z gruntami rolnymi oraz polygonem wojskowym to czynniki niewątpliwie sprzyjające silnej antropopresji. Od wielu lat obserwuje się na tym obszarze także niekorzystne zmiany stosunków wodnych (obniżenie poziomu wód gruntowych), spowodowane wykopaniem obok rezerwatu rowu melioracyjnego oraz utworzeniem dużego kompleksu sztucznych stawów rybnych.

W chwili powołania rezerwatu przeważały na jego obszarze zbiorowiska leśne – od porastających wydmy suchych borów sosnowych *Peucedano-Pinetum*, *Quercu roboris-Pinetum* przez grąd subkontynentalny *Tilio-Carpinetum* i dąbrowę świetlistą *Potentillo albae-Quercetum* po bory wilgotne *Molinio-Pinetum* i bagiennie *Vaccinio uliginosi-Pinetum* oraz brzeziinę bagienną *Betuletum pubescentis*. Zagłębienia międzywymowe zajmowały płyty torfowisk wysokich i przejściowych z turzycowiskami klas *Oxycocco-Sphagneteta* i *Scheuchzerio-Caricetea*, a w dolach potorfowych występowała roślinność szuwarowa z klasy *Phragmitetea*. Na odkrytych fragmentach wydmy wykształciły się przede wszystkim murawy szcztolichowe *Spergulo vernalis-Corynephorum* w różnym stadium sukcesji oraz wrzosowiska zbliżone do *Calluno-Nardetum strictae*. Od strony wsi Grabianów, na północno-wschodnim skraju rezerwatu, znajdowały się płyty wilgotnych łąk z rzędu *Molinieta*.

Od wielu lat prowadzone są badania nad roślinnością Gołoborza, pozwalające określić kierunki zmian szaty roślinnej rezerwatu. Celem pracy jest ukazanie tendencji dynamicznych we florze i roślinności na przestrzeni 30 lat.

Materiał i metody

W trakcie badań terenowych prowadzonych w latach 2010–2011 dokonano dokładnego spisu florystycznego oraz inwentaryzacji zbiorowisk roślinnych wykształconych na tere-

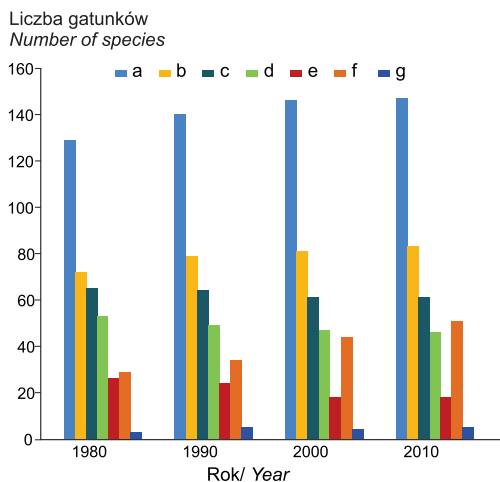
nie rezerwatu. Florę poddano analizie pod kątem przynależności gatunków do grup geograficzno-historycznych (Zajac, Zajac 1975; Zajac i in. 1998). Korzystając z prac Matuszkiewicz (2005) oraz Zarzyckiego i innych (2002) przyporządkowano rośliny do jednostek synekologicznych, wyróżniając następujące grupy gatunków: leśne i zaroślowe, łąkowe, wodne i szuwarowe, torfowiskowe, murawowe i wrzosowiskowe oraz synantropijne (ruderalne i segetalne). W oparciu o ekologiczne liczby wskaźnikowe (Zarzycki i in. 2002) dokonano analizy flory rezerwatu pod względem preferencji siedliskowych, w tym wymagań świetlnych (wskaźnik L), wilgotności (wskaźnik W) i żyzności gleby (wskaźnik Tr) oraz kwasowości (wskaźnik R). Nomenklaturę gatunków przyjęto za Mirkiem i innymi (2002). Otrzymane wyniki porównano z danymi florystycznymi z lat 1980, 1990 i 2000 (Ciosek, Głowacki 1979; Ozimiński 1980; Borkowska 1995, 2003). Kolejnym etapem prac było wykonanie aktualnej mapy roślinności rezerwatu i porównanie jej z mapą szaty roślinnej tego terenu z roku 1980 (Ciosek, Głowacki 1979; Ozimiński 1980).

Wyniki

Flora naczyniowa rezerwatu „Gołobórz” reprezentowana jest przez 455 gatunków roślin naczyniowych. Na przestrzeni 30 ostatnich lat liczba taksonów wzrosła z 377 w roku 1980, przez 395 (1990 r.) i 401 (2000 r.) do 411 roślin w roku 2010. We wszystkich czterech okresach badawczych stwierdzono występowanie 321 gatunków, a pozostałe pojawiały się w różnych latach badań. Aktualnie nie potwierdzono stanowisk 34 gatunków roślin naczyniowych, m.in.: brzozy niskiej *Betula humilis*, turzycy dwupiennej *Carex dioica*, pępawy różyczkolistnej *Crepis praemorsa*, kukułki szerokolistnej *Dactylorhiza majalis*, rosiczki okrągłolistnej *Drosera rotundifolia*, widłaczka torfowego *Lycopodiella inundata*, gnieźnika leśnego *Neottia nidus-avis* czy podkolana białego *Platanthera bifolia*. Wzrosła natomiast liczba

Ryc. 1. Charakterystyka fitosocjologiczna flory rezerwatu „Gołobórz” w latach 1980–2010: a – gatunki leśne, b – gatunki łąkowe, c – gatunki muraw napiaskowych, d – gatunki wodne i szuwarowe, e – gatunki torfowiskowe, f – gatunki synantropijne, g – gatunki inne

Fig. 1. Phytosociological characteristics of the flora in the “Gołobórz” nature reserve in 1980–2010: a – forest species, b – meadow species, c – psamphilous grassland species, d – aquatic and rush species, e – peat-bog species, f – synanthropic species, g – other species



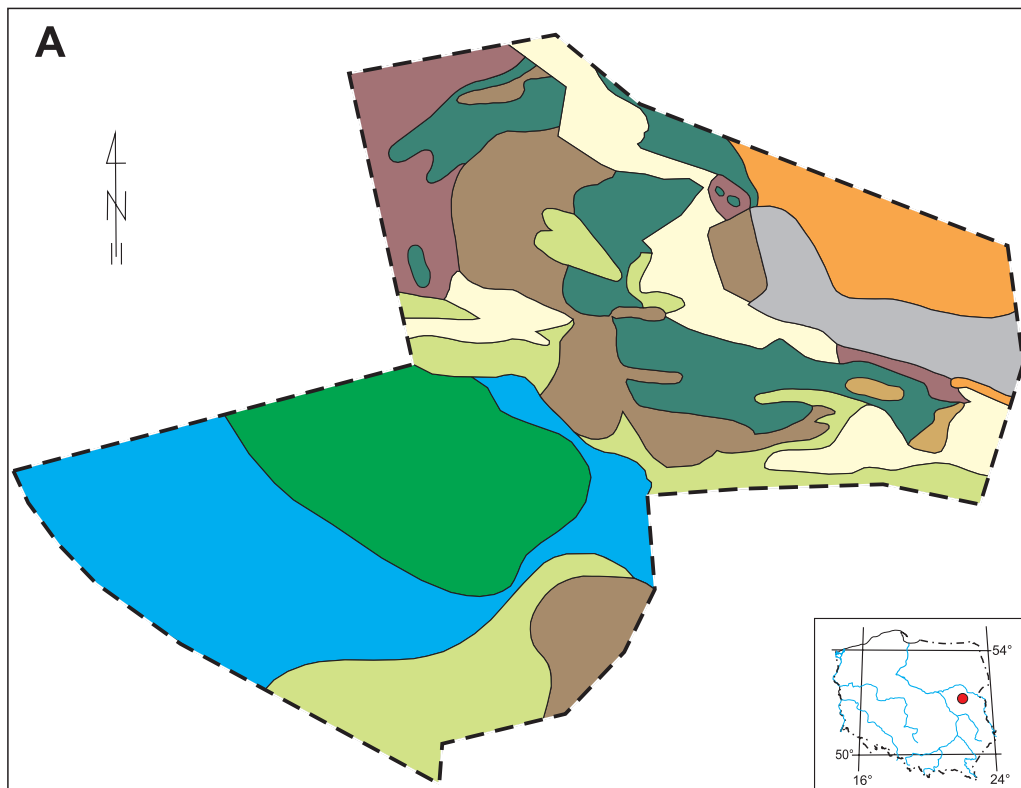
Tab. 1. Preferencje ekologiczne flory rezerwatu „Gołobórz” w latach 1980–2010

Table 1. Ecological preferences of the flora in the “Gołobórz” nature reserve in 1980–2010

Wskaźnik ekologiczny <i>Ecological value</i>	1980		1990		2000		2010	
	<i>N</i>	<i>%</i>	<i>N</i>	<i>%</i>	<i>N</i>	<i>%</i>	<i>N</i>	<i>%</i>
L								
cień/ <i>shade</i>	12	3,43	15	3,98	17	4,35	16	3,98
cień/półcień/ <i>shade/half-shade</i>	13	3,71	13	3,45	13	3,32	14	3,48
półcień/ <i>half-shade</i>	42	12,00	43	11,40	44	11,25	45	11,19
półcień/światło/ <i>half-shade/light</i>	38	10,86	43	11,40	44	11,25	46	11,44
światło/ <i>light</i>	241	68,86	258	68,44	268	68,55	277	68,92
eurytypowe/ <i>eurotypics</i>	4	1,14	5	1,33	5	1,28	4	0,99
W								
suche/ <i>dry</i>	40	11,43	42	11,14	42	10,74	44	10,94
suche/świeże/ <i>dry/fresh</i>	43	12,29	42	11,14	41	10,49	42	10,45
świeże/ <i>fresh</i>	90	25,71	98	26,00	110	28,13	114	28,36
świeże/wilgotne/ <i>fresh/moist</i>	56	16,00	66	17,51	68	17,39	66	16,42
wilgotne/mokre/ <i>moist/wet</i>	111	31,71	119	31,56	120	30,69	126	31,34
eurytypowe/ <i>eurotypics</i>	10	2,86	10	2,65	10	2,56	10	2,49
Tr								
oligotroficzne/ <i>oligotrophic</i>	38	10,86	39	10,34	38	9,72	36	8,95
oligo-/mezotroficzne/ <i>oligo-/mesotrophic</i>	27	7,72	28	7,43	26	6,65	26	6,47
mezotroficzne/ <i>mesotrophic</i>	100	28,57	103	27,32	101	25,83	107	26,62
mezo/eutroficzne/ <i>meso-/eutrophic</i>	84	24,00	91	24,14	91	23,27	96	23,88
eutroficzne/ <i>eutrophic</i>	97	27,71	112	29,71	132	33,76	134	33,33
eurytypowe/ <i>eurotypics</i>	4	1,14	4	1,06	3	0,77	3	0,75
R								
kwaśne/ <i>acidic</i>	62	17,71	64	16,98	61	15,60	62	15,42
kwaśne/obojętne/ <i>acidic/neutral</i>	57	16,29	62	16,45	63	16,11	66	16,42
obojętne/ <i>neutral</i>	99	28,29	105	27,85	115	29,41	121	30,10
obojętne/zasadowe/ <i>neutral/alkaline</i>	67	19,14	74	19,63	79	20,21	76	18,91
zasadowe/ <i>alkaline</i>	13	3,71	14	3,71	13	3,32	14	3,48
eurytypowe/ <i>eurotypics</i>	52	14,86	58	15,38	60	15,35	63	15,67

Objaśnienia symboli: *N* – liczba gatunków, *%* – udział procentowy, *L* – wskaźnik świetlny, *W* – wskaźnik wilgotności gleby, *Tr* – wskaźnik trofizmu, *R* – wskaźnik kwasowości gleby

Explanation of symbols: N – the number of species, % – percentage contribution, L – light index, W – soil moisture value, Tr – trophic value, R – soil (water) acidity (pH) value



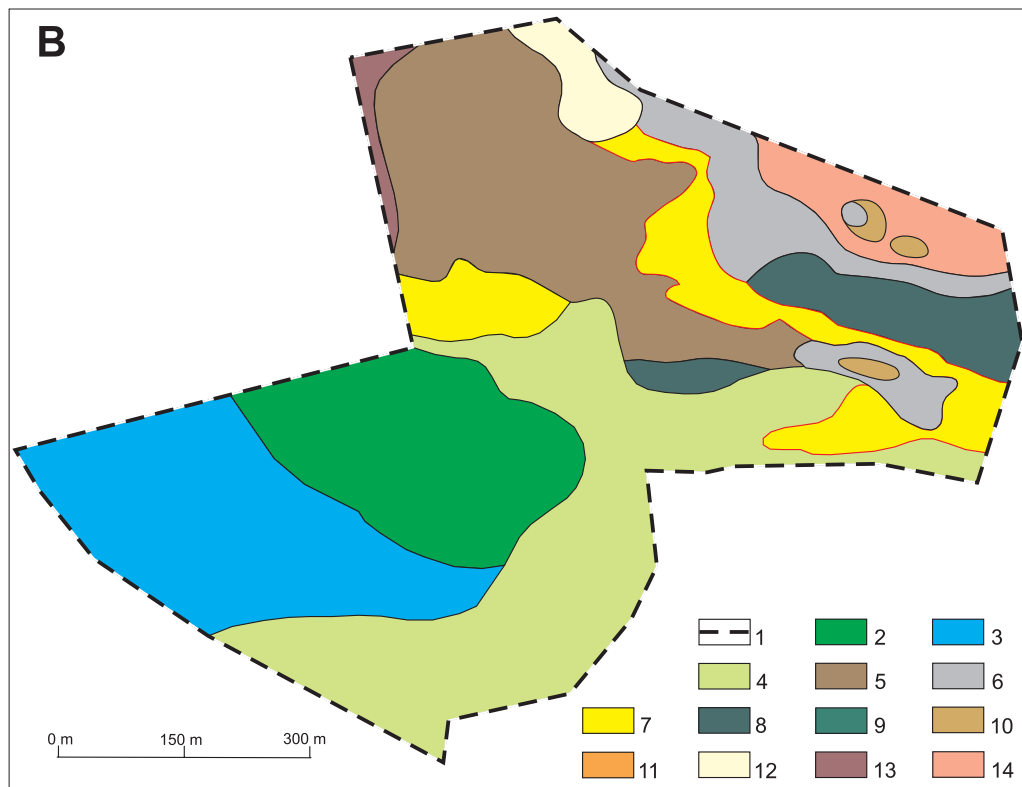
gatunków synantropijnych. Pojawiły się m.in. rdestówka powojowata *Fallopia convolvulus*, babka wielonasienna *Plantago intermedia*, nawłóć późna *Solidago gigantea*.

