

## SPIS TREŚCI

Anna Cwener, Małgorzata Wrzesień: Nowe stanowisko storczyka purpurowego <i>Orchis purpurea</i> Huds. na Lubelszczyźnie .....	3
Aleksander Dorda: Gniazdowanie bociana czarnego <i>Ciconia nigra</i> na Śląsku Cieszyńskim – wyniki wstępnej inwentaryzacji .....	7
Wojciech Gąsienica Byrcyn: Dynamika liczebności kozicy tatrzańskiej <i>Rupicapra rupicapra tatrca</i> (Blahout, 1971) .....	13
Krzysztof Jędrzejko, Edward Walusiak: O ochronę stanowisk rzadkich roślin obcego pochodzenia na przykładzie dwóch gatunków kiksji (lnicy) .....	32
Agnieszka Michałowska, Justyna Rymon Lipińska: Nowe stanowisko <i>Liparis loeselii</i> (L.) Rich. w Wielkopolsce .....	41
Sławomir Mitrus: Przywiązanie do obszaru składania jaj przez samice żółwia błotnego <i>Emys orbicularis</i> (L.) .....	45
Bartłomiej Najbar, Anna Najbar, Ewa Szuszkiewicz: Śmiertelność wybranych grup kręgowców na drogach w rejonie Zielonej Góry .....	56
Jarosław Orłowski: Nowe stanowisko borowika królewskiego <i>Boletus regius</i> Krombh. w Górach Słonnych .....	67
Krzysztof Spalek: Nowe stanowisko linderni mułowej <i>Lindernia procumbens</i> (Krock.) Borbás w Kotlinie Milickiej .....	71
Zbigniew Witkowski: Genetycznie Modyfikowane Organizmy w polskim rolnictwie: wrażliwości i uwagi z punktu widzenia ekologii i ochrony przyrody .....	76

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

# CHROŃMY PRZYRODĘ OJCZYSTĄ

Dwumiesięcznik

R. LXII (62) – 2006 – Zeszyt 6 (Listopad–Grudzień)

ORGAN PAŃSTWOWEJ RADY OCHRONY PRZYRODY



Member of

**IUCN**

The World Conservation Union

KRAKÓW

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

**Chrońmy przyrodę ojczyzną”**

**(A. Wodziczko)**

Redaktor Naczelny: *Antoni Amirowicz*

Sekretarz Redakcji: *Agata Skoczylas*

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

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



**Zeszyt wydano przy pomocy finansowej  
Narodowego Funduszu Ochrony Środowiska  
i Gospodarki Wodnej w Warszawie**



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

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

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

ISSN 0009-6172

Drukarnia Vacat  
ul. Petrażyckiego 13, 30-399 Kraków

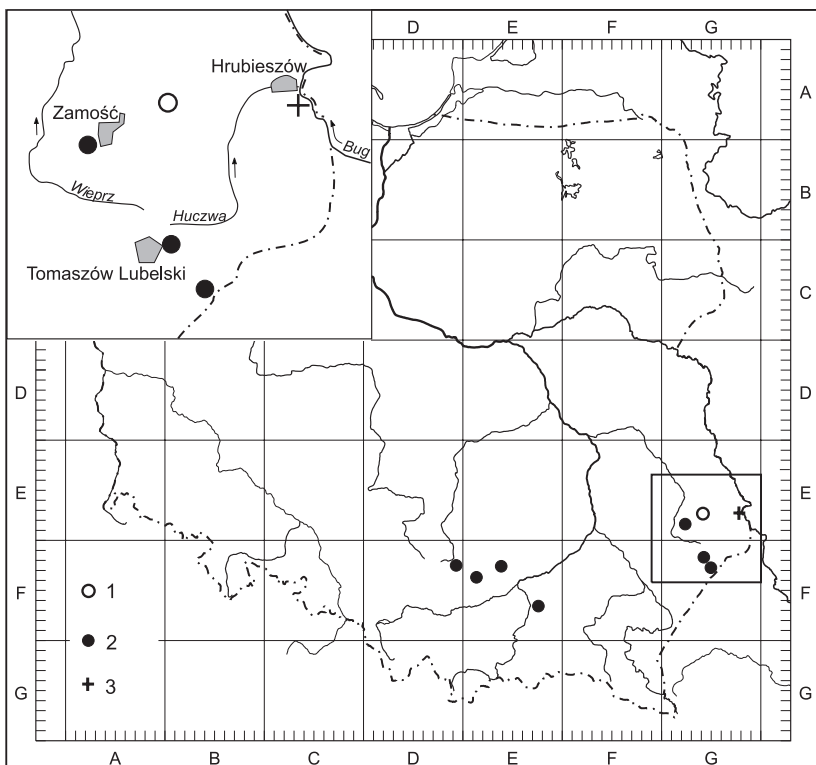
Nakład 1000 egz.

## Nowe stanowisko storczyka purpurowego *Orchis purpurea* Huds. na Lubelszczyźnie

Storczyk purpurowy *Orchis purpurea* jest byliną o okazałych kwiatach, dorastającą do 75 cm wysokości. Kwitnie w maju i czerwcu. Rośnie w ciepłych, widnych lasach i zaroślach, najczęściej w strefie ekotonowej lasów i muraw kserotermicznych. Jest gatunkiem submediterrańsko-subatlantyckim. Swoim zasięgiem obejmuje zachodnią i środkową Europę, północne wybrzeże Afryki i Kaukaz (Hultén 1950). Stanowiska w Polsce: na Wyżynie Małopolskiej, Wyżynie Lubelskiej, Roztoczu i Pogórzu Wielickim leżą poza granicami zwartego zasięgu (Zarzycki 2001). Izolowane populacje storczyka purpurowego są szczególnie narażone na wyginięcie, dlatego gatunek ten został umieszczony w *Polskiej Czerwonej Księdze Roślin* (Zarzycki 2001).

Na Lubelszczyźnie *Orchis purpurea* podawany był z 4 stanowisk: Kąty koło Zamościa (GE 82) (Fijałkowski 1954), Czumów nad Bugiem (GE 78) (Fijałkowski 1957), Biała Góra koło Tomaszowa Lubelskiego (GF 14) (Czarnecka 1994) i Machnów (GF 25) (Kucharczyk 2006). Populacje w Kątach i w Machnowie liczą po 50-100 osobników (Kucharczyk 2006), w Białej Górze kilkanaście osobników (Zarzycki 2001), natomiast stanowiska w Czumowie od kilku lat nie potwierdzono.

W lecie 2006 r. odnaleziono nowe stanowisko tego gatunku w Wolicy Uchańskiej koło Grabowca (N 50°49'42", E 23°29'33"; GE 74) (ryc. 1). Znajduje się ono na zachodnim stoku wzniesienia (248 m n.p.m.), którego wierzchowinę pokrywa warstwa lessu, a na jego stoku odsłania się opoka kredowa.



Ryc. 1. Rozmieszczenie stanowisk storczyka purpurowego *Orchis purpurea* Huds. 1 – nowe stanowisko, 2 – znane stanowiska, 3 – stanowisko historyczne – Distribution of stations of *Orchis purpurea* Huds. 1 – a new station, 2 – noted stations, 3 – historical station.

Nachylenie terenu w tym miejscu waha się od 10 do 40°. Górne, silniej nachylone partie stoku porośnięte są przez krzewy (śliwę tarninę *Prunus spinosa*, szakłak pospolity *Rhamnus catharticus*, kruszynę pospolitą *Frangula alnus*) i drzewa (głównie pochodzące z nasadzeń: sosnę pospolitą *Pinus sylvestris*, jesion wyniosły *Fraxinus excelsior* i świerk pospolity *Picea abies*). U podnóża wzniesienia znajdują się łąki i pola uprawne. W środkowej części stoku wykształciły się murawy kserotermiczne z klasy *Festuco-Brometea*. W miejscach o większym nachyleniu występują płaty zespołu omanu wąskolistnego *Inuletum ensifo-*

*liae*. Fragmenty stoku o mniejszym nachyleniu były uprawiane, a obecnie zajmują je inicjalne ciepłolubne zbiorowiska roślinne z dominacją kłosownicy pierzastej *Brachypodium pinnatum* (na glebie głębszej) lub szaławii okółkowej *Salvia verticillata* (na glebie płytkiej). *Orchis purpurea* rośnie w środkowej części stoku, w inicjalnej murawie wykształcającej się na odłogu. Tego lata odnaleziono cztery dorodne, kwitnące okazy. Na skarpie rosną również inne rzadkie gatunki kserotermiczne: róża francuska *Rosa gallica*, wiśnia karłowata *Cerasus fruticosa*, zawilec wielkokwiatowy *Anemone sylvestris*, aster gawędka *Aster amellus*, dzwonek syberyjski *Campanula sibirica*.

Gospodarczo teren ten stanowi nieużytek, a głównym zagrożeniem dla wartości przyrodniczych jest zalesianie. W ostatnich latach obsadzono jesionem i sosną także część odłogów w niższych partiach stoku. Na niewielkich odcinkach stoku zachodzą procesy naturalnej sukcesji, lecz na dzień dzisiejszy nie stanowią one nadmiernego zagrożenia, zwłaszcza dla najbardziej cennych gatunków. W związku z tym planuje się dalszy monitoring stanowiska oraz objęcie całego zbrocza ochroną w formie użytku ekologicznego.

## SUMMARY

### **A new station of *Orchis purpurea* Huds. in the Lublin region**

*Orchis purpurea* occurs at a few stations in Roztocze, Pogórze Wielickie, the Małopolska and Lublin Upland. In the Lublin Upland was recorded at 4 stations: Kały near Zamość (GE 82), Czumów on the Bug River (GE 78), Biała Góra near Tomaszów Lubelski (GF 14) and Machnów (GF 25). In summer 2006 a new station was found in Wolica Uchańska near Grabowiec (GE 74). Four flowering specimens of *Orchis purpurea* grow here in xerothermic grassland developed on the slope of a calcareous hill. In this area other rare and endangered xerothermic species occur (*Rosa gallica*, *Cerasus fruticosa*, *Aster amellus*, *Campanula sibirica*), so the entire slope should be protected.

## PIŚMIENNICTWO

Czarnecka B. 1994. *Zbiorowiska Białej Góry koło Tomaszowa Lubelskiego jako siedlisko rzadkich roślin naczyniowych*. *Chrońmy Przyr. Ojcz.* 50(2): 16-22.

Fijałkowski D. 1954. *Wykaz rzadszych roślin Lubelszczyzny – Enumeratio plantarum rariorum Terrae Lublinensis*. *Fragm. Flor. Geobot. Ann.* 1, 2: 81-93.

Fijałkowski D. 1957. *Zbiorowiska kserotermiczne projektowanego rezerwatu stepowego koło Czumowa nad Bugiem*. *Ann. UMCS sec. C.* 3(13): 311-319.

Hultén E. 1950. *Atlas of the distribution of vascular plants in NW Europe*. Generalstabens Litografiska Anstalt, Stockholm.

Kucharczyk M. 2006. *Morfologiczne różnicowanie *Orchis purpurea* Hudson i *O. militaris* L. na Zamojszczyźnie*. W: Celiński F. (red.). *Rola geobotaniki w ochronie różnorodności biologicznej*. Uniwersytet Śląski, Katowice, p. 15-16.

Zarzycki K. 2001. *Orchis purpurea* Hudson. *Storczyk purpurowy*. W: Kaźmierczakowa R., Zarzycki K. (red.). *Polska czerwona księga roślin. Paprotniki i rośliny kwiatowe*. Inst. Bot. im. W. Szefera PAN, Inst. Ochr. Przyr. PAN, Kraków, p. 564-566.

ALEKSANDER DORDA

43-400 Cieszyn, ul. Krzywa 76

## Gniazdowanie bociana czarnego *Ciconia nigra* na Śląsku Cieszyńskim – wyniki wstępnej inwentaryzacji

Podstawowymi opracowaniami dotyczącymi rozmieszczenia i liczebności bociana czarnego na obszarze Polski są prace Dunajewskiego (1936), Bednorza (1974), Tomiałojcia (1990), Tomiałojcia i Stawarczyka (2003), Profusa (1995, 2001) oraz Czuchnowskiego i Profusa (2006), a w odniesieniu do części południowo-wschodniej kraju – Profusa (1992).

W okresie ostatnich 100 lat obserwuje się bardzo wyraźny wzrost liczebności tego gatunku na terenie Polski. Dramatyczny spadek liczebności bociana czarnego miał miejsce w XIX w. i na początku XX w. W latach 20. ubiegłego stulecia w obecnych granicach Polski występowało jedynie około 90 par bociana czarnego, natomiast w latach 60. populację tego gatunku szacowano na 530-550 par (Bednorz 1974). Na podstawie inwentaryzacji z lat 1981-1982 populację bociana czarnego oceniano na 800-900 par (Tomiałojć 1990). W pierwszej połowie lat 90. ubiegłego wieku stan populacji krajowej szacowano na 950-1100 par (Profus 1995), a z początkiem XXI wieku – na 1100-1200 par (Profus 2001). Około 90% populacji bociana czarnego występuje na obszarach niżowych, natomiast 90-120 par zasiedla Karpaty i Sudety (Profus 2001). Dla „ornitologicznego regionu Małopolska” – na zachodnim krańcu tego obszaru leży Śląsk Cieszyński – liczebność populacji bociana czarnego na przełomie lat 1980-1990 oceniano na 150-180 par (Profus 1992).

Gatunek ten został umieszczony na *Czerwonej liście zwierząt ginących i zagrożonych w Polsce* (Głowaciński 1992a),



jednakże nie figuruje w żadnym z dwóch wydań *Polskiej Czerwonej Księgi Zwierząt* (Głowaciński 1992b, 2001). Aktualnie bocian czarny przestał być uważany za rzadkość ornitologiczną w naszym kraju i ma status gatunku bardzo nielicznie lęgowego, stabilizującego swą liczebność (Tomiałojć, Stawarczyk 2003, Czuchnowski, Profus 2006).

Wraz ze wzrostem liczebności całej populacji obserwowana jest również tendencja do coraz częstszego zakładania gniazd nawet w niezbyt dużych kompleksach leśnych i w stosunkowo niewielkich odległościach od ludzkich domostw. Przykładem mogą być gniazda pod Łodzią w lasach obejmujących 50 i 60 ha, w jednym przypadku 300 m od zabudowań (Tomiałojć 1990). Na Górnym Śląsku koło Rybnika stwierdzono natomiast skuteczne lęgi w niewielkim zadrzewieniu śródpolnym o powierzchni 0,59 ha (Krotoski 1995). Na Ziemi Radomskiej odnotowano wyprowadzenie lęgu z gniazda oddalonego tylko o 200 m od ruchliwej szosy (Kurowski i in. 1995), a wielokrotnie w latach 1983-1994 bociany czarne wyprowadzały lęgi z gniazda zlokalizowanego w odległości 300 m od ruchliwej drogi łączącej Jasło z Podzamczem (Stój 1995).

Polska część Śląska Cieszyńskiego obejmuje obszar położony pomiędzy rzekami: Olzą od zachodu, Białą od strony wschodniej, Wisłą z Jeziołem Goczałkowickim od północy oraz potokami Krężelką i Czadeczką od południa. W granicach Śląska Cieszyńskiego znajdują się następujące regiony fizyczno-geograficzne: Beskid Śląski, zachodni fragment Pogórza Śląskiego – zwany zwyczajowo Pogórzem Cieszyńskim, zachodnia część Doliny Górnej Wisły oraz wschodni kraniec Kotliny Ostrawskiej. Teren ten nie był dotąd objęty szczegółowymi badaniami dotyczącymi gniazdowania bociana czarnego.

Poniżej przedstawiono wyniki wstępnej inwentaryzacji gniazd bociana czarnego w zachodniej części Śląska Cieszyńskiego, obejmującej obszar miast – Cieszyna i Ustronia – oraz gmin o charakterze wiejskim – Dębowca, Goleszowa i Hażłacha.

**Cieszyn.** W granicach administracyjnych tego miasta gniazdowanie bociana czarnego stwierdzono po raz pierwszy w 2003 r. Gniazdo zlokalizowane było na okazałym buku o szacunkowej wysokości 30 m i pierśnicy nieco przekraczającej 100 cm, ro-

snącym w kompleksie leśnym o powierzchni ok. 25 ha. Gniazdo znajduje się na wysokości ok. 20 m, a drzewo rośnie 50 m od skraju lasu i 320 m od najbliższych budynków mieszkalnych. Zgodnie z informacjami osób zamieszkujących budynek położony najbliżej gniazda, w pierwszym lęgu bociany czarne miały 2 młode lecz oba te ptaki zginęły (po wylocie). W 2004 r. także stwierdzono dwa młode ptaki, z których jeden został odnaleziony martwy po koniec sierpnia. W kwietniu 2005 r. stwierdzono ponownie zajęcie gniazda przez parę bocianów, która jednak w połowie maja je opuściła. W 2006 r. gniazdo pozostało nie zajęte.

**Stanowisko „Dębowiec”.** Gniazdo bociana czarnego znajduje się w lesie o powierzchni ok. 35 ha. Zostało zbudowane ok. 21 m nad poziomem gruntu, na buku o wysokości ok. 28 m i średnicy pnia ok. 85 cm. Drzewo rośnie ok. 30 m od drogi leśnej i ok. 180 m od brzegu lasu, a najbliższe zamieszkałe zabudowania położone są w odległości 400 m od gniazda. Było zajęte w 2006 r.

**Stanowisko „Goleszów”.** Bociany czarne założyły gniazdo na wygiętym i rozwidlonym konarze buka, rosnącym w rozległym kompleksie leśnym, o powierzchni ok. 400 hektarów. Drzewo ma wysokość niemal 30 m i pierśnicę 95 cm. Ptaki ulokowały gniazdo na wysokości 17 m nad powierzchnią gruntu, w odległości 3 m od pnia, bezpośrednio nad drogą leśną. W odległości 200 m od drzewa z gniazdem znajdują się budynki mieszkalne oraz ruchliwa droga. W 2005 r. w gnieździe obserwowano 2, a w 2006 r. w gnieździe obserwowano 3 młode.

**Stanowisko „Strumień”.** Od około 10 lat znane jest gniazdo bocianów czarnych założone na buku o wysokości około 30 m, średnicy pnia 90 cm, rosnącym w kompleksie leśnym o powierzchni ok. 450 ha. Drzewo z gniazdem rośnie 150 m od brzegu lasu i ok. 320 m od zabudowań mieszkalnych. Gniazdo zostało zbudowane przy pniu, w rozwidleniu konara na wysokości zaledwie 7 m nad poziomem gruntu. Z zebranych informacji wynika, że przez ostatnich kilka sezonów pozostawało ono najprawdopodobniej niezasiedlone, chociaż dawniej bociany co roku wyprowadzały po 2-3 młode. W tym samym kompleksie leśnym z pewnością znajduje się inne zajęte gniazdo, gdyż regularnie obserwuje się tu osobniki tego gatunku, np. w lecie 2006 r. odnotowano w tym rejonie parę z czterema młodymi.

**Stanowisko „Ustroń”.** Od połowy lat 80. i w latach 90. ubiegłego wieku zajęte było gniazdo zlokalizowane w dolinie potoku na zboczu Wielkiej Czantorii, na terenie obecnego rezerwatu „Czantoria”. Bociany założyły gniazdo na konarze buka, który pod wpływem śniegu złamał się i gniazdo uległo zniszczeniu. Brak jest informacji o liczbie podlotów wyprowadzonych z tego gniazda. Najprawdopodobniej po stronie polskiej, w paśmie Czantorii, znajduje się przynajmniej jeszcze jedno, regularnie zajmowane gniazdo. Natomiast od końca lat 80. ubiegłego wieku obserwowane są bociany czarne gniazdujące w paśmie Równicy. Gniazdo to zostało założone na buku o wysokości ok. 30 m i średnicy pnia 75 cm. Gniazdo znajduje się na wysokości ok. 18 m, na bocznym konarze w odległości 4 m od pnia. Najbliższe budynki mieszkalne są położone w odległości nieco ponad 1 km. W latach 2005 i 2006 bociany czarne wyprowadziły z tego gniazda po 2 młode.

Na terenie Śląska Cieszyńskiego można spodziewać się odnalezienia kolejnych gniazd bociana czarnego, zwłaszcza, że w podgórskiej części tego regionu występują liczne kompleksy stawów i pojedyncze stawy rybne, będące typowym dla tego gatunku miejscem żerowania. Rozdrobnienie kompleksów leśnych oraz gęsta sieć zabudowań (rozrzucone osiedla, kolonie lub pojedyncze budynki mieszkalne) powoduje, że na tym obszarze wiele gniazd może być zlokalizowanych szczególnie blisko ludzkich domostw lub ruchliwych dróg.

Dla pełnego obrazu rozmieszczenia gniazd bociana czarnego na Śląsku Cieszyńskim należy dane dotyczące polskiej części regionu uzupełnić o informacje dotyczące rozmieszczenia gniazd na lewym brzegu Olzy, w Republice Czeskiej. Najdłużej zajmowane gniazdo bociana czarnego na tym obszarze jest znane od przełomu lat 70. i 80. ubiegłego wieku i znajduje się na terenie gminy Kocobędz. Ponadto stwierdzono gniazda bociana czarnego w Łomnej i w Bystrzycy.

## SUMMARY

### **Nesting habits of the black stork *Ciconia nigra* in Cieszyn Silesia**

During past 100 years the number of black storks *Ciconia nigra* in Europe and in Poland has increased. The dramatic decrease of the population took place in the 19<sup>th</sup> and at the beginning of the 20<sup>th</sup> centuries. In the 1920s the population in Poland was estimated at about 90 pairs, but had risen to approximatively 550 pairs by the 1960s. The population is estimated at 1100-1200 pairs now. Most of them prefer lowland habitats, but about 90-120 pairs inhabit the Carpathian and Sudety mountains (Profus 2001). In this article the author presents preliminary monitoring of black stork nests in the central part of Cieszyn Silesia, which covers the towns of Cieszyn, Ustroń as well as rural administrative districts of Dębowiec, Golezów and Hażlach. Since 2003 altogether 4 nests have been confirmed and observed in that area. Further nests will probably be discovered in the hilly parts of the region where there are numerous complexes of fish-farms: feeding sites for this species. The data from the Polish part of Cieszyn Silesia will be supplemented by data from the Czech part of Cieszyn Silesia where the black stork was spotted in the 1970s and 1980s.

## PIŚMIENNICTWO

Bednorz J. 1974. *Bocian czarny, Ciconia nigra (L.) w Polsce*. Ochr. Przyr. 39: 201-243.

Czuchnowski R., Profus P. 2006. *Situation des Schwarzstorchs Ciconia nigra in Polen*. Charadrius 41, 1-2 (2005): 75-78.

Dunajewski A. 1936. *Materiały do występowania czarnego bociana (Ciconia nigra Linn.) w Polsce*. Acta Orn. 2, 1: 1-26.

Głowaciński Z. (red.). 1992a. *Czerwona lista zwierząt ginących i zagrożonych w Polsce*. ZOPiZN PAN, Kraków.

Głowaciński Z. (red.). 1992b. *Polska czerwona księga zwierząt*. PWRiL, Warszawa.

Głowaciński Z. (red.). 2001. *Polska czerwona księga zwierząt. Kręgowce*. PWRiL, Warszawa.

Krotoski T. 1995. *Bocian czarny Ciconia nigra w Parku Krajobrazowym „Cysterskie Kompozycje Krajobrazowe Rud Wielkich”*. Scripta Rudensia 4: 79-84.

Kurowski M., Konofalski M., Czuchnowski R., Profus P. 1995. *Stan populacji bociana czarnego Ciconia nigra na Ziemi Radomskiej w latach 1981-1994*. Chrońmy Przyr. Ojcz. 51, 2: 15-28.

Profus P. 1992. *Bocian czarny – Ciconia nigra*. W: Walasz K., Mielczarek P. (red.). *Atlas ptaków lęgowych Małopolski 1985-1991*. Biol. Sil., Wrocław.

Profus P. 1995. *Sytuacja populacji lęgowej bociana czarnego Ciconia nigra w Europie*. Chrońmy Przyr. Ojcz. 51, 2: 105-112.

Profus P. 2001. *Der Schwarzstorch (Ciconia nigra) in Polen – Verbreitung, Bestandsentwicklung, Brutbiologie und Schutzmaßnahmen*. W: Helb H.-W., Glutz von Blotzheim U. (red.). *Tagungsband zur 134. Jahresversammlung der Deutschen Ornithologen-Gesellschaft*, Schwyz.

Stój M. 1995. *Ekologia rozrodu bociana czarnego Ciconia nigra w Beskidzie Niskim i okolicach Jasła*. Chrońmy Przyr. Ojcz. 51, 2: 29-39.

Tomiałojć L. 1990. *Ptaki Polski. Rozmieszczenie i liczebność*. PWN, Warszawa.

WOJCIECH GAŚIENICA BYRCYN

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

## Dynamika liczebności kozicy tatrzańskiej *Rupicapra rupicapra tatrlica* (Blahout, 1971)

### Wstęp

Tatry są najwyższym pasmem górskim na obszarze między Alpami, Uralem i Kaukazem. Tutaj zachował się jeden z naturalnych terenów występowania kozicy *Rupicapra rupicapra* (Linné, 1758). Spośród znanych 10 podgatunków, obecny zasięg kozicy tatrzańskiej *Rupicapra rupicapra tatrlica* (Blahout, 1971) wysunięty jest tu najbardziej na północ (49°15' N). Poza Tatrami ten rodzimy podgatunek spotykamy też w Niżnych Tatrach, dokąd był introdukowany w latach 1969-1976 ze słowackiej części Tatr Bielskich i Tatr Wysokich (Blahout 1976, Ondruš 2002).

W przeszłości ukazało się wiele publikacji informujących głównie o występowaniu kozicy w Tatrach (m.in. Simplicissimus Węgierski 1683, Staszic 1815, Nowicki 1868, Bohuš 1956, Gaśienica Byrcyn 1973, Janiga, Zámečniková 2002). Od drugiej połowy XIX w. zaczęto zwracać większą uwagę na jej zasięg w Tatrach, biologię i inne (Nowicki 1868). Wówczas jednak kozica była w tych górach gatunkiem realnie zagrożonym wyginieciem. Od wieków istniały rejon, które stanowiły główny areal zajmowany przez to górskie zwierzę. Obszary takie umożliwiały prawidłowy rozwój populacji kozicy w okresach korzystnych dla jej egzystencji.

Z powołaniem Straży Myśliwskiej w 1866 r. i uchwaleniem *Ustawy z dnia 19 lipca 1869 r. względem zakazu łapania, wyłępienia i sprzedawania zwierząt alpejskich, właściwych Tatom, świstaka i dzikich kóz* po stronie polskiej, i po podobnych zabiegach ochronnych u południowych sąsiadów, nastąpiło polepszenie warunków życia kozicy. Jednak dopiero z utworzeniem parków narodowych w całych Tatrach zwierzę to osiągnęło maksymalny zasięg przestrzenny spośród znanych dotychczas (Gąsienica Byrcyn, w druku). Choć jego zmiany są w pewnych warunkach procesem naturalnym, to jednak winny być ciągle monitorowane, podobnie jak sama dynamika liczebności, czy inne znane wskaźniki, mówiące o stanie populacji tego gatunku wciągniętego na *Polską czerwoną listę zwierząt* jako krytycznie zagrożony (Głowaciński 2002).

Znanymi zagrożeniami kozicy są przede wszystkim czynniki środowiskowe, takie jak: lawiny śnieżne, gwałtowne spadki temperatury i opady śniegu, szczególnie odczuwalne w okresie rodzenia młodych. Do czynników naturalnych należy zaliczyć presję wywieraną na to zwierzę przez drapieżniki – wilki i rysie.

Do wyjątkowo niebezpiecznych należy zaliczyć podział arealu występowania kozicy, jak to widać na znanym przykładzie w rejonie Kasprowego Wierchu. Realizowane plany rozbudowy kolejki oraz dwukrotne zwiększenie jej przepustowości podział ten dramatycznie pogłębia. Obok fragmentacji siedliska w ostatnich latach można zauważyć w Tatrach zwiększoną presję człowieka na ten rzadki gatunek (Gašinec 2002). Składają się na to choćby liberalizacja lub nieprzestrzeganie prawa, wnikanie w strefę występowania kozicy nowych form sportu, kłusownictwo itp.

