

Inwazyjne gatunki roślin ekosystemów mokradłowych Polski

Redakcja: Zygmunt Dajdok i Paweł Pawlaczyk

WYDAWNICTWO KLUBU PRZYRODNIKÓW
ŚWIEBODZIN 2009



Wydawnictwo Klubu Przyrodników, ul. 1 Maja 22, 66-200 Świebodzin
tel./fax: 0683828236, e-mail: kp@kp.org.pl
Świebodzin 2009

Redakcja: Zygmunt Dajdok i Paweł Pawlaczyk

Recenzja: prof. dr hab. Maria Zając

ISBN 978-83-87846-69-5



Publikacja wydana w ramach projektu: *Ochrona ekosystemów mokradłowych w Puszczy Drawskiej – etap II (ograniczanie gatunków inwazyjnych)*, dofinansowanego przez Fundację Ekofundusz

Druk: SONAR Sp. z o.o., ul. Kostrzyńska 89, 66-400 Gorzów Wlkp.
tel. (+48 95) 7250 335, fax (+48 95) 7250 335 w. 28, www.sonar.pl, e-mail: biuro@sonar.pl

Autorzy	4
Od wydawcy	8
1. Wprowadzenie	9
<i>P. Pawlaczyk</i>	
1.1. Inwazyjne gatunki roślin jako problem ochrony przyrody	9
1.2. Ekosystemy mokradłowe jako kluczowy przedmiot ochrony przyrody	16
2. Torfowiska w obliczu zagrożeń powodowanych przez rozwój obcych gatunków inwazyjnych	19
<i>P. Pawlaczyk</i>	
3. Doliny rzeczne i wody stojące jako siedliska gatunków inwazyjnych	24
<i>Z. Dajdok i B. Tokarska-Guzik</i>	
4. Charakterystyka wybranych gatunków rozprzestrzeniających się na obszarach mokradłowych Polski	32
4.1 Rośliny zarodnikowe	
<i>Azolla</i> paprotkowa <i>Azolla filiculoides</i>	32
<i>E. Szczęśniak</i>	
4.2 Rośliny nasienne	
4.2.1 Gatunki jednoroczne	
<i>Erechtites</i> jastrzębcowaty <i>Erechtites hieraciifolia</i>	36
<i>B. Tokarska-Guzik, P. Górski i A. Czarna</i>	
<i>Kolczurka</i> klapowana <i>Echinocystis lobata</i>	38
<i>Z. Dajdok i Z. Kącki</i>	
<i>Niecierpek</i> gruczołowy <i>Impatiens glandulifera</i>	42
<i>Z. Dajdok</i>	
<i>Przetacznik</i> obcy <i>Veronica peregrina</i>	46
<i>Z. Kącki i Z. Dajdok</i>	
<i>Rzepień</i> włoski <i>Xanthium albinum</i>	49
<i>Z. Kącki i Z. Dajdok</i>	
<i>Uczep</i> amerykański <i>Bidens frondosa</i>	52
<i>A. Urbisz, A. Urbisz, B. Błażyca i B. Tokarska-Guzik</i>	
4.2.2 Rośliny wieloletnie	
<i>Barszcz</i> Sosnowskiego <i>Heracleum sosnowskyi</i>	
i <i>barszcz</i> mantegazziego <i>Heracleum Mantegazzianum</i>	54
<i>M. Śliwiński</i>	
<i>Kroplik</i> żółty <i>Mimulus guttatus</i>	58
<i>B. Tokarska-Guzik i Z. Dajdok</i>	
<i>Moczarka</i> kanadyjska <i>Elodea canadensis</i>	61
<i>J. Anioł-Kwiatkowska</i>	

Pałka wysmukła <i>Typha laxmanii</i>	63
A. Nowak	
Rudbekia naga <i>Rudbeckia laciniata</i>	66
Z. Kącki	
Szczaw omszony <i>Rumex confertus</i>	69
B. Węgrzynek, B. Tokarska-Guzik, I. Żabińska i B. Madej	
Tatarak zwyczajny <i>Acorus calamus</i>	72
J. Anioł-Kwiatkowska	
Gatunki z rodzaju aster <i>Aster</i> spp.	74
T. Nowak, K. Bzdęga i B. Tokarska-Guzik	
Gatunki z rodzaju miłka <i>Eragrostis</i> spp.	77
Z. Kącki i E. Szczęśniak	
Gatunki z rodzaju nawłóć <i>Solidago</i> spp.	80
A. Nowak i Z. Kącki	
Gatunki z rodzaju rdestowiec <i>Reynoutria</i> spp.	87
B. Tokarska-Guzik, K. Bzdęga, S. Tarłowska i K. Koszela	
Gatunki z rodzaju słonecznik <i>Helianthus</i> spp.	100
K. Bzdęga, T. Nowak i B. Tokarska-Guzik	
4.2.3 Krzewy i krzewinki	
Tawuła kutnerowata <i>Spiraea tomentosa</i>	105
J. Kujawa-Pawlaczyk	
Żurawina wielkoowocowa <i>Oxycoccus macrocarpos</i>	114
M. Braun, R. Zblewski i P. Pawlaczyk	
4.2.4 Drzewa	
Inwazyjne gatunki drzew mokradeł Polski: klon jesionolistny <i>Acer negundo</i> i jesion pensylwański <i>Fraxinus pennsylvanica</i>	119
5. Metody zwalczania roślin inwazyjnych obcego pochodzenia	124
B. Tokarska-Guzik	
6. Przykłady działań podejmowanych w Polsce	132
6.1 Program zwalczania inwazyjnych gatunków z rodzaju <i>Reynoutria</i> na obszarze ostoi siedliskowej Natura 2000 „Graniczny Meander Odry”	132
B. Tokarska-Guzik i K. Koszela	
6.2 Zwalczanie barszczu Sosnowskiego na Suwalszczyźnie	138
L. Krzysztofiak	
6.3 Doświadczenia zwalczania tawuły kutnerowatej <i>Spiraea tomentosa</i> na torfowiskach Puszczy Drawskiej	142
P. Pawlaczyk i S. Karaśkiewicz	
LITERATURA	152