Pod względem przynależności geograficzno-historycznej dominują gatunki rodzime, stanowiące 91,86% flory rezerwatu (418 gat.). W grupie antropofitów przeważają archeofity (19 gat. – 4,17%) nad kenofitami (15 gat. – 3,3%) i diafitami (3 gat. – 0,66%).

Z analizy przynależności gatunków do syntaksonów reprezentujących różne typy siedlisk wynika, że na przestrzeni ostatnich 30 lat nastąpiły istotne zmiany (ryc. 1). Na terenie rezerwatu odnotowano wzrost liczby gatunków charakterystycznych dla zbiorowisk leśnych i zaroślowych z 129 (1980 r.) do 147 (2010 r.) oraz gatunków łąkowych (wzrost o 11 gat.). Obniżenie poziomu wód gruntowych spowodowało zmniejszenie liczby gatunków związanych z roślinnością torfowiskową (z 26 do 18),

szczególnie z torfowiskami wysokimi i przejściowymi oraz wodną i szuwarową (spadek z 53 gat. do 46). Postępująca sukcesja na wydmach (w kierunku zbiorowisk borowych i zarośli) przyczyniła się do niewielkiego zmniejszenia udziału we florze roślin charakterystycznych dla siedlisk suchych, w tym muraw psamofilnych i wrzosowisk (spadek liczby gatunków z 65 do 61). Bardzo ważny jest wzrost liczby stanowisk roślinności synantropijnej. W ciągu 30 lat zaobserwowano wyraźne zwiększenie liczby gatunków ruderalnych (z 16 do 30) i segetalnych (z 13 do 21).

Analiza liczb wskaźnikowych flory rezerwatu „Gołobórz” potwierdza zachodzące na jego obszarze zmiany siedliskowe (tab. 1). Na badanym terenie przeważają rośliny preferujące pełne i umiarkowane światło. Ich udział na przestrzeni 30 lat jest stały i wynosi około 80%. Najczęściej występują tu rośliny siedlisk świeżych, wilgotnych i mokrych (wzrost z 73,42 do



Ryc. 2. Zbiorowiska roślinne rezerwatu „Gołobórz” w latach 80. XX wieku (A) (wg Ciosek, Głowacki 1979) i w roku 2010 (B): 1 – granica rezerwatu, 2 – grąd subkontynentalny *Tilio-Carpinetum*, 3 – świetlista dąbrowa *Potentillo albae-Quercetum*, 4 – subkontynentalny bór świeży *Peucedano-Pinetum*, kontynentalny bór mieszany *Quercus roboris-Pinetum*, 5 – śródlądowy bór wilgotny *Molinio-Pinetum*, sosnowy bór bagienny *Vaccinio uliginosi-Pinetum*, 6 – łożowisko *Salicetum pentandro-cinereae*, 7 – śródlądowy bór suchy *Cladonio-Pinetum*, 8 – brzezina bagienna *Vaccinio uliginosi-Betuletum pubescentis*, 9 – torfowiska wysokie *Oxycocco-Sphagnetum* oraz przejściowe i niskie *Scheuchzerio-Caricetum*, 10 – szuwary *Phragmitetum*, 11 – wilgotne łąki *Molinietalia*, 12 – murawa szczotlichowa *Spergulo vernalis-Corynephorum*, 13 – „tłoki” (zbiorowiska zbliżone do wrzosowisk) *Calluno-Nardetum*, 14 – zbiorowiska synantropijne *Stellarietum mediae*

Fig. 2. Plant communities in the “Gołobórz” nature reserve in the 1980s (A) (according to Ciosek, Głowacki 1979) and in 2010 (B): 1 – boundaries of the reserve, 2 – *Tilio-Carpinetum*, 3 – *Potentillo albae-Quercetum*, 4 – *Peucedano-Pinetum*, *Quercus roboris-Pinetum*, 5 – *Molinio-Pinetum*, *Vaccinio uliginosi-Pinetum*, 6 – *Salicetum pentandro-cinereae*, 7 – *Cladonio-Pinetum*, 8 – *Vaccinio uliginosi-Betuletum pubescentis*, 9 – *Oxycocco-Sphagnetum*, *Scheuchzerio-Caricetum*, 10 – *Phragmitetum*, 11 – *Molinietalia*, 12 – *Spergulo vernalis-Corynephorum*, 13 – *Calluno-Nardetum*, 14 – *Stellarietum mediae*

76,12%). Mimo zwiększenia się liczby gatunków gleb suchych i suchych/świeżych ich udział w ciągu 30 lat uległ zmniejszeniu (z 23,72 do 21,39%). Pod względem trofii na badanym obszarze dominują rośliny siedlisk mezo- i eutroficznych (łącznie 80,28% w 1980 r. i 83,83% w 2010 r.) o odczynie obojętnym lub zbliżonym do obojętnego.

Szata roślinna rezerwatu podlega naturalnym procesom sukcesyjnym oraz działalności człowieka. W ciągu ostatnich 30 lat zaobserwowano istotne zmiany w strukturze i areale zbiorowisk roślinnych (ryc. 2). Zaobserwowano zwiększenie powierzchni suchych postaci borów sosnowych (fragmenty *Cladonio-Pinetum*, *Peucedano-Pinetum*, *Quercus roboris-Pinetum*),

które porastają znaczną powierzchnię zwydmień. W zagłębieniach wydmy, w miejscach występowania w latach 80. XX wieku torfowisk z klasy *Oxycocco-Sphagnetea*, *Scheuchzerio-Caricetea* wykształciły się obecnie bory wilgotne *Molinio-Pinetum* i bagienne *Vaccinio uliginosi-Pinetum* oraz miejscami fragmenty brzeziny bagiennej *Betuletum pubescentis*. W wyniku silnej antropopresji, polegającej na zmianie sposobu użytkowania terenu (uprawy polowe, eksploatacja piasku i torfu, turystyka, obniżenie poziomu wód gruntowych), występujące 30 lat wcześniej płaty łąk wilgotnych z rzędu *Molinietalia* przekształciły się w znacznej części w zbiorowiska nitrofilnych terofitów.

Dyskusja i wnioski

Określenie zakresu, kierunku i tempa zmian zachodzących w szacie roślinnej i fitocenozach terenów objętych ochroną jest przedmiotem zainteresowania wielu badaczy (np. Kurowski, Michalska-Hejduk 2006; Witosławski, Kiedrzyński 2006; Wróbel 2006; Ciosek i in. 2008; Jagodziński, Maciejewska-Rutkowska 2008). Na terenie rezerwatu „Gołobórz” na przestrzeni 30 lat stwierdzono zmiany ilościowe i jakościowe dotyczące szaty roślinnej, która podlega ciągłej antropopresji. Ćwiczenia na poligonie, zbiór runa, wywóz śmieci, pozyskiwanie piasku i torfu, wypalanie łąk i torfowisk, turystyka i transport spowodowały wyraźne zwiększenie udziału gatunków synantropijnych – zarówno ruderalnych, jak i segetalnych. Podobne prawidłowości obserwowano również w innych obiektach chronionych. Ciosek i Skrzyczyńska (2003) badali synantropizację flory w wybranych rezerwach przyrody na terenie Polski Środkowowschodniej. Odnotowali wzrost liczby gatunków obcych w rezerwacie „Stawinoga”, który był spowodowany częstą penetracją terenu, gdyż na terenie rezerwatu znajdują się stawy rybne. Również w rezerwacie „Szwajcaria Podlaska” Ciosek i Skrzyczyńska (2003) obserwowali wpływ zwiększonego ruchu tury-

stycznego (utworzenie ścieżek rowerowych) na wzrost synantropizacji flory. W rezerwach przyrody oddalonych od osiedli ludzkich, w których wpływ antropopresji jest mniejszy, proces synantropizacji widoczny jest jedynie wzdłuż linii oddziałowych, ścieżek, obrzeży i terenów porębowych (Ciosek i in. 2007; Piórek, Krechowski 2007; Ciosek i in. 2008; Borkowska i in. 2012).

Zmiany stosunków wodnych w rezerwacie „Gołobórz” (wykopanie rowu melioracyjnego, sztuczne zbiorniki wodne tuż za granicą rezerwatu) wpłynęły na stopniowe ustępowanie roślinności torfowiskowej. W ciągu 30 lat nastąpił spadek udziału gatunków torfowiskowych, szczególnie związanych z torfowiskami przejściowymi i wysokimi na korzyść roślinności szuwarowej. Konsekwencje odwodnienia terenu opisywano z innych rezerwatów przyrody. Falkowski i inni (2009) stwierdzili, iż głównymi zagrożeniami dla szaty rezerwatu „Torfy Orońskie” są obniżenie poziomu wód gruntowych oraz zaprzestanie gospodarki łąkowo-pasterskiej w części nieleśnej. Również Kurowski i Michalska-Hejduk (2006) odnotowali ustępowanie gatunków łąkowych, torfowiskowych i szuwarowych, a na ich miejsce wkraczanie gatunków ekspansywnych i lepiej znoszących wahania wód gruntowych. Podobne wyniki otrzymali Ciosek i Skrzyczyńska (2003) w rezerwacie „Kulak”, w którym odwodnienie terenu spowodowało pojawienie się gatunków obcych. W wyniku zmian antropogenicznych oraz obniżenia poziomu wód gruntowych w ciągu ostatnich 30 lat w rezerwacie „Gołobórz” odnotowano również zanik „cennych” gatunków roślin naczyniowych, np. brzozy niskiej, rosiczki okrągłolistnej, widłaczka torfowego.

PIŚMIENICTWO

- Borkowska L. 1995. Zmiany we florze rezerwatu „Gołobórz” w latach 1980–1990. Zesz. Nauk. WSRP w Siedlcach, 44: 75–89.
- Borkowska L. 2003. Wpływ antropopresji na zmiany florystyczne w rezerwacie „Gołobórz” (woj. mazowieckie). Synantropizacja flory wybranych

- rezerwatów przyrody Polski środkowo-wschodniej w zależności od sposobu oddziaływania człowieka. Materiały z V Krajowej Konferencji „Ochrona Przyrody a Turystyka”, Uniw. Rzeszowski, Zakład Turystyki i Ochrony Przyrody: 159–165.
- Borkowska L., Nowicka-Falkowska K., Piórek K., Trębicka A. 2012. Szata roślinna rezerwatu „Śnieżyczki” (Nizina Południowopodlaska). *Sylwan* 156 (1): 64–71.
- Ciosek M.T., Głowacki Z. 1979. Operat projektowanego rezerwatu florystyczno-krajobrazowego „Gołobórz”. Siedlce (mscr).
- Ciosek M.T., Falkowski M., Krechowski J. 2007. Szata roślinna rezerwatu „Czerwony Krzyż” i jej zagrożenia. *Chrońmy Przyr. Ojcz.* 63 (6): 15–28.
- Ciosek M.T., Krechowski J., Piórek K. 2008. Zmiany we florze rezerwatu „Zwierzyńiec” w latach 1978–2002. *Studia Naturae* 54 (2): 51–65.
- Ciosek M.T., Skrzyczyńska J. 2003. Synantropizacja flory wybranych rezerwatów przyrody Polski środkowo-wschodniej w zależności od sposobu oddziaływania człowieka. Materiały z V Krajowej Konferencji „Ochrona Przyrody a Turystyka”, Uniw. Rzeszowski, Zakład Turystyki i Ochrony Przyrody: 147–153.
- Falkowski M., Krechowski J., Piórek K. 2009. Szata roślinna rezerwatu „Torfy Orońskie” (Środkowa Polska). *Chrońmy Przyr. Ojcz.* 65 (1): 53–60.
- Jagodziński A.M., Maciejewska-Rutkowska I. 2008. Zmiany we florze rezerwatu przyrody „Ostrów Panieński” koło Chełmna w latach 1965–2001. *Studia Naturae* 54 (2): 121–131.
- Kondracki J. 2002. *Geografia regionalna Polski*. PWN, Warszawa.
- Kurowski J.K., Michalska-Hejduk D. 2006. Tendencje dynamiczne zbiorowisk nieleśnych Kampinoskiego Parku Narodowego. *Studia Naturae* 54 (1): 145–157.
- Matuszkiewicz W. 2005. *Przewodnik do oznaczania zbiorowisk roślinnych Polski*. PWN, Warszawa.
- Michalska-Hejduk D. 2006. Zmiany w składzie gatunkowym łąk trzęślicowych *Molinietum caeruleae* Kampinoskiego Parku Narodowego w latach 1994–2004. *Studia Naturae* 54 (1): 159–172.
- Mirek Z., Piękoś-Mirkowa H., Zajac A., Zajac M. 2002. Flowering plants and pteridophytes of Poland. A checklist. W: Mirek Z. (red.). *Biodiversity of Poland 1*. W. Szafer Institute of Botany, PAS, Kraków.
- Ozimiński K. 1980. Flora a stan zachowania zbiorowisk roślinnych projektowanego rezerwatu „Gołobórz”. Siedlce (mscr).
- Piórek K., Krechowski J. 2007. Synantropizacja flory rezerwatu jodłowego „Rudka Sanatoryjna” (woj. mazowieckie). *Chrońmy Przyr. Ojcz.* 63 (5): 82–96.
- Witosłowski P., Kiedrzyński M. 2006. Eutroficzna młaka niskoturzykowa w rezerwacie „Jawora” (Polska środkowa) po dwudziestu latach od zaprzestania użytkowania. *Studia Naturae* 54 (1): 227–240.
- Wróbel I. 2006. Dynamika roślinności łąkowej w warunkach stosowania ciągłych zabiegów ochronnych w Pienińskim Parku Narodowym. *Studia Naturae* 54 (1): 241–264.
- Zajac E.U., Zajac A. 1975. Lista archeofitów występujących w Polsce. *Zesz. Nauk. UJ. Pr. Bot.* 3: 7–16.
- Zajac A., Zajac M., Tokarska-Guzik B. 1998. Keno-phytes in the flora of Poland: list, status and origin. W: Faliński J.B., Adamowski W., Jackowiak B. (red.). *Synanthropization of Plant Cover in New Polish Research*. *Phytocoenosis* 10 (N. S.): 107–116.
- Zarzycki K., Trzcńska-Tacik H., Różański W., Szelaż Z., Wołek J., Korzeniak U. 2002. Ecological indicator values of vascular plants of Poland. W: Mirek Z. (red.). *Biodiversity of Poland 2*. W. Szafer Institute of Botany, PAS, Kraków.