Wspomniane czynniki ograniczające zasięg *Rupicapra r. tatrica* oraz nasilające się zagrożenia wpływały na zmianę liczebności tego zwierzęcia. Inwentaryzacje kozic prowadzono w słowackim Tatrzańskim narodnym parku (TANAP) od 1951 r. (Chudík 1969), zaś w polskim Tatrzańskim Parku Narodowym (TPN) mija półwiecze od podjęcia corocznego liczenia kozic (Podobiński 1958). Zgromadzone materiały w pełni umożliwiają poznanie dynamiki liczebności populacji kozicy tatrzańskiej w obrębie całego naturalnego arealu występowania tego zwierzęcia w Tatrach Bielskich, Tatrach Wysokich i Tatrach Zachod-

nich. Przedstawiono również dynamikę izolowanej populacji introdukowanej do Niżnych Tatr. Tak więc niniejsza praca uwzględnia dynamikę liczebności całego podgatunku *Rupicapra r. tatrica*.

### **Informacje o liczebności kozicy w przeszłości**

Pierwotne szczątkowe wiadomości o kozicach pochodziły od podróżników i naukowców, których przewodnikami byli zwykle łowcy górskich zwierząt (Gąsienica Byrcyn 2006). Umożliwiają one prześledzenie występowania tego gatunku i pozwalają sądzić niezbyt pewnie o jego stanie liczebnym.

Potrzeba pozyskania zwierzęcia dla różnorodnych użytków (mięso, skóry, rogi i medykamenty: gule bezoarowe, łój kozłowy itp.) stanowiła początkowo główną motywację bliższego poznania tego gatunku. Z dzieła *Simplicissimus* Węgierskiego (1683 za Szopińskim 1907) można wnioskować, że kozica była liczna w połowie XVII w. Przewodnik oferował podróżnikom *zgotować parę szynek lub łopatek* tego zwierzęcia, a w drodze na Kieżmarski Szczyt obserwowano *jak tu i ówdzie wiele kozic skakało*. Również bez większego trudu upolowano jedną sztukę.

Autorzy znaczących dzieł poświęconych poznaniu Tatr, w tym ich przyrody, wspominają dość często o liczebności kozic w wybranych rejonach. Wspomniany *Simplicissimus* Węgierski opisuje kozice w Dolinie Kieżmarskiej. Bel (1736-42) zaznacza, że w Dolinie Młynickiej *bardzo liczne są kozły górskie*. Najczęściej pisano o większej liczebności kozic w rejonie Krywania, gdzie prowadzone były odstrzały dla możliwych gości, w tym dla przedstawicieli dworu austro-węgierskiego.

Do połowy XIX w. spotykamy się jedynie z podawaniem stanu liczebnego obserwowanych kierdeli kozic, napotkanych w czasie poznawczych wyjść na tatrzańskie szczyty. Brakuje oceny liczebności tego gatunku nawet w rejonach stosunkowo często odwiedzanych i eksploatowanych łowiecko, np. w okolicach Krywania albo Dolin: Kieżmarskiej, Bystrej i innych. Początkowe przekazy wskazywały na liczne występowanie kozic. W XVIII w. autorzy piszący o Tatrach, a korzystający z informacji nie zawsze sprawdzonych, wspominali o tym zwierzęciu (Rzeczyński 1721, Chmielowski 1746, Czirbesz 1773). Od przełomu



XVIII i XIX w., kiedy liczebność kozic zaczęła w Tatrach dramatycznie maleć, zauważa się pierwsze zainteresowanie tym niepokojącym zjawiskiem (Klejn 1827). W literaturze tatrzańskiej spotykamy też informacje o łowcach kozic, w tym o Janie Budzu. Ten kłusownik z Jurgowa miał do 1862 r. zabić ponad 300 kozic. Niektórzy wiązali ten fakt z dużą liczebnością kozicy w Tatrach (Janiga, Zámečniková 2002). Jeszcze, jak podaje w niepublikowanych notatkach Blasius, w 1835 r. widziano liczne w Tatrach kozice, a starzy tatrzańscy strzelcy spotykali pod Wysoką i w Szczyrbskich Wierchach kierdele liczące 20 i 30 sztuk. Nowicki (1868) nie daje wiary tym informacjom.

### **Szacunki liczebności kozicy i jej zmiany**

Do połowy XIX w. nie spotykamy w literaturze informacji odnośnie nawet przybliżonego stanu liczebnego *Rupicapra r. tatraica*. Pierwszy uczynił to Zejszner (1849) w oparciu o relacje myśliwych polujących na te zwierzęta. Pisał on: *Liczba kozłów dzikich nie jest wielka; strzelcy znający dobrze miejscowość, zapewniali mnie, że ich nie ma więcej w całych Tatrach nad 100, a nawet mniej. Liczba ich zmniejsza się coraz bardziej, bo mnóstwo ludzi czyha na nich, i tylko ostrość klimatu i nieporównana chybkość głównie bronią ich od zagłady. Wszelkie jest prawdopodobieństwo, że jeżeli rząd nie wda się i nie utrudni na nie polowania, jak się to dzieje w puszczy Białowieskiej ze żubrami, kozły dzikie zaginą w Tatrach...*

W oparciu o własne spostrzeżenia, jak i inne materiały, Nowicki (1868) w pełni zgadza się z oceną Zejsznera (1849). Nie potwierdzał on informacji przekazywanych przez tych, którzy w Tatrach stan kozic szacowali w setkach sztuk. Takie zawyżone oceny wiązały się z chęcią prowadzenia polowań na to zwierzę. Naukowiec ten w ciągu czterech lat (1864-1867) odbywał wyściczki badawcze po Tatrach. Obserwował wówczas pojedyncze osobniki i tylko raz widział pięć kozic w jednym stadzie. Innym razem wspomina o kierdelu 28 kozic w okolicy Krywania. Koziebrodzki (1888), polujący na kozice, uznawał niskie stany liczebne tego gatunku, podawane przez Zejsznera i Nowickiego, za nieuzasadnione i pesymistyczne.

Z podjęciem różnorodnych działań, mających na celu ochronę kozicy, w tym: powołanie wspomnianej Straży Myśliwskiej

i akcji uświadamiających potrzebę ratowania rodzimych gatunków, a nade wszystko zatwierdzenie Ustawy w 1869 r., nastąpił wzrost liczebny tego zwierzęcia po stronie polskiej. Podobne zabiegi ochronne podejmowali nasi południowi sąsiedzi, jednak kozica tam pozostała nadal zwierzęciem łownym.

Od lat siedemdziesiątych XIX w. do czasu I wojny światowej liczebność kozicy w Tatrach zdecydowanie rosła. Po stronie słowackiej, w Tatrach Bielskich i Wysokich, łącznie szacowano w 1870 r. 900 osobników, w 1890 r. – 1000, a w 1912 r. – 1600 kozic (Janiga, Zámečniková 2002). W Tatrach Polskich liczone w 1888 r. 35 kozic, a w 1904 r. J. Zduń szacuje 295 sztuk. Nie znamy u nas stanu sprzed samej I wojny. Wydaje się jednak, że podane liczebności tak po stronie słowackiej, jak i w przypadku informacji Zdunia, zostały znacznie zawyżone. Znamca stosunków tatrzańskich S. Barabasz podał własne oceny w rejonach uwzględnionych przez Zdunia i łączny stan 132 kozic (tab. 1). Te ostatnie dane traktowane były jako bardziej wiarygodne (Marchlewski 1953).

W okresie I wojny światowej i tuż po niej brak dozoru oraz obfitość broni sprzyjały kłusownictwu. Kozice ucierpiały zwłaszcza od dezenterów, ukrywających się w górach przed pójściem na front. Problem ten dotyczył całej populacji kozicy tatrzańskiej. W Tatrach Polskich tuż po I wojnie kozica była nieliczna i kwestionowano nawet ocenę z 1928 r. w liczbie 30 sztuk. To samo dotyczyło danych z lat trzydziestych XX w., kiedy stan kozic określano na 30-60 sztuk (Marchlewski 1953, Podobiński 1961).

W słowackiej części Tatr w 1922 r. żyło około 300 kozic. Był to najniższy z podawanych stanów od 1870 r. Fakt ten spowodował podjęcie decyzji o zaprzestaniu w 1923 r. odstrzału kozic na okres 10 lat. Po tym czasie liczebność kozicy w Tatrach wzrastała. Jak podają Chudík (1969) oraz Janiga i Zámečniková (2002) liczba ich po stronie słowackiej wynosiła: w 1931 r. 800-900 sztuk, w 1932 r. 1200-1249 sztuk, w 1934 r. 1597 sztuk, a w 1935 r. 1705 sztuk. Od 1936 po 1938 r. nastąpił spadek stanu kozic do 800-850 sztuk. Ciekawego materiału dostarcza praca Bohuša (1957), w której podany jest rozdzielnik planowanych odstrzałów kozic w 1932 r. dla jednostek zarządzających łowiectwem w Tatrach, oraz przypuszczalny stan kozic (tab. 2).

Tab. 1. Liczebność kozicy na terenie Tatr polskich w 1904 r., według J. Zdunia i S. Barabasz – Number of *Rupicapra rupicapra tatrica* (Blahout, 1971) in Polish portion of the Tatra Mts. in 1904 estimated by J. Zduń and S. Barabasz.

Rejon – Part of Polish Tatra	J. Zduń	S. Barabasz
Rakowiec	15	
Tomanowa	20	10
Wąwóz Kraków	50	20
Giewont, Mała Łąka	30	10
Strążyska	20	12
Kasprowa	30	
Krzyżne i Pańszczyca	50	20
Wołoszyn	40	20
Czuba i Miedziane	20	20
Żabie, Morskie Oko	20	20
Razem / Total	295	132

W okresie II wojny światowej miało żyć na terenie Tatr słowackich początkowo od 1000 do 1300 kozic, w 1943 r. 1200-1211. W 1944 r. nastąpił spadek do 230 osobników, a w 1945 r. miało ich być 280-300 i w 1946 r. 300-350 sztuk. Ponieważ, jak pamiętamy, gatunek ten traktowany był jako zwierzę łowne, podawane liczebności były niewątpliwie zawyżone w przypadku podanych stanów do 1943 r.

W słowackich Tatrach Zachodnich kozica była bardzo silnie eksploatowana łowiecko. Po raz pierwszy w tej części Tatr oceniono jej stan na 200 sztuk w 1938 r. (Němec 1938). Liczba ta podawana była jeszcze w 1939 i 1940 r., a później w 1944 r. wynosić miała nawet 300 osobników.

Z końcem II wojny światowej i tuż po niej zaznaczył się drastyczny spadek liczebności kozicy w całych Tatrach. Powtórzyła się sytuacja znana z czasu poprzedniej wojny. Obok kłusow-

Tab.2. Stan liczebny i wielkość planowanego odstrzału kozic w 1932 r. na terenie jednostek zarządzających łowiectwem w Tatrach słowackich (Bohuš 1957) – Number of *Rupicapra r. tatrica* and hunting limits in territorial units of game management in Slovak portion of the Tatra Mts in 1932 (Bohuš 1957).

Jednostka – Unit	Stan liczebny kozicy – Number	Planowany odstrzał – Limits
Lasy Państwowe Liptowski Hradek – rewir Kokawa	120	5
Urbar Štrba	10	2
Urbar Východná	20	
Urbar Kokava	10	1
Urbar Pribylina	30	2
Urbar Vavrišovo, Jamník, Kanská, Jakubovany, Vel. Poruba, Žiar	40	3
Komposesorát Trstená	10	1
Urbar Bobrovec i Jalovec	20	2
Oravský komposesorát	20	2
Lasy Państwowe Štrbske Pleso	77	4
Vyšné Hágy	90	6
Tatranska Lomnica	40	1
Vel. Slavkov	75	6
Huncovce	20	1
Javorinské panstvo	381	15
Spišská Belá	175	6
Rakúsy	24	1
Kežmarok	58	2
Ždziar	14	1
Stráne pod Tatrami	15	1
Razem / Total	1249	62

ników kozice pozyskiwali też partyzanci działający w Tatrach. Podobiński (1961) w Tatrach polskich podaje (jako stan minimalny) następujące liczebności: w 1947 r. 26 kozic, w latach 1951-1953 50 kozic, a w 1954-1956 60 kozic. Liczebność kozicy w 1947 r. była najniższa spośród wszystkich podawanych w przeszłości w naszych Tatrach.

W 1948 r., tuż przed utworzeniem TANAP, liczebność populacji tego zwierzęcia oceniano na około 350 sztuk, z tego w Tatrach Bielskich i Wysokich żyło 300, zaś w Tatrach Zachodnich około 50 kozic (Janiga, Zámečniková 2002). Przyjmując wcześniej podawane liczebności można stwierdzić, że końcem lat czterdziestych ubiegłego wieku żyło w całych Tatrach niepełna 400 kozic. W 1948 r. było ich około 376 sztuk.

Niemal wszystkie powyższe stany liczebne kozicy podawano w oparciu o dość dowolne oceny, choć podejmowano próby ustalenia realnego stanu tego gatunku. Najczęściej były one zawyżane. Niemniej nawet te obarczone pewnymi błędami informacje, stanowiły przydatny materiał. Służył on do celów praktycznych w przypadku podejmowania decyzji odnośnie wielkości pozyskania tego zwierzęcia jako gatunku łownego. Także wiedza związana z dynamiką liczebności populacji kozicy, zwłaszcza w okresach niebezpiecznych jej spadków, pomogła w podejmowaniu działań na rzecz ochrony tego zwierzęcia.

### **Inwentaryzacje kozic**

W przeszłości określano liczebność kozic w oparciu o całoroczne obserwacje dokonywane przez służby leśne oraz doraźne kontrole stanu zwierzyny np. w Tatrach Jaworzyńskich. Pierwszą dokładniejszą, przeprowadzoną na większym obszarze Tatr słowackich, była inwentaryzacja wykonana w 1932 r. (Chudík 1969). Wynikała ona z potrzeb gospodarki łowieckiej i stanowiła podstawę przy ustalaniu wielkości odstrzału kozic przez określone jednostki, zarządzające łowiskami w Tatrach (tab. 2). Inwentaryzacja wykonana w 1946 r. na terenie Tatr słowackich wykazała wielki ubytek kozic w stosunku do stanu podawanego w poprzednich latach (Ruman 1947). Z utworzeniem TANAP podjęto działania realnie chroniące kozicę w Parku, obejmującym wówczas powierzchnię Tatr Bielskich, Wysokich i Zachod-

nich po Dolinę Cichą. W 1951 r. rozpoczęto coroczną inwentaryzację tego gatunku. Przyjęta metoda, zwana liczeniem kozic, odpowiadała z grubsza sposobowi stosowanemu w krajach alpejskich. Została ona zaproponowana w 1932 r. przez J. Müllera i w Tatrach, z nieznacznymi modyfikacjami, stosowana jest do dziś. Od roku 1957 w oparciu o tę metodę inwentaryzowano kozice w Tatrach polskich. W 1987 r. obszar TANAP powiększono o pozostałą część Tatr Zachodnich, przez co cały areal występowania *Rupicapra r. tatrica* znalazł się w dwóch pogranicznych parkach narodowych. Od tego czasu inwentaryzacje lub oceny stanu kozic, podawane łącznie przez oba parki, stanowią zwykle liczebność tej populacji dla całych Tatr.

Podstawowe liczenie wykonywane jest w miesiącach jesiennych, od października do grudnia. Najlepszym na to okresem jest czas przed rują i czas samego gonienia się kozic. Zwierzęta tworzą wówczas większe stada, wykazują też tendencję do przemieszczania się. Niewielka pokrywa śnieżna ułatwia obserwację zwierząt. Wspólne terminy liczenia ustalają zarządy obu parków narodowych. Inwentaryzacja w TPN do połowy lat siedemdziesiątych trwała trzy dni, a później, po obecny czas, realizowano ją zwykle w ciągu dwóch kolejnych dni. Liczenie wykonują zespoły złożone najczęściej z dwóch osób, którym przydzielany jest określony rejon. Są to przeważnie pracownicy parków oraz ludzie związani profesjonalnie z górami. Przyjęta liczba rejonów wynosi obecnie 30 dla Tatr polskich i 60 w Tatrach słowackich. Osoby prowadzące inwentaryzację korzystają z lornetek. Ich celem jest dokładne zlustrowanie przydzielonego terenu, opisanie obserwacji według jednakowego wzoru, zawartego w przydzielonych arkuszach spisowych i umiejscowienie spostrzeżeń na mapie w skali 1: 25 000. W arkuszach spisowych podawane są następujące informacje: godzina obserwacji, liczba, wiek i płeć kozic, ale też uwagi odnośnie ich stanu zdrowotnego, szczególnych cech, zachowań itp. Wykazywane są również wszelkie obserwacje kozic w innych rejonach oraz w strefie przygranicznej, po stronie polskiej czy słowackiej.

Inwentaryzacja dotyczy tylko zwierząt widzianych, tropy oraz inne ślady pobytu kozic w końcowym etapie obliczeń stanu nie są brane pod uwagę. Analiza zebranych danych, w tym pominięcie powtarzających się spostrzeżeń, umożliwi określe-

nie liczby kozic występujących w poszczególnych rejonach. Ich suma daje liczebność w całych Tatrach.

Od początku introdukcji kozic do Niżnych Tatr, czyli od 1969 r., określane były liczebności tamtejszej populacji, w tym także w oparciu o metodę stosowaną na terenie Tatr Bielskich, Wysokich i Zachodnich, albo w oparciu o całoroczne obserwacje. Ich wyniki podaje Ondruš (2002). Ten sam autor udostępnił też własne niepublikowane dane za lata 2001-2005.

Obok podstawowych jesiennych inwentaryzacji, w obu tatrzańskich parkach narodowych prowadzone były liczenia w okresie wiosennym i letnim. Pierwsze takie liczenia podjęto w TANAP w 1967 r. Ich celem było ustalenie realnego przyrostu, bez naturalnego ubytku, który następuje do jesiennej inwentaryzacji (Chudík 1969). Także w Tatrach polskich podejmowano podobne akcje w okresie letnim, np. w 1974 r. w masywie Wołoszyna przeprowadzono liczenie kontrolne kozic i innej zwierzyny. Od 1999 r. w TPN prowadzone są tzw. wiosenne liczenia kozic we współpracy z TANAP. Ich celem, obok poznania przyrostu rocznego, jest uzupełnienie informacji gromadzonych przez pracowników parków w ramach ciągłego monitoringu liczebności kozic.

Prowadzone inwentaryzacje jesienne wykonywane są z dokładnością 90%, na co wskazują liczenia kontrolne (Chudík 1969). Mihál (1977) ocenia, że w Tatrach Wysokich 10-20% całego stanu kozic nie jest inwentaryzowane. W Tatrach Bielskich i Zachodnich procent ten jest mniejszy i wynosi 5-8%. Uwzględniając warunki terenowe, w jakich ta praca się odbywa, zmiany pogody i inne, należy uznać osiągnięty poziom wyników jako bardzo wysoki. Wyniki wiosennych liczeń są mniej dokładne. Wpływają na nie trudności z zauważeniem kozic w dni ciepłe, kiedy zwierzęta szukają cienistych miejsc. Samice z młodymi często maskują swoją obecność wśród płatów kosodrzewiny lub załamów skalnych. Obfitość paszy w tym czasie obniża ruchliwość zwierząt, ułatwiającą obserwację.

Źródłami błędów inwentaryzacji, jak zauważają Zięba i Zwiaczak Kozica (2004), mogą być np. brak doświadczenia prowadzących liczenie oraz brak właściwego sprzętu, dowolny wybór trasy obserwacji i inne. Obiektywne wyniki liczeń uzyskiwane są przy równoczesnych inwentaryzacjach na całym obsza-

rze Tatr oraz przy odpowiedniej obsadzie zespołów spisowych. Na wyniki mają także wpływ warunki pogodowe, jak też interpretacja i opracowanie zebranych materiałów. Przy zastosowaniu w dłuższym okresie czasu tej samej metody określania stanu liczebnego kozicy, nawet z występowaniem pewnych powtarzających się błędów, uzyskanie już samych trendów zmian stanowi zdecydowanie przydatny materiał.

Nie wszystkie roczne inwentaryzacje kozic zostały przeprowadzone w ciągu ostatniego półwiecza. Przykładowo na terenie TPN liczenia nie odbyły się z różnych przyczyn w latach: 1979, 1981, 1985, 1987, 1997. Ponadto w 1957, 1972, 1983, 1988 i w 1998 r. wykonano je na części obszaru występowania gatunku. W takich przypadkach stan liczebny zwierząt był zwykle uzupełniany w oparciu o całoroczne obserwacje kozic, prowadzone przez służbę Parku.

Mimo braków, inwentaryzacje zachowujące ciągłość wykonywania przez tak długi okres, stanowią wraz z uzupełnieniami bezcenne źródło informacji. Służą praktycznym celom, związanym z podejmowaniem działań ochronnych, umożliwiających prawidłowe funkcjonowanie populacji kozicy tatrzańskiej. To samo dotyczy kozic introdukowanych do Niżnych Tatr.

### **Dynamika liczebności kozicy w okresie 1951-2006**

W oparciu o publikacje (Podobiński 1958, 1961, Chudík 1969, Gąsienica Byrcyn 1972, Mihál 1977, Chvancová 2002, Janiga, Zámečniková 2002, Ondruš 2002, Pęksa 2002, Zięba 2002, Zięba, Zwijacz Kozica 2004) możliwe było przedstawienie dynamiki całej populacji *Rupicapra r. tatrica*. Dotyczy to jej autochtonicznej części, żyjącej w Tatrach Bielskich, Wysokich i Zachodnich oraz introdukowanej do Niżnych Tatr. Ważne uzupełnienie stanowią też materiały archiwalne parków narodowych TPN i TANAP, dokumentujące inwentaryzacje jesienne, letnie oraz całoroczne obserwacje kozic od lat pięćdziesiątych XX stulecia po obecny czas. Zebrane dane przedstawione zostały w tabeli 3.

Jak pamiętamy, przed powstaniem TPN w 1954 r. liczebność tego zwierzęcia szacowano na 50, a później do 1956 r. na około 60 osobników. Biorąc pod uwagę przede wszystkim jesienne



inwentaryzacje przeprowadzone w latach 1957-2006, zauważa się niemal ciągły wzrost liczebności po 1986 r. Średnio w całym okresie liczenia stwierdzano w Tatrach polskich 155 kozic, zaś w okresie trwającej kulminacji stanu od 1982-1986 r. średnia wynosiła 266 osobników. Najwyższą liczebność zanotowano w 1986 r. – 273, a w 1982 r. 272 sztuki. Od drugiej połowy lat osiemdziesiątych wystąpił spadek liczebności do minimum stanu w 1999 r., kiedy doliczono się 63 kozic. W roku 2000 i 2001 zinwentaryzowano w TPN odpowiednio 71 oraz 70 kozic. Od tego czasu do 2004 r. zaznaczył się wzrost liczebności do 136 osobników, a następnie nieznaczny spadek. W czasie lipcowej inwentaryzacji w 2006 r. liczebność *Rupicapra r. tatrica* wyniosła w TPN 117, a w jesiennej (październik) 108 sztuk.

W przypadku części populacji kozicy występującej na terenie TANAP również zauważa się korzystną zmianę od 1951 r., kiedy żyło tu 235 kozic. Średnio w całym okresie liczenia stwierdzano w TANAP 533 kozice. Kulminacja liczebności wystąpiła w latach 1961-1964. Wówczas zinwentaryzowano średnio rocznie 920 kozic, przy czym stan najwyższy, 944 osobników, stwierdzono w 1964 r. (tab. 3). Od następnego roku rozpoczął się spadek liczebności z nieznaczną zwyżką z początkiem lat siedemdziesiątych. W latach 1974-1987 stan liczebny kozic był w miarę stabilny i oscylował w granicach od 504 do 590 sztuk. Ten sam stan utrzymywał się po 1987 r., czyli od czasu powiększenia TANAP o obszar pozostałej części Tatr Zachodnich, na zachód od Doliny Cichej, i trwał do 1991 r. Z następnym rokiem zauważa się gwałtowny spadek liczebności w TANAP, trwający do 1999 r., kiedy to, podobnie jak w TPN, wystąpiło minimum stanu tego gatunku – 151 kozic. Następnie zauważa się wzrost liczebności, która w lipcu bieżącego roku wynosiła 371 sztuk, a w jesiennym liczeniu stwierdzono nawet 478 kozic.

W słowackiej części Tatr Zachodnich, przed włączeniem całej ich powierzchni do TANAP, stan kozic w latach 1961-1976 był bardzo podobny do liczebności tego gatunku w TPN (tab. 3). W tym okresie populacja ta stanowiła średnio 16% stanu, a pozostałe 84% to kozice żyjące w TANAP i TPN. Maksymalną liczebność tego zwierzęcia stwierdzono tu w 1986 r. – 212 sztuk, zaś minimalna w badanym okresie przypadła na 1955 r. – 110 kozic.

Liczebność całej populacji *Rupicapra r. tatrica*, żyjącej w Tatrach Bielskich, Wysokich i Zachodnich, zmieniała się znacząco

Tab. 3. Liczebność kozicy w TPN, TANAP, Słowackich Tatrach Zachodnich i Niżnych Tatrach w latach 1951-2006 – Population of *Rupicapra r. tatrica* in Polish (TPN) and Slovak (TANAP) national parks in the Tatra Mts, in Slovak portion of the western part of the Tatra (SWT), and in the Niżne Tatry Mts in Slovakia in 1951-2006.

Rok – Year	TPN	TANAP	TPN + TANAP	Słowackie Tatry Zachodnie – SWT	TPN + TANAP + SWT	Niżne Tatry	Liczebność całej populacji – Total population
1	2	3	4	5	6	7	8
1951	50	235	285			0	
1952	50	295	345			0	
1953	50	349	399			0	
1954	60	590	650			0	
1955	60	610	670	110	780	0	780
1956	60	625	685			0	
1957	77	732	809			0	
1958	92	822	914			0	
1959	122	893	1015			0	
1960	72	812	884			0	

20 Tab. 3 cd.

1	2	3	4	5	6	7	8
1961	155	911	1066	135	1201	0	1201
1962	122	915	1037	126	1163	0	1163
1963	130	910	1040	130	1170	0	1170
1964	128	944	1072	141	1216	0	1216
1965	158	850	1008	150	1158	0	1158
1966	102	650	752	150	902	0	902
1967	144	600	744	171	915	0	915
1968	160	614	774	175	949	0	949
1969	160	600	760	165	925	12	937
1970	179	655	834	178	1012	24	1036
1971	124	660	784	189	973	28	1001
1972	209	694	903	142	1045	33	1078
1973	209	676	885	128	1013	41	1054
1974	172	590	762	149	911	48	959
1975	177	580	757	156	913	57	970

1976	203	606	809	139	848	63	911
1977	219	537	756				
1978	188	504	692			80	
1979	134	530	664				
1980	181	520	701			97	
1981	226	520	746			121	
1982	272	597	869				
1983	271	519	790			100	
1984	251	579	830			100-110	
1985	262	550	812			110	
1986	273	560	833	212	1045	120	1165
1987	227	565	792				
1988	181	520	701			120	951
1989	187	520	707			150	
1990	191	514	705			120-140	

88 Tab. 3 cd.

1	2	3	4	5	6	7	8
1991	136	511	647		647	120-140	767-787
1992	130	408	538	73	611	120-140	731-751
1993	152	430	582		582	120-140	702-722
1994	159	338	497		497	120-140	617-637
1995	130	409	539		539	120-140	659-679
1996	101	350	451		451	140	591
1997	92	270	362		362	120	482
1998	81	200	281		281	100-110	381-391
1999	63	151	214		214	100-110	314-324
2000	71	160	231		231	105-115	336-346
2001	70	205	275		275	100-110	375-384
2002	99	200	299		299	108-113	407-412
2003	95	250	345		345	110-115	455-460
2004	136	291	427		427	115-120	542-547
2005	113	373	486		486	105-110	591-596
2006	108	478	586		586	ok. 100	ok. 686

od początku lat pięćdziesiątych po obecny 2006 r. (tab. 3). W 1955 r. było tu około 780 kozic. Stan ten do lat 1961-1965 wzrastał, osiągając w tym czasie ponad 1150 kozic, z maksymalną liczebnością 1216 sztuk w 1964 r. Później wahał się w granicach od 902 do 1045 aż po 1986 r. Następnie zauważa się zdecydowany spadek liczebności, która minimalną wielkość 214 osobników osiągnęła w 1999 r. Od następnego roku do dziś stwierdzany był ciągły przyrost, wynoszący średnio około 11% rocznie. Obecnie, jak wykazało liczenie w całych Tatrach w lipcu 2006 r., rodzima populacja wynosi 488 osobników. Podczas inwentaryzacji jesiennej stwierdzono 586 kozic.