AUTORZY

ANIOŁ-KWIATKOWSKA JADWIGA, prof. dr hab.
Zakład Bioróżnorodności i Ochrony Szaty Roślinnej
Instytut Biologii Roślin Uniwersytetu Wrocławskiego
ul. Kanonia 6/8, 50-328 Wrocław; e-mail: aniolj@biol.uni.wroc.pl

BŁAŻYCA BARBARA
Zakład Botaniki Systematycznej, Wydział Biologii i Ochrony Środowiska
Uniwersytet Śląski w Katowicach
ul. Jagiellońska 28, 40-032 Katowice; e-mail: b.blaz@wp.pl

BRAUN MAŁGORZATA
Słowiński Park Narodowy
ul. Bohaterów Warszawy 1A, 76-214 Smołdzino; e-mail: m.braun@slowinski.pn.pl

BZDĘGA KATARZYNA, dr
Zakład Botaniki Systematycznej, Wydział Biologii i Ochrony Środowiska
Uniwersytet Śląski w Katowicach
ul. Jagiellońska 28, 40-032 Katowice; e-mail: katarzyna.bzdega@us.edu.pl

CHMURA DAMIAN, dr
Zakład Ekologii i Ochrony Przyrody, Instytut Ochrony i Inżynierii Środowiska
Akademia Techniczno-Humanistyczna w Bielsku-Białej
ul. Willowa 2, 40-309 Bielsko-Biała; e-mail: dchmura@ath.bielsko.pl

CZARNA ANETA, dr
Katedra Botaniki
Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu
ul. Wojska Polskiego 71c, 60-625 Poznań; e-mail: czarna@up.poznan.pl

DAJDOK ZYGMUNT, dr
Zakład Bioróżnorodności i Ochrony Szaty Roślinnej
Instytut Biologii Roślin Uniwersytetu Wrocławskiego
ul. Kanonia 6/8, 50-328 Wrocław; e-mail: dajdokz@biol.uni.wroc.pl

GÓRSKI PIOTR, dr
Katedra Botaniki
Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu
ul. Wojska Polskiego 71c, 60-625 Poznań; e-mail: peter@up.poznan.pl

KARAŚKIEWICZ SEBASTIAN
„Grań” Konserwacja i Utrzymanie Zieleni Wysokiej
Michałówek 16, 99-416 Nieborów; e-mail: gran2@poczta.onet.pl

KĄCKI ZYGMUNT, dr

Zakład Bioróżnorodności i Ochrony Szaty Roślinnej
Instytut Biologii Roślin Uniwersytetu Wrocławskiego
ul. Kanonia 6/8, 50-328 Wrocław; e-mail: kackiz@biol.uni.wroc.pl

KOSZELA KATARZYNA

Zakład Botaniki Systematycznej, Wydział Biologii i Ochrony Środowiska
Uniwersytet Śląski w Katowicach
ul. Jagiellońska 28, 40-032 Katowice; e-mail: kat.koszela@gmail.com

KRZYSZTOFIAK LECH, dr

Wigierski Park Narodowy, Pracownia Naukowo-Edukacyjna
Krzywe 82, 16-400 Suwałki; e-mail: krzysztofiak@itm.com.pl

KUJAWA-PAWLACZYK JOLANTA, dr inż.

Katedra Przyrodniczych Podstaw Leśnictwa
Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu
ul. Wojska Polskiego 71d, 60-625 Poznań; e-mail: jolapawl@wp.pl

MADEJ BARBARA

Zakład Botaniki Systematycznej, Wydział Biologii i Ochrony Środowiska
Uniwersytet Śląski w Katowicach
ul. Jagiellońska 28, 40-032 Katowice;

NOWAK ARKADIUSZ, dr

Zakład Geobotaniki i Ochrony Szaty Roślinnej, Katedra Biosystematyki,
Uniwersytet Opolski
ul. Oleska 48, 45 - 022 Opole; e-mail: anowak@uni.opole.pl

NOWAK TERESA, dr

Zakład Botaniki Systematycznej, Wydział Biologii i Ochrony Środowiska
Uniwersytet Śląski w Katowicach
ul. Jagiellońska 28, 40-032 Katowice; e-mail: teresa.nowak@us.edu.pl

PAWLACZYK PAWEŁ

Klub Przyrodników
ul. 1 Maja 22, 66-200 Świebodzin; e-mail: pawpawla@wp.pl

SZCZĘŚNIAK EWA, dr

Zakład Bioróżnorodności i Ochrony Szaty Roślinnej
Instytut Biologii Roślin Uniwersytetu Wrocławskiego
ul. Kanonia 6/8, 50-328 Wrocław; e-mail: ewaszcz@biol.uni.wroc.pl

ŚLIWIŃSKI MICHAŁ

Zakład Bioróżnorodności i Ochrony Szaty Roślinnej
Instytut Biologii Roślin Uniwersytetu Wrocławskiego
ul. Kanonia 6/8, 50-328 Wrocław; e-mail: michal.sliwinski@o2.pl

TARŁOWSKA SABINA

Zakład Botaniki Systematycznej, Wydział Biologii i Ochrony Środowiska
Uniwersytet Śląski w Katowicach
ul. Jagiellońska 28, 40-032 Katowice; e-mail: sabinatarlowska@interia.pl

TOKARSKA-GUZIŁ BARBARA, dr hab.