SUMMARY

Chrońmy Przyrodę Ojczystą 69 (2): 147–154, 2013

Piórek K., Nowicka-Falkowska K., Borkowska L. Changes in the flora of the “Gołobórz” nature reserve (Mazovia Province) over the last 30 years (1980–2010)

Numerous quantitative and qualitative transformations in the vegetation of the “Gołobórz” nature reserve have been observed. The number of vascular plant species has increased over the last 30 years, from 377 in 1980 to 411 in 2010. Native species (91.86%) are the most frequent in the studied area. Archaeophytes (19 species) prevail

over kenophytes (15 species) and diaphytes (3 species) in the group of anthropophytes. The increase in the number of forest, grassland and synanthropic species and thus a decline in the number of grassland, aquatic and peat bog plants was observed. The vegetation of the reserve is exposed to a continuous human pressure. Various land-use methods (partial exploitation as a military training field, picking of mushrooms and berries, illegal dumping grounds, sand and peat mining, burning of meadows and bogs, tourism, transport) are considered to be the main cause of the major increase (by over 75.8%) in the contribution of synanthropic species, both ruderal and segetal (from 29 species in 1980 to 51 at present). The decline in the abundance of many valuable plants, including *Betula humilis*, *Dactylorhiza majalis*, *Dianthus arenarius*, *Drosera rotundifolia*, *Eleocharis mamillata*, *Lemna gibba*, *Lycopodiella inundata*, *Platanthera bifolia* was also observed over the last 30 years. Moreover, unfavourable transformations in the vegetation of the reserve were also observed, particularly an increase in the area of dry and moderately wet pine forests (*Cladonio-Pinetum*, *Peucedano-Pinetum*, *Quercu roboris-Pinetum*). Raised bogs from the class *Oxycocco-Sphagnetea* and mires and fens from the class *Scheuchzerio-Caricetea* occurring in dune depressions in the 1980s, were transformed into moist (*Molinio-Pinetum*) and marshy pine forests (*Vaccinio uliginosi-Pinetum*), as well as marshy birch forests (*Betuletum pubescentis*). Nowadays, as a result of changes in the water conditions and the land-use method in the nature reserve area, patches of wet meadows from the order *Molinietalia* evolved mainly into nitrophilous communities of therophytes.

Nowe stanowisko szczeżui chińskiej *Sinanodonta woodiana* w kompleksie stawów Przeręb koło Zatora

New location of the Chinese mussel *Sinanodonta woodiana* in Przeręb ponds near the town of Zator

KAMIL NAJBEREK*, WOJCIECH SOLARZ, WIESŁAW KRÓL, ALEKSANDRA PĘPKOWSKA-KRÓL, MAŁGORZATA STRZAŁKA

Institut Ochrony Przyrody PAN
Polska Akademia Nauk
31–120 Kraków, al. Mickiewicza 33
* e-mail: najberek@iop.krakow.pl

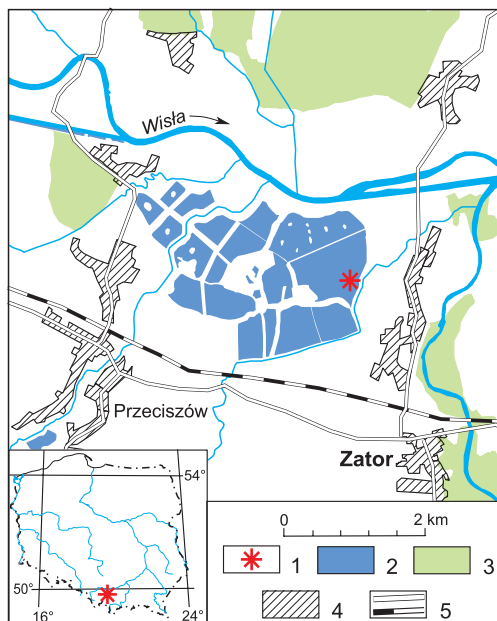
Słowa kluczowe: *Sinanodonta woodiana*, gatunek obcy, inwazje biologiczne, stawy zatorskie.

W dniu 20.11.2010 roku na terenie kompleksu stawów rybnych Przeręb koło Zatora stwierdzono nowe stanowisko obcego w Polsce gatunku małża – szczeżui chińskiej *Sinanodonta woodiana* (Lea, 1834). Jest to ósme* znane stanowisko tego gatunku w Polsce, jedno z dwóch (obok pobliskich stawów w Spytkowicach) w wodach o naturalnej termice. Najbardziej prawdopodobnym sposobem introdukcji było przypadkowe przeniesienie larw szczeżui wraz z narybkiem. Szczeżuja chińska jest kolejnym przykładem na to, że ciepłolubny gatunek obcy może zaadaptować się do panujących w naszym kraju warunków klimatycznych, stosunkowo szybko rozprzestrzenić się poza obszary o sztucznie podwyższonej termice i stanowić potencjalne zagrożenie dla rodzimej przyrody. Nie można zatem lekceważyć zagrożenia ze strony już występujących, jak również mogących się pojawić w naszym kraju, obcych gatunków ciepłolubnych. Monitoring występowania takich gatunków może mieć istotne znaczenie dla ochrony rodzimej przyrody.

Kompleks stawów Przeręb w gminie Zator obejmuje 23 zbiorniki położone na powierzchni 461 ha (ryc. 1). Kompleks ten jest częścią historycznego ośrodka hodowli karpia zlokalizowanego w Dolinie Górnej Wisły, zwane-go Doliną Karpia. Hoduje się tu głównie karpia, ale również inne gatunki ryb, m.in. karasia, lina, szczupaka oraz amura.

* W dniu 1.10.2011 r. autorzy stwierdzili występowanie szczeżui chińskiej w starorzeczcu Krajskie koło Spytkowic w powiecie wadowickim, a w dniu 6.04.2012 r. na obszarze stawów rybnych w Grębowie w powiecie tarnobrzescim.

Dnia 20 listopada 2010 roku w spuszczo-nym stawie rybnym Pilawa znaleziono pięć martwych osobników szczeżui chińskiej *Sinanodonta woodiana* (Lea, 1834) (ryc. 2). Jest to ósme* znane stanowisko tego obcego małża w Polsce, w tym drugie w wodach o naturalnej dla naszego kraju termice. Sześć pozosta-łych stanowisk dotyczy akwenów podgrzanych zrzutami wód pochłodniczych z elektrow-ni (Kraszewski 2007; Najberek, Solarz 2011). Wcześniej obecność tego gatunku, poza sztucznie podgrzanyimi wodami, stwierdzono jedy-nie w sąsiadujących z kompleksem Przeręb sta-wach w Spytkowicach (Najberek, Solarz 2011).



Ryc. 1. Kompleks stawów Przeręb obok Zatora – ósme znane stanowisko szczeżui chińskiej *Sinanodonta woodiana* w Polsce: 1 – nowe stanowisko, 2 – zbiorniki wodne, 3 – lasy, 4 – miejscowości, 5 – drogi i koleje
Fig. 1. Przeręb ponds near Zator – the 8th known location of the Chinese mussel *Sinanodonta woodiana* in Poland: 1 – the new site, 2 – water bodies, 3 – forests, 4 – settlements, 5 – roads and railways

Wiek najstarszego małża znalezionej w stawie Pilawa oszacowano na trzy lata, pozostałe to okazy jednoroczne. Podobnie jak w przypadku stawów w Spytkowicach, najbardziej prawdopodobnym sposobem introdukcji osobników małża było tu przeniesienie larw (glochidiów) szczeżui na narybku. Larwy przebywają na powierzchni ciała ryb do kilkunastu dni (Kiss 1995; Kraszewski, Zdanowski 2011), następnie, po przeobrażeniu, opadają na dno zbiornika (niekoniecznie macierzystego). Taka forma przemieszczania się umożliwiła szcze-



Ryc. 2. Osobniki szczeżui chińskiej *Sinanodonta woodiana* znalezione w stawach zatorskich (20.11.2010 r.; fot. K. Najberek)
Fig. 2. Chinese mussels *Sinanodonta woodiana* found in the Przeręb fish ponds (20 November, 2010; photo by K. Najberek)

zui chińskiej powiększanie zasięgu i rozprzestrzenianie się na duże odległości, a z uwagi na trudność wykrycia obecności glochidiów na rybach przeciwdziałanie niechcianym introdukcjom jest niemal niemożliwe.

Adaptacja szczęzui chińskiej do wód o naturalnej termice budzi niepokój. Po raz pierwszy w Polsce gatunek ten wykazano na początku lat 80. XX wieku w Jeziorach Konińskich (Kraszewski, Zdanowski 2001), stanowiących część obiegu wody elektrowni Konin i Pątnów, w których temperatura wody nie spada poniżej 7°C, a latem osiąga około 30°C (Socha, Zdanowski 2001). Są to warunki umożliwiające występowanie aż 41 obcych gatunków z różnych grup systematycznych, pochodzących z cieplejszych stref klimatycznych (Najberek, Solarz 2011). W ciągu niespełna 30 lat nastąpiła aklimatyzacja szczęzui chińskiej do chłodniejszych wód. Jest to zjawisko niepokojące, wbrew niektórym opiniom sugerującym jego nieszkodliwość lub nawet pożyteczność.

Dotychczas panowało przekonanie, że egzotyczne gatunki w naszych warunkach klimatycznych nie potrafią rozprzestrzenić się poza obszary o sztucznie zaburzonej termice i – co za tym idzie – nie mogą stanowić istotnego zagrożenia dla rodzimej przyrody. Tymczasem, szczęzują chińska jest kolejnym przykładem tego, że gatunki obce, uznawane w chwili obecnej za nieinwazyjne, posiadają duże możliwości adaptacyjne umożliwiające im przetrwanie w siedliskach i na obszarach, w których ich obecność może okazać się niepożądana.

Innym spektakularnym przykładem inwazji gatunku, który w ostatnim czasie zaadaptował się do polskich warunków klimatycznych jest azjatycka biedronka *Harmonia axyridis*. Owad ten był w Ameryce Północnej i Europie introdukowany w uprawach szklarniowych w celu ich ochrony przed mszycami. Uciekinierzy ze szklarni w niedługim czasie przystosowali się jednak do środowiska naturalnego, co rozpoczęło bardzo szybką inwazję na wielu obszarach. W Polsce biedronkę tę po raz pierwszy wykryto w środowisku naturalnym w 2006 roku (Przewoźny i in. 2007), a już po trzech latach

występowała ona bardzo licznie na większości terytorium Polski. Badania prowadzone w innych krajach europejskich wskazują, że gatunek ten bardzo negatywnie wpływa na rodzime gatunki biedronek (Alyokhin, Sewell 2004).

Kolejnym, często zaniechanym zagrożeniem ze strony ciepłolubnych gatunków egzotycznych, jest przenoszenie przez nie chorób i pasożytów. Nawet w przypadku gatunków, których zaadaptowanie się do środowiska przyrodniczego Polski jest niemal niemożliwe, tego zagrożenia nie można zupełnie wykluczyć. Przenoszone przez nie czynniki chorobowe i pasożyty mogą być bowiem znacznie bardziej odporne na warunki klimatyczne niż sam gatunek gospodarza. Jednym z najbardziej interesujących przykładów nieoczekiwanych zawleczeń pasożytów przez egzotyczne gatunki stwierdzone w Polsce było opisanie w 2002 roku nowego dla wiedzy gatunku płazińca *Mymarothecium viatorum* (Boeger i in. 2002). Pasożyta tego wykryto na spokrewnionych z piraniami południowoamerykańskich pirapitingach *Piaractus brachypomus* wyłowionych z podgrzanych wód kanału Dolnej Odry. Z kolei badania pasożytów dzików w Małopolsce przyniosły pierwsze w Europie stwierdzenie obecności południowoazjatyckiego obleńca *Bourgelatia diducta*. Najprawdopodobniej został on do Polski zawleczony wraz z popularnymi ostatnio w hodowlach świnkami wietnamskimi *Sus scrofa bittatus*, które coraz częściej uciekają lub są umyślnie wypuszczane przez właścicieli (Nosal i in. 2009).