Na zmianę dynamiki kozic żyjących w całych Tatrach decydujący wpływ wywierała część populacji zasiedlająca Tatry słowackie. Stanowiła ona w badanym okresie 66-91% stanu liczebnego rodzimej populacji *Rupicapra r. tatrica*. Pozostałe 9-34% stanowiły kozice żyjące w Tatrach polskich. Średni procentowy udział liczebności kozic żyjących w Tatrach polskich i w Tatrach słowackich miał się w latach 1951-2006 jak 22 : 78. W roku najniższej liczebności (1999) ta proporcja wynosiła 29 : 71, zaś w roku najwyższego stanu (1964) 11 : 89.

Liczba kozic introdukowanych do Niżnych Tatr wzrastała od 1969 r. od 12 do 120-140 sztuk w latach 1986-1997, przy czym najwyższe stany 150 i 140 kozic stwierdzano w latach 1989 oraz 1996. Jak łatwo zauważyć, stan liczebny tej populacji jest dość stabilny i od 1983 r. wynosi ponad 100 osobników (tab. 3). Łatwo zauważyć, że w 1999 r., kiedy autochtoniczna populacja osiągnęła minimum stanu, to kozice z Niżnych Tatr stanowiły aż 49% liczebności całego podgatunku *Rupicapra r. tatrica*.

## PIŚMIENNICTWO

Bel M. (1736-42). *Notitia Hungariae novae historico geographica*. Wiedeń.

Blahout M. 1976. *Kamzíčia zer*. Wyd. Priroda. Bratislava.

Bohuš I. 1957. *Príspevky k dejinám kamzíka a jeho ochrany v Tatrách*. Ochrana prírody, r. 12, č. 2.

Chmielowski B. 1746. *Nowe Ateny albo Akademia wszelkiej scyencyi petna*. Lwów.

Chvancová B. 2002. *Populacja kozicy (Rupicapra rupicapra tatrlica, Blahout, 1971) w Tatrach*. W: A. Borowiec, A. Kotarba, A. Kownacki, Z. Krzan, Z. Mirek, (red.). *Przemiany środowiska przyrodniczego Tatr*. TPN – PTPNoZ, Kraków-Zakopane: 279-286.

Chudík I. 1969. *O príčinach úbytku početných stavov kamzičej zveri v TANAP-u*. *Ochrana fauny* 3-4: 75-85.

Czirbesz A. J. 1773. *Beschreibung einer karpatischen Bergreise, auf den so genannten Kriwan, samt den dabey gemachten Beobachtungen*. „Privileg. Anzeigen“.

Gašinec I. 2002. *Eliminácia vplyvu negatívnych antropogénnych faktorom na úbytok kamzíka vrchovského tatranského v Tatranskom národnom parku*. W: M. Janina, J. Švajda, (red.). *Ochrana kamzíka*. TANAP, NAPANT, IHAB. Tatranská Štrba – Banská Bystrica – Tatranská Javorina: 217-228.

Gašienica Byrcyn W. 1972. *Występowanie kozicy (Rupicapra rupicapra L.) w Tatrzańskim Parku Narodowym*. Praca magisterska, Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego, Warszawa.

Gašienica Byrcyn W. 1973. *Kozica Rupicapra rupicapra – symbol Tatrzańskiego Parku Narodowego*. *Chrońmy Przyr. Ojcz.* 29, 4: 5-17.

Gašienica Byrcyn W. 2006. *Polowace przewodnikami tatrzańskimi*. *Tatry* Nr 1(15): 87-91.

Gašienica Byrcyn W. (w druku) *Występowanie kozicy w Tatrach*. *Wierchy* R. 71 (2005).

Głowaciński Z. 2002. *Czerwona lista zwierząt ginących i zagrożonych w Polsce*. PAN, Kraków.

Janiga M., Zámečniková H. 2002. *Zoologická charakteristika historických údajov o kamzíkoch (Rupicapra rupicapra tatrlica Blahout, 1971) v Tatrách ako podklad pre vyhodnotenie ich súčasnej početnosti*. W: M. Janina, J. Švajda, (red.). *Ochrana kamzíka*. TANAP, NAPANT, IHAB. Tatranská Štrba – Banská Bystrica – Tatranská Javorina: 99-182.

Klejn F. 1927. *Krótki opis Tatr*. W: Elias-Radzikowski S. 1897. *Polscy górale tatrzańscy czyli Podhalanie i Tatry na początku wieku XIX*. *Lud T. III, Z. 1: 225-272*.

Koziebrodzki W. 1888. *Polowanie na kozice w Tatrach*. *Łowiec* 1: 5-8; 2: 17-19; 3: 41-43, Lwów.

Marchlewski M. 1953. *Kozica*. *Chrońmy Przyr. Ojcz.* 9, 1: 21-30.

Mihál I. 1977. *Počítali sme kamzíky*. „*Vysoké Tatry*” 1: 13-14.

Němec M. 1938. *Ohrožení kamzíku ve Vysokých Tatrách*. *Stráž myslivosti* 19: 26.

Nowicki M. 1868. *Kozica (Antilope rupicapra. Le chamois. Gemse)*. Kraków.

Ondruš S. 2002. *Poznámky k programu ochrany kamzíka vrchovského tarankého v NAPANT-e*. W: M. Janina, J. Švajda (red.). *Ochrana kamzíka*. TANAP, NAPANT, IHAB. Tatranská Štrba – Banská Bystrica – Tatranská Javorina, p. 195-204.

Pęksa Ł. 2002. *Charakterystyka populacji kozicy Rupicapra rupicapra tatrica (Blahout, 1971) w Tatrzańskim Parku Narodowym*. Praca magisterska, Akademia Rolnicza, Kraków.

Podobiński L. 1958. *Sprawozdanie z przebiegu akcji liczenia kozic w Tatrach Polskich w roku 1957*. *Chrońmy Przyr. Ojcz.* 13, 2: 47-48.

Podobiński L. 1961. *Stan zwierzyny w Tatrach w roku 1959 i w latach poprzednich*. *Wierchy* 29: 137-155.

Ruman L. 1947. *O záchranu kamzičej zveri*. *Polovnický obzor* 2: 53.

Rzaczyński G. 1721. *Historia Naturalis Curiosa Regni Poloniae, Magni Ducatus Lituaniae, Anexarumque Provinciarum, in Tractatus XX. Sandomiriae*.

Simplicissimus Węgierski 1683. *Ungarischer oder Dacianischer Simplicissimus*.

Staszic S. 1815. *O ziemiorodztwie Karpatów i innych gor i rownin Polski*. Wyd. Geologiczne, Warszawa.

Szopiński B. 1907. *Podróż Simplicissimusa węgierskiego do Tatr w XVII wieku*. *Pamiętnik Towarzystwa Tatrzańskiego T. XXVII*: 36-65.

Zejszner L. 1849. *Podhale i północna pochyłość Tatrów, czyli Tatry polskie*. Biblioteka Warszawska.

Zięba F. 2002. *Aktualny stan populacji kozicy (Rupicapra rupicapra tatrica, Blahout 1971) w Tatrzańskim Parku Narodowym, jej zagrożenia i ochrona*. W: M. Janina, J. Švajda, (red.). *Ochrana kamzíka*. TANAP, NAPANT, IHAB. Tatranská Štrba – Banská Bystrica – Tatranská Javorina, p. 70-78.

Zięba F., Zwijacz Kozica T. 2004. *Capy, kozy i kozłeta, czyli prawie wszystko o kozicach*. Tatrzański Park Narodowy, Zakopane.



\*KRZYSZTOF JĘDRZEJKO, \*\*EDWARD WALUSIAK

\*Katedra i Zakład Botaniki Farmaceutycznej i Zielarstwa  
Śląskiej Akademii Medycznej,  
41-200 Sosnowiec, ul. Ostrogórska 30  
e-mail: kjedrzejko@farmant.slam.katowice.pl

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

## O ochronę stanowisk rzadkich roślin obcego pochodzenia na przykładzie dwóch gatunków kiksji (lnicy)

Flora naczyniowa Polski obejmuje przeszło 4800 taksonów. W tej liczbie jest ok. 2500 gatunków rodzimych (autochtonicznych) i ok. 480 trwale zadomowionych obcego pochodzenia (antropofitów) (Mirek i in. 2002). Od 12 sierpnia 2004 roku obowiązuje nowe rozporządzenie Ministra Środowiska o ochronie gatunkowej roślin, w którym znalazło się 390 gatunków roślin naczyniowych (Piękoś-Mirkowa, Mirek 2006). W zdecydowanej większości są to rośliny autochtoniczne. We florze polskiej występuje jednak liczna grupa antropofitów, wśród których znajdujemy także bardzo rzadkie. Mimo, iż są obcego pochodzenia, nie stanowią zagrożenia dla roślin rodzimych, jak to się nieraz zdarza w przypadku gatunków inwazyjnych. Do takich roślin należą m.in. pochodzące z obszaru śródziemnomorskiego dwa gatunki kiksji (lnicy) z rodziny trędownikowatych *Scrophulariaceae* zaliczane do chwastów segetalnych. Są to: kiksja (lnica) zgiętoostrogowa *Kickxia spuria* (L.) Dumort. i kiksja (lnica) oszczepowata *K. elatine* (L.) Dumort.

Kiksja zgiętoostrogowa jest rzadkim, fakultatywnym kalcyfilem (Mowszowicz 1955), zadomowionym we florze Polski (Mi-

rek i in. 2002). Obecnie jej zasięg obejmuje obszar śródziemnomorsko-środkowoeuropejski (Zajac M., Zajac A. 2001). W *Polskiej Czerwonej Księdze Roślin* została uznana za gatunek krytycznie zagrożony (Zajac M., Zajac A. 1c). W Polsce była podawana w XIX w. ze stanowisk na Dolnym Śląsku oraz z Pogórza Cieszyńskiego i Beskidu Śląskiego (Wimmer 1857, Oborny 1885, Baier 1887). Z północnej i środkowej części kraju podano ją jako efemerofit m.in. z Gdańska (Schwarz 1967) i Warszawy (Rostafiński 1872). Jest rośliną jednoroczną o długości do 70 cm, rozesłanej łodydze, liściach w zarysie jajowatych, podobnie jak łodyga silnie owłosionych i ogruczołonych. Kwiaty mają jasnożółtą, dwuwargową koronę ze zgiętą ostrogą i górną wargą wewnątrz ciemnofioletową. Nasiona osiągają długość około 1 mm (Pawłowski 1963). Kiksja zgiętoostrogowa jest rośliną o kwiatach klejstogamicznych, rozsiewającą się autochorycznie (Zajac M., Zajac A. 2001). We Francji kiksja zgiętoostrogowa zaliczana jest do roślin leczniczych. Dostarcza ziela i soku mlecznego, które znajdują zastosowanie w medycynie ludowej (Jędrzejko 2001).

Kiksja zgiętoostrogowa (ryc. 1) występuje jako chwast w uprawach zbożowych na glebach piaszczystych (Mowszowicz 1955) i rędzinowych. Tworzy własny zespół *Kickxietum spuriae* Krusem. et Vlieg. 1939 (związek *Caucalidion lappulae*, rząd *Centauretalia cyani*, klasa *Stellarietea mediae*). Zespół ten ma zasięg subatlantycko-przyśródziemnomorski; w Europie Środkowej występuje w ubogiej, kresowej postaci. Najczęściej rozwija się w uprawach pszenicy, rzadziej rzepaku lub jęczmienia, na glebach bardzo żyznych, zasobnych w węglan wapnia (Matuszkiewicz 2001). Należy do rzadkich i interesujących zespołów roślinnych; niedawno został opisany z pięciu stanowisk na Śląsku Dolnym i Opolskim (Kaćki i in. 1999). O stopniu zagrożenia tego zbiorowiska w Wielkopolsce informują Brzeg i Wojterska (1996), zaliczając je do grupy zagrożonych wymarciem w tym regionie.

Drugi gatunek, kiksja (lnica) oszczepowata *K. elatine*, jest w Polsce zaliczana do roślin wymierających – krytycznie zagrożonych, kategoria E (Jędrzejko, Walusiak 2006, Zarzycki, Szelağ 2006). Od kiksji długoostrogowej różni się przede wszystkim kształtem liści, które u dołu łodygi są jajowate, wy-

żej zaś podługowate, w nasadzie oszczepowate lub strzałkowate, zwykle mniejsze od dolnych (Pawłowski 1963). Występują również pewne różnice w kształcie i ubarwieniu kwiatów.

Od dłuższego czasu w literaturze botanicznej nie podawano żadnych nowych informacji o występowaniu *Kickxia spuria*



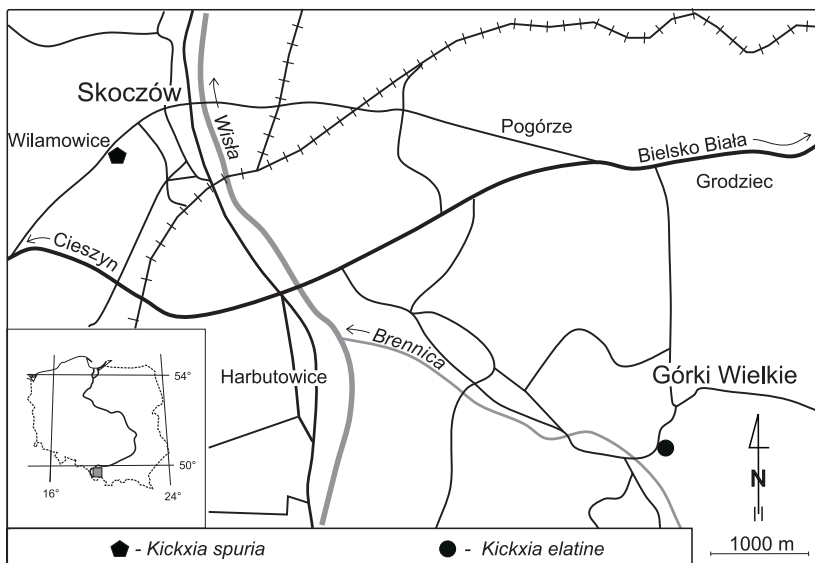
Ryc. 1. Kwitnący okaz kiksji zgiętoostrogowej *Kickxia spuria* (L.) Dumort. – Flowering specimen of *Kickxia spuria* (L.) Dumort. Photo Edward Walusiak

i *K. elatine* w Polsce. W 2003 r. odkryto nowe stanowiska tych gatunków na obszarze Pogórza Cieszyńskiego (Jędrzejko, Walusiak 2006). Dość liczną populację kiksji zgiętoostrogowej stwierdzono na polu uprawnym w Skoczowie (ATPOL DF 91) tuż przy granicy z Wilamowicami w pobliżu cmentarza katolickiego (25.07.2003 r.). *K. spuria* rosła w liczbie kilkudziesięciu osobników na nasłonecznionym stoku o ekspozycji południowej i nachyleniu 30° w uprawie mieszanki paszowej owsa i żyta. Gatunek ten porastał nasłonecznione luki powstałe w miejscach po kopach, w których podczas suszenia składowano skoszoną zielonkę. Istnienie tego stanowiska potwierdziły obserwacje w 2004 i 2005 r.

Kiksję oszczepowatą odnaleziono w Górkach Wielkich (gm. Brenna, 14.09.2003 r.) przy skraju katolickiej części cmentarza (ATPOL DF 91) na dość rozległym, silnie nasłonecznionym zwałowisku ziemnym o podłożu inicjalnym. Lokalizację obu stanowisk przedstawiono na rycinie 2.

Dla egzystencji obu wymienionych gatunków, podobnie jak i większości zanikających obecnie chwastów segetalnych szczególnie wrażliwych na chemizację siedlisk, największe zagrożenie stanowi intensywne nawożenie substancjami mineralnymi. Wydaje się, że czynnikiem eliminującym te rośliny z upraw jest także stosowanie silnie działających chemicznych środków ochrony roślin. Procesowi zanikania tych gatunków sprzyja postępujące, zwłaszcza w ostatnich latach, zwiększanie powierzchni tzw. odstawów oraz ugorów porolnych, jak również zaprzestanie użytkowania pól tradycyjnymi metodami uprawy i nawożenia. Na ograniczenie występowania takich ginących gatunków wpływa także stosowanie oczyszczonego materiału siewnego. Do kolejnych przyczyn należy zaliczyć rosnącą mechanizację rolnictwa. Jako przykład można przytoczyć wykonanie bronowania w krótkim czasie po orce późniejszej. Chwasty, które wykiełkowały po orce są niszczone przez ciężki sprzęt agrotechniczny tj. brony i kultywatory (Ratyńska 2003, Pawlaczyk 2004).

W niektórych krajach zachodnich stosuje się ochronę bioróżnorodności flory i zbiorowisk segetalnych poprzez pozostawienie odstawów, których nie poddaje się intensywnym zabiegom agrotechnicznym. Są to okrajki pól o szerokości kilku metrów.



Ryc. 2. Lokalizacja stanowisk *Kickxia spuria* i *K. elatine* na Pogórzu Cieszyńskim – Localities of *Kickxia spuria* and *K. elatine* in the Cieszyn Foreland.

Trwała obecność większości archeofitów związana jest z tradycyjnymi metodami gospodarki rolnej. Omawiana grupa roślin ze względu na zajmowane siedliska uprawowe stanowi specyficzną grupę chwastów, które są najbardziej narażone na wyginięcie w skali całego kontynentu europejskiego. Niemal całkowicie już wyginęły chwasty odmian Inu, m.in. Inicznik właściwy *Camelina alyssum*, czy kaniańka Inowa *Cuscuta epilinum*. Coraz rzadsze są również gatunki ciepłolubne, których występowanie na danym terenie związane jest z obecnością rędzin. Należą do nich m.in. miłki *Adonis*, włóczydło polne *Caucalis platycarpos*, czeczryca grzebieniowa *Scandix pecten-veneris*, czy czarnuszka polna *Nigella arvensis*. Z wielu obszarów w krajach Europy Zachodniej takie gatunki już ustąpiły lub są niezmiernie rzadkie. Pogłębiający się proces zanikania stanowisk licznej grupy chwastów polnych w związku z intensywną chemizacją rolnictwa i stosowaniem coraz doskonalszych metod agrotechnicznych rodzi obawę, że zjawisko to w ciągu najbliższych lat nasili

się także w Polsce (Ratyńska 2003, Pawlaczyk 2004). Istnieje duże prawdopodobieństwo, że objawi się z podobną intensywnością i w jego efekcie zniknie z naszego krajobrazu przyrodniczego wiele cennych gatunków chwastów (np. o walorach leczniczych, czy ozdobnych).

Wydaje się, że dla ochrony takiej grupy roślin, do której m.in. należą oba gatunki kiksji, jednym ze skutecznych rozwiązań może być ochrona ich populacji *in situ* poprzez ustanawianie użytków ekologicznych. Jednak w takich przypadkach powinno się stosować ochronę czynną, polegającą na prowadzeniu odpowiednich zabiegów pielęgnacyjnych (np. stosowanie odpowiednich upraw, czy kontrolowanej orki pól), które mogą zapewnić korzystne warunki siedliskowe konieczne dla rozwoju i trwałości populacji tych gatunków. Jednak najskuteczniejszym sposobem ich ochrony byłby powrót do tradycyjnych metod uprawy z radykalnym ograniczeniem stosowania nawozów mineralnych i chemicznych środków ochrony roślin oraz preferencją nawożenia organicznego.

Mając na uwadze rzadkość występowania obu gatunków w Polsce, celowe i uzasadnione wydaje się podjęcie również ochrony *ex situ* w ogrodach botanicznych, zastosowanie upraw zachowawczych (Pawlaczyk 2004), czy zachowanie materiału siewnego, np. w Narodowym Banku Nasion (Muranyi 2003).

Kiksje są dobrym przykładem sporej grupy roślin, których zachowanie we florze Polski jest obecnie zagrożone. Wobec potwierdzonego przez wielu badaczy zjawiska zanikania stanowisk licznych gatunków obcego pochodzenia zadomowionych w szacie roślinnej Polski, należałoby rozważyć celowość opracowania odrębnej listy, obejmującej zagrożone wymarciem antropofity oraz określić charakter i stopień ich zagrożenia. Do tej grupy oprócz omówionych gatunków kiksji można zaliczyć również inne rzadkie gatunki, np. miłek szkarłatny *Adonis flammea*, czosnek kulisty *Allium rotundum*, lnicznik właściwy, znajdujące się w *Polskiej Czerwonej Księdze Roślin* (Kaźmierczakowa, Zarzycki 2001), czy dotychczas nie uznawane za zagrożone w skali kraju: kąkol polny *Agrostemma githago*, chaber bławatek *Centaurea cyanus*, mak piaskowy *Papaver argemone*, mak wątpliwy *P. dubium*. Należałoby przy tym uwzględnić także gatunki o niepewnym statusie antropofita, które wskazano w *Krytycznej*

*liście roślin naczyniowych Polski* (Mirek i in. 2002). Konieczne jest dobranie skutecznych form ochrony takich roślin i ich stanowisk, np. ochrona biocenotyczna w ramach użytku ekologicznego, rozszerzenie metod ochrony konserwatorskiej, rozważenie zastosowania indywidualnej ochrony w drodze porozumienia z użytkownikami pól. Celowe wydaje się też rozszerzenie definicji stanowiska dokumentacyjnego jako formy ochrony także zasobów przyrody żywej. Jak widzimy, ochrona roślin obcego pochodzenia wymaga dyskusji i przemyślanych decyzji. W przypadku kiksji jest to tym pilniejsze, że te rzadkie gatunki nie są objęte ochroną prawną (*Rozporządzenie...* 2004).

## SUMMARY

### **On protection of rare plant of alien origin exemplified by two species from *Kickxia* genus**

The present paper concerns phenomenon of rare, vanishing alien species, naturalized in Polish flora with a special attention to *Kickxia spuria* (L.) Dumort. and *K. elatine* (L.) Dumort. treated as a typical example.

In the face of well-documented disappearance of many stands of threatened indigenous species, as well as of more abundant anthropophytes *Agrostemma githago*, *Centaurea cyanus* or *Papaver argemone* and *P. dubium*, sensitive to human impact (chemical changes in habitats, type of cultivation, intensive form of agriculture and fertilization, chemical protection of cultivated plants, use of pesticides and herbicides etc), the authors postulate to start a debate about necessity of making separate species list of rare and vanishing (or endangered) plants of alien origin in Poland. The authors also suggest to take a discussion on choice of effective protection forms of such plants and their stands using methods of biocenotic protection within an area of ecological interest and amplification of nature conservation methods. Finally the authors want to take into consideration an individual protection of such species by collaboration with landowner or land holder.

Baier A. 1887. *Zur Flora der Umgebung von Bielitz und Biala*. Österr. Bot. Zeit. 37: 88-92; 120-134.

Brzeg A. Wojterska M. 1996. *Przegląd systematyczny zbiorowisk roślinnych Wielkopolski wraz z oceną stopnia ich zagrożenia*. Bad. Fizjogr. Pol. Zach. Ser. Botanica 45: 7-40.

Jędrzejko K. 2001. *Medicinal plants and herbal materials in use in Poland: a check list*. Wykaz roślin i surowców leczniczych stosowanych w Polsce. Śląska Akademia Medyczna, Katowice, pp. 393.

Jędrzejko K., Walusiak E. 2006. *New localities of Kickxia spuria and Kickxia elatine (Scrophulariaceae) in the Silesian Foothills (Cieszyn Foothills), Voivodship of Silesia*. Fragm. Flor. Geobot. Polonica 13(1): 3-9.

Każmierczakowa R., Zarzycki K. (red.). 2001. *Polska czerwona księga roślin. Paprotniki i rośliny kwiatowe*. Inst. Bot. im. W. Szafera PAN, Inst. Ochr. Przyr. PAN, Kraków.

Kaćki Z., Anioł-Kwiatkowska J., Dajdok Z. 1999. *Kickxietum spuriae – nowy dla Polski zespół chwastów segetalnych*. Fragm. Flor. Geobot. Polonica 6: 119-125.

Matuszkiewicz W. 2001. *Przewodnik do oznaczania zbiorowisk roślinnych Polski*. Ser. Vademecum Gebotanicum. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa, pp. 1-537.

Mirek Z., Piękoś-Mirkowa H., Zając A., Zając M. 2002. *Floowering plants and pteridiophytes of Poland. A checklist. Krytyczna lista roślin naczyniowych Polski*. Biodiversity of Poland. Vol. 1. Inst. Bot. im. W. Szafera PAN, Kraków, pp. 1-442.

Mowszowicz J. 1955. *Krajowe chwasty polne i ogrodowe*. PWRiL, Warszawa, pp. 1-549.

Muranyi R. 2003. *Cele i zadania Narodowego Banku Nasion w zachowaniu ginących i chronionych gatunków naczyniowych flory polskiej*. Chrońmy Przyr. Ojcz. 59: 28-38.

Oborny A. 1885. *Flora von Mähren und österr. Schleisen*. Band. I. W. Burkart, Brünn, pp. 1-760.

Pawlaczyk P. 2004. *Ginące polne kwiaty*. Kropla – magazyn ekologiczny 2: 22-26.

Pawłowski B. (red.). 1963. *Flora Polski, Rośliny naczyniowe naczyniowe Polski i ziem ościennych*. PWN, Warszawa-Kraków. Tom X: 270-272.

Piękoś-Mirkowa H., Mirek Z. 2006. *Flora Polski. Rośliny chronione*. Multico Oficyna Wydawnicza, Warszawa, pp. 1-417



Ratyńska H. 2003. *Zanim zginą maki i kąkole*. Wydawnictwo Klubu Przyrodników, Świebodzin, pp. 1-56.

Rostafiński J. 1872. *Florae Polonicae Prodrromus. Uebersicht der bis jetzt im Königreiche Polen beobachteten. Phanerogamen*. Verh. Zool.-Bot. Ges. 22: 81-202.

*Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 lipca 2004 r. w sprawie gatunków dziko występujących roślin objętych ochroną*. Dz.U. Nr 168, Poz. 1764.

Schwarz Z. 1967. *Badania nad florą synantropijną Gdańska i okolicy. Study on the synanthropic flora of Gdańsk and of the neighbouring areas*. Acta Biol. Med. Soc. Sci. Gedan. 11: 363-494.

Wimmer F. 1857. *Flora von Schlesien*. Ferdinand Hirt's Verlag. Breslau, pp. 1-696.

Zajac M., Zajac A. 2001. *Kicksja spuria (L.) Dumort. Kicksja zgięto-ostrogowa*. W: Kaźmierczakowa R., Zarzycki K. (red.). *Polska czerwona księga roślin. Paprotniki i rośliny kwiatowe*. Inst. Bot. im. W. Szafera PAN, Inst. Ochr. Przyr. PAN, Kraków, p. 328-330.

Zarzycki K., Szelağ Z. 2006. *Red list of the vascular plants in Poland*. In: Mirek Z., Zarzycki K., Wojewoda W., Szelağ Z. (red.). *Red list of plants and fungi in Poland*. W Szafer Institute of Botany PAS, Kraków, p. 9-20.