Zakład Botaniki Systematycznej, Wydział Biologii i Ochrony Środowiska
Uniwersytet Śląski w Katowicach
ul. Jagiellońska 28, 40-032 Katowice; e-mail: barbara.tokarska-guzik@us.edu.pl

URBISZ ALINA, dr

Zakład Botaniki Systematycznej, Wydział Biologii i Ochrony Środowiska
Uniwersytet Śląski w Katowicach
ul. Jagiellońska 28, 40-032 Katowice; e-mail: alurbisz@us.edu.pl

URBISZ ANDRZEJ, dr hab.

Zakład Botaniki Systematycznej, Wydział Biologii i Ochrony Środowiska
Uniwersytet Śląski w Katowicach
ul. Jagiellońska 28, 40-032 Katowice; e-mail: aurbisz@us.edu.pl

WĘGRZYNEK BEATA, dr

Zakład Botaniki Systematycznej, Wydział Biologii i Ochrony Środowiska
Uniwersytet Śląski w Katowicach
ul. Jagiellońska 28, 40-032 Katowice; e-mail: beata.wegrzynek@us.edu.pl

ZBLEWSKI ROMAN

Słowiński Park Narodowy
ul. Bohaterów Warszawy 1A, 76-214 Smołdzino; e-mail: r.zblewski@slowinski.pn.pl

ŻABIŃSKA IZABELA

Zakład Botaniki Systematycznej, Wydział Biologii i Ochrony Środowiska
Uniwersytet Śląski w Katowicach
ul. Jagiellońska 28, 40-032 Katowice; e-mail: izabela-zabinska@o2.pl

1. Wprowadzenie

1.1. INWAZYJNE GATUNKI ROŚLIN JAKO PROBLEM OCHRONY PRZYRODY

Inwazja obcych gatunków jest uważana za jeden z najpoważniejszych problemów współczesnej ochrony przyrody – ustępujący swą wagą wyłącznie przekształceniom siedlisk. Jest to skutek masowego w naszych czasach, przenoszenia i zawlekania obcych gatunków roślin i zwierząt poza ich naturalne zasięgi. Niektóre gatunki roślin i zwierząt były dawniej przenoszone i wprowadzane do środowiska przyrodniczego świadomie i celowo (np. obce gatunki drzew sadzone w lasach, niektóre rośliny użytkowe), inne sprowadzone zostały do uprawy np. w celach ozdobnych lub użytkowych, lecz z tej uprawy zdziczały; wiele innych zostało wreszcie zawleczonych przypadkowo najprzeróżniejszymi drogami (np. zawleczenie do Europy Zachodniej silnie inwazyjnego dziś starca wąskolistnego *Senecio inaequidens* z Afryki Południowej jest związane z przetrzutami sprzętu wojskowego podczas operacji II wojny światowej). Jednak niezależnie od dróg przybycia, obecność gatunków obcych w naturalnych ekosystemach urasta do rangi jednego z najpoważniejszych współczesnych problemów zarządzania środowiskiem przyrodniczym.

Europejska baza danych o gatunkach obcych (DAISE) zawiera 11 tysięcy obcych gatunków zanotowanych współcześnie w Europie. Największą ich grupę (6,6 tys. gatunków) stanowią rośliny. Przeciętnie we florze każdego z państw Europy jest kilkaset gatunków obcych – w Belgii ponad 2000, w Wielkiej Brytanii 1800, w Niemczech ponad 800; w Polsce ich liczbę szacuje się na ponad 300! Przy czym w naszym przypadku liczba ta obejmuje tylko gatunki przybyłe w tzw. nowszych czasach (po odkryciu Ameryki w 1492 roku), określane mianem kenofitów i tylko te spośród nich, które są już w pełni zdomowione (tzn. nie pojawiające się efemerycznie lecz zdolne do przetrwania zimy i wydania plennych nasion). W Polsce grupę gatunków zdolnych do zdomawiania się w najlepiej zachowanych ekosystemach (m.in. zbiorowiska leśne, torfowiska) określa się mianem **neofitów**. Warto dodać, że na Zachodzie termin ten jest stosowany do wszystkich roślin obcych geograficznie przybyłych i zdomowionych na danym obszarze po XV w. (więcej nt. terminologii stosowanej w odniesieniu do gatunków obcych i ich klasyfikacji – patrz m.in. Kornaś 1977, 1981; Sudnik-Wojcikowskai Koźniewska 1998; Jackowiak 1999; Kornaś i Medwecka-Kornaś 2003; Faliński 2004; Tokarska-Guzik 2005).

Zachowanie się wprowadzonego lub zawleczonego gatunku obcego w nowym miejscu jest bardzo trudne do przewidzenia. Zawsze jednak istnieje ryzyko, że zacznie się on intensywnie rozprzestrzeniać i silnie wpływać na zastany ekosystem, stając się „gatunkiem inwazyjnym”. Warto wiedzieć, że inwazyjne skłonności mogą wykazywać gatunki, które w granicach swojego naturalnego zasięgu nie są wcale ekspansywne, a niekiedy są wręcz rzadkie. Do najgroźniejszych gatunków inwazyjnych w Ameryce Północnej należy krwawnica pospolita *Lythrum salicaria*, u nas będąca normalnym, wcale nie ekspansywnym składnikiem wilgotnych ziołorośli, łąk i szuwarów. W środkowej i północnej Szwecji do najgroźniejszych neofitów w ekosystemach wodnych należy... grzybieńczyk wodny *Nymphoides peltata*, u nas rzadki, chroniony, umieszczony w czerwonej księdze gatunków ginących.