Przykłady te świadczą o konieczności zachowania ostrożności zarówno wobec już występujących, jak i mogących się pojawić w naszym kraju ciepłolubnych gatunków obcego pochodzenia. Dlatego celowość monitoringu występowania i wpływu takich gatunków na rodzimą przyrodę nie powinny być kwestionowane.

Podziękowania

Składamy serdeczne podziękowania Pani dr Katarzynie Zajac za potwierdzenie identyfikacji i oszacowanie wieku znalezionych osobników szczęzui chińskiej.

PIŚMIENNICTWO

- Alyokhin A., Sewell G. 2004. Changes in a lady beetle community following the establishment of three alien species. *Biol. Invasions* 6: 463–471.
- Boeger W.A., Piasecki W., Sobecka E. 2002. Neotropical Monogenoidea. 44. *Mymarothecium viatorum* sp. n. (Ancyrocephalinae) from the gills of *Piaractus brachypomus* (Serrasalmidae, Teleostei) captured in a warm-water canal of a power plant in Szczecin, Poland. *Acta Ichthyol. Pisc.* 32: 157–162.
- Kiss A. 1995. The propagation, growth and biomass of the chinese huge mussel (*Anodonta woodiana woodiana* 1834) in Hungary. University of Agricultural Sciences of Godollo. Hungary. Privat Edition, Second Ed.: 1–33.
- Kraszewski A. 2007. The continuing expansion of *Sinanodonta woodiana* (Lea, 1834) (Bivalvia: Unionidae) in Poland and Europe. *Folia Malacol.* 15 (2): 65–69.
- Kraszewski A., Zdanowski B. 2001. The distribution and abundance of the Chinese mussel *Anodonta woodiana* (Lea, 1834) in the heated Konin lakes. *Arch. Pol. Fish.* 9 (2): 253–265.
- Kraszewski A., Zdanowski B. 2011. *Sinanodonta woodiana* (Lea, 1834). W: Głowaciński Z., Okarma H., Pawłowski J., Solarz W. (red.). *Gatunki obce w faunie Polski. Tom I: Przegląd i ocena stanu.* Inst. Ochr. Przyr. PAN, Kraków: 141–145.
- Najberek K., Solarz W. 2011. Jeziora Konińskie jako ognisko inwazji gatunków obcych w Polsce. W: Z. Głowaciński, H. Okarma, J. Pawłowski, W. Solarz (red.). *Gatunki obce w faunie Polski. Tom II: Zagadnienia problemowe i syntezy:* 614–623.
- Najberek K., Strzałka M., Solarz W. 2011. Alien *Sinanodonta woodiana* (Lea, 1834) and protected *Anodonta cygnea* (Linnaeus, 1758) recorded in Spytkowice Pond Complex. *Folia Malacol.* 19: 31–33.
- Nosal P., Kowal J., Nowosad B., Morawski P. 2009. Pasożyty zawleczone w europejskiej populacji dzika. Konferencja naukowa „Parazyty zwierząt wolno żyjących: świadomość narastającego problemu”, 21–22 września 2009. Inst. Parazytologii PAN, Warszawa: 61.
- Przewoźny M., Barłożek T., Bunalski M. 2007. *Harmonia axyridis* (Pallas, 1773) (Coleoptera: Coccinellidae) new species of ladybird beetle for Polish fauna. *Pol. J. Ent.* 76 (3): 177–182.
- Socha D., Zdanowski B. 2001. Ekosystemy wodne okolic Konina. Biblioteka Monitoringu Środowiska. WIOŚ, Poznań.

SUMMARY

Chrońmy Przyrodę Ojczystą 69 (2): 155–158, 2013

Najberek K., Solarz W., Król W., Pępkowska-Król A., Strzałka M. New location of the Chinese mussel *Sinanodonta woodiana* in Przeręb ponds near the town of Zator

On 20 November 2011, a new location of an alien Chinese mussel was found in the Przeręb ponds near the town of Zator. This is the 8th* known location of this species in Poland and one of the two known locations in the waters of natural thermal regime (the other one is in the vicinity of Spytkowice ponds). The most likely pathway of the species introduction was an accidental transport of larvae with stock fish. This mussel is yet another example of alien thermophilous species adaptation to a cooler local climate and spreading beyond artificially heated areas. Therefore, the potential threats from already established and newly arriving alien species, which come from warmer parts of the world, cannot be neglected. Monitoring of such species may be very important for conservation of native biodiversity.

* On 1 October, 2011 the Authors found the Chinese pond mussel in the Krajskie oxbow lake near the village of Spytkowice in the commune of Wadowice and on 6 April, 2012 occurrence of Chinese mussel was confirmed by Authors in a fish-ponds in Grębów near Tarnobrzeg.

Występowanie błonkówki – smukwy kosmatej *Scolia hirta* na Wyżynie Małopolskiej

The occurrence of the mammoth wasp *Scolia hirta* in the Małopolska Upland

MACIEJ BONK^{1,2}, BOGUSŁAW SĘPIOŁ²

¹Zakład Entomologii ze Stacją Górską w Ochojniczy Górnej
Instytut Zoologii, Uniwersytet Jagielloński
30–387 Kraków, ul. Gronostajowa 9
e-mail: maciej.bonk@uj.edu.pl

²Towarzystwo Badań i Ochrony Przyrody
25–501 Kielce, ul. Sienkiewicza 68
e-mail: boguslawsepiol@op.pl

Słowa kluczowe: *Scolia hirta*, Wyżyna Małopolska, rozmieszczenie.

Smukwa kosmata *Scolia hirta* (Schränk, 1781) jest rzadkim gatunkiem błonkówki (Hymenoptera) o słabo rozpoznanym w kraju rozmieszczeniu. Brakuje informacji o jej występowaniu w Polsce południowej i południowo-wschodniej. Niniejsza praca przedstawia dane o występowaniu smukwy na Wyżynie Małopolskiej. W latach 2006–2010 stwierdzono ten gatunek na 22 stanowiskach, w większości zlokalizowanych w północnej części regionu. Obserwacji dokonywano w typowych dla tego gatunku siedliskach – kserotermach. Większość osobników żerowała na roślinach uznawanych powszechnie za preferowane przez ten gatunek. Najwięcej stwierdzeń odnotowano w czasie typowym dla rójki tego owada. Nie stwierdzono szczególnych zagrożeń dla smukwy kosmatej, jednak intensywne zalesianie oraz ekspansja roślin inwazyjnych może w przyszłości ograniczać powierzchnię dogodnych dla niej siedlisk.

Wstęp

Smukwa kosmata (smukwa okazała) *Scolia hirta* (Schränk, 1781) jest błonkówką (Hymenoptera) należącą do rodziny Scoliidae. Owad ten osiąga wielkość ciała nawet do 20 mm długości. Niemal całe ciało jest czarno ubarwione, a jedynie na drugim i trzecim segmencie odwłoka widoczne są żółte przepaski zajmujące większą część powierzchni tergitów. Skrzydła są ciemnobrązowe, niekiedy z fioletowym połyskiem (ryc. 1). Charakterystyczne barwy oraz duże rozmiary ciała sprawiają, że trudno ten gatunek pomylić z innymi błonkówkami. Co więcej, cechy te pozwalają na ła-

twoe oznaczenie osobników w terenie, bez konieczności ich uśmiercania, a nawet chwytania. W Polsce występuje jeszcze jeden przedstawiciel rodzaju *Scolia* – *S. quadripunctata* (Puławski 1963). W przeciwieństwie do *S. hirta* nie ma przepasek na odwłoku, a jedynie plamy, które nie łączą się po grzbietowej stronie ciała (charakterystyczny układ czterech plam).

Smukwa kosmata spotykana jest w środowiskach suchych, na murawach kserotermicznych, nasłonecznionych obrzeżach lasów, obszarach wydmowych, murawach napiaskowych czy skarpach lessowych. Postacie doskonałe tego gatunku pojawiają się zwykle od lipca do września, kiedy to można je obserwować



Ryc. 1. Smukwa kosmata *Scolia hirta* (okolice Ostrowca Świętokrzyskiego, 24.07.2006 r.; fot. B. Sępioł)

Fig. 1. Mammoth wasp *Scolia hirta* (Ostrowiec Świętokrzyski environs, 24 July, 2006; photo by B. Sępioł)

podczas żerowania na kwiatkach macierzanek *Thymus* spp., przetaczniaka kłosowego *Veronica spicata*, jasiońca piaskowego *Jasione montana* oraz innych gatunków roślin. Larwy natomiast są pasożytami rozwijającymi się w ciele larw chrząszczy z rodzajów: *Cetonia*, *Potosia*, *Epicometis* oraz *Anomala* (Banaszak 2004).

Jest to gatunek szeroko rozpowszechniony w Palearktyce. Jego występowanie rozciąga się od Paryża po Kursk i Zabajkale. Występuje również w Azji Środkowej i Kazachstanie. Na południu jej zasięg rozciąga się po Turcję, Iran i północną Afrykę (Banaszak 2004 za: Steinberg 1962). Rozmieszczenie tego gatunku w Polsce jest słabo poznane. Najwięcej stanowisk współczesnych znajduje się w północnej, środkowej i zachodniej części kraju (Banaszak 2004; Banaszak, Twerd 2009; ryc. 2), gdzie w ostatnich latach stwierdzono liczne stanowiska m.in. nad środkową Pilicą (Banaszak,

Twerd 2009; Stolarz, Stolarz 2009). Doniesienia o występowaniu tego gatunku w innych regionach kraju mają przeważnie charakter historyczny (Banaszak 2004 i literatura tamże; Banaszak, Twerd 2009). Niewiele jest informacji o występowaniu tego gatunku w Polsce południowej (Góry Świętokrzyskie oraz tereny na południe od nich). Jedyne stwierdzenie smukwy kosmatej w tej części kraju pochodzi ze Szczucina (Niesiołowski 1949) i uznawane jest za stanowisko historyczne (Banaszak 2004).

Gatunek ten nie jest objęty ochroną prawną, jednak uznawany jest za rzadki i figuruje w *Polskiej czerwonej księdze zwierząt* w kategorii VU – gatunek wysokiego ryzyka narażony na wyginiecie (Banaszak 2004).

W niniejszej pracy opisano nowe stanowiska smukwy kosmatej w Polsce, będące jednocześnie pierwszymi stwierdzeniami tego gatunku na Wyżynie Małopolskiej.

Metody wykrywania i identyfikacja

Większość stanowisk smukwy została wykryta przypadkowo podczas wizyt terenowych. Obserwacje w większości opierają się na rejestrowaniu postaci dojrzałych żerujących na kwiatkach różnych gatunków roślin. Zaobserwowane osobniki były oznaczane przeżyciowo na miejscu na podstawie charakterystycznego ubarwienia. Odnotowywano lokalizację stwierdzenia, liczbę osobników, gatunki roślin żywicielskich, zachowanie osobników oraz charakterystykę siedliska. Obserwacje w większości wypadków udokumentowano fotograficznie.

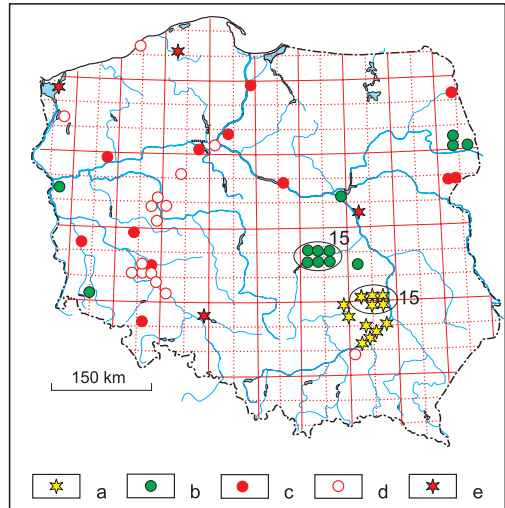
Wyniki i dyskusja

W latach 2006–2010 wykryto i udokumentowano łącznie 22 stanowiska występowania smukwy kosmatej. W części z tych stanowisk smukwy notowano już wcześniej, jednak obserwacji tych odpowiednio nie udokumentowano. Wszystkie przedstawione w niniejszej pracy stanowiska znajdują się na Wyżynie Małopolskiej

(woj. świętokrzyskie, ryc. 2), w obrębie 3 głównych obszarów. Pierwszy, położony najdalej na północ, to teren rozciągający się pomiędzy Starachowicami, Ostrowcem Świętokrzyskim i Ożarowem (15 stanowisk). Drugi – przy granicy z Kotliną Sandomierską (południowe krańce Wyżyny Małopolskiej) pomiędzy Połańcem, Smerydną i Sandomierzem (5 stanowisk). Trzeci wydzielony obszar zawiera 2 stanowiska pomiędzy Kielcami i Staszowem. Dokładną lokalizację wszystkich stanowisk (kwadraty UTM oraz współrzędne geograficzne) zawiera tabela 1. Obserwacje te są pierwszymi stwierdzeniami gatunku na Wyżynie Małopolskiej. Najbliższe współczesne stanowiska smukwy kosmatej znajdują się na Nizinie Mazowieckiej nad środkową Pilicą (ok. 70 km od opisywanego w niniejszej pracy stanowiska w Warszawie; Banaszak, Twerd 2009). Znacznie bliżej (ok. 20 km od stanowiska w Połańcu) znajduje się historyczne stanowisko w Szczucinie (Niesiołowski 1949, Banaszak 2004).

Rozmieszczenie wykazanych podczas obserwacji w niniejszej pracy stanowisk może sugerować wyjątkowo częste występowanie tego gatunku w północnej części regionu (ryc. 2, tab. 1), tymczasem taki wzorzec występowania wynika najprawdopodobniej z większej częstości wizyt terenowych w tych właśnie miejscach w porównaniu z innymi okolicami tego obszaru. Prawdopodobnie smukwa kosmata jest znacznie szerzej rozprzestrzeniona w tej części kraju i należy się spodziewać dalszych doniesień o występowaniu tego gatunku.