AGNIESZKA MICHAŁOWSKA\*, JUSTYNA RYMON LIPIŃSKA\*\*

\*62-031 Luboń, ul. Kościuszki 52a

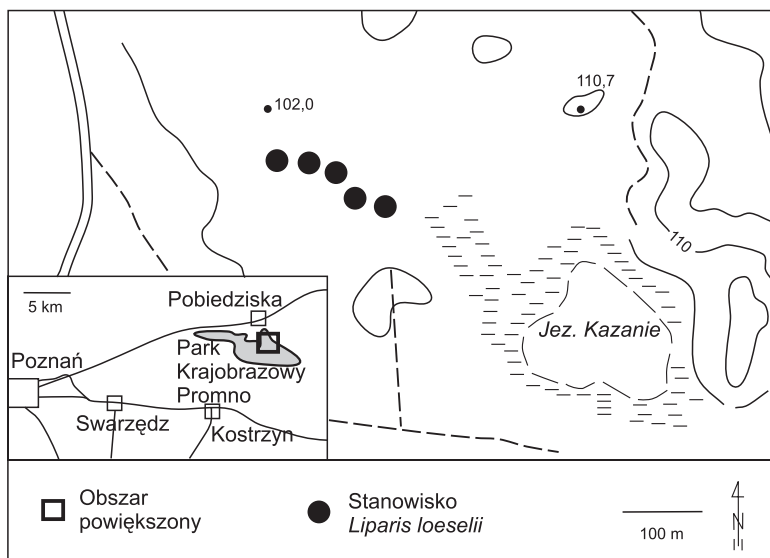
\*\*89-606 Charzykowy, ul. Św. Huberta 3, Chojniczki

## Nowe stanowisko *Liparis loeselii* (L.) Rich. w Wielkopolsce

Lipiennik Loesela *Liparis loeselii* (L.) Rich. jest gatunkiem cyrkumborealnym (Meusel 1965), jego zwarty zasięg w Europie rozciąga się od południowo-zachodniej Francji, południowych krańców Wysp Brytyjskich i Półwyspu Skandynawskiego, aż po Niż Wschodnioeuropejski. W Polsce stanowiska lipiennika są nieliczne i rozproszone na terenie całego kraju, stosunkowo najczęściej gatunek ten występuje w jego północnej i zachodniej części (Zajac A., Zajac M. 2001). Według *Polskiej Czerwonej Księgi Roślin* po roku 1980 został on potwierdzony zaledwie na 52 stanowiskach i posiada status gatunku narażonego na wyginięcie (VU) (Kucharski 2001). W Wielkopolsce lipiennik Loesela został uznany za gatunek wymierający (E) (Żukowski, Jackowiak 1995). W naszym kraju znajduje się on pod całkowitą ochroną gatunkową (*Rozporządzenie Ministra Środowiska...* 2004). Jest również chroniony przez prawo międzynarodowe: Konwencję Berneńską (1979) i Dyrektywę Siedliskową (1992).

Lipiennik Loesela jest gatunkiem charakterystycznym rzędu *Caricetalia davallianae* (Matuszkiewicz 2001). Preferuje podłoże bogate w materię organiczną o odczynie obojętnym lub zasadowym (Zarzycki i in. 2002). Spotykany jest na różnych siedliskach, takich jak wilgotne łąki i torfowiska, często na pływającym ple torfowym (Szlachetko, Skakuj 1996).

Podczas prowadzonej na początku lipca 2005 r. inwentaryzacji flory zbiorowisk nieleśnych Parku Krajobrazowego Promno, leżącego około 25 km na wschód od Poznania, natrafiono na nowe stanowisko lipiennika Loesela. Występuje on na torfowisku kalcyfilnym, znajdującym się w północno-wschodniej części parku (ryc. 1), około 1,5 km na południe od miejscowości Pobiedziska i graniczącym od strony południowej z jeziorem Kazanie. Obszar ten zawiera się w kwadracie CC91 sieci ATPOL (Zajac A., Zajac M. 2001). Odnotowano tutaj blisko 60 osobników lipiennika Loesela, spośród których około 80% weszło w lipcu w fazę owocowania. Pozostałe osobniki nie wykształciły kwiatów. Omawiany gatunek występuje w płatach zbiorowisk ze związku *Caricion davallianae* zdominowanych przez ponikło skąpokwiatowe *Heleocharis quinqueflora*. Zajmują one powierzchnię od 10 do 40 m<sup>2</sup>. Lipiennik Loesela rośnie w towarzystwie innych rzadkich gatunków, takich jak: rosiczka długolistna *Drosera anglica*, pływacz średni *Utricularia intermedia*, pływacz drobny *Utricularia minor* i kruszczyk błotny *Epipactis*



Ryc. 1. Stanowisko *Liparis loeselii* w Parku Krajobrazowym Promno – Station of *Liparis loeselii* in the Promno Landscape Park.

*palustris*. Okazy zielnikowe wszystkich wymienionych gatunków zostały złożone w Zielniku Zakładu Taksonomii Roślin Wydziału Biologii UAM w Poznaniu.

Tereny przyległe do torfowiska zajęte są przez lasy oraz nieużytki. Obecnie stanowisku lipiennika Loesela nie zagrażają niekorzystne wpływy rolnictwa, czy też przemysłu. Jednak obszar torfowiska, jak również tereny leżące przy jego zachodniej granicy należą do właścicieli prywatnych i sposób ich użytkowania może się zmienić. Konieczne jest zatem niezwłoczne objęcie tego cennego stanowiska ochroną rezerwatową, która umożliwi najskuteczniejsze zabezpieczenie przed rozwojem infrastruktury zagrażającej opisywanemu siedlisku, oraz ingerencjom przekształcającym niekorzystnie jego środowisko naturalne. Należałoby również rozpocząć zabiegi polegające na ekstensywnym koszeniu roślinności torfowiska, które zapobiegłoby ekspansji fitocenoz szuwarowych. Na terenie Parku Krajobrazowego Promno prowadzone jest wykaszanie wybranych obszarów porośniętych przez łąki i szuvary. Torfowisko nad Jezioro Kazanie może zostać zatem włączone do grupy obszarów poddawanych tym zabiegom.

## SUMMARY

### **A new station of *Liparis loeselii* (L.) Rich. in the Wielkopolska province**

*Liparis loeselii* (L.) Rich. is an endangered species in Poland. Since 1980 only 52 localities have been confirmed.

In the 2005 the authors have discovered a new locality of *Liparis loeselii* situated in the NE part of the Promno Landscape Park, near Kazanie Lake. The population consisted of almost 60 individuals growing on calcareous fen. *Liparis loeselii* is the component of plant community belonging to alliance *Caricion davallianae*. The accompanying species were: *Drosera anglica*, *Epipactis palustris*, *Utricularia minor*, *Utricularia intermedia*.

## PIŚMIENNICTWO

Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora. [http://www.og.dti.gov.uk/consultations/habitats\\_dir/Annex-A-Habitats-Directive.doc](http://www.og.dti.gov.uk/consultations/habitats_dir/Annex-A-Habitats-Directive.doc)

Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats, Bern, 19.IX.1979. <http://conventions.coe.int/Treaty/en/Treaties/Word/104.doc>

Kucharski L. 2001. *Liparis loeselii* (L.) Rich. *Lipiennik Loesela*. W: Kaźmierczakowa R., Zarzycki K. (red.). *Polska Czerwona Księga Roślin. Paprotniki i rośliny kwiatowe*. Inst. Bot. im. W. Szafera PAN, Inst. Ochr. Przyr., Kraków, p. 574-575.

Matuszkiewicz W. 2001. *Przewodnik do oznaczania zbiorowisk roślinnych Polski*. PWN, Warszawa, p. 537.

Meusel H., Jäger E., Weinert E. 1965. *Vergleichende Chorologie der Zentraleuropaischen Flora. I. Karten*. Gustav Fischer Verlag, Jena, p. 111.

Sudnik-Wójcikowska B., Werblan-Jakubiec H. (red.) 2004. *Gatunki roślin. Poradniki ochrony siedlisk i gatunków Natura 2000 – poradnik metodyczny. T. 9*. Ministerstwo Środowiska, Warszawa, p. 150-154.

*Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 lipca 2004 r. w sprawie gatunków dziko rosnących objętych ochroną*. Dz.U. z dnia 28 lipca 2004 r., na podstawie art. 48 Ustawy o ochronie przyrody z dnia 16 kwietnia 2004 r., Dz.U. nr 92, poz. 880.

Zajac A., Zajac M (red.) 2001. *Atlas rozmieszczenia roślin naczyniowych w Polsce*. Inst. Bot. PAN, Kraków, p. 336.

Zarzycki K., Trzcińska-Tacik H., Róžański W., Szelağ Z., Wołek J., Korzeniak U. 2002. *Ecological indicator values of vascular plants of Poland*. W: Szafer Inst. of Bot. PAS, Kraków, p. 76.

Żukowski W., Jackowiak B. 1995. *Czerwona lista roślin naczyniowych*. W: Żukowski W., Jackowiak B. (red.). *Ginące i zagrożone rośliny naczyniowe Pomorza Zachodniego i Wielkopolski*. Bogucki Wydawnictwo Naukowe. Prace Zakładu Taksonomii Roślin Uniwersytetu im. Adama Mickiewicza w Poznaniu, 3. Poznań, p. 28-69.

SŁAWOMIR MITRUS

*Katedra Biosystematyki, Uniwersytet Opolski,  
45-052 Opole, ul. Oleska 22*

## Przywiązanie do obszaru składania jaj przez samice żółwia błotnego *Emys orbicularis* (L.)

### Wstęp

Biologia rozrodu żółwia błotnego jest w ostatnich latach badana zarówno w Polsce, jak i w innych krajach europejskich (Najbar 2001, Fritz 2003). W trakcie tych badań określono liczbę i termin składania oraz ogólnie parametry ekologiczne lęgówisk (tj. obszarów, na których żółwie błotne składają jaja): w Polsce są to najczęściej nieużytki o południowej ekspozycji, o lekkiej piaszczystej glebie, porośnięte murawą szczotlichową (Najbar 2001).

Według jednej z hipotez (Carr 1975) samice żółwi w celu złożenia jaj powracają do miejsca, w którym same się wykluły. Pomijając problem, w jaki sposób samica po kilkunastu latach potrafiłaby odnaleźć takie miejsce (żółwie słodkowodne z rodziny *Emydidae*, do których zaliczany jest żółw błotny, dojrzewają płciowo po kilku-kilkunastu latach; Shine, Iverson 1995), taki mechanizm mógłby być skuteczny jedynie w przypadku, gdyby parametry środowiska wpływające na inkubację jaj, w czasie pomiędzy wykluciem się a składaniem jaj, nie uległy zmianie. Niektóre samice migrują do nowych zbiorników, a roślinność na lęgówiskach rozrasta się zmieniając warunki inkubacji jaj. Dlatego Lindeman (1992) zaproponował alternatywny model, w którym samica wybiera miejsce składania jaj w oparciu o aktualne właściwości ekologiczne wpływające na przeżywalność młodych i wykorzystuje to miejsce tak długo, jak długo wa-

runki, dla których obszar został wybrany, pozostają odpowiednie. Zebranie danych w celu próby obalenia takiej hipotezy jest trudne: wymagałoby to wiedzy o położeniu złóż jaj dużej liczby oznakowanych samic oraz badań wielu parametrów fizycznych, by – jeśli dana samica zmieni miejsce składania jaj – mieć pewność, że żaden z parametrów nie uległ istotnej zmianie.

Żółwie – zarówno wodne jak i lądowe – są zwierzętami długozyczącymi (Wilbur, Morin 1988). Warunki inkubacji jaj zależą od miejsca złożenia jaj i mają wpływ na przeżywalność (Kolbe, Janzen 2001) oraz na płeć młodych osobników (Janzen, Paukstis 1991). Dlatego sukces reprodukcyjny zależy od wyboru miejsca na złożenie jaj. Ważnym zagadnieniem w tym kontekście jest to, czy te same obszary/miejsca są wykorzystywane przez dłuższy czas, czy też za każdym razem samica szuka nowego miejsca.

W celu złożenia jaj samice żółwi słodkowodnych migrują najczęściej na odległość kilkunastu, kilkudziesięciu, rzadziej kilkuset lub więcej metrów od zbiornika wodnego (Burke, Gibbons 1995, Burke i in. 1998). W związku z tym powstaje problem w jakiej skali powinniśmy rozpatrywać (ewentualne) przywiązanie osobnika do miejsca składania jaj? Jeśli miejsca złożenia jaj z kolejnych lat będą oddalone od siebie np. o 5 albo o 25 m, to czy należy uznać to za przywiązanie do obszaru (lub nawet miejsca) składania jaj czy też nie? Próbując odpowiedzieć na to pytanie należałoby rozpatrzyć wielkość łęgowisk i ich rozmieszczenie na badanym terenie. Przykładowo: jeśli w sąsiedztwie zbiorników wodnych zamieszkiwanych przez żółwie znajdowałby się tylko jeden odpowiedni do składania jaj obszar o powierzchni kilku tysięcy metrów kwadratowych, to „przywiązanie do obszaru składania jaj” należałoby rozpatrywać w odniesieniu do odległości pomiędzy złożami w kolejnych sezonach (bądź do położenia złóż jaj w zależności od fragmentu łęgowiska). Jeśli natomiast w pobliżu zbiornika znajdowałoby się więcej łęgowisk, to nawet jeśli odległość między kolejnymi złożami będzie znaczna, być może będzie można mówić o przywiązaniu do obszaru składania jaj (w tym przypadku do konkretnego łęgowiska). W Polsce żółw błotny składa jaja raz w sezonie i może składać je corocznie (Najbar 2001). Niemniej w południowej części arealu może składać jaja dwukrotnie (Fritz

2003), i w takim przypadku można by oddzielnie rozpatrywać przywiązanie do miejsca składania jaj w jednym sezonie, a oddzielnie pomiędzy sezonami.

### **Przywiązanie do miejsca składania jaj u żółwi słodkowodnych**

Danych dotyczących przywiązania samic różnych gatunków żółwi słodkowodnych do miejsca składania jaj jest w literaturze niewiele. Wykazano, że np. jedna z samic żółwia malowanego *Chrysemys picta* (Schneider, 1783) (ten gatunek może składać jaja kilka razy w sezonie) złożyła jaja dwa razy w danym sezonie, w odległości około 3 i 5 m od złoża z roku poprzedniego, a kilka innych samic składało jaja w kolejnych sezonach na tym samym obszarze (na tym samym brzegu zbiornika; Lindeman 1992). Niemniej w trakcie cytowanych badań nie wszystkie samice wykazywały takie zachowanie: inna samica była obserwowana w czasie składania na dwóch różnych obszarach (odległość między złożami wynosiła ok. 60 m). W tej populacji odległość pomiędzy złożami a zbiornikiem wodnym była niewielka (od kilku do około 20 m) i być może w celu złożenia jaj samice wychodziły na najbliższe obszary spełniające warunki do inkubacji jaj. W takim przypadku „przywiązanie do obszaru składania jaj” mogłoby wynikać z tego, który fragment zbiornika zamieszkuje dany osobnik (a zmiany – ze zmian arealu osobniczego w kolejnych latach).

Dla żółwia *Emydoidea blandingii* (Holbrook, 1838) – gatunku blisko spokrewnionego z żółwiem błotnym – także zaobserwowano znaczne zróżnicowanie w przywiązaniu do miejsca składania jaj: niektóre samice w kolejnych sezonach składały jaja w odległości poniżej 50 m, podczas gdy inne w odległości powyżej 1,5 km (Joyal i in. 2000). W innych badaniach tego gatunku stwierdzono, że 8 z 11 osobników wykazywało „przywiązanie do obszaru składania jaj” (w tym przypadku obszary składania jaj miały wielkość kilkaset na kilkadziesiąt metrów; Congdon i in. 1983).

W przypadku żółwia błotnego danych dotyczących przywiązania do miejsca/obszaru składania jaj było dotychczas bardzo mało. Według doniesień z obszaru Pojezierza Łęczyńsko-



-Włodawskiego samice żółwia błotnego składają jaja „w różnych częściach łęgowiska w różnych latach, zawsze jednak w pobliżu ‘starych’ gniazd” (Jabłoński, Jabłońska 1998a), a to samo łęgowisko jest wykorzystywane przez jednego osobnika przez kilkadziesiąt lat (Jabłoński, Jabłońska 1998b), ale te informacje zostały podawane bez przytaczania jakichkolwiek empirycznych danych. Z kolei w Brandenburgii (Niemcy) obserwowano składanie jaj przez samice żółwia błotnego w pobliżu obszaru, o którym wiadomo, że 24 lata wcześniej był wykorzystywany jako łęgowisko (Schneeweiss, Steinhauer 1998). W 2006 r. ukazały się dwie prace, których celem było stwierdzenie, czy samice żółwia błotnego wykazują przywiązanie do miejsca składania jaja przez dłuższy okres (kilku-kilkunastu lat; Mitrus 2006a, b).

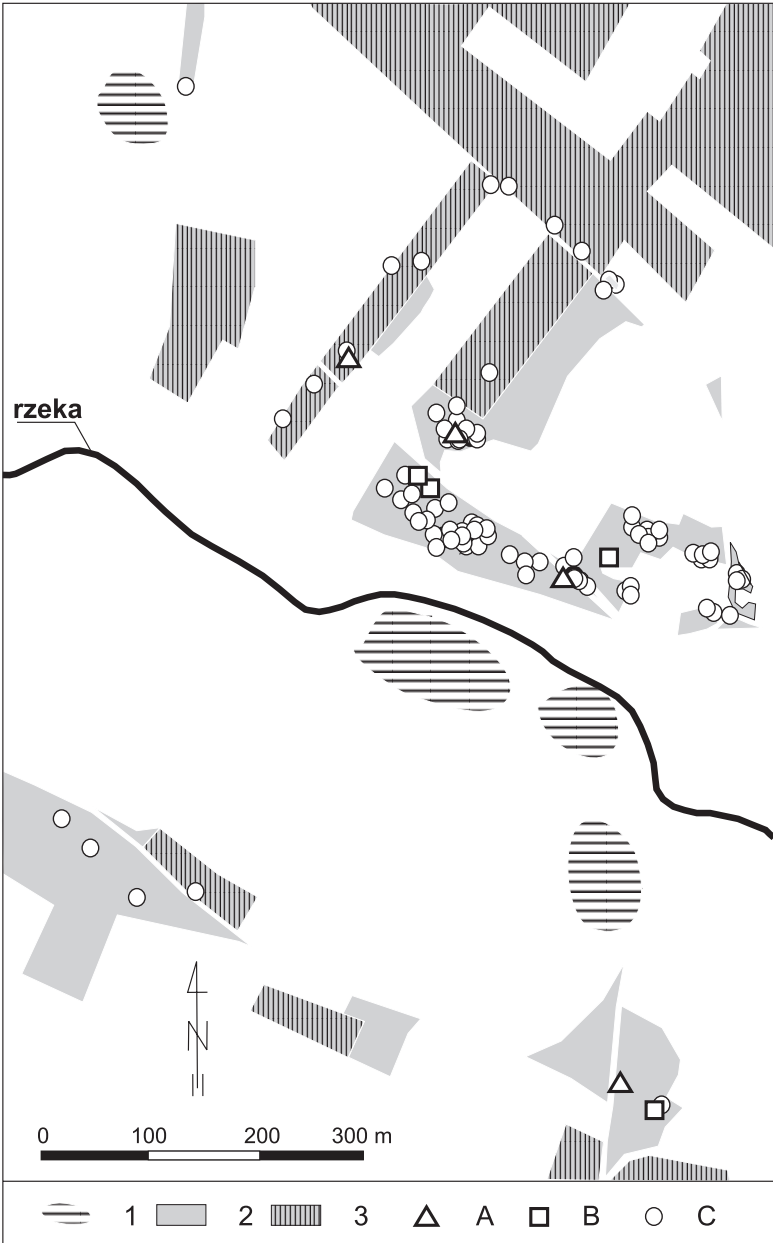
### **Przywiązanie do obszaru składania jaj prze żółwie błotne w centralnej Polsce**

Dane o lokalizacji złożeń jaj żółwia błotnego były gromadzone od 1987 r. do 2002 r. w trakcie programu czynnej ochrony tego gatunku (Zemanek, Mitrus 1997). Żółwie były indywidualnie znakowane, w związku z tym możliwe było rozpoznawanie poszczególnych osobników składających jaja. Wykazano, że samice składały jaja na kilku łęgowiskach (ryc. 1). Ich granice były łatwe do wytyczenia: albo stanowiły je drogi gruntowe, albo obszary nieodpowiednie do składania jaj (np. tereny leśne, mocno zarośnięte lub zacienione).

Analizie poddano informacje o położeniu 115 złożeń jaj 23 różnych samic oraz 3 złożeń jaj, dla których nie jest znana informa-

→

Ryc. 1. Rozmieszczenie 118 złożeń jaj żółwia błotnego znalezionych na obszarze badań w latach 1987-2002: 1 – główne siedliska żółwi wiosną i latem, 2 – pola uprawne, 3 – nieużytki. Wyróżniono miejsca złożenia jaj przez dwie samice, które nie wykazywały przywiązania do obszaru składania jaj. A: lata 1989, 1995, 1998, 1999 i B: lata 1993, 1995, 1999, 2001, C: złoża innych samic z lat 1987-2002 – Location of nests of European pond turtle (open circles, n=118) in the study area in 1987–2002: 1 – main habitats of turtles in spring and summer, 2 – arable fields, 3 – barren areas. Nests of two females showing no fidelity to the nesting area are marked with triangles (female A; 1989, 1995, 1998, 1999) and squares (female B; 1993, 1995, 1999, 2001).



cja o samicy, która złożyła jaja (porównaj: Mitrus 2006a, b). Większość złoż jaja żółwia błotnego zlokalizowana była w odległości do ok. 150 m od zbiorników wodnych. Jednakże niektóre osobniki złożyły jaja w odległości ok. 300 m.

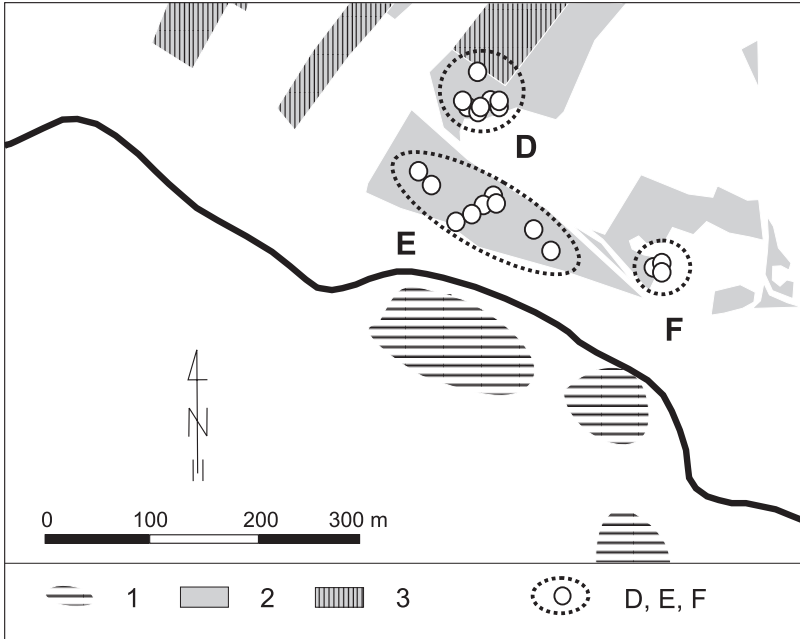
Przyjęto, że samica wykazuje przywiązanie do miejsca składania jaj, gdy w kolejnych latach złoża oddalone są od siebie o mniej niż 20 m. Niektóre z żółwi wykazywały przywiązanie do miejsca składania jaj (ryc. 2, samica „F”), albo do lęgowiska (samice „D” i „E”). Dla innych osobników nie stwierdzono takiego zachowania (samice „A” i „B”). Większość osobników wykazywała przywiązanie do miejsca składania jaj przez krótki okres (2-3 kolejne złoża były położone w niewielkiej odległości od siebie, po czym samica zmieniała miejsce składania jaj; Mitrus 2006a, b). Na rycinach 1 i 2 pokazane są jedynie skrajne przypadki przywiązania lub jego braku do obszaru składania jaj.

W kilku przypadkach samica w czasie migracji rozrodczych docierała do obszaru, na którym w poprzednim sezonie złożyła jaja, zaczynała tam poszukiwać miejsca złożenia jaj, po czym przemieszczała się w inne miejsce i tam składała jaja. Takie zachowanie obserwowano najczęściej w przypadkach, gdy wcześniej wykorzystywane lęgowisko zostało mocno zacienione przez rozrastające się krzewy i drzewa (porównaj: Mitrus 2006b). Sugeruje to, że te samice wykazywały przywiązanie do obszaru składania jaj, ale w przypadku, gdy obszar przestał spełniać warunki niezbędne do inkubacji jaj, były zdolne do jego zmiany. Jednakże niektóre osobniki zmieniały obszar składania jaj nawet wtedy, gdy pomiędzy sezonami nie było widać różnic na lęgowiskach. Nie prowadzono badań parametrów fizycznych i chemicznych lęgowisk, w związku z tym mogą to być jedynie przypuszczenia.

Niektóre osobniki w trakcie migracji rozrodczych corocznie przechodzą przez lęgowiska wciąż wykorzystywane przez inne samice i składają jaja na innych obszarach. Przykładowo samica „D” przechodzi przez lęgowisko wykorzystywane przez samicę „E” (ryc. 2). Brak danych, czy np. lęgowisko wykorzystywane przez samicę „E” wykazuje gorsze parametry np. pod względem inkubacji jaj, czy też z nieznanых powodów samica „D” wykazuje przywiązanie do innego obszaru. Samice żółwia błotnego do składania jaj mogą wykorzystywać te same obszary

przez okres powyżej 10 lat (ryc. 2, samica „F”), ale tylko część z nich wykazuje przywiązanie do miejsca lub obszaru składania jaj.

Prezentowane dane pochodzą z kilkunastoletnich badań niewielkiej populacji żółwia błotnego. Interesujące byłoby określenie jak długo dany obszar może być wykorzystywany przez tą samą samicę. Takie badania wymagałyby jednak kilkudziesięcioletnich badań z trwałym znakowaniem osobników, by uży-



Ryc. 2. Położenie ziół jaj trzech samic, dla których wszystkie znane miejsca złozenia jaj znajduję se na tym samym łegowisku (przywiązanie do obszaru składania jaj; samice D; 8 znanych ziół w latach 1988-1999, i E; 9 ziół, 1993-2002), albo w bardzo małej odległosci od siebie (przywiązanie do miejsca składania jaj; samica F; 9 ziół, 1991-2001): 1 – główne siedliska żółwi wiosną i latem, 2 – pola uprawne, 3 – nieużytki – Location of nests of 3 females of European pond turtle showing strong fidelity to nesting area (females D; 8 nests layings in 1988-1999, and E; 9 nests layings in 1993-2002) or to nesting site (female F; 9 nests layings in 1991-2001) : 1 – main habitats of turtles in spring and summer, 2 – arable fields, 3 – barren areas.

skąć pewność, że przez cały okres badań obserwowane są te same osobniki. Bez względu jednak na to, czy dany obszar jest wykorzystywany przez tę samą samicę kilka czy kilkadziesiąt kolejnych lat, wiedza na temat przywiązania do obszaru składania jaj przez samice żółwia błotnego może mieć duże znaczenie w planowaniu ochrony populacji tego gatunku.

### **Zalecenia dotyczące ochrony żółwia błotnego**

Najskuteczniejszą formą ochrony żółwia błotnego jest ochrona osobników dojrzałych płciowo oraz zachowanie środowiska życia żółwia (Mirus 2004, 2005). W ramach ochrony środowiska życia żółwia niezbędne jest zachowanie łęgówisk tego gatunku. Żółwie są uważane za zwierzęta konserwatywne w wyborze miejsca składania jaj i ta cecha jest podkreślana w publikacjach (np. Jabłoński, Jabłońska 1998a, Schneeweiss, Steinhauer 1998). W związku z tym kładzie się nacisk na poznanie obszarów łęgowych, by objąć je ochroną (np. Olszak i in. 1993, Chellazi i in. 2000, Mitrus 2004). Jednakże tylko część samic wykazuje wieloletnie przywiązanie do miejsca składania jaj, a inne zmieniają obszar składania jaj nawet jeśli nie ma łatwo zauważalnych zmian w parametrach fizycznych łęgówisk. Wskazuje to na konieczność ochrony nie tylko stwierdzonych, ale także potencjalnych łęgówisk żółwia (tzn. takich obszarów, na których w czasie rocznych lub kilkuletnich badań nie zaobserwowano składania jaj, ale parametry wydają się odpowiednie dla inkubacji jaj żółwia).