Choć szacuje się, że zaledwie ok. 10% introdukcji obcych gatunków kończy się ich zdomowaniem w naturalnych ekosystemach w nowym miejscu, a tylko ok. 10% tak zdomowionych gatunków obcego pochodzenia wykazuje rzeczywiste właściwości inwazyjne (tendencje

Od wydawcy

Publikacja niniejsza powstała w ramach zrealizowanego przez Klub Przyrodników, a finansowanego przez Fundację EkoFundusz, projektu „Ochrona ekosystemów mokradłowych w Puszczy Drawskiej – etap II (ograniczanie gatunków inwazyjnych)”. Ze względu na znaczenie problemu inwazyjnych gatunków obcych w ekosystemach mokradłowych, w ramach projektu opracowano niniejszą publikację, dotyczącą nie tylko zagadnień lokalnych, ale o bardziej uniwersalnym znaczeniu.

Skuteczne podejmowanie działań zapobiegających rozprzestrzenianiu się inwazyjnych gatunków obcych wymaga wiedzy o nich. Jeżeli publikacja ta w upowszechnieniu takiej wiedzy pomoże, jej cel zostanie osiągnięty.

Robert Stańko
Prezes Klubu Przyrodników

do rozprzestrzeniania się oraz istotny negatywny wpływ na różnorodność przyrodniczą), to i tak liczba inwazyjnych gatunków obcych w każdym z krajów Europy, a także powodowane przez te gatunki zmiany w ekosystemach, są bardzo poważne.

Inwazyjny gatunek obcy (ang: Invasive Alien Species – IAS) to gatunek obcy, którego pojawienie się i rozprzestrzenianie się poza granicami naturalnego zasięgu stwarza zagrożenie dla różnorodności przyrodniczej.

Ekspansja inwazyjnych gatunków obcych może w szczególności prowadzić do:

- ograniczenia różnorodności rodzimych gatunków roślin i zwierząt związanych z ekosystemem (może to być bezpośrednie wypieranie bądź pośrednia konkurencja – np. o owady zapylające, zasoby wody lub pierwiastków itp.),
- rozmycia genetycznego rodzimych gatunków wskutek krzyżowania się z neofitem,
- zaburzenia procesów ekologicznych, dzięki którym ekosystem funkcjonuje, np. procesów odnawiania się kluczowych elementów jego struktury, procesu torfotwórczego na torfowiskach itp.,
- upośledzeniu tzw. usług ekosystemowych, tj. roli jaką ekosystem pełni w krajobrazie (w szczególności roli istotnej z punktu widzenia potrzeb człowieka – np. retencji wody przez torfowisko, wiązania węgla przez ekosystem leśny),
- „trywializacji szaty roślinnej”, tj. zacierania lokalnej i regionalnej specyfiki ekosystemów, które wskutek obecności tych samych wszędobylskich gatunków obcych upodabniają się do siebie,
- strat z punktu widzenia np. atrakcyjności turystycznej (zależącej przecież m. in. od 'wrażenia naturalności' oraz od zachowania różnorodności ekosystemów i krajobrazów, w tym ich cech lokalnych i regionalnych).

Zmiany wywołane przez gatunki obce mogą mieć istotne konsekwencje ekonomiczne – zwłaszcza jeśli dotyczą tych gatunków lub tych funkcji ekosystemu, które są istotne dla człowieka. Masowy rozwój wodnej, amerykańskiej paproci *Azolla filiculoides* utrudnia żeglugę na kanałach Anglii; masowy rozwój niepotrzebnie dawniej sadzonej przez leśników czeremchy amerykańskiej *Prunus serotina* silnie utrudnia odnowienie lasu w wielu miejscach Europy Środkowej. Podobnych przykładów jest wiele i pochodzą one praktycznie ze wszystkich regionów świata. Introdukcja okonia nilowego *Lates niloticus* w powiązaniu z zawleczeniem hiacyntu wodnego *Eichhornia crassipes* spowodowała destrukcję ekosystemu Jeziora Wiktorii w Afryce, pociągając za sobą wyginiecie 300-500 endemicznych gatunków ryb, spadek poziomu wody jeziora, upadek tradycyjnych form rybołówstwa, a w ich miejsce rozwój przemysłu połowów i wędzenia okonia – prowadzący do masowych wylesień i w konsekwencji do erozji gleby, w związku z zapotrzebowaniem na drewno opałowe; zmiany te zaszły nieomal współcześnie – w latach 90. XX w.

Najszerzej znane są te przykłady inwazji, które doprowadziły do bardzo znaczących i wymiernych strat ekologicznych oraz ekonomicznych, oraz te które dokonały się na tyle dawno, że zdążyły już trafić do podręczników. O skutkach zawleczenia królików do Australii (1788 r.) można dziś przeczytać w każdym podręczniku ekologii. Nie należy jednak przypuszczać, że niszczące inwazje ekologiczne są tylko konsekwencją XVIII i XIX wiecznych błędów. Wręcz przeciwnie, są one zjawiskiem jak najbardziej współczesnym.

Jednym z największych zagrożeń dla przyrody Morza Śródziemnego jest masowa inwazja glonu *Caulerpa taxifolia* (pochodzącego z Oceanu Indyjskiego) – znalezionego przy europejskich

wybrzeżach po raz pierwszy w 1984 r., w pobliżu oceanarium w Monako. Rosło tam wówczas zaledwie kilka roślin, nie przypuszczano więc, że gatunek ten szybko stanie się zagrożeniem dla całego ekosystemu morskiego ... Jednak już w 1990 r. pojawił się u wybrzeży Francji, a potem Hiszpanii. Dziś obecny jest w całym Morzu Śródziemnym, tworząc podwodne, zwarte łąki, wypierając rodzime glony morskie, zarastając tarliska rodzimych ryb, przekształcając biotopy organizmów morskich. Do inwazji tej doszło praktycznie na naszych oczach, w ciągu kilkunastu ostatnich lat.