Mimo że smukwa kosmata uznawana jest za gatunek rzadki, doniesienia faunistyczne wskazują na wzrost liczebności tego gatunku w Polsce (Banaszak, Twerd 2009). Aby jednak móc obiektywnie ocenić trend populacyjny, należałoby dysponować danymi na temat aktywności terenowej przyrodników donoszących o występowaniu tego gatunku w skali kraju. Niemniej jednak, wzrost liczby stanowisk smukwy kosmatej nie musi być artefaktem. Warto wziąć pod uwagę, że jest to gatunek ciepłolubny, który może rozprzestrzenić się wraz ociepleniem klimatu. Przewidywalnie trend



Ryc. 2. Występowanie *Scolia hirta* w Polsce: a – stanowiska opisywane w niniejszej pracy, b – stanowiska odnotowane po roku 2000, c – stanowiska odnotowane w latach 1976–2000, d – stanowiska odnotowane w latach 1951–1975, e – stanowiska notowane do roku 1950 (Banaszak 2004; Banaszak, Twerd 2009). Numery przy obwiedzionych gwiazdkach/kropkach pokazują liczbę stanowisk w obszarze zakreślonym
Fig. 2. Occurrence of *Scolia hirta* in Poland: a – sites described in this contribution, b – sites identified after 2000, c – sites identified in 1976–2000, d – sites identified in 1951–1975, e – sites identified until 1950 (Banaszak 2004; Banaszak, Twerd 2009). Numbers with encircled asterisks/dots indicate the exact number of sites within a marked area

taki dotyczy także modliszki zwyczajnej *Mantis religiosa* – ciepłolubnego owada, którego liczba udokumentowanych stanowisk na terenie Polski wzrosła w ostatnich latach (Liana 2007; Bonk, Kajzer 2009). Ciepłolubny pająk tygrzyk paskowany *Argiope bruennichi* także znacznie rozprzestrzenił się ostatnio na obszarze kraju (Barabasz, Górz 1998 i literatura tamże; Ciach, Gwardjan 2005). Ponadto wszystkie wyżej wymienione gatunki łatwo wykryć i zidentyfikować w terenie, co świadczy o niedawnej kolonizacji nowych stanowisk. Obecne obserwacje wzrostu liczby znanych stanowisk smukwy weryfikują wyniki obserwacji sprzed lat, kiedy to uznawano smukwę za gatunek zanikający nie tylko w Polsce, lecz także w innych krajach europejskich (Banaszak 2004 i literatura tamże).

Tab. 1. Szczegóły obserwacji *Scolia hirta* na Wyżynie Małopolskiej
Table 1. Details of *Scolia hirta* observations in Małopolska Upland

Miejscowość Locality	Data Date	GPS	UTM	Liczba osobników The number of specimens	Rośliny żywicielskie/zachowanie Host plants/behaviour	Siedlisko Habitat characteristics
Cedzyna	22.08.2007	50°50'55"N 20°43'13"E	DB83	14	<i>Eupatorium cannabinum</i>	bór sosnowy, zrąb, dolina ciekłu porośnięta <i>E. cannabinum</i>
Gliniany	6.07.2010	50°54'59"N 21°38'49"E	EB44	2	<i>Thymus</i> sp.	zarastające wyrobisko po piasku w borze sosnowym
Góry Pieprzowe	4.07.2009	50°41'05"N 21°46'45"E	EB51	1	<i>Cirsium vulgare</i>	lessowe zbocze
Gutwin	18.07.2007	50°58'20"N 21°22'10"E	EB24	9	<i>Thymus serpyllum</i>	bór sosnowy, skraj zrębu
Kolonia Piaski	19.07.2009	50°59'05"N 21°16'53"E	EB14	2	<i>Thymus serpyllum</i>	skraj boru mieszanego
Krzemionki Opatowskie	28.06.2009	50°58'22"N 21°29'31"E	EB34	1	<i>Prunella vulgaris</i>	monokultura sosnowa, polana
Kunów	29.08.2010	50°57'56"N 21°16'48"E	EB14	2	prawdopodobne poszukiwanie gospodarza dla larw	wydma, murawa napiaskowa, zagajnik sosnowy
Lasocin	17.07.2010	50°53'00"N 21°45'17"E	EB53	2	<i>Thymus</i> sp., <i>Teucrium chamaedrys</i>	murawa kserotermiczna na skraju lasu
Lemierze	21.07.2008	50°59'20"N 21°33'10"E	EB34	1	<i>Centaurea scabiosa</i>	ugor na rędzinie wapiennej
Mędrow	2.07.2009	50°42'19"N 20°57'13"E	DB91	2	<i>Mentha longifolia</i>	wydma, łąka, źródliśko, ols na granicy boru sosnowego
Mikolajów	3.08.2009	50°29'43"N 21°25'19"E	EA29	1	<i>Thymus serpyllum</i>	ugory, nalot sosny
Okół	22.08.2010	51°01'52"N 21°38'55"E	EB45	1	<i>Centaurea</i> sp.	murawa kserotermiczna, zarosła
Podgrodzie	24.07.2006	50°54'15"N 21°32'45"E	EB33	2	<i>Centaurea stoebe</i> , <i>Berteora incana</i>	murawa kserotermiczna
Pofaniec	21.07.2010	50°25'20"N 21°17'10"E	EA28	1	<i>Origanum vulgare</i>	ogródek przydomowy, osiedle, monokultura sosnowa
Poręby	11.08.2008	50°57'25"N 21°18'39"E	EB24	4	<i>Thymus serpyllum</i>	murawa napiaskowa
Rudka Bałtowska	1.10.2008	51°00'00"N 21°31'20"E	EB35	1	<i>Trifolium pratense</i>	ugory na zboczu doliny rzeki Kamienna
Smerdyna	3.08.2009	50°35'37"N 21°21'02"E	EB20	2	<i>Centaurea scabiosa</i>	kamieniołom, skraj lasu
Strużki	7.08.2010	50°27'58"N 21°20'43"E	EA29	1	<i>Thymus</i> sp.	monokultura sosnowa, zrąb
Sudół	18.08.2009	50°58'07"N 21°27'55"E	EB34	3	<i>Cirsium vulgare</i> , <i>Centaurea scabiosa</i>	zarastająca sosną murawa napiaskowa
Sulejów	17.07.2010	50°58'49"N 21°47'33"E	EB54	1	<i>Thymus</i> sp.	ugory zarastające sosną, bór sosnowy
Warszawka	21.08.2009	51°01'17"N 21°06'35"E	EB05	1	<i>Thymus serpyllum</i>	bór mieszany, zrąb
Zawidza	26.07.2007	50°32'21"N 21°29'58"E	EA39	3	<i>Eupatorium cannabinum</i> , <i>Senecio vernalis</i>	las dębowy, zrąb

Obserwacji smukwy na terenie Wyżyny Małopolskiej dokonywano głównie w środowiskach suchych. Często były to murawy kserotermiczne, murawy napiaskowe, a także ugory położone w suchych i ciepłych miejscach (tab. 1). Większość stanowisk znajdowała się w lasach (na ich obrzeżu lub na śródleśnych zrębach) bądź w ich bezpośrednim otoczeniu. Tylko jedno stanowisko, w Górach Pieprzowych, usytuowane było w znacznej odległości od zwartych kompleksów leśnych. Przedstawione wyniki są spójne z ogólną wiedzą na temat preferencji siedliskowych tego gatunku (Banaszak 2004). Również w kontekście fenologii obserwacje z Wyżyny Małopolskiej nie odbiegają od ogólnie przyjętej wiedzy o aktywności osobników dorosłych (lipiec–wrzesień). Tylko dwie z prezentowanych obserwacji nieznacznie różnią się od podawanych w literaturze danych (koniec czerwca oraz początek października).

Dorośle smukwy na opisywanych stanowiskach obserwowano głównie na macierzankach. Niemal wszystkie przedstawione obserwacje żerujących imaginek dotyczyły roślin o barwie kwiatów przynajmniej częściowo różowych lub fioletowych, zebranych w kłosowate, główkowate czy baldaszkowe kwiatostany, co jest zbieżne z wynikami badań nad preferencjami pokarmowymi tego gatunku (Landeck 2002).

Podczas obserwacji nie stwierdzono oddziaływań mogących znacząco negatywnie wpływać na występowanie smukwy. Nie wiadomo jednak, jakie konsekwencje w przyszłości może mieć zalesianie nieużytków i muraw napiaskowych, na których owady te znajdują znaczne liczebności roślin nektarodajnych, a które po zalesieniu (np. sosną) przez wiele lat pozostają środowiskami o wyjątkowo niskiej różnorodności biotycznej flory. Wpływ zalesiania na faunę – w tym owady – jest dość dobrze poznany (Jermaczek 2008). Warto też podkreślić, że potencjalnym zagrożeniem dla smukwy na tych obszarach może być ekspansja nawłoci *Solidago* spp., prowadząca do ograniczenia liczebności innych gatunków roślin, w tym preferowanych przez smukwę. Kwiaty nawłoci są wybierane jako źródło pokarmu przez dorosłe

smukwy tylko w ostateczności (przypuszczalnie ze względu na gorszą jakość), gdy brak jest innych roślin żywicielskich (Landeck 2002). Dlatego zmiany w użytkowaniu ziemi umożliwiające inwazje mogą w dłuższej perspektywie stanowić zagrożenie dla smukwy. Należy również zaznaczyć, że larwy chrząszczy, które padają ofiarami smukw, często rozwijają się w ściółce pod kłodami martwego drewna, stąd nadmierne usuwanie martwego drewna z lasów może obniżyć jakość siedlisk smukwy.

PIŚMIENICTWO

- Banaszak J. 2004. Smukwa kosmata *Scolia hirta* Schrank 1781. W: Głowaciński Z., Nowacki J. (red.). Polska czerwona księga zwierząt. Bezkręgowce. Inst. Ochr. Przyr. PAN, AR w Poznaniu, Kraków–Poznań.
- Banaszak J., Twerd L. 2009. Historical and current records of *Scolia hirta* Schrank, 1781 (Hymenoptera: Scolidae) in Poland. Polish J. Entomol. 78: 101–113.
- Barabasz B., Górz A. 1998. *Agriope bruennichi* (Scopoli 1772) rzadki i słabo zbadany gatunek pająka w Polsce. Fragm. Faun. 41: 255–267.
- Bonk M., Kajzer J. 2009. Wzrost liczby stanowisk modliszki zwyczajnej *Mantis religiosa* L. na Wyżynie Małopolskiej. Chrońmy Przyr. Ojcz. 65: 189–184.
- Ciach M., Gwardjan M. 2005. Występowanie tygrzyka paskowanego *Agriope bruennichi* na Wyżynie Małopolskiej i Południowym Mazowszu. Kulon 10: 81–86.
- Jermaczek A. (red.). 2008. Zalesiać czy nie zalesiać? Wyd. Klubu Przyrodników, Świebodzin.
- Landeck I. 2002. Feeding plant spectrum of the hairy flower wasp *Scolia hirta* in Lusatia (Central Europe) with special focus on flower colour, morphology of flowers and inflorescences (Hymenoptera: Scoliidae). Entomol. Generalis 26: 107–120.
- Liana A. 2007. Distribution of *Mantis religiosa* (L.) and its changes in Poland. Fragm. Faun. 2: 91–125.
- Niesiołowski W. 1949. Przyczynek do fauny żądłówek Polski południowej. Pol. Pismo entomol. 19: 221–228.
- Puławski W. 1963. Klucze do oznaczania owadów Polski. Cz. XXIV, Błonkówki – Hymenoptera, Z. 57–62, Warszawa.
- Stolarz P., Stolarz J. 2009. Wychodnie limonitu z interesującą entomofauną w dolinie dolnej Pilicy Kulon 14: 147–148.

SUMMARY

Chrońmy Przyrodę Ojczystą 69 (2): 159–164, 2013

Bonk M., Sępioł B. The occurrence of the mammoth wasp *Scolia hirta* in the Małopolska Upland

The mammoth wasp *Scolia hirta* (Schrank, 1781) is a species with poorly investigated distribution in Poland. Nevertheless, it is regarded as a very rare species and is listed in the *Polish Red Data Book of Animals* (category: VU; Banaszak 2004). To date there was almost no data about the species occurrence in southern and south-eastern Poland. In this contribution, we present data about *S. hirta* in southern Poland (Małopolska Upland, see the map in Fig. 2 and Table 1 for detailed information). Our observations are typical of this species in the context of habitat selection, foraging plant selection and phenology. We also discuss a recent increase in the number of located sites of this species in the context of climate warming and field activity of entomologists. No well-defined threats to this species were identified within the studied region. However, in a long time perspective, forestation and invasive plant species expansion may reduce the area of habitats suitable for *S. hirta*.

Aktualny stan populacji przetacznika zwodnego *Veronica paniculata* subsp. *paniculata* w okolicach Tarnogóry (Wyżyna Lubelska)

The current state of the *Veronica paniculata* subsp. *paniculata* population located near Tarnogóra (SE Poland)

MAŁGORZATA WRZESIEŃ, ANNA CWENER

Zakład Geobotaniki
Instytut Biologii UMCS
20–033 Lublin, ul. Akademicka 19
e-mail: mseptember@tlen.pl; acwener@wp.pl

Słowa kluczowe: *Veronica paniculata*, dolina Wieprza.

Przetacznik zwodny w podgatunku typowym *Veronica paniculata* L. subsp. *paniculata* L. w Polsce znany jest z jednego stanowiska w okolicach Tarnogóry na Wyżynie Lubelskiej. W trakcie badań prowadzonych w latach 2006–2010 w dolinie Wieprza odnaleziono nowe miejsca występowania tego gatunku oraz stwierdzono powiększanie się areалу zajmowanego przez roślinę na dotychczas znanym stanowisku. Dobra kondycja przetacznika zwodnego zwiększa nadzieję na zachowanie go w składzie flory krajowej.