Większość osobników w badanej populacji złożyła jaja w odległości poniżej 150 m od zbiorników wodnych. Podobne dane dostępne są dla innych populacji żółwia błotnego oraz innych gatunków żółwi słodkowodnych, ale niektóre osobniki mogą składać jaja w większych odległościach od arealu osobniczego (np. Burke, Gibbons 1995, Burke i in. 1998, Jabłoński, Jabłońska 1998a, Schneeweiss i in. 1998, Novotný i in. 2004). Jeżeli na obszarze występowania żółwia błotnego nie są znane miejsca składania jaj to w pierwszej kolejności należy objąć ochroną wszystkie potencjalne łęgowiska znajdujących się w odległości do 200 m od zbiorników wodnych.

Serdecznie dziękuję wszystkim osobom, które pomagały mi w czasie prowadzenia prac terenowych, w szczególności: Marii Zemanek, Justynie Dzik, Barbarze Grel, Adamowi Kotowiczowi i Maciejowi Rębisiewi. Czynna ochrona żółwia błotnego na terenie województwa mazowieckiego była finansowana przez Wydział Środowiska i Rolnictwa Mazowieckiego Urzędu Wojewódzkiego w Warszawie, Fundację EkoFundusz, Fundusz na rzecz Globalnego Środowiska (GEF/SGP UNDP) oraz Kozienicki Park Krajobrazowy.

## SUMMARY

### **Fidelity to nesting area of females of the European pond turtle *Emys orbicularis* (L.)**

Most of available data on reproduction of the European pond turtle *Emys orbicularis* (L.) concern the clutch size and nesting period. However, the nest site can influence the hatchlings' sex ratio and nesting success. Thus, the data on fidelity to nesting area are important to understand the life history of the turtle. During a project of active protection of *E. orbicularis* 118 nest sites of 23 females were recorded at a research area in central Poland in 1987-2002. They were located mainly within 150 m from the water body. Only in few cases this distance reached about 300 m. Some of investigated females presented strong fidelity to nesting area, however, most of them changed nesting areas after short periods of time. Therefore, it is necessary to protect not only the sites where egg laying was recorded but also all the potential nesting areas in a 200-m wide zone along the shore of water body.

## PIŚMIENNICTWO

Burke V.J., Gibbons J.W. 1995. *Terrestrial buffer zones and wetland conservation: a case study of freshwater turtles in a Carolina Bay*. *Conserv. Biol.* 9: 1365-1369.

Burke V.J., Rathbun S.L., Bodie J.R., Gibbons J.W. 1998. *Effect of density on predation rate for turtle nests in a complex landscape*. *Oikos* 83: 3-11.

Carr A. 1975. The Ascension Island green turtle colony. *Copeia* 1975: 547-555.

Chelazzi G., Lebboroni M., Tripepi S., Utzer C., Zuffi, M.A.L. 2000. *A primer on the conservation biology of the European pond turtle, Emys orbicularis, of Italy*. W: SOPTOM (red.). *Proceedings of the 2nd International Symposium on Emys orbicularis, June 1999*. *Chelonii* 2: 101-104.

Congdon J.D., Tinkle D.W., Breitenbach G.L., van Loben Sels R.C. 1983. *Nesting ecology and hatching success in the turtle Emydoidea blandingi*. *Herpetologica* 39: 417-429.

Fritz U. 2003. *Die Europäische Sumpfschildkröte*. Bielefeld, Laurenti, pp. 224.

Jabłoński A., Jabłońska S. 1998a. *Egg-laying in the European pond turtle, Emys orbicularis (L.), in Łęczyńsko-Włodawskie Lake District (East Poland)*. W: Fritz U., Joger U., Podlucky R., Servan J., Buskirk J.R. (red.). *Proceedings of the EMYS Symposium Dresden 96*. DGHT, Rheinbah. *Mertensiella* 10: 141-146.

Jabłoński A., Jabłońska S. 1998b. *Badania nad populacją żółwia błotnego w Sobiborskim Parku Krajobrazowym*. W: Kuśmierczyk J. (red.). *Poleski Rezerwat Biosfery, materiały z konferencji naukowej na temat możliwości utworzenia Międzynarodowego Rezerwatu Biosfery Polesie*. Włodawa. *Ekologiczny Klub UNESCO, Pracownia na rzecz Bioróżnorodności*: 34-45.

Janzen F.J., Paukstis G.L. 1991. *Environmental sex determination in reptiles: ecology, evolution, and experimental design*. *Q. Rev. Biol.* 66: 149-179.

Joyal L.A., McCollough M., Hunter M.L. Jr. 2000. *Population structure and reproductive ecology of Blanding's turtle (Emydoidea blandingii) in Maine, near the northeastern edge of its range*. *Chelonian Conserv. Biol.* 3, 4: 580-588.

Kolbe J.J., Janzen F.J. 2001. *The influence of propagule size and maternal nest-site selection on survival and behaviour of neonate turtles*. *Funct. Ecol.* 15: 772-781.

Lindeman P.V. 1992. *Nest-site fixity among painted turtles (Chrysemys picta) in northern Idaho*. *Northwestern Nat.* 73: 27-30.

Mitrus S. 2004. *Żółw błotny*. W: Adamski P., Bartel R., Bereszyński A., Kepel A., Witkowski Z. (red.). *Gatunki Zwierząt (z wyjątkiem ptaków)*. *Poradniki ochrony siedlisk i gatunków Natura 2000 – podręcznik metodyczny*. Ministerstwo Środowiska, Warszawa. T. 6, p. 323-327.

Mitrus S. 2005. *Czynna ochrona żółwia błotnego skuteczna metoda ochrony czy eksperyment?* *Chrońmy Przyr.* Ojcz. 61(4): 59-72.

Mitrus S. 2006a. *Fidelity to nesting area of the European pond turtle, Emys orbicularis (Linnaeus, 1758)*. *Belg. J. Zool.* 136, 1: 25-30.

Mitrus S. 2006b. *Spatial distribution of nests of the European pond turtle, Emys orbicularis (Reptilia: Testudines: Emydidae), from long-term studies in central Poland.* Zool. Abh. 55: 7-8: 9-16.

Najbar B. (red.) 2001. *Żółw błotny.* Monografie Przyrodnicze. Wydawnictwo Lubuskiego Klubu Przyrodników, Świebodzin, p. 89-91.

Novotný M., Danko S., Havaš P. 2004. *Activity cycle and reproductive characteristics of the European pond turtle (Emys orbicularis) in the Tajba National Nature Reserve, Slovakia.* Biologia 59 (Suppl.): 113-121.

Olszak G., Piotrowski W., Różycki A., Sołtys M. 1993. *Ocena stanu liczebności populacji żółwia błotnego Emys orbicularis (L.) na terenie Poleskiego Parku Narodowego.* W: Radwan S., Korbow-ski Z., Sołtys M. (red.). *Ekosystemy wodne i torfowiskowe w obszarach chronionych.* Lublin, Towarzystwo Wolnej Wszechnicy Polskiej, p. 113-115.

Schneeweiss N., Steinhauer C. 1998. *Habitat use and migrations of a remnant population of the European pond turtle, Emys o. orbicularis (Linnaeus, 1758), depending on landscape structures in Brandenburg, Germany.* W: Fritz U., Joger U., Podlucky R., Servan J., Buskirk J.R. (red.). *Proceedings of the EMYS Symposium Dresden 96.* DGHT, Rheinbah. Mertensiella 10: 235-243.

Schneeweiss N., Andreas B., Jendretzke N. 1998. *Reproductive ecology data of the European pond turtle (Emys o. orbicularis) in Brandenburg, Northeast Germany.* W: Fritz U., Joger U., Podlucky R., Servan J., Buskirk J.R. (red.). *Proceedings of the EMYS Symposium Dresden 96.* DGHT, Rheinbah. Mertensiell, 10: 227-234.

Shine R., Iverson J.B. 1995. *Patterns of survival, growth and maturation in turtles.* Oikos 72: 343-348.

Wilbur H.M., Morin P.J. 1988. *Life history evolution in turtles.* W: Gans C., Huey R.B. (red.). *Biology of the Reptilia.* A.R. Liss, Inc., New York, p. 391-440.

Zemanek M., Mitrus S. 1997. *Biologia i ochrona żółwia błotnego Emys orbicularis w województwie radomskim.* Chronmy Przyr. Ojcz. 53, 1: 67-83.



BARTŁOMIEJ NAJBAR<sup>1</sup>, ANNA NAJBAR<sup>2</sup>, EWA SZUSZKIEWICZ<sup>3</sup>

<sup>1</sup>*Instituť Inżynierii Ładowej i Środowiska, Uniwersytet Zielonogórski  
65-516 Zielona Góra, ul. prof. Z. Szafrana 15*

<sup>2</sup>*66-006 Ochla, ul. Sarnia 1*

<sup>3</sup>*65-001 Zielona Góra, ul. Monte Cassino 27/27*

## Śmiertelność wybranych grup kręgowców na drogach w rejonie Zielonej Góry

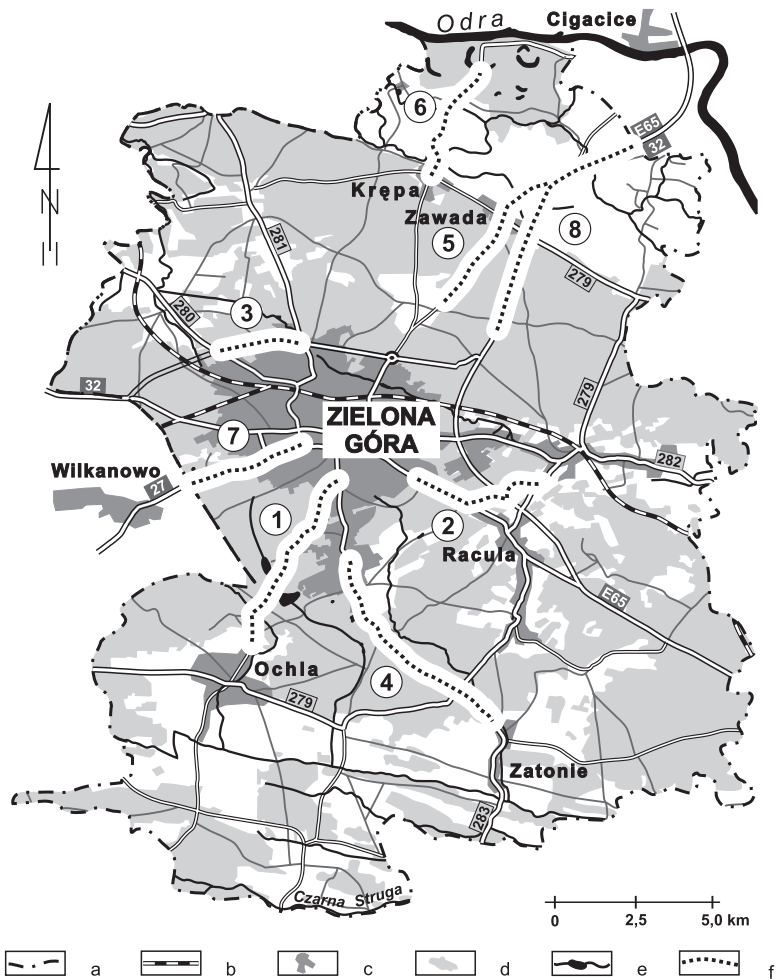
### Wstęp

Fragmentacja siedlisk spowodowana budową szlaków komunikacyjnych zmusza zwierzęta do podejmowania migracji przez ruchliwe szosy, zazwyczaj narażając je na śmierć. Na drogach całej Europy, w tym również Polski, w takich okolicznościach giną tysiące przedstawicieli wielu gatunków zwierząt (Jędrzejewski i in. 2006).

Obszar województwa lubuskiego należy do najbardziej zalesionych terenów w kraju. Zarówno istniejące, jak i budowane drogi zazwyczaj przecinają tu powierzchnie leśne i półotwarte. Znajduje to odzwierciedlenie w obserwacji wielu zabitych zwierząt. Giną one także na torach kolejowych, gdzie niekiedy dochodzi do zdarzeń wyjątkowo tragicznych w skutkach. Do najbardziej nagłośnionych tego rodzaju przypadków ostatnich lat, jaki wydarzył się w zachodniej Polsce, należała jednoczesna śmierć 20 dzików zabitych 21.10.2001 r. między Kunowicami i Rzepinem przez pociąg relacji Berlin – Poznań (Roch 2001).

Dotychczas szczegółowe badania nad śmiertelnością zwierząt w rejonie Zielonej Góry podejmowane były na jednym z odcinków dróg i dotyczyły płazów (Najbar i in. 2006), brak natomiast danych szacujących to zjawisko w stosunku do ga-

dów, ptaków i ssaków. Celem pracy jest określenie stopnia śmiertelności tych zwierząt i wytyczenie odcinków dróg, na których ich śmiertelność jest największa.



Rys. 1. Obszar gminy Zielona Góra. a – granica obszaru badań, b – linie kolejowe, c – tereny zabudowane, d – lasy, e – wody, f – odcinki dróg z największą śmiertelnością zwierząt – Town and commune of Zielona Góra. a – border of study area, b – railways, c – urban areas, d – forests, e – waters, f – road sections with the biggest mortality of animals.

## **Teren badań**

Badania nad śmiertelnością zwierząt na drogach objęły obszar gminy i miasta Zielona Góra (ryc. 1), które położone są w środkowej części województwa lubuskiego. Cały obszar obejmuje 27 877 ha, z czego 14 896 ha (53,4%) stanowią lasy, 5 723 ha grunty orne (20,5%), 1 632 ha (5,9%) tereny zabudowane, 1 186 ha (4,2%) powierzchnie komunikacyjne a 71 ha (0,3%) wody. Pozostałe 4 369 ha (15,7%) zajmują nieużytki, tereny zielone, obszary rekreacyjne i inna infrastruktura ([www.zielona-gora.pl](http://www.zielona-gora.pl), [www.gminazg.pl](http://www.gminazg.pl)).

Obszar ten przecinają szlaki komunikacyjne o różnicowanym natężeniu ruchu. Największy ruch samochodowy występuje na drogach wewnętrznych Zielonej Góry i pozamiejskich drogach międzynarodowych oraz krajowych (w dni robocze >20 tys. pojazdów na dobę), a najmniejszy odnotowano w północnej części badanego terenu, w rejonie miejscowości Krępa (około 200 pojazdów na dobę) (Wleklińska 2004 i pomiary wykonane 4-8.10.2005 r.). Łączna długość dróg głównych i wewnętrznych na badanym obszarze wynosi około 1 000 km.

## **Okres i metodyka badań**

Badania prowadzono w okresie 1.10.2004-31.10.2005 r. Informacje o przejechanych zwierzętach gromadzone były przez pracowników i studentów Wydziału Inżynierii Lądowej i Środowiska Uniwersytetu Zielonogórskiego, którzy dziennie kontrolowali 150-350 km dróg. Ponadto wiele informacji uzyskano od kierowców Miejskiego Zakładu Komunikacji w Zielonej Górze (średnio w dzień roboczy wykonywanych jest ponad 1 000 kursów autobusów), 27 taksówkarzy (łącznie około 216 kursów dziennie), pracowników Zakładu Oczyszczania Miasta i Wojewódzkiego Inspektoratu Weterynarii w Zielonej Górze, oraz 3 towarzystw ubezpieczeniowych. Nie zdołano uzyskać informacji z Komendy Miejskiej Policji na temat kolizji samochodów ze zwierzętami. Wszystkie doniesienia były sprawdzane w terenie lub weryfikowane na podstawie sporządzonej dokumentacji fotograficznej. W przypadku jeży, ze względu na trudność w oznaczeniu zazwyczaj mocno zdeformowanych osobników,

liczbę okazów jeża wschodnioeuropejskiego *Erinaceus concolor* Martin i jeża zachodniego *E. europaeus* L. notowano łącznie.

## Wyniki

Podczas 396 dni zbierania materiałów łącznie stwierdzono 710 martwych zwierząt, w tym 449 (63,2%) ssaków, 201 (28,3%) ptaków i 60 (8,5%) gadów (tab. 1). Wytypowano 8 odcinków dróg o łącznej długości 45,0 km (ryc. 1), na których zginęła większość zwierząt (596 szt., 83,9%):

1) odcinek o długości 7 km, między południową częścią Zielonej Góry i Ochłą (10 512 pojazdów na dobę), gdzie stwierdzono śmierć 204 (28,7%) zwierząt, głównie jeży (32 szt.), kotów (28), wiewiórek (16) i lisów (13);

2) 4,5 km odcinek węzła komunikacyjnego w rejonie Raculi (nr 32) (18 312 pojazdów na dobę), gdzie stwierdzono śmierć 89 (12,5%) zwierząt, głównie jeży (21) i lisów (15);

3) 2,5 km odcinek Trasy Północnej z Zielonej Góry w kierunku Przylepu (nr 32) (6 379 pojazdów na dobę), gdzie poniosło śmierć 58 zwierząt (8,2%), głównie: sarny (10), jeże (9), sroki (7) i lisy (6);

4) 7,5 km odcinek drogi nr 283 między południową dzielnicą Zielonej Góry – Jędrzychowem, a miejscowością Zatonie (7 632 pojazdy na dobę), gdzie zginęło 55 (7,7%) zwierząt, głównie jeże (16) i koty (5);

5) 6 km odcinek od północno-wschodniej dzielnicy Zielonej Góry – Chynowa, przez Zawadę aż do drogi nr 32 (19 368 pojazdów na dobę), gdzie zginęły 53 (7,5%) zwierzęta, głównie koty (12) i kosy (8);

6) 4 km odcinek drogi między Krępą i doliną Odry (228 pojazdów na dobę), będący miejscem śmierci 49 (6,9%) zwierząt, głównie zaskrońców zwyczajnych (12);

7) odcinek o długości 5 km, od ronda im. Jana Pawła II do granic administracyjnych badanego terenu w kierunku Wilkanowa, droga nr 27 (8 064 pojazdy na dobę), gdzie odnotowano śmierć 44 (6,2%) zwierząt, głównie jeży (13);

8) odcinek drogi nr 32 o długości 8,5 km przebiegający między śródleśnymi obszarami na wschód od miejscowości Zawada a granicą badanego obszaru nieopodal Cigacic (23 136

Tabela 1. Wykaz martwych gadów, ptaków i ssaków stwierdzonych na drogach w rejonie Zielonej Góry  
 – Inventory of dead reptiles, birds and mammals recorded on the roads in the Zielona Góra region.

Gatunek – Species	Rok – Year												Razem – Total	Udział (%) – Share (%)		
	2004						2005									
	X	XI	XII	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX			X	
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	
<i>Gady Reptilia</i>																
Jaszczurka zwinka <i>Lacerta agilis</i>	-	-	-	-	-	-	4	3	3	2	2	3	-	17	2,4	
Padalec zwyczajny <i>Anguis fragilis</i>	-	-	-	-	-	-	3	9	4	2	2	2	-	22	3,1	
Zaskroniec zwyczajny <i>Natrix natrix</i>	-	-	-	-	-	-	2	4	3	1	-	7	2	19	2,7	
Gady nieoznaczone (Reptiles n. det.)	-	-	-	-	-	-	-	1	1	-	-	-	-	2	0,3	
<i>Ptaki Aves</i>																
Kawka <i>Corvus monedula</i>	-	-	-	-	-	-	-	1	6	-	-	-	-	7	1,0	
Kos <i>Turdus merula</i>	-	-	-	-	-	-	-	2	3	4	2	-	-	11	1,5	

Sierpówka <i>Streptopelia decaocto</i>	1	-	-	-	1	-	-	5	11	11	2	1	-	32	4,5
Sikoraka bogatka <i>Parus major</i>	1	-	-	2	5	1	-	2	-	-	-	-	-	11	1,5
Sójka <i>Garrulus glandarius</i>	-	-	-	-	1	-	1	-	-	-	-	-	-	2	0,3
Sroka <i>Pica pica</i>	1	-	-	-	-	-	8	18	13	1	1	-	-	41	5,8
Wrona <i>Corvus corone</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	1	0,1
Wróbel domowy <i>Passer domesticus</i>	-	-	-	-	-	1	2	17	5	3	1	-	-	29	4,1
Zięba <i>Fringilla coelebs</i>	-	-	-	-	2	-	2	-	3	-	-	-	-	7	1,0
Ptaki nieoznaczone – Birds n. det.	1	-	2	-	1	3	7	6	2	6	13	8	11	60	8,5
<hr/>															
Ssaki <i>Mammalia</i>															
Borsuk <i>Meles meles</i>	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	2	0,3
Dzik <i>Sus scrofa</i>	-	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	1	3	0,4



1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
Nornik zwyczajny <i>Microtus arvalis</i>	-	-	-	-	2	2	6	-	1	-	-	-	-	11	1,5
Pies <i>Canis familiaris</i>	-	1	-	2	2	2	4	4	-	6	6	5	-	32	4,5
Ryjówka aksamitna <i>Sorex araneus</i>	-	-	-	-	1	-	3	-	1	2	-	-	-	7	1,0
Sarna <i>Capreolus capreolus</i>	-	-	1	-	-	-	1	2	-	3	4	3	2	16	2,3
Szczur wędrowny <i>Rattus norvegicus</i>	-	-	-	-	1	4	4	2	1	1	-	1	-	14	2,0
Tchórz zwyczajny <i>Mustela putorius</i>	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	2	0,3
Wiewiórka <i>Sciurus vulgaris</i>	1	-	-	-	3	3	5	2	2	2	-	-	2	20	2,8
Zając szarak <i>Lepus europaeus</i>	-	-	-	1	2	1	-	-	-	-	-	2	1	7	1,0
Ssaki nieoznaczone (Mammals n. det.)	2	1	2	9	1	1	5	5	6	3	2	4	4	45	6,3
Razem – Total	11	3	15	30	44	40	69	90	133	101	60	77	37	710	100
Udział (%) – Share (%)	1,6	0,4	2,1	4,2	6,2	5,6	9,7	12,7	18,7	14,2	8,5	10,9	5,2	100	



pojazdów na dobę), gdzie stwierdzono 44 (6,2%) martwe zwierzęta, głównie lisy (11 szt.).

Do gatunków ssaków dziko żyjących ponoszących duże straty należały jeże i lisy (łącznie 162 szt.), a ze zwierząt domowych koty i psy (110 szt.) (tab. 1). Ich śmiertelność wzrastała się wczesną wiosną, w okresie rozrodu lub wzmożonej aktywności po ustaniu okresu chłódów. Spośród ptaków duże straty, zwłaszcza w okresie wyprowadzania piskląt z gniazd, ponosiły głównie pospolite w Zielonej Górze sroki i sierpówki (73 szt.). Natomiast z gadów ginęły głównie powolne padalce zwyczajne (22 szt.), jakkolwiek w tej grupie zwierząt w porównywalnych ilościach śmierć ponosiły także jaszczurki zwinki i zaskrońce zwyczajne, które nierzadko na miejsca wygrzewania się wybierają mało ruchliwe drogi i ich pobocza. Przykładem takiego odcinka jest stosunkowo mało uczęszczana szosa koło wsi Krępa, gdzie odnotowaliśmy śmierć 20 (33,3%) spośród wszystkich zebranych przez nas martwych gadów. Najwięcej przedstawicieli tej grupy zginęło w okresie od kwietnia do czerwca i od września do października, co związane było z ich aktywnością obejmującą opuszczanie zimowisk, okres godowy oraz powrót do miejsc hibernacji. Śmierć psów, kotów, srok i sierpówek stwierdzono w 26 miejscach badanego terenu, przede wszystkim na drogach wewnętrznych Zielonej Góry (69,9% przypadków), rzadziej na peryferiach miasta, bądź na odludziu (30,1% przypadków).

Przedstawiona lista zawiera także gatunki rzadziej spotykane np. borsuki, czy kuny, których obecność związana jest przede wszystkim ze zwartymi kompleksami leśnymi lub terenami o charakterze ekotonalnym, na ogół oddalonymi od siedzib ludzkich. Gatunki te jednak sporadycznie pojawiają się także w otoczeniu człowieka i w czasie migracji fragmentami korytarzy ekologicznych pokonują ruchliwe szosy, na których giną.

Przyпускаjemy, że rzeczywiste straty ponoszone przez zwierzęta na drogach rejonu Zielonej Góry są dotkliwsze od przedstawionych w tym artykule; mimo podjęcia szeroko zakrojonych badań trudno ocenić na ile większe. Zapewne wielu martwych zwierząt, zwłaszcza małych gatunków, nie udało się stwierdzić, co związane jest z ich szybkim znikaniem z powierzchni jezdni np. w wyniku całkowitego rozjeżdżenia lub pożarcia przez drapieżniki.

Śmiertelność zwierząt na drogach w rejonie Zielonej Góry zapewne będzie rosła, co jest związane z budową nowych, szerokich szlaków komunikacyjnych szybkiego ruchu o dużej przepustowości. Problem ten można uznać w tym rejonie za jeszcze poważniejszy, jeśli uwzględnimy inne grupy zwierząt np. płazy, których śmiertelność sięgającą ponad 3 000 osobników stwierdzono w okresie 03.2003 r. – 10.2004 r. w rejonie Ochli (Najbar i in. 2006) na części odcinka nr 1 opisywanego również w niniejszym artykule.

Składamy podziękowania wszystkim, którzy przekazywali nam informacje na temat stwierdzeń martwych zwierząt na drogach, udostępniali ich fotografie, kolekcjonowali okazy. Szczególne podziękowania kierujemy do pani B. Langner, Dyrektor Miejskiego Zakładu Komunikacji w Zielonej Górze, kierowców korporacji taksówkowej oraz studentów Wydziału Inżynierii Lądowej i Środowiska Uniwersytetu Zielonogórskiego. Dziękujemy także anonimowemu recenzentowi za cenne uwagi i sugestie odnoszące się do maszynopisu niniejszego artykułu.

## SUMMARY

### **Traffic mortality in selected groups of vertebrates on roads in the Zielona Góra region (W Poland)**

The town of Zielona Góra is the centre of an administrative division unit covering the area of 278.8 km<sup>2</sup>, of which 53.4% are forests, 20.5% cropland, 5.9% urbanized areas, 4.2% roads and railways, 0.3% waters, and 15.7% other rural, suburban or urban areas. The total length of main and secondary roads in the region is about 1 000 km.

Material was collected between 1 October 2004 and 31 October 2005. During that period death of 710 animals, including 449 (63.2%) mammals, 201 (28.3%) birds and 60 (8.5%) reptiles was recorded within the studied area. The following species were most affected: hedgehogs *Erinaceus* sp. (15.8%), cats *Felis domesticus* L. (11%), foxes *Vulpes vulpes* L. (7%), dogs *Canis familiaris* L. (4.5%), magpies *Pica pica* (L.) (5.8%), collared doves *Streptopelia decaocto* (Frivaldszky) (4.5%), sparrows *Passer domesticus* (L.) (4,1%), and slow worms *Anguis fragilis* L. (3.1%) (Table 1). The most of cases of mortality (596 ind.,

83.9%) was observed on eight stretches of roads of total length 45 km with traffic intensity 228-23 136 vehicles/24 h (Fig. 1).

## PIŚMIENNICTWO

Jędrzejewski W., Nowak S., Kurek R., Mysłajek R. W., Stachura K., Zawadzka B. 2006. *Zwierzęta a drogi. Metody ograniczenia negatywnego wpływu dróg na populacje dzikich zwierząt*. Zakł. Bad. Ssaków PAN. Białowieża.

Najbar B., Najbar A., Maruchniak-Pasiuk M., Szuszkiewicz E. 2006. *Śmiertelność płazów na odcinku drogi w rejonie Zielonej Góry w latach 2003–2004*. Chrońmy Przyr. Ojcz. 62, 2: 64-71.