Bazy danych o gatunkach obcych

Baza IOP: W latach 1999-2003 na zlecenie Ministerstwa Środowiska w Instytucie Ochrony Przyrody PAN w Krakowie została opracowana baza danych „Gatunki obce w Polsce”. W tej wersji zawierała ona 215 gatunków roślin i zwierząt. Ówczesna wersja tej bazy jest dostępna w ramach Systemu Wymiany Danych o Różnorodności Biologicznej <http://biodiv.mos.gov.pl/biodiv/> Baza ta jest uzupełniana i rozwijana w ramach własnych prac Instytutu – obecnie zawiera ponad 800 występujących w Polsce, obcych gatunków roślin, zwierząt i grzybów. Dla części z nich zebrano informacje o biologii, przyczynach, miejscu i czasie introdukcji na teren Polski, obecnym rozmieszczeniu i trendach populacyjnych, a także o wpływie na rodzime gatunki, siedliska i ekosystemy. Dla niektórych gatunków określono również, czy istnieje konieczność ich zwalczania i zasugerowano sposoby kontroli liczebności. Baza jest dostępna w Internecie <http://www.iop.krakow.pl/ias/>

NOBANIS (The North European and Baltic Network on Invasive Alien Species): Baza danych o gatunkach obcych w Europie Środkowej i Północnej (obejmujący m. in. Polskę, Niemcy, Danię, Belgię, Holandię, Czechy, Słowację, Austrię, Szwecję i kraje bałtyckie). <http://www.nobanis.org>

DAISE (Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe): Baza danych kompletująca wiedzę o gatunkach obcych w Europie <http://www.europe-aliens.org/>

Wartość wymiernych strat ekonomicznych, które są rezultatem obecności obcych gatunków w Europie, szacuje się (Shine i in. 2009) na conajmniej 12 mld euro. W Kanadzie oszacowano, że oddziaływanie najważniejszych 16 gatunków obcych powoduje bezpośrednie straty w rolnictwie, leśnictwie i rybactwie wartości 187 milionów kanadyjskich dolarów rocznie. Jednak bezpośrednie koszty są niczym wobec ekonomicznego efektu degradacji zasobów naturalnych - te dodatkowe, trudniejsze do kalkulacji koszty szacowane są dla tych samych 16 gatunków obcych na 13,3-34,5 miliardów dolarów kanadyjskich. W Stanach Zjednoczonych oszacowano, że ponad 1100 gatunków inwazyjnych każdego dnia zajmuje kolejnych 1700 hektarów powierzchni. Roczny koszt walki z tymi roślinami przekracza w USA 24,7 miliarda dolarów. Niemcy wydają na zwalczanie gatunków obcych 167 mln euro rocznie. W Polsce nie podjęto dotychczas próby oszacowania strat ekonomicznych powodowanych przez obce gatunki, a ich ewentualne zwalczanie jest zwykle realizowane tylko w ramach doraźnych projektów badawczych lub eksperymentalnych, podejmowanych przez instytucje naukowe, jednostki ochrony przyrody oraz organizacje pozarządowe (jak dotąd tylko problem zwalczania barszczu kaukaskiego *Heracleum mantegazzianum* został wpojony w szerszą świadomość społeczną; próby zwalczania tego gatunku są podejmowane niekiedy przez samorządy).

W Unii Europejskiej trwają obecnie prace nad regulacjami, które mają służyć ograniczeniu rozprzestrzeniania się gatunków obcych. Problem jest dostrzegany i artykułowany w komunikatach i opracowaniach Komisji Europejskiej, znajduje też odzwierciedlenie w unijnych aktach prawnych i w konwencjach międzynarodowych.

Podobnie dzieje się też na całym świecie. „Międzynarodowy Dzień Różnorodności Biologicznej” (22 maja) w 2009 roku zadedykowano właśnie problemowi kontroli inwazyjnych gatunków obcych. Ważne jest, by zrozumienie problemu stało się częścią szerszej świadomości społeczeństwa, a także by wykorzystać z niej błędny, a popularny dawniej pogląd, że gatunki egzotyczne stanowią pożądane „wzbogacenie” przyrody. Skuteczne zapobieganie „trywializacji przyrody” powodowanej przez inwazje ekologiczne zależy bowiem nie tylko od przyrodników, ale także od codziennych działań i decyzji leśników, rolników, wędkarzy, projektantów terenów zieleni, a nawet właścicieli ogrodów. Dlatego o groźbie inwazji obcych gatunków roślin i zwierząt układa się nawet ballady (Preventing ... 2009)

Problem gatunków obcych w dyrektywach europejskich i w konwencjach międzynarodowych

Dyrektywa Siedliskowa 92/43/EWG

Artykuł 2 ust. 2 ustala jako cel dyrektywy „zachowanie lub odtworzenie, we właściwym stanie ochrony, siedlisk przyrodniczych oraz gatunków dzikiej fauny i flory ważnych dla Wspólnoty”. Jednym z kryteriów właściwego stanu ochrony siedliska przyrodniczego jest m. in. nieobecność w nim gatunków obcych; a już na pewno sytuacja, w której gatunek obcy wpływa na funkcjonowanie ekosystemu, nie może być uznana za „właściwy stan”

Artykuł 22 lit. b stanowi w szczególności, że państwa członkowskie „zapewniają, aby celowe wprowadzenie do stanu dzikiego dowolnego gatunku, który nie jest rodzimy na ich terytorium, było uregulowane w taki sposób, by nie zaszkodzić siedliskom przyrodniczym w obrębie ich naturalnego zasięgu lub dzikiej rodzimej faunie i florze oraz, jeśli uznają to za konieczne, wprowadzają zakaz takiego wprowadzenia”.