Zasięg przetacznika zwodnego *Veronica paniculata* L. obejmuje południową i południowo-wschodnią Europę oraz zachodnią Azję. W Polsce gatunek znany jest z dwóch stanowisk, z których każde reprezentuje odmienny podgatunek. *Veronica paniculata* L. subsp. *foliosa* (Walds. & Kit.) Skalický rośnie w rezerwacie Skorocice koło Buska w Niecce Nidziańskiej, natomiast subsp. *paniculata* (ryc. 1) – w okolicach Tarnogóry na Wyżynie Lubelskiej. Stanowisko z Lubelszczyzny nawiązuje do pontyjskiej części zasięgu gatunku i jest wysunięte najdalej na północny zachód (Kaźmierczakowa, Trzcina-Tacik 2001).

W trakcie badań florystycznych prowadzonych w latach 2006–2010 w dolinie Wieprza (Izbicki Przełom Wieprza PLH 060030) stwierdzono znaczny wzrost areálu występowania

przetacznika zwodnego w porównaniu do stanu opisanego przez Kaźmierczakową i Trzcina-Tacik (1991). Odnotowano także nowe stanowiska tego gatunku. Wszystkie mieszczą się w obrębie pola GE62 siatki ATPOL, jednak ich współrzędne geograficzne (I – Izbica 50°54'24"N, 23°09'12"E, II – Wał 50°54'23"N, 23°08'35"E, III – Dworzyska 50°55'42"N, 23°08'39"E, IV – Tarnogóra 50°53'50"N, 23°06'54"E) są nieco różne od podawanych przez wymienione autorki (V – 50°55'N, 23°10'E). Prawdopodobnie wynika to z istniejących obecnie możliwości dokonywania precyzyjniejszych pomiarów (ryc. 2).

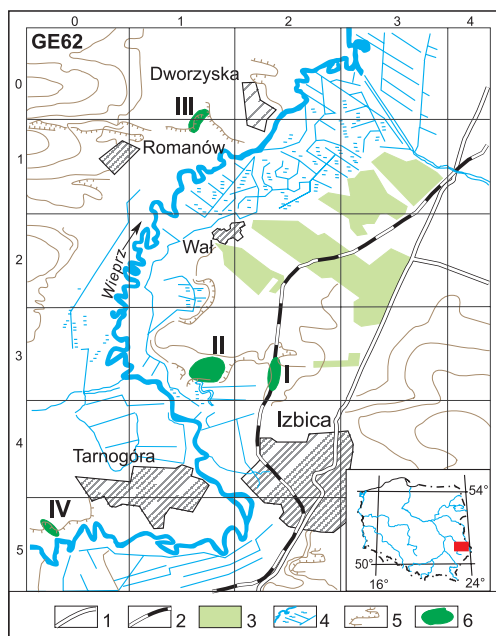
Na pierwszym stanowisku (nr I, ryc. 2) gatunek występuje w rozproszaniu, porasta wysokie i strome zbocza wkopów torowiska kolejowego. Jego zasobność w porównaniu z notowaniami z 2002 r. (Świąt, Wrzesień 2004) jest



Ryc. 1. *Veronica paniculata* subsp. *paniculata* w okolicach Tarnogóra (Wał, 27.06.2006 r.; fot. A. Cwener)
 Fig. 1. *Veronica paniculata* subsp. *paniculata* near Tarnogóra (Wał, 27 June 2006; photo by A. Cwener)

o wiele większa. Migruje on dalej, wkraczając na odłogi na wierzcholinie. Występuje tam razem z typowymi gatunkami siedlisk segetalnych i ruderalnych: bylicą pospolitą *Artemisia vulgaris*, szczawiem zwyczajnym *Rumex acetosa*, włośnicą siną *Setaria pumila*, lnicą pospolitą *Linaria vulgaris*, rumiankiem pospolitym *Chamomilla recutita*, przymiotnem rocznym *Erigeron annuus*, trzcinnikiem piaskowym *Calamagrostis epigejos*, jeżyną popielicą *Rubus caesius* i wrotyczem pospolitym *Tanacetum vulgare*.

Drugie stanowisko (nr II, ryc. 2) jest zapewne tożsame z podanym przez Kaźmierczakową



Ryc. 2. Rozmieszczenie przetacznika zwodnego w okolicach Tarnogóra w sieci kwadratów ATPOL 1x1 km: 1 – drogi, 2 – linie kolejowe, 3 – lasy, 4 – sieć wodna, 5 – strome zbocza, 6 – opisywane stanowiska [I – Izbica, II – Wał, stanowisko opisane przez Kaźmierczakową, Trzcinią-Tacik (1991) III – Dworzyska, IV – Tarnogóra]

Fig. 2. Distribution of *Veronica paniculata* subsp. *paniculata* near Tarnogóra in the ATPOL grid of 1x1 km squares: 1 – roads, 2 – railways, 3 – forests, 4 – water courses, 5 – steep slopes, 6 – location of the described sites [I – Izbica, II – Wał, a site described by Kaźmierczakowa, Trzcinią-Tacik (1991), III – Dworzyska, IV – Tarnogóra]

i Trzcinią-Tacik (1991). Obejmuje ono fragment prawego zbocza doliny Wieprza o wysokości 10 m, nachyleniu ok. 50° i ekspozycji SE. Rzeka tworzy tu liczne meandry, którym towarzyszą starorzecza i zastoiska. W dnie doliny dominują ekstensywnie użytkowane łąki, a na stromych zboczach, ciągnących się na ponad kilometrowej długości, wykształcają się fragmenty muraw kserotermicznych reprezentujące zubożałe postacie zespołu rutewki i szalwi łąkowej, tzw. stepu kwietnego *Thalictro-Salvietum pratensis*. Ponad zboczami rozciągają się pola uprawne i rozległe odłogi, na które bardzo dynamicznie wkracza przetacznik zwodny, osiąga-

jąc miejscami zwarcie 80%. Towarzyszą mu najczęściej jastrzębiec żmijowcowaty *Hieracium echioides*, perz siny *Elymus hispidus*, sierpnica pospolita *Falcaria vulgaris*, dziurawiec wyczajny *Hypericum perforatum*, lucerna sierpowata *Medicago falcata*. W najbliższym czasie, jeśli nie nastąpi ingerencja człowieka, np. ponowne włączenie odłogów do uprawy lub nasadzenia sosny, powierzchnia zajmowana przez ten gatunek znacznie się powiększy.

Najbardziej wysunięte na północ było stanowisko w Dworzyskach (nr III, ryc. 2), zlokalizowane po lewej stronie doliny Wieprza. Obejmowało fragment zbocza o wysokości 13 m, nachyleniu ok. 45–50° i ekspozycji NW. Było ono najuboższe, doliczono się ok. 50 dorodnych, silnie rozgałęzionych okazów, które występowały w rozproszeniu razem z kocimiętką pannońską *Nepeta pannonica*, lebidką pospolitą *Origanum vulgare*, kłosownicą pierzastą *Brachypodium pinnatum*, perzem sinym *Elymus hispidus*, szalwią łąkową *Salvia pratensis*, rutewką mniejszą *Thalictrum minus* i dziewaną fioletową *Verbascum phoeniceum*. Całe zbocze porasta roślinność reprezentująca zdegradowaną postać *Thalictro-Salvietum pratensis*. W ostatnich dwóch latach (2009–2010) stanowiska tego nie potwierdzono, prawdopodobnie zanikło na skutek zarastania przez drzewa i krzewy oraz osuwanie się zbocza.

Z lewobrzeżnej doliny Wieprza pochodzi również stanowisko z Tarnogóry podane przez

Sawickiego i innych (2006). Brak jednak w tym doniesieniu pełnej informacji dotyczącej jego zasobności. Prowadzone później badania nie potwierdziły obecności *Veronica paniculata* subsp. *paniculata* na tym stanowisku.

Dobra kondycja przetacznika zwodnego na dwóch opisanych stanowiskach zwiększa nadzieję na zachowanie tego gatunku w składzie flory krajowej. Stanowiska te będą w dalszym ciągu monitorowane w celu uzyskania pełniejszego obrazu dynamiki rozprzestrzeniania się taksonu poza obszar Izbickiego Przełomu Wieprza.

PIŚMIENNICTWO

- Kaźmierczakowa R., Trzcińska-Tacik H. 1991. *Veronica paniculata* (Scrophulariaceae) – interesujący gatunek we florze Polski. *Fragm. Flor. Geobot.* 36: 415–426.
- Kaźmierczakowa R., Trzcińska-Tacik H. 2001. *Veronica paniculata* L. Przetacznik zwodny. W: Kaźmierczakowa R., Zarzycki K. (red.). *Polska czerwona księga roślin. Paprotniki i roślin kwiatowe*. Inst. Botaniki im. Szafera PAN, Inst. Ochr. Przyr. PAN, Kraków: 333–335.
- Sawicki R., Dąbrowska K., Fraszczak-Być M. 2006. *Interesujące gatunki roślin w obrębie pomnika przyrody w Tarnogórze (gmina Izbica)*. *Chrońmy Przyr. Ojcz.* 62 (2): 58–63.
- Święś F., Wrzesień M. 2004. *Rare vascular plants of railway areas in Central-Eastern Poland. III. Supplement. Lublin-Lviv Upland, Volhynia Upland*. *Ann. UMCS, sec. C*, 59: 215–230.

SUMMARY

Chrońmy Przyrodę Ojczystą 69 (2): 165–167, 2013

Wrzesień M., Cwener A. The current state of the *Veronica paniculata* subsp. *paniculata* population located near Tarnogóra (SE Poland)

The paper describes the present occurrence of *Veronica paniculata* L. subsp. *paniculata* near the town of Tarnogóra on the Lublin Upland. The floristic investigations conducted in the Wieprz Valley (Izbiński Przełom Wieprza PLH 060030) prove that the population of *Veronica paniculata* subsp. *paniculata* is expanding. The new sites on the slopes of the Wieprz Valley were found in the surroundings of the towns Izbica (I – 50°54'24"N, 23°09'12"E) and Dworzyska (III – 50°55'42"N, 23°08'39"E) (Fig. 1). The condition of the studied *Veronica paniculata* subsp. *paniculata* population is satisfactory and no threats were identified. It could be expected that the distribution area of the species will continue to expand.

II Międzynarodowe Sympozjum poświęcone gatunkom z rodzaju *Hucho* i *Parahucho* (Salmonidae: Huchoninae) O zagrożeniu największych ryb łososiowatych, czyli „God Save the Queen”

II International Hucho Symposium
Łopuszna 19th–22th September 2012, Poland

ANDRZEJ WITKOWSKI¹, PIOTR PROFUS²

¹ Muzeum Przyrodnicze, Uniwersytet Wrocławski
50–335 Wrocław, ul. Sienkiewicza 21
e-mail: a.witkowski@biol.uni.wroc.pl

² Instytut Ochrony Przyrody PAN
31–120 Kraków, al. A Mickiewicza 33
e-mail: profus@iop.krakow.pl

Słowa kluczowe: Hucho Symposium, głowacica, *Hucho*, *Parahucho*.

W dniach 19–22 września w Łopusznej koło Nowego Targu odbyło się Międzynarodowe Sympozjum poświęcone gatunkom z rodzaju *Hucho* i *Parahucho*. Ta grupa ryb obejmuje tylko 5 gatunków największych i najbardziej zagrożonych wygięciem ryb łososiowatych (Salmonidae: Huchoninae), których aktualny status według IUCN jest następujący: tajmen (tajmien) *Hucho taimen* – narażony (ang. *vulnerable*); *Hucho bleekeri* – krytycznie zagrożony (ang. *critically endangered*); *Hucho ishikawae* – dane niepełne (ang. *data deficient*); głowacica *Hucho hucho* – zagrożony (ang. *endangered*); czewica *Parahucho perryi* (w Red List jako *H. perryi*) – krytycznie zagrożony (ang. *critically endangered*).

Tematyką konferencji były problemy związane ze stanem populacji, biologią, ochroną, ekologią, genetyką oraz hodowlą trzech najbardziej rozprzestrzenionych gatunków głowacic. Referaty prezentowali ichtiolodzy z 19 krajów, w tym z: Japonii, Chin, dalekowschodniej Rosji i Mongolii czy USA. Łącznie w Sympozjum uczestniczyło 80 osób, imiennie zaproszonych przez organizatorów, z których 55 to goście zagraniczni. Najliczniej przybyli europejscy badacze, hodowcy i miłośnicy głowacicy z krajów obejmujących obszar jej występowania, czyli z Austrii, Niemiec/Bawarii, Chorwacji, Czech, Serbii, Słowacji, Słowenii, Ukrainy, Węgier i oczywiście Polski. W trakcie Symposium wygłoszono 34 referaty i przedstawiono 15 posterów o dość zróżnicowanej tematyce obejmującej: ocenę stopnia zagrożenia poszczególnych populacji, ich charakterystykę biologiczną, sposoby ochrony, skuteczność zarybień, zagadnienia hodowli i chowu, ochrony zdrowia, a także doniesienia opisujące ludzi i ich działania – jak to emocjonalnie określono – „w służbie królowej”.

Na Sympozjum podjęto uchwałę skierowaną wraz z wnioskami jako rezolucja do instytucji odpowiedzialnych za eksploatację rybacko-wędkarską, placówek ochrony przyrody i rządów krajów, na których terytorium występują nadal gatunki głowacic z rodzaju *Hucho* i *Parahucho*.