Roch 2001. *Posnania zabiła dziki*. Gorzów. *Niecodzienny wypadek kolejowy*. Gazeta Wyborcza, 24.10.2001: 3.

Wleklińska A. 2004. *Raport z oceny oddziaływania na środowisko. Modernizacja nawierzchni jezdni południowej Trasy Północnej*. Urząd Miejski w Zielonej Górze.

## Nowe stanowisko borowika królewskiego *Boletus regius* Krombh. w Górach Słonnych

Borowik królewski traktowany jest przez niektórych autorów jako odmiana borowika żółtobrazowego *Boletus appendiculatus* subsp. *regius* (Wojewoda 2003), albo wyróżniany jako samodzielny gatunek *Boletus regius* (Alesio 1985, Horak 2005).

Borowik królewski należy do klasy podstawczaków *Basidiomycota*, podklasy podstawczaków pieczarkopodobnych *Agaricomycetidae*, rzędu borowikowców *Boletales*, rodziny borowikowatych *Boletaceae* (Wojewoda 2003). Ten najrzadszy w Polsce borowik, wyróżnia się mięsistym kapeluszem o matowej powierzchni. W trakcie rozwoju owocnika jej barwa zmienia się od czerwonej, przez różową, do żółtawej. Zmianie ulega również kształt kapelusza – od półkolistego do niemal płaskiego. Średnica kapelusza waha się od 6 do 16 cm. Rurkowaty hymenofor jest jaskrawożółty, z wiekiem rurki lekko zieleńieją, podobnie jak pory. Długość rurek wynosi od 10 do 30 mm. Miąższ niezmienny, jasnożółty ma przyjemny zapach i łagodny smak. Trzon, cylindryczny lub zgrubiały w środkowej części, pokryty jest delikatną żółtą siateczką. Osiąga 5-15 cm długości i 1,5-6 cm szerokości (Skirgiełło 1960, Dermek, Pilát 1990). Ze względu na charakterystyczny kolor owocnika (żółty trzon i czerwony kapelusz) jest trudny do pomylenia z innymi borowikami i łatwy do makroskopowego oznaczenia. Nieco podobnym gatunkiem jest borowik płowy *Boletus impolitus*, szczególnie owocniki z kapeluszami o nietypowo czerwonym odcieniu, jednak borowik ten – w przeciwieństwie do królewskiego – nie posiada żółtej siateczki na trzonie.

Gatunek należy do rzadkich i zagrożonych w całej Europie (Ing 1993). Na *Czerwonej liście grzybów wielkoowocnikowych zagrożonych w Polsce* (Wojewoda, Ławrynowicz 1992) przyznano mu kategorię E (zagrożony wymarciem), obowiązującą do dzisiaj (Wojewoda, Ławrynowicz 2006). Od 2004 r. jest objęty ochroną gatunkową (*Rozporządzenie...* 2004). Dotychczas w Polsce znane było tylko jedno stanowisko tego rzadkiego gatunku: Dolina Roztoki w Beskidzie Sądeckim (Gumińska 1962, Wojewoda 2003). Kolejne dwa stanowiska odkryto w zeszłym roku w województwie Podkarpackim. Pierwszego z nich dotyczy niniejsza notatka, drugie odkrył Marek Zajdek w okolicach Jasła. Znalezione tam grupę około 20 owocników na jednym stanowisku, rosnących w skupiskach po 3-4 sztuki (Zajdek 2005).

Według polskich źródeł w naszym kraju borowik królewski wytwarza owocniki od czerwca do września (Skirgiełło 1960). Rośnie w ciepłych fragmentach widnych lasów liściastych, pod bukami *Fagus* sp. oraz dębami *Quercus* sp., na południowych zboczach, na wapiennych glebach, w miejscach porośniętych trawą (Grünert 1995).

Stanowisko odkryte przeze mnie 20 sierpnia 2005 r. zlokalizowane jest w masywie Gór Słonnych, będących pasmem Gór Sanocko-Turczańskich (Kondracki 2002), w kwadracie ATPOL FG-16. Jeden owocnik borowika królewskiego rósł na przedmieściach Sanoka, w lesie bukowym, na wzgórzu nad dzielnicą Biała Góra, w odległości około 500 m na północny-wschód od Studni Królewskiej. Podłoże pokryte było drobnymi skałami. Znalezione owocnik rósł pojedynczo, na silnie nachylnym stoku o ekspozycji południowo-zachodniej. Wysokość owocnika wynosiła ok. 10 cm, żółty trzon pokryty był siatką, kapelusz koloru wiśni, miąższ jasnożółty. Owocnik nie został zebrany z uwagi na ochronę gatunkową, której podlega. Stanowisko udokumentowano fotograficznie.

Opisywane stanowisko jest poważnie zagrożone z uwagi na wycinkę drzew prowadzoną w okolicy, a także wyjątkowo intensywną eksploatację tego terenu przez okolicznych zbieraczy grzybów, a jest to przecież gatunek jadalny. Należy mieć nadzieję, że rozprzestrzeni się on na dalszych obszarach, zanim obecne stanowiska zostaną zniszczone przez gospodarkę leśną.

## SUMMARY

### **A new station of butter bolete *Boletus regius* Krombh. in Słonne Mountains**

The butter bolete is a rare and endangered species in whole Europe. On the *Red list of the macrofungi in Poland* it belongs to the category "E" – endangered to die out. This category is currently in force.

The unique site where the butter bolete could be found in Poland until 2005 was Roztoka Valley in the Beskid Sądecki Mountains.

Two new sites have been discovered one year ago in Podkarpackie Province. The first – by me in the Słonne Mountains (a part of the Sanocko-Turczańskie Mountains), in the square ATPOL FG-16 at August 20th, 2005; the second – by Marek Zajdek near Jasło city.

## PIŚMIENNICTWO

Alesio C.L. 1985. *Boletus. Fungi Europaei*. Liberia editrice Biella Giovanna, Saronno.

Dermek A., Pilát A. 1990. *Poznajemy grzyby*. ZN im. Ossolińskich, Wrocław.

Grünert H.R. 1995. *Leksykon przyrodniczy – Grzyby*. Świat Książki, Warszawa.

Gumińska B. 1962. Grzyby Roztoki Małej w Beskidzie Sądeckim. *Fragm. Flor. Geobot.* 8 (2): 205-213.

Horak E. 2005. *Röhrlinge und Blätterpilze in Europa*. Spectrum. Akademischer Verlag.

Ing B. 1993. *Towards a Red List of Endangered European Macrofungi*. In: Pegler D.N., Boddy L., Ing B., Kirk P.M. (eds). *Fungi of Europe. Investigation, Recording and Conservation*. Royal Botanic Garden, Kew, p. 231-237.

Kondracki J. 2002. *Geografia fizyczna Polski*. PWN, Warszawa.

*Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 lipca 2004 r. w sprawie gatunków dziko występujących grzybów objętych ochroną*. Dz.U. nr 168, poz. 1765.

Skirgiełło A. 1960. *Borowikowe (Boletales)*. W: Kochman J., Skirgiełło A. (red.). *Rośliny zarodnikowe Polski i ziem ościennych. Grzyby (Fungi) 1. Podstawczaki (Basidiomycetes)*. PWN, Warszawa.

Wojewoda W. 2003. *Checklist of Polish Larger Basidiomycetes*. In: Mirek Z. (ed.). *Biodiversity of Poland*. W. Szafer Inst. of Botany, Polish Academy of Sciences, Kraków.

Wojewoda W., Ławrynowicz M. 1992. *Czerwona lista grzybów wielkoowocnikowych zagrożonych w Polsce*. W: Zarzycki K., Wojewoda W. Heinrich Z. (red.). *Lista roślin zagrożonych w Polsce*. Inst. Bot. im. W. Szafera PAN, Kraków, p. 27-56.

Wojewoda W., Ławrynowicz M. 2006. *Red list of the macrofungi in Poland*. W: Mirek Z., Zarzycki K., Wojewoda W., Szlag Z. (eds). *Red list of plants and fungi in Poland*. W. Szafer Inst. of Botany, Polish Academy of Science. Kraków, p. 53-70.

Zajdek M. 2005. <http://www.bio-forum.pl>.

## Nowe stanowisko linderni mułowej *Lindernia procumbens* (Krock.) Borbás w Kotlinie Milickiej

Lindernia mułowa występuje w Polsce bardzo rzadko na rozproszonych stanowiskach, skupionych głównie w dorzeczu górnej i środkowej Odry oraz w dorzeczu górnej Wisły (Latowski i in. 1988, Zając A., Zając M. 2001, Zając M., Zając A. 2001, Spałek 2002, Spałek 2006a). W skali kraju gatunek ten uznawany jest za krytycznie zagrożony – kategoria CR (Zając M., Zając A. 2001). W *Czerwonej liście roślin naczyniowych w Polsce* (Zarzycki, Szelaąg 2006) zaliczony został do kategorii gatunków narażonych (V). Jest gatunkiem krytycznie zagrożonym w Czechach (Procházka 2001) oraz zagrożonym wymarciem w Niemczech (Korneck i in. 1996).

Lindernia mułowa jest drobną rośliną jednoroczną, o eliptycznojąkrowatych liściach i pędzie osiagającym 5 do 18 cm długości, podnoszącym się lub wzniesionym. Przeważnie tworzy kwiaty klejstogamiczne (Rutkowski 1998, Flora Europaea 2001).

Lindernia mułowa jest gatunkiem o rozległym zasięgu, podzielonym na kilka ośrodków: Europa z zachodnią i środkową częścią Azji, Półwysep Indyjski, Azja Wschodnia, Półwysep Indochiński i Malajski oraz Jawa. Należy do elementu łącznikowego holarktyczno-paleotropikalnego (Meusel i in. 1965). W Europie występuje w jej centralnej i południowo-wschodniej części. Lokalnie spotykana w północno-zachodniej Portugalii, północnych Włoszech (Meusel i in. 1965, Flora Europaea 2001).



Gatunek ten pojawia się w miejscach wilgotnych, mulistych lub piaszczystych, na brzegach rzek, starorzeczy i dnach wysychających stawów hodowlanych w zbiorowiskach namuliskowych z klasy *Isoëto-Nanojuncetea* (Latowski i in. 1988, Oberdorfer 1994, Popiela 1997, Zając M., Zając A. 2001, *Flora Europaea* 2001, Spałek 2002, 2006a).

W trakcie badań florystycznych prowadzonych obszarze mezoregionu Kotlina Milicka, wchodzącego w skład Obniżenia Milicko-Głogowskiego (Kondracki 1998) w 2005 r. znaleziono nowe stanowisko linderni mułowej, położone w dorzeczu Baryczy w miejscowości Janisławice koło Sośni w województwie wielkopolskim (kwadrat ATPOL CE02; współrzędne geograficzne: 17°31'E, 51°28'N; 120,1 m n.p.m.). Stanowisko to znajduje się około 5 km od dotychczas znanego miejsca występowania linderni koło Łazisk (Popiela, Stasińska 1994).

Lindernia mułowa występowała na dnie stawu hodowlanego Jan, który w 2005 r. nie był napełniony wodą (informacja właściciela stawu) w zespole ponikła jajowatego *Eleocharetum ovatae*, który tworzył kilkuhektarowe płyty. Na powierzchni około 100 m<sup>2</sup> stwierdzono 8 osobników linderni, które znajdowały się w końcowej fazie cyklu życiowego, obficie owocując. Gatunek ten występował na wilgotnym podłożu piaszczystym, miejscami ze stagnującą wodą o głębokości do 5 cm (pH 7,4). Skład florystyczny zbiorowiska z udziałem linderni mułowej przedstawia zdjęcie fitosocjologiczne.

Kotlina Milicka, Janisławice, 29.09.2005, powierzchnia 50 m<sup>2</sup>, zwarcie warstwy c – 45%. Ch. *Eleocharetum ovatae*: *Elatine hydropiper* 1, *Eleocharis ovata* 1, *Elatine triandra* +, ***Lindernia procumbens*** +; Ch. *Elatini-Eleocharition ovatae*: *Cyperus fuscus* 2, *Limosella aquatica* 2; Ch. *Cyperetalia fusci*: *Gnaphalium uliginosum* 1; Ch. *Isoëto-Nanojuncetea*: *Juncus bufonius* 1; gatunki towarzyszące: *Chenopodium rubrum* +, *Juncus bulbosus* +, *Phragmites australis* +, *Polygonum persicaria* + .

Stawy hodowlane w dolinie Baryczy są największym nagromadzeniem tego typu obiektów w Europie Środkowej (Domański 1963, Kozica 1998). Pierwsze z nich zostały założone przez zakon cystersów już w XIII w. (Nitschke 1938, Szumiec 2005,

Spałek 2006b). Lindernia mułowa, podobnie jak inne gatunki namuliskowe, pojawia się okresowo, w momencie powstania odpowiedniego dla niej siedliska. Obecnie w naszym kraju są to najczęściej okresowo pozbawiane wody stawy hodowlane, w których muliste podłoże pozostaje wilgotne i wolne od zwartej roślinności. Można przypuszczać, że wiele stawów rybnych w dolinie Baryczy jest potencjalnym siedliskiem tego gatunku. Potwierdzają to obserwacje linderni na stawach koło Potaszn i Rudy Milickiej (Dajdok, Proćków 2003). Długotrwały brak wody w stawach powoduje zanik linderni, najprawdopodobniej do momentu ponownego ich napełnienia i powtórnego, okresowego osuszenia. Przykładem jest staw koło Łazisk, w którym w 1993 r. stwierdzono jej występowanie (Popiela, Stasińska 1994). Od wielu lat nie był on napełniany wodą i na jego dnie wykształciły się już szuwały wielkoturzycowe ze związku *Magnocaricion* oraz kałużowe zbiorowiska łąkowe z klasy *Molinio-Arrhenatheretea*. Mimo specjalnych poszukiwań w 2003 r. i 2005 r. lindernia mułowa nie została w nim powtórnie odnaleziona.

#### SUMMARY

##### **A new locality of *Lindernia procumbens* (Krock.) Borbás in the Milicz Basin**

In 2005 a new locality of *Lindernia procumbens* was found on the bottom of the dried up fishpond Jan in Janisławice near Sośnie in the Milicz Basin (square CE 02 of the ATPOL grid; 51°28'N/17°31'E). Small population (8 specimens) grows here in *Eleocharetum ovatae* association of *Isoëto-Nanojuncetea* class.

#### PIŚMIENNICTWO

Dajdok Z., Proćków J. 2003. *Flora wodna i błotna Dolnego Śląska na tle zagrożeń i możliwości ochrony*. W: Kaćki Z. (red.). *Zagrożo-*

*ne gatunki flory naczyniowej Dolnego Śląska*. Instytut Biologii Roślin, Uniwersytet Wrocławski, Polskie Towarzystwo Przyjaciół Przyrody „pro Natura”, Wrocław.

Domański J. 1963. *Dolina Baryczy*. Sport i turystyka, Warszawa.  
Flora Europaea 2001. T.G. Tutin, V.E. Heywood, N.A. Burges i in. (red.). Vo. 3. Ed. 3. Cambridge University Press, Cambridge.

Kondracki J. 1998. *Geografia regionalna Polski*. PWN, Warszawa.  
Korneck D., Schnittler M., Vollmer I. 1996. *Rote Liste der Farn- und Blütenpflanzen (Pteridophyta et Spermatophyta) Deutschlands*. W: Ludwig G., Schnittler M. (red.). *Rote Liste gefährdeter Pflanzen Deutschlands*. Schr.-R. f. Vegetationskunde 28: 21-187.

Kozica K. 1998. *Występowanie stawów milickich i zmiany ich linii brzegowej na dawnych i współczesnych mapach wielkoskalowych*. Praca doktorska. Uniwersytet Wrocławski (msc.).

Latowski K., Zając M., Zając A. 1988. *Lindernia procumbens (Krock.) Philcox*. W: Jasiewicz A. (red.). *Materiały do poznania gatunków rzadkich i zagrożonych Polski*. Cz. I. Fragm. Flor. Geobot. 33: 416-421.

Meusel H., Jäger E., Weinert E. 1965. *Vergleichende Chorologie der Zentraleuropäischen Flora*. Veb Gustav Fischer Verlag, Jena.

Nitschke R. 1938. *Zur Geschichte der Teichwirtschaft in der Bartschniederung*. Schlesische Geschichtsblätter 3: 83-89.

Oberdorfer E. 1994. *Pflanzensoziologische Exkursionsflora*. 7 Auflage, Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.

Popiela A. 1997. *Zbiorowiska namulkowe z klasy Isoëto-Nanojuncetea Br.-Bl. et Tx. 1943 w Polsce*. Monogr. Bot. 80: 1-59.

Popiela A., Stasińska M. 1994. *Nowe stanowisko Lindernia procumbens (Scrophulariaceae) w dorzeczu Baryczy*. Fragm. Flor. Geobot. Polonica 1: 350-352.

Procházka F. (red.). 2001. *Černý a červený seznam cévnatých rostlin České republiky (stav v roce 2000)*. Příroda 18: 1-166.

Rutkowski L. 1998. *Klucz do oznaczania roślin naczyniowych Polski niżowej*. PWN, Warszawa.

Spałek K. 2002. *Lindernia mułowa Lindernia procumbens (Krocker) Philcox*. W: Nowak A., Spałek K. (red.). *Czerwona księga roślin województwa opolskiego. Rośliny naczyniowe wymarłe, zagrożone i rzadkie*. Opol. TPN, Opole.

Spałek K. 2006a. *Lindernia procumbens (Krocker) Philcox in SW Poland*. Thaiszia 16: 63-69.

Spałek K. 2006b. *Przyrodnicze dziedzictwo cystersów na Śląsku*. Wszecławiat 107(1-3): 57-59.

Szumiec M.A. 2005. *An outline of the history of fishpond culture in Silesia, the western part of Poland*. W: Lehr J. (red.). *Water Encyclopedia: Surface and Agricultural Water*. J. Wiley & Sons, Inc., Hoboken, New Jersey.

Zajac A., Zajac M. (red.). 2001. *Atlas rozmieszczenia roślin naczyniowych w Polsce*. Nakł. Prac. Chorol. Komp. Inst. Bot. UJ, Kraków.

Zajac M., Zajac A. 2001. *Lindernia procumbens (Krocker) Philcox Lindernia mułowa*. W: Kaźmierczakowa R., Zarzycki K. (red.). *Polska czerwona księga roślin*. Inst. Bot. im. W. Szafera PAN, Inst. Ochr. Przyr. PAN, Kraków.

Zarzycki K., Szelaĝ Z. 2006. *Czerwona lista roślin naczyniowych w Polsce*. W: Mirek Z., Zarzycki K., Wojewoda W., Szelaĝ Z. (red.). *Czerwona lista roślin i grzybów Polski*. Inst. Bot. im. W. Szafera PAN, Kraków.

ZBIGNIEW WITKOWSKI

*Prywatna Wyższa Szkoła Ochrony Środowiska w Radomiu  
Zamiejscowy Wydział Ochrony Środowiska w Miechowie  
32-200 Miechów, ul. B.Prusa 2*

## Genetycznie Modyfikowane Organizmy w polskim rolnictwie: wątpliwości i uwagi z punktu widzenia ekologii i ochrony przyrody

*Rolnictwo to coś więcej niż prowadzenie gospodarstwa. To przede wszystkim ludzie, ich sposób podejścia do uprawy i związek z ziemią, którą uprawiają. Widzieliśmy jak w niektórych krajach, drobni rolnicy musieli sprzedać swoje gospodarstwa. Nie dlatego, że nie potrafili poradzić sobie z nową technologią GMO, lecz dlatego, że zostali uwikłani w koszty opłat licencyjnych związanych z tą technologią.*

Spółeczny raport dotyczący GMO  
([www.gmjury.org](http://www.gmjury.org))

### **Wstęp**

Gospodarka rolna od kilkadziesiąt lat staje się przemysłem, przemysłem globalnym (The Royal Society 2003, Light i in. 2004, Norberg-Hodge i in. 2005, Wilkin 2005). We współczesnej formule produkty rolne powinny być maksymalnie jednorodne, odporne na wahania klimatu i działania innych organizmów obniżających wartość handlową produktu lub wysokość plonów (Benbrook 2001, 2004, Norberg-Hodge i in. 2005). Celem globalnej przemysłowej technologii w rolnictwie jest również uzyskanie produktów rolnych odpornych na daleki transport oraz nietracących walorów po długim przechowywaniu (Fremuth 2004, Norberg-Hodge i in. 2005).

Szansą na spełnienie tych wymagań wydawało się zastoso-  
wanie na masową skalę w produkcji roślinnej i zwierzęcej  
organizmów modyfikowanych genetycznie (Twardowski i in.  
2003). Rozwiązanie to budzi jednak wiele wątpliwości i obaw na  
całym świecie (Altieri 2004, Benbrook 1999, Canadian Bio-  
technology Advisory Committee 2006, CEC 2004, EFSA 2003,  
Organic Consumer Association 2005, The Royal Society 2003,  
Stanowisko KOP PAN 2004), wśród nich niebagatelne znacze-  
nie mają obawy związane z oddziaływaniem tych organizmów  
na środowisko, w tym szczególnie na bioróżnorodność (Ben-  
brook 1999, 2004, Haygood i in. 2003, Visser i in. 2000,  
Altieri 2004, CEC 2004).

Warto dodać, że właśnie w tej dziedzinie badania prowadzi-  
one są niespójnie i niesystematycznie (Purrington, Bergelson  
1995, Kormos, Hugues 2000, Raybould 2005). Mimo, że licz-  
ba publikacji na temat GMO lawinowo rośnie, dotyczą one w  
przeważającej większości problemów zdrowotnych koncentru-  
jących się na wpływie spożywania GMO na zdrowie człowieka  
(Nakonieczny, Kędziorski 2002, Pryme, Lembcke 2003)  
oraz społeczno-etycznych, gdzie podstawowe dyskusje dotyczą  
prawa lokalnych społeczności do tworzenia stref wolnych od  
GMO (Hoppichler 2006, Smith 2005), prawa konsumentów  
do świadomego wyboru pożywienia, czyli żądania jednoznac-  
znego znakowania produktów pochodzenia transgenicznego,  
oraz spraw ekonomicznych (Crouch 1998, VPIRG 2003).

Prowadzone na arenie międzynarodowej dyskusje nad ochro-  
ną bioróżnorodności w kontekście GMO doprowadziły do po-  
wstania w ramach Konwencji o Różnorodności Biologicznej po-  
rozumienia zwanego Protokołem Biobezpieczeństwa (Biosafety  
Protocol) lub Protokołem Kartageńskim (Cartagena Protocol),  
określającym zasady bezpieczeństwa przy wprowadzaniu żyw-  
ności i pasz transgenicznych oraz uwalnianiu roślin transge-  
nicznych do środowiska (Handbook 2001). Protokół podpisało  
już ponad 130 państw, zaś zdecydowanym przeciwnikiem jego  
wprowadzenia do międzynarodowej praktyki są Stany Zjedno-  
czone, główny światowy producent roślin transgenicznych oraz  
pasz i żywności transgenicznej (Matthee, Vermersch 2000,  
U.S. Department of State 2003, Kuźmicz 2006).

Dyskusja na temat roślin transgenicznych dotarła również do Polski. Podobnie jak w świecie, w naszym kraju koncentruje się ona głównie na problematyce żywności zawierającej wytwory pochodzące z GMO w kontekście bezpieczeństwa i zdrowia człowieka (Nakonieczny, Kędziorski 2002, Priwieziencew i in. 2002, Twardowski i in. 2003) oraz problemach formalno-prawnych, społecznych i etycznych (Priwieziencew i in. 2002, Twardowski i in. 2003). Jedynie marginalnie porusza się problematykę GMO z punktu widzenia ekologii i ochrony przyrody przy całkowitym braku badań naukowych na ten temat (Priwieziencew i in. 2002, Twardowski i in. 2003, Stanowisko KOP PAN 2005).

Analiza piśmiennictwa dotyczącego GMO przeprowadzona przez Vissera i in. (2000) wskazuje na fragmentaryczny charakter aktualnej wiedzy dotyczącej struktury i funkcjonowania genomu, zagadnień regulacji ekspresji genów oraz bardzo ograniczone rozumienie fizjologicznych, ekologicznych, rolniczych, jak również toksykologicznych aspektów obecnych i planowanych modyfikacji genetycznych.

W niniejszym artykule nie chcę negować ani zaprzeczać ogromnej pozytywnej roli biotechnologii w rozwoju społecznym i ekonomicznym ludzkiej populacji. Ograniczę się do wąskiego zagadnienia przyrodniczych konsekwencji uwalniania wybranych organizmów transgenicznych do środowiska w kontekście ochrony naszej dzikiej przyrody, a także istniejących już planów i prognoz dotyczących uwalniania do środowiska kilku gatunków roślin transgenicznych (Brookes, Anioł 2005). Biorąc pod uwagę naciski wywierane przez USA na Europę w ramach Międzynarodowej Organizacji Handlu (World Trade Organization) (Kuźmicz 2006), a także coraz bardziej zmasowaną propagandę koncernów biotechnologicznych optujących za wprowadzeniem tych produktów na polski rynek (Twardowski i in. 2003, Krata 2003) należy spodziewać się, iż w Polsce w najbliższych latach do uprawy wprowadzone mogą być rośliny z nowymi, określonymi właściwościami (tab. 1).

W rozważaniach pominąłem inne właściwości roślin transgenicznych, takie jak odporność na wirusy, nowe cechy agrono-

Tab. 1. Przewidywane i możliwe do uprawy w Polsce gatunki roślin uprawnych z nowymi właściwościami, uzyskanymi dzięki modyfikacji genetycznej (za Kormos, Hughes 2000 i Brookes, Anioł 2005). HT – odporne na herbicydy, IR – odporne na owady roślinożerne, oznaczane w tekście również jako Bt – Plant species planned and possible to be cultivated in Poland with new features, obtained by genetic modification (acc. to Kormos, Hughes 2000 and Brookes, Anioł 2005). HT – herbicides resistant, IR – resistant to plant-feeding insects, in the paper designed also as Bt.

Roślina – Plant	Modyfikacja – Modification
Kukurydza – Corn	HT, IR
Ziemniak – Potato	IR
Rzepak – Rape	HT, IR
Burak cukrowy – Sugar-beet	HT

miczne (np. odporność na suszę) lub poprawa jakości produktu (np. większa zawartość cukru lub innej pożądananej substancji), bowiem te ostatnie właściwości powinny mieć – moim zdaniem – mniej istotny wpływ na stan środowiska przyrodniczego hodowanej rośliny, ponadto dopuszczone przez Komisję Europejską odmiany transgeniczne roślin uprawnych to właśnie odmiany tolerujące wysokie stężenie uniwersalnych herbicydów (HT) oraz odporne na owady roślinożerne (Bt).

### **Status formalnoprawny organizmów transgenicznych a społeczne i środowiskowe konsekwencje korzystania z organizmów transgenicznych**

Zanim przejdziemy do zagadnień ściśle związanych z ekologią i ochroną przyrody, warto szerzej naświetlić tło społeczne wprowadzania organizmów transgenicznych do uprawy i wykorzystania ich w biotechnologii.

Organizmy transgeniczne z punktu widzenia prawa są tworami biologicznymi, które podlegają ochronie patentowej chroniącej własność intelektualną (Twardowski i in. 2003). Ochronie patentowej podlegają następujące procesy i produkty:



- izolacji i identyfikacji genów,
- modyfikacji genów i produkty tego procesu,
- transferu genów,
- modyfikacji organizmów poprzez wprowadzanie zmodyfikowanych układów,
- nowe układy biologiczne, np. mikroorganizmy.