Rozporządzenie Rady 708/2007 z dnia 11 czerwca 2007 r. w sprawie wykorzystania w akwakulturze gatunków obcych i niewystępujących miejscowo ustanawia przepisy ramowe regulujące praktyki stosowane w akwakulturze w celu oceny i zminimalizowania ryzyka związanego z wprowadzeniem tych gatunków (dotyczy głównie ryb) oraz zawleczeniem innych gatunków.

Konwencja Berneńska (Konwencja o ochronie gatunków dzikiej flory i fauny europejskiej oraz ich siedlisk, sporządzona w Bernie dnia 19 września 1979 r.) stanowi „Każda z umawiających się stron podejmie się ściśle kontrolować introdukowanie gatunków obcych”. W ramach Konwencji Berneńskiej przyjęto w 2003 r. europejską strategię dotyczącą inwazyjnych gatunków obcych.

Konwencja o Różnorodności Biologicznej (sporządzona w Rio de Janeiro dnia 5 czerwca 1992 r.) w art. 8 lit. h stanowi: „Każda Umawiająca się Strona, w miarę możliwości i potrzeb zapobiega wprowadzaniu, kontroluje lub tępi te obce gatunki, które zagrażają ekosystemom, siedliskom lub gatunkom”. Decyzją 6. posiedzenia Konferencji Stron przyjęto „Zasady generalne dotyczące zapobiegania, wprowadzania i łagodzenia oddziaływań gatunków obcych zagrażających ekosystemom, siedliskom lub gatunkom” - 15 zasad dotyczących między innymi stosowania zasady przezorności, badań naukowych i monitoringu, edukacji ekologicznej, kontroli granicznej i kwarantanny, wymiany informacji i współpracy w dziedzinie budowania potencjału, zamierzonego i niezamierzonego wprowadzania, łagodzenia skutków, eliminowania, izolowania i kontrolowania. Przegląd zagadnienia dokonywany był na kolejnych posiedzeniach stron konwencji.

Zagrożenie dla rodzimej przyrody, jakie stwarzają gatunki obce, powinno więc znaleźć się współcześnie w centrum zainteresowań każdego zarządzającego zasobami przyrodniczymi, ekosystemami, a w szczególności zarządzającego każdym przyrodniczym obszarem chronionym. Podejście to obejmuje zwykle następujące elementy (porównaj IN3 Tool ... 2009, Nature Conservancy 2009):

1. **Ocena ryzyka.** Polega na rozważeniu, które z obcych gatunków powodują największe ryzyko dla chronionego ekosystemu. Zwykle bierze się pod uwagę inwazyjność danego gatunku w sąsiednich miejscach i krajach, podobieństwo warunków klimatycznych i siedliskowych w stosunku do ojczyzny gatunku, zdolność gatunku do reprodukcji wegetatywnej i generatywnej (np. produkcję nasion i drogi ich rozprzestrzeniania), reakcję na zaburzenia, skłonność do tworzenia zwartych lanów lub zarośli, właściwości toksyczne lub allelopatyczne, możliwość i łatwość zwalczania lub przynajmniej kontrolowania rozwoju populacji gatunku ... (por. Nature Conservancy 2009, Morse i in. 2004)
2. **Zapobieganie.** Polega zwykle na działaniach bądź regulacjach (ograniczeniach) minimalizujących ryzyko zasiedlenia gatunków obcych. Obejmują one np.:
 - zakaz wprowadzania gatunków obcych do ekosystemów,
 - zakaz uprawy gatunków obcych w sąsiedztwie „wrażliwych” ekosystemów,
 - utrzymywanie ekosystemów w dobrym stanie, dającym im większą odporność na inwazję (np. utrzymywanie właściwego uwodnienia torfowisk),
 - unikanie zaburzeń, np. naruszania powierzchni gleby (np. ograniczanie prac leśnych w miejscach narażonych na inwazję neofitów),
 - unikanie projektowania szlaków komunikacyjnych (także lokalnych, np. dróg leśnych lub ścieżek rowerowych) w sąsiedztwie miejsc szczególnie narażonych na ekspansję neofitów,
 - unikanie takiej organizacji ruchu turystycznego która mogłaby spowodować rozwleczenie neofitów,
 - zakaz wykorzystywania materiałów, z którymi neofity mogłyby zostać zawleczone (żwir, siano, kompost)
3. **Wczesne wykrywanie i zwalczanie gatunków obcych.** Szybka reakcja w przypadku pojawienia się potencjalnie inwazyjnego gatunku obcego ma kluczowe znaczenie dla sukcesu działań zapobiegawczych. Oszacowano (Rejmanek i Pitcarin 2002), że w przypadku podjęcia odpowiednich, intensywnych działań zapobiegawczych, prawdopodobieństwo skutecznego wyłknięcia populacji gatunku obcego zajmującej 0,1 ha jest bliskie 90%, gdy opanowana jest powierzchnia ok. 1 ha – spada do ok. 50%, a przy 100 ha – do około 30%. Wraz z opanowaną przez neofita powierzchnią wykładniczo rosną natomiast pracochłonność i koszty zwalczania. W praktyce możliwość skutecznego wyłknięcia inwazyjnego gatunku obcego ograniczona jest więc do pierwszej fazy jego lokalnej inwazji! Aby takie działania można było podjąć, muszą istnieć wcześniej przemyślane i przygotowane procedury postępowania oraz wcześniej przygotowane źródła finansowania potrzebnych działań.
4. **Kontrola i ograniczanie zadomowionych neofitów.** Nawet mimo szybkiego podjęcia działań, zaangażowania dużych środków i pełnej akceptacji społecznej, część programów wyłknięcia gatunków obcych inwazyjnych nie kończy się sukcesem. W takich przypadkach kolejną „linią obrony” przed inwazją powinno być spowalnianie wzrostu liczebności i arealu zajmowanego przez populację gatunku obcego. Dzięki temu inne miejsca mogą pozostać poza strefą inwazji przez okres wystarczający na przykład do wypracowania nowych skutecznych metod kontroli gatunku obcego, lub skutecznych metod ochrony ga-