Gatunki z rodzaju *Hucho* są największymi rezydentnymi przedstawicielami rodziny ryb łososiowatych (ryc. 1–2). Jeszcze pod koniec XIX i na początku XX wieku osobniki głowacicy *Hucho hucho* o masie ciała 50 kg i 100-kilogramowe tajmenie *Hucho taimen* były często odnotowywane (Harsányi 1982; Holčík i in. 1988). Obecnie tak duże osobniki spotyka się bardzo rzadko. Silna presja rybacka i kłusownictwo, w połączeniu z późnym dojrzewaniem płciowym (5–6 lat), sprawiły, że populacje tych ryb są bardzo wrażliwe na eksploatację. Największe zagrożenia wiążą się z hydrotechniczną zabudową rzek, postępującą fragmentacją i kanalizacją rzek (np. zbiorniki zaporowe, wysokie progi i jazy). Do czynników (występujących niezależnie lub w połączeniu z innymi) powodujących spadek liczebności ryb stanowiących pokarm głowacicy i tajmena, a w konsekwencji – częściowy lub całkowity zanik przedstawicieli tych rodzajów w wielu rzekach na obszarze ich naturalnego występowania, należy zaliczyć: gwałtowne zrzuty wody z tych sztucznych akwenów, pobór kruszywa z koryta rzek, wylesianie zlewni, wzrost zanieczyszczeń rzek ściekami przemysłowymi i komunalnymi, zrzuty wód popłotacyjnych (głównie z kopalń złota na Syberii) (Witkowski 1990). Z tego powodu gatunki z rodzaju *Hucho* są zaliczane są do najbardziej zagrożonych ryb zarówno w skali lokalnej, jak i globalnej (Sokolov 1994; Witkowski i in. 2003; Freyhof, Brooks 2011).

W tym kontekście głowacica w całym w dorzeczu Dunaju jest szczególnie zagrożona (Witkowski 1994, Holčík 1995). W chwili obecnej występuje ona już tylko na około 40% swojego dawnego areału (Holčík 1990). Krytyczny stan populacji głowacicy został potwierdzony podczas seminarium zorganizowanego w 1973 roku przez Słowacki Związek Wędkarski (SRZ) (Randik 1976) i w 1988 roku podczas I Międzynarodowego Sympozjum w Lindergmühle (Bawaria, Niemcy) (Harsányi 1994). Sytuacja pozostałych przedstawicieli podrodziny Huchoninae (*H. taimen* i *P. pernyi*; ryc. 2) jest podobna, co zostało potwierdzone podczas spotkania specjalistów tej gru-



Ryc. 1. Głowacica *Hucho hucho* o masie 18 kg z rzeki Váh (Wag) na Słowacji (28.12.2010 r.; fot M. Zontág)
Fig. 1. *Huchen Hucho hucho* weighing 18 kg from the Váh River in Slovakia (28 December, 2010; photo by M. Zontág)

py ryb „Taimen Research Symposium and Conservation Workshop – Conserving the largest salmon in the world”, które odbyło się w dniach 9–10 grudnia 2011 roku w Auckland w Nowej Zelandii. Prawdopodobnie sytuacja głowacicy chińskiej/syczańskiej *Hucho bleekeri* i koreańskiej *Hucho ishikawae* nie jest lepsza. Aktualne informacje o tych taksonach



Ryc. 2. Para tarlaków *Parahucho perryi* na japońskiej wyspie Hokkaido (14.05.2005 r.; fot. Akiba Kenji)
Fig. 2. Two spawners of *Parahucho perryi* on the Japanese island of Hokkaido (14 May, 2005; photo by Akiba Kenji)

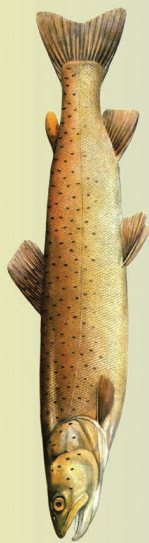
są bardzo skąpe, ponieważ ich występowanie jest ograniczone do prowincji Syczuan i terenów granicznych (rzeka Yalu) między Chinami a Koreą Północną.

Według IUCN SSC Salmonid Specialist Group (Rand 2012a, 2013) poszczególne gatunki w ostatnim okresie zaszeregowano do następujących kategorii zagrożenia: *Hucho taimen* – VU (ang. *vulnerable*; gatunek wysokiego ryzyka, narażony na wyginięcie; <http://www.iucnredlist.org/details/188631/0>); *Hucho bleekeri* – CR (ang. *critically endangered*; takson skrajnie zagrożony wyginięciem; <http://www.iucnredlist.org/details/13151680/0>); *Hucho ishikawae* – DD (ang. *data deficient*; brak konkretnych danych o stopniu zagrożenia; <http://www.iucnredlist.org/details/13151641/0>); *Hucho hucho* – EN (ang. *endangered*; gatunek bardzo dużego ryzyka, silnie zagrożony; <http://www.iucnredlist.org/details/10264/0>); *Parahucho perryi* (w Red List jako *H. perryi*) – CR (ang. *critically endangered*; takson skrajnie zagrożony wy-

ginięciem; <http://www.iucnredlist.org/details/61333/0>).

W dniach 19–22 września w Łopusznej koło Nowego Targu odbyło się Międzynarodowe Sympozjum poświęcone gatunkom z rodzaju *Hucho* i *Parahucho*. Głównym organizatorem sympozjum był Uniwersytet Wrocławski wspierany przez Instytut Rybactwa Śródlądowego i Polski Związek Wędkarski oraz sponsorów Aller-Aqua Polska, Małopolska Kraków Region, Krakowski Klub „Głowatka” i Fundację Polska Miedź.

Tematyka konferencji obejmowała zagadnienia związane ze stanem populacji, biologią, ochroną, ekologią, genetyką oraz hodowlą trzech najbardziej rozprzestrzenionych przedstawicieli głowac. Referaty wygłosili przedstawiciele 19 krajów, w tym z: Japonii, Chin, dalekowschodniej Rosji, Mongolii i Stanów Zjednoczonych. Łącznie w Sympozjum uczestniczyło 80 imiennie zaproszonych osób, z których 55 przybyło zza granicy (ryc. 3). Najliczniej



II INTERNATIONAL HUCHO SYMPOSIUM

Łopuszna 19-22 September 2012, Poland

Species of the genus *Hucho* Günther, 1866: population status, biology, ecology, genetics, culture and conservation



Ryc. 3. Uczestnicy II Międzynarodowego Sympozjum (Łopuszna, 20.09.2012 r.)
Fig. 3. Participants of the II International Hucho Symposium (Łopuszna, 20 September, 2012)

obecni byli badacze europejscy, hodowcy i miłośnicy głowacicy z krajów obejmujących obszar jej występowania, czyli z Austrii, Niemiec/Bawarii, Chorwacji, Czech, Serbii, Słowacji, Słowenii, Ukrainy, Węgier i oczywiście Polski, a także naukowiec z Hiszpanii, który przedstawił (wyróżniony przez uczestników) referat na temat filogenezy zachowań rozrodczych ryb z rodzaju *Hucho*, *Oncorhynchus*, *Salvelinus* i *Salmo*. W trakcie sympozjum wygłoszono 34 referaty i przedstawiono 15 posterów o dość zróżnicowanej tematyce obejmującej zarówno ocenę stopnia zagrożenia poszczególnych populacji, ich charakterystykę biologiczną, sposoby ochrony, skuteczność zarybień, zagadnienia hodowli i chowu oraz choroby. Prezentowano ponadto doniesienia opisujące ludzi zajmujących się omawianą grupą ryb i ich ochroniarską działalnością „w służbie królowej”.

Program sympozjum obejmował także promocję regionu Podhala, Gorców i Pienin – gościnnych nie tylko dla uczestników spotkania, lecz także – co wyraźnie stwierdzono – dla głowacicy niebędącej rodzimym gatunkiem dorzecza Wisły, a skutecznie zaaklimatyzowanym i stanowiącym od lat atrakcją dla wędkarzy, zastępującą łowioną dawniej sławną troć dunaj-

cową (*Salmo trutta morpha trutta*). Głównymi atrakcjami spotkania były: zwiedzanie Ośrodka Zarybieniowego PZW w Łopusznej z jedy- nym w Polsce stadem tarlaków głowacicy; spływ przełomem Dunajca (ryc. 4); spotkanie z uczestnikami zawodów XIX Międzynarodowego Pucharu Głowatki organizowa- nych przez Krakowski Klub Wędkarski „Głowatka”, które rozpoczęły się na brzegu Dunajca, u podnóża Trzech Koron; uroczysta kolacja serwująca gościom dania regionalnej kuchni gorczańskiej, pienińskiej i spiskiej oraz góralski napitek.

W ostatnim dniu uczestnicy sympozjum podjęli uchwałę, którą wraz z wnioskami skierowano jako rezolucję do instytucji odpowiedzialnych za eksploatację rybactwo-wędkarską oraz do placówek ochrony przyrody i rządów krajów, na których terytorium występują nadal gatunki głowacicy z rodzaju *Hucho* i *Parahucho*.

Najważniejsze wnioski przedstawione przez uczestników sympozjum:

1. Wszystkie gatunki z rodzaju *Hucho* i *Parahucho* są zagrożone w obszarach naturalnego występowania, a stopień ich zagrożenia jest zróżnicowany.

2. Strategia utrzymania głowacicy na kontynencie europejskim oprócz ochrony *ex situ* wymaga także działań polegających na renaturalizacji uregulowanych wcześniej rzek i potoków.

3. Ochrona gatunków dalekowschodnich (*Hucho taimen*, *Parahucho perryi*) na razie może być prowadzona *in situ*, przy czym zachodzi pilna potrzeba bardziej racjonalnego rybactwo-wędkarskiego użytkowania ich zasobów.

4. W przypadkach wsiedleń wszystkich gatunków z rodzaju *Hucho* i *Parahucho* bądź ich restytucji należy uwzględnić badania genetyczne obejmujące poszczególne (izolowane) subpopulacje.

5. Powinno się zewidencjonować wszystkie ośrodki hodujące głowacice, co pozwoli określić genotyp stad matecznych i materiału zarybieniowego przeznaczonego do zarybienia konkretnego regionu dorzecza Dunaju. W przypadku pozostałych gatunków należy przyjąć podobne zasady.



Ryc. 4. Program Sympozjum obejmował również spływ przełomem Dunajca. W tle widoczne Trzy Korony (fot B. Pokryszko)

Fig. 4. The programme of the Symposium included also rafting down the Dunajec gorge. Mount Three Crowns (Trzy Korony) in the background (photo by B. Pokryszko)

6. Dla wszystkich gatunków postuluje się szczegółowe badania ich biologii (m.in. mikrosiedlisk dla wszystkich stadiów życiowych za pomocą telemetrii) oraz opracowania właściwych dla nich metod hodowli.

7. Nadal brakuje bliższych danych dotyczących dwóch endemicznych gatunków – głowacicy chińskiej/syczańskiej (*H. bleekeri*) i koreańskiej (*H. ishikawae*) ograniczonych w swoim występowaniu do prowincji Siczuan i granicznej rzeki Yalu między Północną Koreą i Chinami.

8. Celowe jest poszerzenie dotychczasowej współpracy zarówno w zakresie badań naukowych, jak i praktycznych działań związanych z ochroną i zachowaniem wszystkich gatunków z rodzaju *Hucho*.

9. Podkreślenie zasług i wyrazy uznania dla polskich organizacji rybackich i wędkarskich za wieloletni i udany wkład pracy w celu zachowania głowacicy na liście polskiej ichtiofauny.

10. Apel do rządów krajów, na których terytorium występują gatunki z rodzaju *Hucho* i *Parahucho*, o podjęcie działań zapewniających byt i przyszły rozwój populacji tych niezwykłych gatunków ryb.

Sympozjum znalazło szerokie uznanie wśród uczestników spotkania, co znalazło odbicie w kilku artykułach w prasie ichtiologicznej i wędkarskiej w kraju i za granicą (Grudniewska, Goryczko 2012; Kuszniierz 2012; Łopatka 2012; Makeyev 2012; Pieślak 2012; Rand 2012b; Švinger 2012).

PIŚMIENNICTWO

Freyhof J., Brooks E. 2011. European Red List of Freshwater Fishes. Luxembourg, Publ. Office European Union.

Grudniewska J., Goryczko K. 2012. II Międzynarodowe Sympozjum poświęcone gatunkom z rodzaju *Hucho* i *Parahucho* (Salmonidae: Huchoinae). Komunikaty Rybackie 5: 40–41.

Harsányi A. 1986. Der Huchen. Verlag Paul Parey, Hamburg–Berlin.

Harsányi A. (red.) 1994. Internationale Arbeitstagung „Schutz und Erhaltung der Huchenbestände”. Sammlung der Referate. Lindberger Hefte, 4: 1–150.

Holčík J. 1995. Threatened fishes of the Word: *Hucho hucho* (Linnaeus, 1758) (Salmonidae, Huchoinae). Env. Biol. Fish. 43:105–106.

Holčík J., Hensel K., Nieslanik J., Skacel L. 1988. The Eurasian Huchen, *Hucho hucho* – Largest Salmon of the World. Dr. W.Junk Publisher, Dordrecht–Boston–Lancaster.

Kuszniierz J. 2012. O rybach z rodzaju *Hucho*. Prz. Uniw. UW. 10: 31–32.

Łopatka W. 2012. Łopuszna stolicą głowacicy i tajemienia. Wiad. wędkarskie. 12: 63.

Makeyev S.D. 2012. Symposjum w Łopusznie. 1–9. Anivskij Bassejnovyj Soviet [www. aniva-online.ru].

Pieślak M. 2012. II Międzynarodowe Sympozjum „*Hucho*” i XIX Puchar Głowatki. Sztuka Łowienia 5 (19): 78–81.

Rand P. 2012a. Announcement today on Status of Asian taimen. IUCN Red List of Threatened Species.