Ostatni punkt jest powodem poważnego formalnego międzynarodowego sporu o prawną ochronę bioróżnorodności i praw wszystkich państw oraz dostęp ludzi do korzystania z naturalnych tworów przyrody. W Europie nie patentujemy odmian roślin i ras zwierząt, a także tradycyjnych metod tworzenia nowych odmian i ras. Analogiczne wykluczenia nie obowiązują np. w USA i Japonii (Twardowski i in. 2003). Gdyby przyjęto rozwiązanie amerykańskie staje się oczywiste, że opatentowanie tradycyjnych odmian i ras przez koncerny agrotechniczne uniemożliwi swobodny dostęp do nich, a także stosowanie własnego materiału siewnego lub rozplodowego przez rolników. Korporacje, w których skład wchodzi firmy biotechnologiczne dążą tym samym do zagospodarowania na swoją korzyść tradycyjnego, ogólnie dostępnego dorobku ludzkości. Można przypuszczać, że w przyszłości ochronie patentowej podlegać będą wszystkie użyteczne dla człowieka właściwości organizmów żywych.

Zagadnienie to ma również swoje implikacje w agrobiotechnologii. Koncerny biotechnologiczne dla zabezpieczenia się przed rolnikami, którzy tradycyjnie odkładają część plonu na przyszłe zasiewy (jest to obecnie traktowane jako kradzież) wyprodukowały odmiany zwane Terminator, które są płonne po kolejnym wysianiu transgenicznego ziarna (Crouch 1998).

Zagadnienie to wiąże się z kolejnymi pytaniami, na które nie znamy odpowiedzi. Czy potrafimy wskazać formalno-prawne konsekwencje naturalnego transferu modyfikacji genetycznych na inne rośliny uprawne należące do tego samego gatunku oraz na dzikie gatunki? Czy hodowca określonej rośliny, który zbiera plon w postaci nasion i część z nich przeznaczą do ponownego wysiewu działa legalnie, jeżeli jego uprawa została „zainfekowana” przez pyłek pochodzący z sąsiadującej rośliny transgenicznej, czy też naraża się na proces z strony właściciela patentu w związku z nielegalnym wykorzystaniem patentu, jak to już

miało miejsce w przypadku Monsanto (Clark 2002)? Odpowiedzi na takie pytanie poszukuje m.in. północnoamerykańska Komisja Współpracy Środowiskowej (Kanada, USA i Meksyk), która przedstawiła raport na temat skutków przeważnie nielegalnego wprowadzania transgenicznej kukurydzy do Meksyku (CEC 2004).

Kolejne pytania wiążą się z naturalnym przenoszeniem „opatentowanych” właściwości z roślin uprawnych na rośliny dziko żyjące: Czy dzikie populacje zawierające zmodyfikowany gen również należą do właściciela patentu? I kolejne pytanie: czy negatywne skutki naturalnego transferu zmodyfikowanych genów do dzikiej przyrody obciążają właściciela patentu?

Ponieważ mamy tu do czynienia z zagadnieniami ściśle środowiskowymi, zasygnalizowane wyżej problemy nie mogą być rozwiązywane wyłącznie przez biotechnologów i prawników bez udziału specjalistów z dziedziny biologii środowiskowej, tzn. wykształconych ekologów oraz teoretyków i praktyków ochrony przyrody. Podzielając zdanie innych (Regal 1998, Purrington, Bergelson 1995, Clark 2002) z przykrością stwierdzam, iż w tej dziedzinie nasza wiedza i poziom świadomości zagrożeń są dalece niewystarczające, a przygotowanie do dyskusji z prawnikami i biotechnologami reprezentującymi globalne koncerty – niemal żadne.

### **Co obiecuje nam biotechnologia w rolnictwie?**

#### **Ukryte założenia i propozycje biotechnologii w rolnictwie**

Rolnictwo współczesne szybko zmienia zwoje oblicze. Od połowy XX w. produkcja rolna stale rośnie, a jej wzrost osiągany metodami tradycyjnymi przewyższa rozwój populacji ludzkiej. To nieoczekiwane sprawdzone przez dziesięciolecia osiągnięcie pokazuje jak silna jest zdolność do inwencji w naszej ludzkiej populacji i jak bardzo mylił się Meadows w pierwszym Raporcie Klubu Rzymskiego (Meadows i in. 1973) nie biorąc pod uwagę siły innowacyjności w rozwoju naszej współczesnej cywilizacji.

Jednak problem polega na coraz szybszym i coraz powszechniejszym wdrażaniu nowych technologii w rolnictwie; praktyk takich jak mechanizacja, chemizacja, a ostatnio wprowadzanie

upraw GMO. Mimo obaw wprowadzanie roślin GMO do upraw jest przedstawiane przez korporacje jako niekończące się pasmo sukcesów ekonomicznych, społecznych i środowiskowych (Clark 2003, CBI 2003). Zalety GMO przedstawiane są następująco:

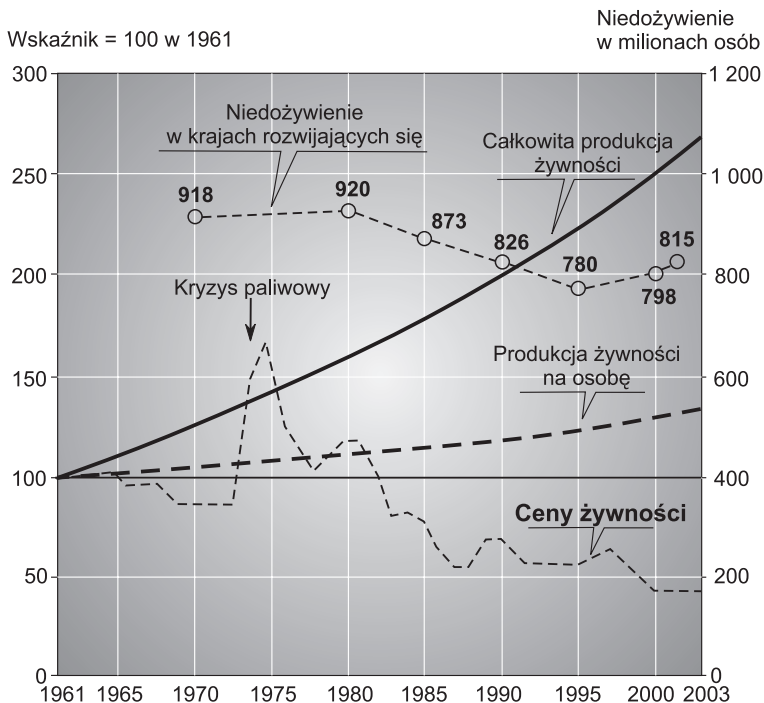
- genetyczne modyfikacje prowadzą do wzrostu plonów,
- uprawy GMO powodują zmniejszenie użycia pestycydów,
- uprawa roślin transgenicznych prowadzi do wzrostu zysku z uprawy,
- uwalnianie roślin transgenicznych do środowiska prowadzi do zmniejszenia kosztów żywności,
- rośliny transgeniczne dają szanse na zmniejszenie głodu na świecie,
- wprowadzanie do rolnictwa upraw GMO prowadzi do zmniejszenia nacisku i degradacji ekosystemów,
- i w końcu użyto argumentu, że rośliny transgeniczne pozwolą nawet na eliminację dziecięcej ślepoty w Trzecim Świecie.

Jest zadziwiające, że przedstawia się te problemy w postaci prostych linearnych zależności, ale tak właśnie jest to „sprzedawane” farmerom, konsumentom i politykom. Ponadto przewiduje się, że przy pomocy GMO wszystkie te obietnice osiągniemy szybciej, taniej lub bardziej skutecznie od dotychczasowej praktyki rolniczej.

Jak jest w istocie? Najwięcej doświadczeń w tym względzie mają Amerykanie, gdzie już od połowy lat 90. GMO zostały wprowadzone do komercyjnej praktyki rolniczej. Obiektywne wyniki, które przeczą tym „osiągnięciom”, zebrał w kilku publikacjach Benbrook (1999, 2001, 2002, 2004) i warto się im uważnie przyjrzeć.

**Czy GMO zapewnią nam wzrost żywności  
niezbędny dla przeżycia ludzi,  
w tym szczególnie biednych populacji w Trzecim Świecie?**

Akurat teraz ukazało się w internecie duże opracowanie pt. Millenium Ecosystem Assesment (2005), gdzie zebrano wiele



Ryc. 1. Wzrost produkcji żywności na Ziemi (Millenium Ecosystem Assesment 2005) – Increase of food production on the Earth (Millenium Ecosystem Assesment 2005).

interesujących informacji na temat bioróżnorodności, społeczeństw i ekonomii. Jedne z najciekawszych to informacje poświęcone rolnictwu, w tym rycina (ryc. 1), na której wskazano osiągnięcia współczesnego rolnictwa. Twierdzenie biotechnologów, że wprowadzenie GMO dla szybkiego wzrostu produkcji rolnej jest koniecznością współczesnej ludzkiej populacji mija się z prawdą. Od kilkudziesięciu już lat wzrost produkcji rolnej (to prawda, że intensywny i często szkodliwy dla środowiska) wyprzedza wzrost naszej populacji, a ilość wyprodukowanej żywności na głowę stale wzrasta, nie ma więc powodu wprowadzać w tym celu upraw transgenicznych.

## **Czy GMO podnosi plon?**

Sprawa nie wydaje się przesadzona, chociaż możliwości radykalnego przyspieszenia wydają się na razie bardzo ograniczone. Ciekawe pod tym względem są znowu doświadczenia Benbrook'a (2001, 2005), tym razem omawiające produkcję GM (HT) soi w USA i Argentynie. Badania prowadzone na obszarze USA (Benbrook 2001) wykazały, iż szczególnie w pewnych warunkach środowiskowych (obecność szkodników, susza, silne opady, jałowa gleba) uprawy GM produkują od 5 do 10% mniej na jednostkę powierzchni niż plony konwencjonalne rosnące w porównywalnych warunkach. Przyczyną jest gorszy rozwój systemu korzeniowego i mniej wydajne pochłanianie azotu, a efekty pogłębiają się podczas suszy na słabo nawożonych uprawach. Problem pojawił się, ponieważ bakteryjny symbiont *Bradyrhizobium japonicum* jest bardzo wrażliwy na suszę i herbicyd Roundup.

Ponadto badania prowadzone przez Monsanto (Benbrook 2001) wykazały umiarkowane, lecz statystycznie istotne obniżenie poziomu dwóch kluczowych kwasów aminowych: fenyloalaniny i tyrozyny w zebranej soi. Fenyloalanina jest niezbędna w sterowaniu odpornością rośliny na szkodniki, na suszę i inne czynniki abiotyczne. Nowe dane wskazują, że poziom tych substancji jest obniżony przez kilka dni do tygodnia po spryskaniu rośliny przez Roundup. W warunkach optymalnych rośliny szybko wracają do normalnego poziomu aminokwasów i białek, i nie zmniejszają plonów. Jednak w warunkach nieoptymalnych nawet okresowe obniżenie skuteczności mechanizmów obronnych daje szkodnikom możliwość rozmnożenia się i rozpoczęcia inwazji. To kieruje zasoby energetyczne rośliny na opanowanie szkód. Jednak po powrocie protein regulacyjnych do normalnego poziomu czasowe koszty energetyczne przenoszą się na nieodwracalną utratę wysokości plonów.

## **Czy stosowanie upraw GMO obniża zużycie herbicydów i pestycydów?**

Wyniki badań wielu niezależnych ośrodków można przedstawić następująco (Benbrook 2004):

1. Większość modyfikowanych genetycznie odmian roślin uprawnych wprowadzono na rynek od 1996 r. dla ochrony przed szkodliwymi owadami i dla ograniczenia chwastów w uprawach. Ostatecznie w 2004 r. ok. 23% upraw w USA to uprawy GMO.

2. Znacząco szybkie i intensywne wprowadzenie GMO w trzech podstawowych uprawach (kukurydzy, soi i bawełny) przyniosły ogromny komercyjny sukces biotechnologii i nasienictwu, zaś technologie GMO stały się popularne wśród farmerów. Uprawy te były wykorzystane w przemyśle paszowym i przetwórstwie z wyjątkiem bezpośredniej konsumpcji, która pozostaje wolna od żywności GMO.

3. Uprawy odporne na herbicydy (herbicide tolerant; HT) zajęły największą powierzchnię wśród upraw GMO, obejmowały niemal 73% całej powierzchni upraw GMO, w tym głównie soja, która obejmowała niemal połowę powierzchni zajętej pod GMO. Zdecydowana większość upraw HT toleruje glifosfaty.

4. Kukurydza i bawełna były ponadto modyfikowane w kierunku produkcji toksyny *Bacillus thuringensis* (Bt). Rośliny transgeniczne produkowały w komórkach krystaliczne białko toksyczne dla owadów, głównie z rzędu motyli. Te uprawy obejmowały ok. 27% wszystkich upraw GMO.

5. Biotechnolodzy stwierdzili, że stosowanie GMO redukuje użycie pestycydów. Wszechstronne badania upraw transgenicznych zawierających HT i Bt dowiodły jednoznacznie, że w ciągu trzech pierwszych lat to twierdzenie było w pełni zasadne. Jednak począwszy od 1999 r. już nie.

6. Od 1996 r. do 2004 r. transgeny soi, bawełny i kukurydzy doprowadziły do wzrostu zużycia pestycydów. Jednak kiedy transgeny z Bt zmniejszyły zapotrzebowanie na pestycydy o ok. 5%, to w tym samym czasie transgeny HT zwiększyły o ok. 5% w stosunku do upraw tradycyjnych (mowa o GMO soi, kukurydzy i bawełnie). Ponieważ jednak znaczna większość środków chemicznych to herbicydy, ogólna wartość użycia chemicznych środków ochrony roślin w przypadku GMO wzrosła o ok. 4,1% w stosunku do roślin nie transgenicznych.

Wzrost użycia herbicydów nie powinien być zaskoczeniem. Biolodzy zajmujący się chwastami ostrzegali, że oparcie ochrony plonu przed chwastami wyłącznie na odporności na jeden

silny, uniwersalny herbicyd, może przyspieszyć zmiany w zespołach chwastów i pojawienia się gatunków odpornych, co zmusi farmerów do zastosowania dodatkowych herbicydów i/ lub zwiększenia dawki już stosowanych. Ekologiczna adaptacja chwastów odpornych na Roundup dokonała się w ciągu trzech lat i wydaje się przyspieszać. Średnie dawki herbicydów wzrosły jako rezultat pojawienia się odpornego na herbicydy *Conyza canadensis*, zmian w składzie gatunkowym zespołów chwastów, ale także dzięki zastosowaniu w tradycyjnych uprawach nowych herbicydów konkurencyjnych wobec technologii opartej o GMO z HT, które są tańsze i skuteczniejsze w mniejszych dawkach.

Benbrook (2004) dodaje, że przestrożą dla przyszłości upraw GMO Bt jest to, co się stało z HT. Jest to najnowszy przykład, że działanie obejmujące silną truciznę przeciwko wszystkim organizmom wywołuje silną presję selekcyjną prowadzącą do szybkiego pojawienia się gatunków odpornych. Autor (Benbrook 2004) sugeruje, że owady reagują wolniej niż chwasty i jak wynika z dotychczasowych doświadczeń masowe pojawy gatunków odpornych oczekiwane są po 10-15 latach.

Podobnie jak w USA (patrz też Owen, Zelaya 2005) wprowadzenie soi GMO odpornej na herbicydy doprowadziło do wzrostu zużycia herbicydów w Argentynie (Benbrook 2005), przy czym transgeniczna soja odporna na herbicydy (HR) stanowiła aż 99% wszystkich odmian tej uprawy. W Argentynie pojawił się zresztą nowy gatunek towarzyszący uprawom *Plantago lanceolata*, całkowicie odporny na herbicyd (Roundup) stosowany w uprawach GMO (Benbrook 2005). Wzrost odporności owadów na transgeniczne uprawy zawierające Bt potwierdzają badania prowadzone w USA (Tabashnik in. 1997, Henneberry i in. 2000).

### **Dlaczego odporność na herbicydy i szkodniki owadzie jest kontrowersyjnym osiągnięciem biotechnologii z punktu widzenia ekologii i ochrony przyrody?**

Organizmy odporne na herbicydy są nowymi, nieprawdopodobnymi w warunkach naturalnych kombinacjami genetycznymi. Podobnie wbudowany do organizmów roślin transgenicz-

nych gen (określany skrótem Bt) bakterii *Bacillus thuringiensis* produkujący toksyny zabijające owady (por. Twardowski i in. 2003, Brookes, Anioł 2005). Oba produkty są skierowane przeciw innym organizmom. W pierwszym przypadku przeciwko roślinom współużytkującym substancje odżywcze i światło wraz z uprawą GMO, w drugim przypadku przeciw owadom i innym bezkręgowcom, które objadając rośliny zmniejszają ilość lub wartość ekonomiczną plonu.

W dotychczasowej praktyce rolnik stosował środki chemiczne lub biotyczne szacując koszty i straty. Często rezygnował z oprysków, np. w przypadku herbicydów stosował je wybiórczo, zwalczając gatunki jedno- lub dwuliścienne, bądź też w przypadku owadów stosował je w określonym terminie tak, aby nie szkodzić innym gatunkom, obojętnym ekonomicznie lub pożytecznym. Mimo to, znaczna część pospolitych chwastów i szkodników szybko nabyła odporność na stosowane pestycydy (WCS 1980), co zmuszało producentów do poszukiwania nowych skutecznych środków. Taka strategia w istocie naśladowała naturalną grę ewolucyjną, gdzie każdy z gatunków (również człowiek w obronie swojego pożywienia) jedynie czasowo uzyskiwał przewagę w dostosowaniu, szybko niwelowaną przez inne gatunki w kolejnych pokoleniach. Agrosystemy są co prawda zubożałymi systemami ekologicznymi, jednak zachowującymi znaczne bogactwo gatunków wśród producentów, konsumentów, konsumentów II rzędu i organizmów odżywiających się martwą materią organiczną (Karg, Ryszkowski 1996, Fu-Dostatny 2000, Witkowski, Adamski 2002). Rolnicy uprawiający wiele współczesnych agrosystemów, szczególnie w krajach uboższych, w walce z owadami roślinożernymi nadal wykorzystują drapieżców i pasożyty zapewniające w dużym stopniu utrzymanie w ryzach populacji owadów roślinożernych (Altieri 2004). System taki jest wyjątkowo stabilny i przynosi satysfakcjonujące, a często nawet wysokie plony.

Biotechnologia raz na zawsze przekreśla tę delikatną równowagę. Wprowadzony gen Bt, czy odporność na silnie trujące herbicydy pozwala na komfortową sytuację. Wystarczy bowiem raz wprowadzić do uprawy silny uniwersalny herbicyd by wy-



eliminować wszystkie chwasty, zaś toksyna przeciw owadom produkowana będzie przez roślinę niezależnie od obecności czy braku jakichkolwiek owadów roślinożernych. Ten drugi przypadek jest szczególnie interesujący. Rośliny w obronie przed roślinożercami wypracowały szereg mechanizmów ochronnych. Jednym z powszechniejszych jest indukowana obrona chemiczna, kiedy to roślina odpowiada na atak roślinożercy nie natychmiast, lecz dopiero po przekroczeniu pewnego progu strat (Haukioja, Neuvonen 1985, Haukioja 2005), określonego wieku (Moser, Oertli 1980, Adamski i in. 2000), lub w obronie kluczowego organu lub zasobu (Rhoades 1979). Ten mechanizm ewolucyjny przestanie całkowicie funkcjonować w agrocenozach z udziałem roślin transgenicznych z wbudowanym genem odporności na owady.

Agrocenozy stanowią obecnie największe pod względem powierzchni ekosystemy lądowe na Ziemi. Zajmują od 20% do 50% wśród 14 najważniejszych biomów Ziemi. Jedynie tajga i tundra pozostały dotąd w stosunkowo niewielkim stopniu zmienione na użytki rolne (Duraiappah, Naeem 2005). W Polsce uprawy rolne to ok. 40% powierzchni kraju (Michna 1998). Musimy mieć świadomość, że wraz z uwolnieniem do środowiska roślin transgenicznych, niezależnie od faktu czy dotyczy to transgenów odpornych na herbicydy, czy produkujących toksyny przeciw owadom, obszar ten staje się polem całkowicie nowej, nieznanego dotąd i ryzykownej gry ewolucyjnej, której skutki są trudne do przewidzenia.

## **Czego możemy się spodziewać?**

### **1. Eliminacji wielu gatunków i radykalnego uproszczenia struktury gatunkowej i troficznej agroekosystemu (nawet, jeżeli niektóre grupy zwiększą swoją liczebność)**

System przyrodniczy, nawet tak uproszczony jak konwencjonalne uprawy, liczy tysiące współzależnych gatunków. Kluczem produktywności agrosystemu jest gleba i jej aktywność mikrobiologiczna. Z badań nad uprawami transgenicznej soi

(Benbrook 2001) wynika, że jednym z elementów wpływającym na zmniejszenia plonu jest bakteryjny symbiont *Bradyrhizobium japonicum*, który jest bardzo wrażliwy na suszę i stosowanie herbicydu Roundup. Inne badania w USA (Kremer i in. 2000, Benbrook 2002) wskazują, że w glebie upraw GMO odpornych na herbicydy zostaje zachwiana równowaga struktury mikroorganizmów na korzyść grzybów.

Bardzo szeroko zaplanowane badania w Wielkiej Brytanii (Brooks i in. 2003, Champion i in. 2003, Haughton i in. 2003, Hawes i in. 2003, Heard i in. 2003a, 2003b, Squire i in. 2003, Roy i in. 2005) dotyczące porównania upraw GMO (HT) z uprawami konwencjonalnymi trzech gatunków kukurydzy, buraka cukrowego i rzepaku wykazały w przypadku dwóch ostatnich upraw wyraźne zmniejszenie liczebności i składu gatunkowego organizmów glebowych, a jedynie w przypadku transgenicznej kukurydzy (gatunku obcego wyraźnie mniej ważącego w ilości gatunków żerujących na nim) obserwowano nawet okresowy wzrost liczebności skoczogonków i żywiących się nimi chrząszczy.

Dane dotyczące zmian troficznych można zestawić z wielu publikacji. Wspomniana wyżej grupa z Wielkiej Brytanii (Brooks i in. 2003, Champion i in. 2003, Haughton i in. 2003, Hawes i in. 2003, Heard i in. 2003a, 2003b, Roy i in. 2003, Squire i in. 2003) wykazała, że wprowadzenie upraw GMO (HT) buraka i rzepaku zgodnie z ustaloną procedurą postępowania agrotechnicznego powoduje w efekcie mniej chwastów, mniej nasion, mniej motyli oraz pszczoł na i wokół badanych upraw. Obok zmniejszenia ilości chwastów stwierdzono znaczną redukcję nasion i „zwrotu” nasion do banku nasion w glebie, szczególnie dotyczy to roślin dwuliściennych. Różnice te propagowane w czasie spowodują znaczny spadek zagęszczenia populacji chwastów polnych. Heard i in. (2003b) stwierdził, że możliwe jest przyspieszenie zmniejszania liczebności chwastów tych upraw w tempie 7% rocznie w stosunku do aktualnego, akceptowanego w Wielkiej Brytanii tempa 3% rocznie, co przenosi się na mniej nektaru dla pszczoł i motyli oraz mniej nasion chwastów dla ptaków. W przypadku kukurydzy transgenicznej rezultaty są odwrotne i też statystycznie istotne.

W przypadku roślin transgenicznych, zawierających gen Bt stwierdzono również oddziaływanie upraw GM na inne owady niezwiązane z uprawą. Wolt i in. (2003) wykazał negatywne oddziaływanie pyłku Bt kukurydzy zarówno na gąsienice *Danaus plexippus* zjadające przyklejony pyłek, jeżeli rośliny żywicielskie znajdują się w pobliżu uprawy GMO, a także na *imagines*, które zeskrobują z liści tkankę wraz z przyklejonym pyłkiem. Inne badania prowadzone nad *Papilio polyxenes* (Wraight i in. 2000), wykazały brak szkodliwości pyłku GMO zawierającego Bt na przeżywanie gąsienic tego gatunku zarówno w laboratorium jak i w terenie.

Badania upraw transgenicznych dowiodły, że przyczyną zmian nie jest bezpośrednio wprowadzenie genu odporności na herbicydy do rośliny, lecz jedynie takie lub inne stosowanie herbicydów. Okazuje się, że filozofia uprawy bez chwastów i szkodników (Wolfe 2006) jest skuteczna do pewnego momentu. Jak wcześniej stwierdzono silna presja selekcyjna powoduje szybkie uodparnianie się chwastów (Benbrook 2001, 2004) i owadów roślinożernych (Tabashnik in. 1997, Henneberry i in. 2000).

## **2. Zmian w strukturze troficznej systemu i oddziaływania bezpośredniego lub pośredniego transgenów na inne niż przewidywane do eliminacji grupy gatunków**

Wyniki prezentowane wyżej stanowią podstawę do dalszych badań i rozważań dotyczących całych systemów troficznych, czyli podstawowych elementów strukturalnych i funkcjonalnych ekosystemów gdzie wprowadzono uprawy GMO. Badania i symulacje dowiodły, że na wprowadzeniu większości upraw GMO ucierpią ptaki, głównie odżywiające się nasionami (Firbank, Forcella 2000, Watkinson i in. 2000). Ponadto badania bezkręgowców wskazują na zmiany preferencji bądź zagrożenie drapieżników w łańcuchu troficznym: roślina transgeniczna – roślinożerca – drapieżnik (Dogan i in. 1996, Rovenska i in. 2005).

## **3. Pojawienia się gatunków odpornych na działanie transgenów poprzez przejęcie modyfikacji genetycznej przez gatunki dzikie lub szybkie wykształcenie odporności na nowy czynnik. Gatunki te mogą osiągnąć w przyrodzie nieoczekiwany sukces ewolucyjny**

Tab. 2. Aktualna inwentaryzacja gatunków chwastów odpornych na glifosfat (Benbrook 2004) – Current cataloging of weeds resistant to glyphosphate (Benbrook 2004).

Nazwa łacińska – Latin name	Nazwa polska (angielska) Polish name (English name)	Kraj i rok pojawienia się – Country and year of appearing
<i>Conyza bonariensis</i>	Przymiotno buenosaryjskie (Hairy Fleabane)	Południowa Afryka 2001 Hiszpania 2004
<i>Conyza canadensis</i>	Przymiotno kanadyjskie (Horseweed)	USA 2000-2004
<i>Eleusine indica</i>	Manneczka piaskowa (Goosegrass)	Malezja 997
<i>Lolium multiflorum</i>	Życica wielokwiatowa (Italian Ryegrass)	Chile 2001-2002 Brazylia 2003
<i>Lolium rigidum</i>	Życica roczna (Rigid Ryegrass)	Australia 1996-1997, 2000 USA 1998 Południowa Afryka 2001
<i>Plantago lanceolata</i>	Babka lancetowata (Buckhorn Plantain)	Południowa Afryka 2003

Wzrost zużycia herbicydów w uprawach transgenicznych HT w USA i Argentynie jest dobrze udokumentowanym faktem (Benbrook 2004, 2005, Owen, Zelaya 2005). Wśród roślin odpornych na herbicydy są takie, które nabyły tę odporność na drodze selekcji (Benbrook 2004), są też i takie które nabyły odporność poprzez przejęcie modyfikacji genetycznej od upraw transgenicznych. Obecnie mamy już na świecie kilka gatunków chwastów odpornych na herbicydy tak jak uprawy GMO (tab. 2).

Znacznie poważniejszym problemem jest nabywanie odporności na herbicydy lub na owady roślinożerne poprzez przenoszenie genów z roślin transgenicznych na ich dzikich lub zdziczałych krewniaków. Geny przenoszone są w pyłku, a wektorem może być wiatr w przypadku roślin wiatropylnych (CEC 2004) lub owady zapylające w przypadku roślin owadopylnych (Creswell 1994, Alibert i in. 2005).