tunków rodzimych, zagrożonych w wyniku jego obecności. Natomiast utrzymywanie jak najniższej liczebności populacji gatunku obcego na obszarach objętych już inwazją daje możliwość stopniowej adaptacji gatunków rodzimych do obecności nowego elementu w ekosystemie i wykształcenia mechanizmów obronnych.

Działania przeciwdziałające ekspansji obcych gatunków są zresztą podejmowane na całym świecie, w tym w Europie, a (na razie na wąską skalę) także i w Polsce.

W Europie realizowanych jest wiele projektów ochrony przyrody, skoncentrowanych na zwalczaniu lub ograniczaniu inwazyjnych gatunków obcych. Wiele z nich jest finansowanych przez instrument finansowy Unii Europejskiej LIFE (obecnie LIFE+), przeznaczony właśnie dla ochrony przyrody. Projektom LIFE dotyczącym ograniczania inwazyjnych gatunków obcych poświęcono specjalną publikację (Scalera i Zaghi 2004, dostępna także on-line); opisy nowszych projektów dostępne są w bazie danych programu LIFE (<http://ec.europa.eu/environment/life>)

W Polsce zwalczanie i ograniczanie inwazyjnych gatunków obcych ujęte jest jako „zadanie do wykonania” w planach i zadaniach ochronnych dla wielu rezerwatów przyrody i parków narodowych. Z pewnością znajdują się one również w planach zadań ochronnych i w planach ochrony, jakie będą w najbliższym czasie sporządzane dla specjalnych obszarów ochrony siedlisk Natura 2000 (nieobecność inwazyjnych gatunków obcych jest jednym z kryteriów właściwego stanu ochrony siedlisk przyrodniczych, a utrzymanie lub odtworzenie takiego stanu jest obligatoryjnym celem planowania ochrony obszarów Natura 2000). Działania takie są obecnie praktycznie realizowane m.in. w wielu parkach narodowych, np. :

- w Białowieskim Parku Narodowym (próba niedopuszczenia do inwazji niecierpka drobnokwiatowego przez ręczne wyrywanie w miejscu zawleczenia gatunku)
- w Biebrzańskim Parku Narodowym (ograniczane są: czeremcha amerykańska, dereń rozłogowy, klon jesionolistny, robinia akacjowa, śnieguliczka biała, karagana syberyjska, słonecznik bulwiasty i lubin trwały przez mechaniczne, ręczne usuwanie całych roślin (wycinka, wyrywanie) lub korzeni (wykopywanie);
- w Kampinoskim Parku Narodowym (wycinanie i wyrywanie pojedynczych egzemplarzy czeremchy amerykańskiej, robinii akacjowej i dęba czerwonego);
- w Karkonoskim Parku Narodowym (usuwanie roślin synantropijnych przy szlakach, dla zapobiegania synantropizacji zastosowano tu także zakaz używania kruszyw obcego pochodzenia lub o właściwościach odbiegających od właściwości skał rodzimych do remontów szlaków i dróg;
- w Magurskim Parku Narodowym (mechaniczne zwalczanie barszczu Sosnowskiego, niecierpka gruczołowatego i rdestu ostrokończastego w przypadku zauważenia ich pojawu);
- w Ojcowskim Parku Narodowym (wykaszenie i wykopywanie części podziemnych w miejscach szczególnie zagrożonych ekspansją gatunków inwazyjnych);
- w Parku Narodowym Bory Tucholskie (usuwanie czeremchy amerykańskiej);
- w Parku Narodowym Gór Stołowych (eliminacja rdestowca ostrokończastego);
- w Parku Narodowym Ujście Warty (ograniczenie rozwoju rzepienia brzegowego przez wczesne koszenie łąnów tego gatunku);
- w Pienińskim Parku Narodowym (eliminacja barszczu Sosnowskiego i rdestowca ostrokończystego ze żwirowisk i wysp na Dunajcu);
- w Roztoczańskim Parku Narodowym (usuwanie obcych gatunków flory);
- w Tatrzańskim Parku Narodowym (koszenie, wykopywanie z wywiezieniem poza granice Parku roślin obcego pochodzenia: rdestowiec ostrokończysty, smotrawa okazała, niecierpek gruczołowaty);



Fot. 1. Niecierpek gruczołowaty (*Impatiens glandulifera*) wkraczający na kamieńce nadrzeczne. (Fot. B. Tokarska-Guzik)



Fot. 2. Nadrzeczne zarośla rdestowców (Fot. Z. Dajdok)

- w Wigierskim Parku Narodowym (kompleksowy program zwalczania gatunków obcych, któremu podlega w szczególności niecierpek gruczołowaty, niecierpek drobnokwiatowy, barszcz Sosnowskiego, rdest ostrokończysty, dąb czerwony, czeremcha amerykańska, klon jesionolistny, robinia akacjowa – doświadczenia zwalczania barszczu przedstawiono bliżej w rozdziale 6).