Rand P. 2012b. Historic meeting held on the Danube salmon (*Hucho hucho*): The largest salmon in the Word. News. Freshw. Fish Specialist Group 2 (Dec.): 19–21.

Rand P.S. 2013. Current global status of taimen and the need to implement aggressive conservation measures to avoid population and species-level extinction. Arch. Pol. Fish. 21 (w druku).

Randik A. (red.) 1976. Hlavátka podunajská *Hucho hucho* L. Vyd. Prioda v Bratislave.

Sokolov V.E. (red.) 1994. Redkije i iščezajuščije životnyje. Ryby. Vyzšaja Škola, Moskva.

Švinger V. 2012. *Hucho* Symposium. Faculty of Fisheries & Protection of a Waters. University of South Bohemia in České Budejovice, Czech Rep. (7 on-line).

Witkowski A. 1990. O zagrożeniu głowacicy *Hucho hucho* (L.) w Europie. Chrońmy Przyr. Ojcz. 46 (1): 47–53.

Witkowski A. 1994. How the Huchen, *Hucho hucho* (L.) (Salmonidae), was saved in Poland. Abstracts 8th Soc. Europ. Ichthyol., Oviedo, Spain.

Witkowski Z.J., Król W., Solarz W. (red.). 2003. Carpathian List of Endangered Species. WWF, INC-PAS Vienna–Krakow.

<http://www.iucnredlist.org/details/188631/0>

<http://www.iucnredlist.org/details/13151680/0>

<http://www.iucnredlist.org/details/13151641/0>

<http://www.iucnredlist.org/details/10264/0>

<http://www.iucnredlist.org/details/61333/0>

SUMMARY

Chrońmy Przyrodę Ojczystą 69 (2): 168–174, 2013

Witkowski A., Profus P. II International Hucho Symposium, Łopuszna 19th–22th September 2012, Poland

The International Symposium on the species from the genera *Hucho* and *Parahucho* was held on 19–22 September in the village of Łopuszna near Nowy Targ. This group of fish includes only 5 species of the biggest and most threatened salmonid fish (Salmonidae: Huchoninae) with the current IUCN status as follows: taimen *Hucho taimen* – vulnerable; *Hucho bleekeri* – critically endangered; *Hucho ishikawae* – data deficient; huchen *Hucho hucho* – endangered; Sakhalin taimen *Parahucho perryi* (on the Red List as *H. perryi*) – critically endangered (Rand 2013).

The symposium dealt with problems related to the population state, biology, conservation, ecology, genetics and breeding of the three most widespread huchen (Danube salmon) species. Papers were presented by ichthyologists from 19 countries, including: Japan, China, Far Eastern Russia, Mongolia and USA. Altogether, the Symposium was attended by 80 persons, personally invited by organizers, including 55 foreign guests. Europe was represented by the largest number of researchers, huchen breeders and enthusiasts from countries where the species occurs, i.e. Austria, Germany/Bavaria, Croatia, the Czech Republic, Serbia, Slovakia, Slovenia, Ukraine, Hungary and of course Poland. During the Symposium, 34 papers were delivered and 15 posters were presented with rather diverse topics, such as: assessing the risk of individual populations, their biological characteristics, methods of protection, effectiveness of stocking, breeding and husbandry issues, health care, and reports describing people and their actions “in the service of the queen” (as it was emotionally expressed).

At the symposium, a resolution together motions were drawn up and addressed to institutions responsible for fishery and angling, nature conservation institutions and governments of territories where huchen species from the genera *Hucho* and *Parahucho* still occur.

Conclusions of the 2nd International *Hucho* Symposium:

1. Participants of the 2nd International *Hucho* Symposium emphasised the endangered status of all species from the genera *Hucho* and *Parahucho* within their natural distribution ranges, with a varying degree of threat.
2. In the case of the European species (*Hucho hucho*), the strategy requires, besides *ex situ* conservation, efforts towards renaturalisation of “civilised” rivers and streams.
3. At present, conservation of the Far Eastern species (*Hucho taimen*, *Parahucho perryi*) can be conducted *in situ*, but there is an urgent need for more rational exploitation of resources in terms of fishery and angling.
4. In the case of introduction or restitution of the species from the genera *Hucho* and *Parahucho*, genetic makeup of their individual (isolated) subpopulations should be taken into account.
5. For this purpose, all *Hucho hucho* breeding centres should be inventoried in a way that will allow to determine the genotype of the spawning stocks and stocking material intended for particular regions of the Danube system. Similar principles should be adopted in the case of the remaining species.
6. Detailed genetic studies and studies of the species biology (i.a. microhabitats of all life cycle stages using telemetric methods), as well as devising adequate breeding methods are recommended for all the species.
7. There is still lack of data on the current situation and many aspects of biology of two endemic species – the Sichuan taimen (*H. bleekeri*) and the Korean taimen (*H. ishikawae*) whose distribution is limited to the Sichuan province and the border river Yalu between North Korea and China.
8. The Symposium indicated the need to extend the international cooperation within both scientific studies and practical measures to protect all members of the genera *Hucho* and *Parahucho*.
9. The Symposium participants congratulate the Polish fishery and angling organisations on their long-lasting and successful contribution towards preserving *Hucho hucho* on the list of the Polish ichthyofauna.
10. The participants of the 2nd International *Hucho* Symposium addressed a motion to governments of countries on whose territories the species of *Hucho* and *Parahucho* occur, to bear the responsibility for the existence and future of these extraordinary fish.

dr inż. Marek Keller (1955–2012)



13 stycznia 2013 roku minęła pierwsza rocznica śmierci dr inż. Marka Kellera. Zmarł nagle na zawał serca w wieku 56 lat. Był wybitnym ornitologiem i wieloletnim wykładowcą akademickim na Wydziale Leśnym SGGW. Przez 35 lat pracy zawodowej wpajał kolejnym rocznikom studentów leśników wiedzę dotyczącą zoologii leśnej, ze szczególnym naciskiem na ornitologię. Prowadził również wykłady na wydziałach Biologii i Ochrony Środowiska. Wyjątkowe wykłady dr Marka Kellera przyciągały zawsze liczne grono studentów, którzy mówili o nim „Nasz Doktor od Ptaków”. Dużo czasu spędzał ze studentami w terenie, odkrywając przed nimi tajemnice ptaków i metody ich badania.

Dzięki szerokim zainteresowaniom ornitologicznym i dużemu doświadczeniu terenowemu Marek był niekwestionowanym autorytetem w różnych dzie-

dzinach ornitologii. W latach 1992–2000 pełnił funkcję redaktora naczelnego „Notatek Ornitologicznych”, a wcześniej, w latach 1982–1991 – zastępcy redaktora naczelnego tego kwartalnika. „Notatki” pod Jego kierunkiem uległy zdecydowanej przemianie od strony graficznej po wysoki poziom merytoryczny. Pismo to miało wielki wpływ na dynamiczny rozwój amatorskiego i naukowego ruchu ornitologicznego. Na łamach „Notatek Ornitologicznych” (a później „Ornis Polonica”) ukazało się kilkadziesiąt publikacji autorstwa lub współautorstwa dr Marka Kellera, a także rzeszy wychowanych przez niego ornitologów, absolwentów SGGW. W latach 1991–1994 był również członkiem redakcji „Acta Ornithologica”.

Marek Keller urodził się 27 listopada 1955 roku w Warszawie. Ukończył Liceum im. Kołłątaja, a następnie w 1978 roku – Wydział Zootechniki SGGW. Pierwsze obserwacje ptaków prowadził w wieku 10 lat nad rzeką Utratą pod Warszawą. Z wielkim zafascynowaniem obserwował pospolite gatunki, zaczynając od pliszki żółtej, makolągwy i gąsiora. Przez kolejne lata zgłębiał wiedzę ornitologiczną samodzielnie, poświęcając każdą wolną chwilę ptakom. W okresie studiów w latach 70. uczestniczył w wyjazdach ornitologicznych na Akcję Bałtycką. Obrączkowanie i badanie wędrowek ptaków zawsze pasjonowało Marka.

W 1978 roku zaczął pracować na Wydziale Leśnym SGGW i w krótkim czasie został opiekunem Sekcji Ornitologicznej Koła Naukowego Leśników. Przez cały okres pracy na Wydziale Leśnym Marek otoczony był studentami ornitologami, z którymi realizował liczne projekty badawcze. Dotyczyły one takich zagadnień, jak:

- ptaki wodno-błotne zbiorników retencyjnych Kanału Wieprz–Krzna (1978–1986),
- ptaki szponiaste i bocian czarny w Lasach Sobiborskich (1978–1990 i 2009–2012),
- synurbizacja krzyżówki i kwiczola w Warszawie (1978–1985 i 2001–2002),
- wędrowki ptaków w dolinie Wisły (Akcja Wisła) (1983–1998),
- ptaki szponiaste Lasów Parczewskich (1991–1993 i 2002–2004),

- ptaki lęgowe w dolinie Wisły (1993–2001),
- ptaki szponiaste Lasów Strzeleckich (1998–2001),
- waloryzacja doliny Wisły w oparciu o dane ornitologiczne (1998–1999),
- wpływ gospodarki leśnej na populację kuraków leśnych (2000),
- genetyka jarzątka (2004–2006),
- baza pokarmowa głuszca w Lasach Janowskich i Puszczy Augustowskiej (2006–2007),
- ochrona głuszca w Puszczy Augustowskiej (2010–2012).

Od 1976 roku dr Marek Keller był współpracownikiem Stacji Ornitologicznej i zapalonym obrączkarzem. W latach 1976–2011 zaobrączkował samodzielnie i z zespołem blisko 41 tysięcy ptaków ze 141 gatunków. Znaczną większość oznakowanych ptaków (ok. 32 tys.) stanowiły gatunki z rzędu wróblowych chwytane w ramach akcji obrączkowania ptaków wędrownych nad Wisłą w latach 1983–1998. Na uwagę zasługuje również zaobrączkowanie dużej liczby podlotów bociana czarnego, jastrzębia, myszołowa, błotniaka stawowego, krogulca, łyski i zimorodka. Od niektórych z nich uzyskano kilkadziesiąt ciekawych informacji powrotnych.

Dr inż. Marek Keller był autorem ponad 100 publikacji naukowych i popularnonaukowych, w tym ważnych dla polskiej ornitologii prac w pismach krajowych i zagranicznych. Był także autorem licznych recenzji i redakcji książek, konsultacji naukowych i ekspertyz. Pod kierunkiem Marka powstało 90 prac magisterskich i ponad 40 inżynierskich i licencjackich. Marek Keller uczestniczył w pracach różnych organizacji, rad naukowych i stowarzyszeń związanych z ochroną środowiska i przyrody, m.in. w Polskim Towarzystwie Zoologicznym (od 1978 r.), Państwowej Radzie Ochrony Przyrody (1991–1995), Państwowej Radzie Ochrony Środowiska (od 2002 r.), Radzie Naukowej Wigierskiego Parku Narodowego (1994–1998), Radzie Naukowej Biebrzańskiego Parku Narodowego (1999–2009), Radzie Naukowo-Społecznej Leśnego Kompleksu Promocyjnego „Lasy Janowskie” (2004–2009). Był ekspertem Fundacji EkoFundusz, Programu Małych Grantów GEF i Centrum Koordynacji Projektów Środowiskowych. Był współzałożycielem jednej z najstarszych organizacji ornitologicznych – Komitetu Ochrony Orłów.

Szczególną sympatią Marek darzył Lasy Sobiborskie, gdzie rozpoczął badania ptaków szponiastych i bociana czarnego wraz z Sekcją Ornitologiczną Koła Naukowego Leśników w 1979 roku, a po wielu latach przerwy podjął je ponownie w 2009 roku, z kolejnym pokoleniem studentów. Dzięki temu Lasy Sobiborskie należą do najlepiej przebadanych ornitologicznie kompleksów leśnych w Polsce. Jednym z efektów pracy Marka na tym terenie było stwierdzenie w 2010 roku dwóch pierwszych w Polsce lęgów puszczyka mszarnego (zob. zdjęcie na okładce zeszytu).

Marek Keller działalność naukową i dydaktyczną finansował po części z własnych funduszy. Zgromadził bogatą kolekcję zbiorów ornitologicznych i teriologicznych, pokrywając koszty preparowania i transportu eksponatów. Wszystkie eksponaty przeznaczył jako pomoce dydaktyczne dla studentów. Rodzina Zmarłego podarowała te eksponaty Wydziałowi Leśnemu, a sala, w której zostały zgromadzone, ma być nazwana Jego imieniem. W celu prowadzenia badań w Lasach Sobiborskich w ostatnich latach wynajmował tam, a później kupił mieszkanie, przeznaczając je na bazę terenową dla studentów. Z mieszkania tego studenci i absolwenci badający ptaki korzystają do dziś. Był osobą niezwykle aktywną. Nie umiał funkcjonować na zwolnionych obrotach. Po całym dniu zajęć ze studentami potrafił nocą jechać z Warszawy do Sobiboru kontrolować gniazda ptaków lub do Puszczy Augustowskiej – odwiedzić ojca i przyjaciół. Uczestniczył w licznych projektach badawczych, brał udział w konferencjach i sympozjach, chętnie prowadził szkolenia dla leśników.

Marek Keller był człowiekiem skromnym, otwartym, życzliwym, bezpośrednim, pełnym humoru i autoironii. Miał lekki dystans do rzeczywistości, niezwykłą intuicję, dar opowiadania i umiejętność słuchania. Potrafił rozmawiać z każdym człowiekiem, niezależnie od wieku i wykształcenia rozmówcy oraz innych okoliczności. Był świetnym obserwatorem przyrody i ludzi. Należał do osób, które uczą się przez całe życie i potrafią dzielić się posiadaną wiedzą z innymi. Z wieloma swoimi studentami przyjaźnił się przez całe życie. Odszedł za wcześnie...

Dorota i Jerzy Zawadzcy