Współcześnie wiemy, że dzikie rośliny transgeniczne spotykamy wszędzie tam gdzie mamy do czynienia z uprawami GMO (Linder i in. 1998, Crawley i in. 2001, The Royal Society 2003, CEC 2004, Alibert i in. 2005). Rośliny te – jak wykazano – nabierają nowych nieoczekiwanych cech (The Royal Society 2003). W Kanadzie rzepak transgeniczny jest uprawiany w skali 55% odmian odpornych na glifosfat i po 15% odpornych na imidazolinę i glufosinat w stosunku do całej uprawy rzepaku w tym kraju. Linda Hall z University of Alberta wykazała, że 21,8% roślin rzepaku stanowią hybrydy. Udział krzyżówek maleje wraz ze wzrostem odległości od upraw transgenicznych i wymiana genów jest bardzo niewielka w odległości 2 km od uprawy transgenicznej. Rzekop produkuje duże ilości nasion, z których później wyrastają zdziczałe osobniki zachwaszczające uprawy. Ten zdziczały rzepak to 18. w kolejności znaczenia chwast polny w Kanadzie; niektóre okazy (2 na 924 przebadane) wykazują odporność na wszystkie trzy herbicydy wprowadzone w różnych uprawach transgenicznych. Wykazano, że ta odporność utrzymywała się przez wiele generacji (The Royal Society 2003). Chwasty te są zwalczane herbicydami auksynowymi.

## Podsumowanie

Niniejsza praca pokazuje jak wiele problemów środowiskowych wiąże się z wprowadzeniem roślin transgenicznych do polskiego rolnictwa. Autorzy większości z cytowanych prac podkreślają w podsumowaniu, że każdy przypadek wprowadzenia transgenicznej uprawy musi być badany indywidualnie, biorąc pod uwagę lokalne warunki środowiskowe, pokrewne gatunki, zaawansowanie technologii upraw i otaczającą bioróżnorodność. Dotychczasowe metody kontroli określane mianem szacowania ryzyka są powszechnie krytykowane jako nieadekwatne do rzeczywistego poziomu ryzyka, szczególnie w skali czasu. Ryzyko to obejmuje zagadnienia w ogóle nie badane w przypadku GMO, jak np. wpływ herbicydów związanych z uprawami GMO na dostosowanie i rozwój organizmów glebowych. W dłuższym przedziale czasu i ten czynnik może okazać się istotny. W przypadku transferu nowych genów do gatunków dzikich mamy do czynienia z ewidentnym zagrożeniem, jednak trudno wyobrazić sobie możliwe scenariusze wpływu na zwierzęta, poziomy troficzne, inne gatunki roślin oraz całe systemy przyrodnicze podlegające ochronie.

Jak starałem się wykazać, GMO w rolnictwie nie jest tak obiecującą nowinką, jak próbują ją sprzedać koncerny biotechnologiczne. W dłuższym, kilkuletnim okresie czasu, podobnie jak rolnictwo konwencjonalne, uprawy GMO będą się znowu zmagać z chwastami i szkodnikami, a potencjalne zyski rolnika pozostaną na papierze. Polska ma przed sobą dwie drogi rozwoju produkcji rolnej – intensyfikację poprzez rolnictwo konwencjonalne, gdzie nawet bez wprowadzania GMO nasi rolnicy pozostają i będą konkurencyjni na światowym rynku żywnościowym oraz rolnictwo ekologiczne (organic farming). To drugie poszukiwane w bogatszych krajach dzięki szczególnej wartości odżywczej i czystości produktu jest również rozwijane w wielu innych krajach Wspólnoty Europejskiej. Wprowadzenie GMO to, jak wykazali Brytyjczycy (Brooks i in. 2003, Champion i in. 2003, Haughton i in. 2003, Hawes i in. 2003, Heard i in. 2003a, 2003b, Roy i in. 2003, Squire i in. 2003), przyspiesze-

nie procesu wymierania dzikich gatunków chwastów, bezkręgowców i ptaków. Tą dziką przyrodę w naszych agrocenozach jeszcze mamy (Witkowski, Adamski 2002), jednak prowadzony od kilku lat monitoring ptaków pokazuje, że nasze rolnictwo stopniowo się modernizuje, co w efekcie eliminuje z agrocenoz ptaki polne (Chylarecki i in. 2006).

Osobnym problemem, który nie został tutaj nawet zarysowany jest sformalizowana ocena ryzyka środowiskowego (forma oceny oddziaływania na środowisko) wprowadzenia do upraw roślin transgenicznych. Jednak jak widać z doświadczeń wielu krajów i regionów w Europie tzw. ocena ryzyka (Spök i in. 2004) dokonywana przez European Food Safety Authority (EFSA 2003) jest w istocie przechodzeniem obok, a nie poważnym podejmowaniem problemu GMO. Czyni tak zresztą wielu uczonych (Regal 1998), co zresztą wywołuje niezadowolenie społeczne oraz radykalizację społeczeństw i organizacji pozarządowych, a nawet niektórych uczonych w odniesieniu do szerokiego spektrum zagadnień społecznych, ekonomicznych i środowiskowych związanych z uwalnianiem roślin transgenicznych do środowiska (Lappe, Bailey 1999, Kormos, Hughes 2000, Priwiezienczew i in. 2002, Kędra 2003, Kistowski 2003).

Autor niniejszego artykułu podziela niepokój i niezadowolenie związane z uwalnianiem roślin modyfikowanych genetycznie do środowiska. W naszym polskim przypadku obawy wynikają nie tylko z wczytywania się w doniesienia innych badaczy; poważnym ich źródłem jest również brak klarownego prawa w tej dziedzinie, a także brak badań i systematycznego monitoringu GMO w naszym kraju.

## PIŚMIENNICTWO

Adamski P., Margielewska K., Witkowski Z. 2000. *Compensation and induced defense in response to herbivory in Sedum maximum (Crassulaceae)*. *Fragm. Flor. Geobot.* 45: 193-202.

Alibert B., Sellier H., Souvre A. 2005. *A combined method to study gene flow from cultivated sugar beet to ruderal beets in the glasshouse and open field*. *European Journal of Agronomy* 23 (2): 195-208.

Altieri M.A. 2004. *Genetic engineering in agriculture: the myths, environmental risks and alternatives*. 2<sup>nd</sup> Ed. Food First Books. Oakland CA, USA.

Benbrook C.M. 1999. *World food system challenges and opportunities: GMOs, biodiversity, and lessons from America's Heartland*. Praca zaprezentowana 27 stycznia 1999 jako część University of Illinois World Food and Sustainable Agriculture Program ([www.biotech-info.net](http://www.biotech-info.net); czytane w lipcu 2006).

Benbrook C. M. 2001. *Troubled times amid commercial success for roundup ready soybeans. Glyphosate efficacy is slipping and unstable transgene expression erodes plant defenses and yields*. AgBioTech InfoNet Technical Paper Number 4 ([www.biotech-info.net](http://www.biotech-info.net); czytane w lipcu 2006).

Benbrook C.M. 2002. *A perspective on actual versus potential environmental benefits of agricultural biotechnology*. Lecture delivered February 4, 2002 at a meeting sponsored by the Pew Initiative on Food and Biotechnology, San Francisco, California. ([www.biotech-info.net](http://www.biotech-info.net); czytane w lipcu 2006).

Benbrook C. M. 2004. *Genetically engineered crops and pesticide use in the united states: the first nine years*. BioTech InfoNet, Technical Paper Number 7 ([www.biotech-info.net](http://www.biotech-info.net); czytane w lipcu 2006).

Benbrook C.M. 2005. *Rust, resistance, run down soils, and rising costs – problems facing soybean producers in Argentina*. BioTech InfoNet, Technical Paper Number 8 ([www.biotech-info.net](http://www.biotech-info.net); czytane w lipcu 2006).

Brookes G., Anioł A. 2005. *The farm level impact of using GM agronomic traits in Polish arable crops*. Msc ([www.biotechnologia.com.pl](http://www.biotechnologia.com.pl); przeczytane w lipcu 2006).

Brooks D.R., Bohan D.A., Champion G.T., Haughton A.J., Hawes C., Heard M.S., Clark S.J., Dewar A.M., Firbank L.G., Perry J.N., Rothery P., Scott R.J., Woiod I.P., Birchall C., Skellern M.P., Walker J.H., Baker P., Bell D., Browne E.L., Dewar A.J.G., Fairfax C.M., Garner B.H., Haylock L.A., Horne S.L., Hulmes S.E., Mason N.S., Norton L.R., Nuttall P., Randle Z., Rossall M.J., Sands R.J.N., Singer E.J., Walker M.J. 2003. *Invertebrate responses to the management of genetically modified herbicide-tolerant and conventional spring crops. I. Soil-surface-active invertebrates*. Phil. Trans., R. Soc. Lond., B, 358: 1847-1862.

Canadian Biotechnology Advisory Committee 2006. *Canada's Biotechnology Strategy – Charting the Path Forward. Expert Roundtable Series Summary Report*. Raport przygotowany przez InterQuest Consulting, Montreal ([www.cbac-cccb.ca](http://www.cbac-cccb.ca)).



CBI 2003. *Environmental benefits of biotechnology*. Council for Biotechnology Information ([www.whybiotech.com](http://www.whybiotech.com)).

CEC 2004. *Maize and biodiversity: the effects of transgenic maize in Mexico: Key findings and recommendations*. Commission for Environmental Cooperation, Secretariat Report ([www.cec.org/maize](http://www.cec.org/maize)).

Champion G.T., May M.J., Bennett S., Brooks D.R., Clark S.J., Daniels R.E., Firbank L.G., Haughton A.J., Hawes C., Heard M.S., Perry J.N., Randle Z., Rossall M.J., Rothery P., Skellern M.P., Scott R.J., Squire G.R., Thomas M.R. 2003. *Crop management and agronomic context of the Farm Scale Evaluations of genetically modified herbicidetolerant crops*. Phil. Trans, R. Soc. Lond., B, 358: 1801-1818.

Chylarecki P., Jawińska D., Kuczyński L. 2006. *Monitoring populacji ptaków lęgowych, Raport z lat 2003-2004*. Ogólnopolskie Towarzystwo Ochrony Ptaków, Warszawa.

Clark E.A. 2002. *Industry and Academic Biotechnology: teaching students the art of DoubleSpeak Plant Agriculture*. University of Guelph ([www.plant.uoguelph.ca/research/homepages/eClark/](http://www.plant.uoguelph.ca/research/homepages/eClark/)).

Clark E.A. 2003. *Genetically engineered crops: myths and realities*. Lecture presented to the Yale School of Forestry and Environmental Studies ([www.plant.uoguelph.ca/research/homepages/eClark/](http://www.plant.uoguelph.ca/research/homepages/eClark/)).

Crawley M.J., Brown S.L., Hails R.S., Kohn D.D., Rees M. 2001. *Transgenic crops in natural habitats*. Nature 409: 682-683.

Cresswell J.E. 1994. *A method for quantifying the gene flow that results from a single bumblebee visit using transgenic oilseed rape, Brassica napus L. cv. Westar*. Transgenic Research 3 (2): 134-137.

Crouch M.L. 1998. *How the Terminator terminates: an explanation for the non-scientist of a remarkable patent for killing second generation seeds of crop plants*. Occasional paper of The Edmonds Institute, Edmonds, Wash. DC ([www.bio.indiana.edu/people/terminator](http://www.bio.indiana.edu/people/terminator)).

Dogan E.B., Berry R.E., Reed G.L., Rossignol P.A. 1996. *Biological Parameters of Convergent Lady Beetle (Coleoptera: Coccinellidae) Feeding on Aphids (Homoptera: Aphididae) on Transgenic Potatoe*. Journal of Economic Entomology 89(5): 1105-1108.

Duraiappah A.K., Naeem S. 2005. *Ecosystems and human well-being*. Biodiversity Synthesis. W: Reid W.V. (director) Millennium Ecosystem Assessment, The United Nations Environment Programme (UNEP) ([www. Millenium Ecosystem Assessment](http://www.MillenniumEcosystemAssessment.com)).

EFSA 2003. *Opinion of the Scientific Panel on Genetically Modified Organisms on a question from the Commission related to the Austrian notification of national legislation governing GMOs under Article 95(5)*

of the Treaty. The European Food Safety Authority Journal (2003) 1: 1-5.

Firbank L.G., Forcella F. 2000. *Genetically Modified Crops and Farmland Biodiversity*. Science 289 (5484):1481-1482.

Fremuth W. 2004. *The Rhoen region: a model for sustainable development at the former border between East and West Germany*. W: Light S.S. (red.). *The role of biodiversity conservation in the transition to rural sustainability*. Nato Sci. Series, Ser. V: Science and technology policy, vol 41. IOS Press, Amsterdam.

Fu-Dostatny D. 2000. *Różnorodność chwastów polnych Nadniziańskiego Parku Krajobrazowego, jej uwarunkowania i ochrona*. Inst. Bot. UJ, Rozprawa Doktorska, Kraków.

Handbook 2001. *Handbook of the Convention on Biological Diversity*. Secretariat of the Convention on Biological Diversity. Earthscan Publ. London, Sterling VA, USA.

Haughton A.J., Champion G.T., Hawes C., Heard M.S., Brooks D.R., Bohan D.A., Clark S.J., Dewar A.M., Firbank L.G., Osborne J.L., Perry J.N., Rothery P., Roy D.B., Scott R.J., Woiwod I.P., Birchall C., Skellern M.P., Walker J.H., Baker P., Browne E.L., Dewar A.J.G., Garner B.H., Haylock L.A., Horne S.L., Mason N.S. 2003. *Invertebrate responses to the management of genetically modified herbicide-tolerant and conventional spring crops. II. Within-field epigeal and aerial arthropods*. Phil. Trans, R. Soc. Lond. B 358: 1863-1877.

Haukioja E., Neuvonen S. 1985. *Induced long term resistance of birch foliage against defoliators: defensive or incidental?* Ecology 66: 1303-1308.

Haukioja E. 2005. *Plant defences and population fluctuations of forest defoliators: mechanism-based scenarios*. Annales Zoologici Fennici 42: 313-325.

Hawes C., Haughton A.J., Osborne J.L., Roy D.B., Clark S.J., Perry J.N., Rothery P., Bohan D.A., Brooks D.R., Champion G.T., Dewar A.M., Heard M.S., Woiwod I.P., Daniels R.E., Young M.W., Parish A.M., Scott R.J., Firbank L.G., Squire G.R. 2003. *Responses of plants and invertebrate trophic groups to contrasting herbicide regimes in the Farm Scale. Evaluations of genetically modified herbicide-tolerant crops*. Phil. Trans, R. Soc. Lond. B 358: 1899-1913.

Haygood R., Ives A.R., Andow D.A. 2003. *Consequences of recurrent gene flow from crops to wild relatives*. Proceedings of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences vol. 270: 1879-1886.

Heard M.S., Hawes C., Champion G.T., Clark S.J., Firbank L.G., Haughton A.J., Parish A.M., Perry J.N., Rothery P., Scott R.J., Skellern M.P., Squire G.R., Hill M.O. 2003a. *Weeds in fields with contrasting conventional and genetically modified herbicide-tolerant crops. I. Effects on abundance and diversity*. Phil. Trans, R. Soc. Lond. B 358: 1819-1832.

Heard M.S., Hawes C., Champion G.T., Clark S.J., Firbank L.G., Haughton A.J., Parish A.M., Perry J.N., Rothery P., Roy D.B., Scott R.J., Skellern M.P., Squire G.R. Hill M.O. 2003b. *Weeds in fields with contrasting conventional and genetically modified herbicide-tolerant crops. II. Effects on individual species*. Phil. Trans, R. Soc. Lond. B 358: 1833-1846.

Henneberry T.J., Jech L.F., Torre T. de la, Faulconer S., Hill J.J. 2000. *Artificial pink bollworm egg infestations and larval survival in NuCOTN 33B and Deltapine cotton cultivars in Arizona*. Proceedings Beltwide Cotton Conferences, San Antonio, USA, 4-8 January, 2000: Vol. 2, p.1333-1335.

Hoppichler J. 2006. *Concepts of GMO-free environmentally sensitive areas. Summary of a Study contracted by the Federal Ministry for social Security and Generations Sektion IX, Austria*. 2<sup>nd</sup> European Conference „GMO Free Regions, Biodiversity and Rural Development”, Berlin ([www.gmo-free-regions.org/gmo-free-regions/austria](http://www.gmo-free-regions.org/gmo-free-regions/austria)).

Karg J., Ryszkowski L. 1996. *Animals in arable land*. In: L. Ryszkowski, N.R. French, A. Kędziora (red.). *Dynamics of an agricultural landscape*. PWRiL, Warszawa.

Kędra A. (opr.) 2003. *GMO – poznajemy swoje poglądy*. Konferencja Instytutu na Rzecz Ekorozwoju, 11-12 kwietnia 2003, Warszawa.

Kistowski von K.G. (red.). 2003. *Genetic engineering and biosafety in Europe, Poland, Austria and Germany. Facts and opinions*. Phare Project PL 01/IB/EN/03, Component 7: Assistance in promoting public participation and information.

Kormos C., Hugyes L. 2000. *Regulating genetically modified organisms, Striking a balance between progress and safety*. Advances in applied biodiversity science 1, Conservation International, Washington DC.

Krata J. 2003. *Organizmy modyfikowane genetycznie. Refleksje przedstawiciela firmy biotechnologicznej*. W: Kędra A. (opr.). *GMO – poznajemy swoje poglądy*. Konferencja Instytutu na Rzecz Ekorozwoju, 11-12 kwietnia 2003, Warszawa.

Kremer R.J., Donald P.A., Keaster A.J. 2000. *Herbicide Impact on Fusarium spp. and Soybean Cyst Nematode in Glyphosate-Tolerant*

Soybean. American Society of Agronomy, Annual Meeting. ([www.biotechinfo.net](http://www.biotechinfo.net); czytane w lipcu 2006).

Kuźmicz M. 2006. *Europa zmuszona do genów: Unia Europejska przegrała w światowej Organizacji Handlu spór o niewpuszczanie na swój rynek żywności genetycznie modyfikowanej*. Gazeta Wyborcza 02.08.2006.

Lappe M., Bailey B. 1999. *Against the grain. The genetic transformation of global agriculture*. Earthscan Publ., London.

Light S., Serafin R., O’Riordan T., Bochniarz Z., Sendzimir J., Blann K. 2004. *The role of biodiversity conservation in rural sustainability: an introduction*. W: Light S.S. (red.). *The role of biodiversity conservation in the transition to rural sustainability*. Nato Sci. Series, Ser. V: Science and technology policy, vol 41. IOS Press, Amsterdam.

Linder C.R., Taha I., Seiler G.J., Snow A.A., Rieseberg L.H. 1998. *Long-term introgression of crop genes into wild sunflower populations*. Theoretical and Applied Genetics 96: 339-347

Matthee M., Vermersch D. 2000. *Are the precautionary principle and the international trade of genetically modified organisms reconcilable?* Journal of Agricultural & Environmental Ethics 12 (1): 59-70.

Meadows D.H., Meadows D.L., Randers J., Behrens W.W. 1973. *Granice wzrostu*. PWE, Warszawa.

Michna W. 1998. *Program proekologicznego rozwoju wsi, rolnictwa i gospodarki żywnościowej do 2015 roku, Synteza*. Ministerstwo Rolnictwa i Gospodarki Żywnościowej, Warszawa.

Millenium Ecosystem Assessment 2005. ([www.millenniumassessment.org](http://www.millenniumassessment.org)).

Moser H.A., Oertli J.J. 1980. *Evidence of a biochemical interactions between insect and specific foodplant in the system P. apollo – S. album*. Rev. Suisse Zool. 87: 341-357.

Nakonieczny M., Kędziorski A. 2002. *Jeść albo nie jeść (Genetycznie Zmodyfikowaną Żywność) – oto jest pytanie?* W: Nakonieczny M., Migula P. (red.). *Problemy środowiska i jego ochrony, część 10*. Centrum Studiów nad Człowiekiem i Środowiskiem UŚ, Wyd. Eco-Educja, Katowice.

Norberg-Hodge H., Merrifield T., Gorelick S. 2005. *Powrót gospodarki żywnościowej do korzeni: lokalne alternatywy wobec globalnego przemysłu rolnego*. Wydawnictwo „Zielone Brygady”, Kraków.

Organic Consumers Association 2005. Luke Anderson’s overview of anti-GE activism in the USA in 2004 ([www.gmwatch.org](http://www.gmwatch.org)).

Owen M.D.-K., Zelaya I.A. 2005. *Herbicide-resistant crops and weed resistance to herbicides*. Pest Management Science 61: 301-311.

Priwieziencew E., Ligeża-Sieniarska E., Sieniarski S. 2002. *GMO zagrożeniem dla bioróżnorodności Polski, raport z kampanii*. Społeczny Instytut Ekologiczny, Warszawa.

Pryme J.F., Lembcke R. 2003. *In vivo studies on possible health consequences of genetically modified food and feed – with particular regard to ingredients consisting of genetically modified plant materials*. Nutrition and Health 17: 1-8.

Purrington C.B., Bergelson J. 1995. *Assessing weediness of transgenic crops: industry plays plant ecologist*. Trends in Ecology & Evolution 10 (8): 340-342.

Raybould A.F. 2005. *A decade of gene flow research: improved risk assessments or missed opportunities?* Aspects of Applied Biology 74: 27-33.

Regal P.A. 1998. *A brief history of biotechnology risk debates and policies in the United States*. Occasional paper of The Edmonds Institute, Edmonds, Wash. DC ([www.edmonds-institute.org/regal](http://www.edmonds-institute.org/regal)).

Rhoades D.F. 1979. *Evolution of plant chemical defense against herbivores*. W: Rosenthal G.A., Janzen D.H. (red.). *Herbivores: their interaction with secondary plant metabolites*. Academic Press, New York.

Rothery P., Scott R.J., Brooks D.R., Champion G.T., Hawes C., Heard M.S., Firbank L.G. 2003. *Invertebrates and vegetation of field margins adjacent to crops subject to contrasting herbicide regimes in the Farm Scale Evaluations of genetically modified herbicidetolerant crops*. Phil. Trans, R. Soc. Lond. B 358: 1879-1898.

Rovenska G.Z., Zemek R., Schmidt J.E.U., Hilbeck A. 2005. *Altered host plant preference of Tetranychus urticae and prey preference of its predator Phytoseiulus persimilis (Acari: Tetranychidae, Phytoseiidae) on transgenic Cry3Bb-eggplants*. Biological Control 33 (3): 293-300.

Roy D.B., Bohan D.A., Houghton A.J., Hill M.O., Osborne J.L., Clark S.J., Perry J.N., Smith J.M. 2005. *Scary Year for Genetically Engineered Crops* ([www.seedsoftdeception.com/utility](http://www.seedsoftdeception.com/utility)).

Spök A., Hofer H., Lehner P., Valenta R., Stirn S., Gaugitsch H. 2004. *Risk assessment of GMO products in the European Union. Toxicity assessment, allergenicity assessment and substantial equivalence in practice and proposals for improvement and standardisation*. Wydawnictwa Federal Ministry of Health and Women, Vienna, Graz.

Squire G.R., Brooks D.R., Bohan D.A., Champion G.T., Daniels R.E., Haughton A.J., Hawes C., Heard M.S., Hill M.O., May M.J., Osborne J.L., Perry J.N., Roy D.B., Woiwod I.P., Firbank L.G. 2003. *On the rationale and interpretation of the Farm Scale Evaluations of genetically modified herbicide-tolerant crops*. Phil. Trans, R. Soc. Lond. B 358: 1779-1799.

Stanowisko KOP PAN 2006. *Stanowisko Komitetu Ochrony Przyrody PAN w sprawie upraw GMO i żywności z GMO uchwalone podczas zebrania plenarnego w Krakowie dnia 25.11.2005*. FORUM (<http://www.iop.krakow.pl/iop/iop.asp?040303>)

Tabashnik B., Liu Y.B., Finson N., Masson L., Heckel D.G. 1997. *One gene in diamondback moth confers resistance to four Bacillus thuringiensis toxins*. Proceedings of the National Academy of Sciences 94: 1640-1644

The Royal Society 2003. *GM crops, modern agriculture and the environment*. Report of a Royal Society Discussion Meeting held on 11 February 2003 ([www.Royalsoc.ac.uk/policy](http://www.Royalsoc.ac.uk/policy)).

Twardowski T., Zimny J., Twardowska A. 2003. *Biobezpieczeństwo biotechnologii*. Edytor, Poznań.

U.S. Department of State. 2003. *The Cartagena Protocol On Biosafety*. (<http://usinfo.state.gov/journals/ites/0903/ijee/cartagena.htm>).

VPIRG 2003. *Blowing in the Wind – The road to extinction for Vermont's organic farms: Testing confirms genetic pollution of organically grown corn*. Vermont Public Interest Research Group ([www.vpirg.org](http://www.vpirg.org)).

Visser A.J.C. de, Nijhuis, E.H., Elsas J.D. van, Dueck T.A. 2000. *Crops of uncertain nature? Controversies and Knowledge Gaps Concerning Genetically Modified Crops. An Inventory. Rapport*. Plant Research International 12.

Watkinson A.R., Freckleton R.P., Robinson R.A., Sutherland W.J. 2000. *Predictions of Biodiversity Response to Genetically Modified Herbicide-Tolerant Crops*. Science 289 (5484): 1554-1557.

World Conservation Strategy 1980. *Living Resource Conservation for Sustainable Development*. IUCN, UNEP, WWF, Gland.

Wilkin J. (red.). 2005. *Polska wieś 2025, wizja rozwoju*. Fundusz Współpracy, Warszawa.

Wilkinson M.J., Davenport I.J., Charters Y.M., Jones A.E., Allainguillaume J., Butler H.T., Mason D.C., Raybould A.F. 2000. *A direct regional scale estimate of transgene movement from genetically modified oilseed rape to its wild progenitors*. Molecular Ecology 9 (7): 983-991.

Witkowski Z.J., Adamski P. 2002. *Biodiversity conservation in agriculture: the experience of Poland*. Nature Conservation 59: 99-108.

Wolfe M. 2006. *GMOs and Disease and Pest Resistance*. An occasional paper of The Edmonds Institute, Edmonds, Washington USA ([www.edmonds-institute](http://www.edmonds-institute)).

Wolt J.D., Peterson R.K.D., Bystrak P., Meade T.A. 2003. *A screening level approach for nontarget insect risk assessment: transgenic Bt corn pollen and the monarch butterfly (Lepidoptera: Danaidae)*. Environmental Entomology 32: 237-246.

Wraight C.L., Zangerl A.R., Carroll M.J., Berenbaum M.R. 2000. *Absence of toxicity of Bacillus thuringiensis pollen to black swallowtails under field conditions*. Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA 97: 7700-7703.

**Chrońmy Przyrodę Ojczyzna**

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

**Vol. LXII (62) 2006**

**No. 6**

CONTENTS

- Anna Cwener, Małgorzata Wrzesień: A new station of *Orchis purpurea* Huds. in the Lublin region
- Aleksander Dorda: Nesting habits of the black stork *Ciconia nigra* in Cieszyn Silesia
- Wojciech Gaśienica Byrcyn: Changes of population number of *Rupicapra rupicapra tatra* (Blahout, 1971)
- Krzysztof Jędrzejko, Edward Walusiak: On protection of rare plant of alien origin exemplified by two species from *Kickxia* genus
- Agnieszka Michałowska, Justyna Rymon Lipińska: A new station of *Liparis loeselii* (L.) Rich. in the Wielkopolska province
- Sławomir Mitrus: Fidelity to nesting area of females of the European pond turtle *Emys orbicularis*
- Bartłomiej Najbar, Anna Najbar, Ewa Szuszkiewicz: Traffic mortality in selected groups of vertebrates on roads in the Zielona Góra region (W Poland)
- Jarosław Orłowski: A new station of butter bolete *Boletus regius* Krombh. in the Słonne Mountains
- Krzysztof Spałek: A new locality of *Lindernia procumbens* (Krock.) Borbás in the Milicz Basin
- Zbigniew Witkowski: Genetically Modified Organisms in Polish agriculture: doubts and remarks from point of view of ecology and nature conservation





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

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

Kontakt:

Narodowy Fundusz Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej  
Ośrodek Informacji o Edukacji Ekologicznej  
02-673 Warszawa, ul. Konstruktorska 3A  
Tel.: (022) 853 37 50, tel./fax: (022) 853 61 95, e-mail: oiee@nfosigw.gov.pl

### **Objaśnienie ryciny na okładce Explanation of figure on front cover**

Storczyk purpurowy *Orchis purpurea* na nowym stanowisku w Wolicy Uchańskiej. Fot. Anna Cwener – *Orchis purpurea* at a new station in Wolica Uchańska. Photo Anna Cwener.