Niektóre przykłady innych projektów zrealizowanych w Polsce zamieściliśmy w rozdziale 6.

Gatunki obce w polskim prawie.

W Polsce, na podstawie art. 120 ust. 1 ustawy o ochronie przyrody, zabrania się wprowadzania do środowiska przyrodniczego oraz przemieszczania w tym środowisku roślin, zwierząt lub grzybów gatunków obcych (tj. będących w danym miejscu poza granicą swojego naturalnego zasięgu geograficznego). Zakaz ten nie dotyczy jednak roślin nie uznanych za „gatunki obce mogące zagrozić gatunkom rodzimym lub siedliskom przyrodniczym”, wprowadzanych i przemieszczanych:

- 1) przy zakładaniu i utrzymywaniu terenów zieleni oraz zakładaniu i utrzymywaniu zadrzewień poza lasami i obszarami objętymi formami ochrony przyrody;
- 2) w ramach racjonalnej gospodarki leśnej i rolnej.

Listę gatunków „mogących zagrozić gatunkom rodzimym lub siedliskom przyrodniczym” ma określić rozporządzenie Ministra, nad którym aktualnie trwają prace. Ujęcie w tym wykazie, oprócz zakazu wprowadzania do środowiska przyrodniczego, będzie skutkowało koniecznością uzyskiwania zezwolenia na uprawę, rozmnażanie i sprzedaż tych gatunków. Przewiduje się, że spośród gatunków opisanych w tej książce, w wykazie tym znajdą się: azolla paprotkowata, barszcze i rdestowce.

1.2. EKOSYSTEMY MOKRADŁOWE JAKO KLUCZOWY PRZEDMIOT OCHRONY PRZYRODY

Mokradła, wg definicji przyjętej przez Międzynarodową Konwencję Ramsar, to wszelkie ekosystemy wodne i ziemnowodne, z wyjątkiem wód morskich. Przez mokradła rozumieć zatem będziemy obszary, na których występuje roślinność higrofilna lub utwory powierzchniowe, akumulowane w efekcie oddziaływania wody (torfy, muły, namuły), a także ciek i zbiorniki wodne (Pawlaczyk i in. 2002).

Truizmem jest, że tak rozumiane mokradła mają kluczową rolę dla zachowania różnorodności biologicznej. Jeśli przeanalizujemy różne, tworzone od kilkadziesiąt lat, czerwone listy ginących gatunków roślin lub zwierząt, to zauważymy, że dominują na nich właśnie gatunki związane z siedliskami mokradłowymi. Ponad połowa gatunków kręgowców uznanych za zagrożone i ginące, zamieszczonych w „Polskiej Czerwonej Księdze Zwierząt”, jest bezpośrednio lub pośrednio związana z mokradłami. Gatunki roślin związane z mokradłowymi siedliskami skrajnymi stanowią ponad 50% gatunków roślin uwzględnionych na Czerwonych Listach i objętych w Polsce ochroną prawną. Podobnie zdominowane przez rośliny i zwierzęta wodno-błotne są wykazy gatunków uznanych za zagrożone, będące załącznikami do dyrektyw Unii Europejskiej o ochronie siedlisk, czy choćby listy gatunków chronionych w różnych krajach. Fakt znalezienia się licznej grupy gatunków mokradłowych na wymienionych listach świadczy oczywiście o stopniu degradacji i zagrożenia ich siedlisk, jednocześnie jednak wskazuje na



Fot. 3. Zwalczanie inwazyjnych gatunków obcych jest niełatwe! Rdestowce (*Reynoutria*) regenerujące się po próbach ich zwalczania (Fot. B. Tokarska-Guzik).

istotną rolę, jaką ochrona mokradel odgrywa dla zachowania różnorodności biologicznej naszej flory i fauny.

Z jednej strony mokradła w naszym kraju pełnią funkcję ostatnich ostoi gatunków i biocenoz skrajnie rzadkich i znajdujących się na granicy wymarcia. Dotyczy to typów mokradel rzadkich, zajmujących niewielkie powierzchnie i ustępujących pod wpływem nasilającej się antropopresji. Są to przede wszystkim ekosystemy miękkowodne, oligo- i mezotroficzne jeziora lobeliowe, torfowiska zasilane wodą deszczową, torfowiska zasilane wodami podziemnymi (w tym szczególnie węglanowe) i ekosystemy solniskowe. Z drugiej strony, mamy do czynienia z grupą licznych, mniej zagrożonych ekosystemów, których wartość wynika z powszechności ich występowania w krajobrazie i zachowania ekologicznej łączności między nimi. Należą do nich np. oczka wodne, eutroficzne jeziora, strumienie i rzeki.

Oprócz bezpośredniego znaczenia dla wielu gatunków, mokradła różnego typu mają kluczowe znaczenie dla funkcjonowania krajobrazu i dostarczania tzw. „usług ekosystemowych”.

Mokradła uczestniczą w obiegu wody w przyrodzie zajmując, w zależności od typu, różne miejsca w cyklu hydrologicznym. Średnia ilość wody odprowadzanej rocznie przez ciek i powierzchni naszego kraju oceniana jest na ok. 58,6 km³. W jeziorach retencjonowanych jest (według różnych szacunków) od 10 do 33 km³ wody, zaś w zbiornikach zaporowych ponad 3,5 km³. Woda magazynowana jest także w bagnach oraz w częściowo odwodnionych złożach torfowych. Ocenia się, że w torfie w Polsce znajduje się ok. 15-16 mld m³ wody, z tym, że w ciągu roku w obiegu bierze udział przeciętnie tylko ok. 480 mln m³.

W skali globalnej istotna jest rola mokradel w bilansie organicznego węgla i azotu. Żywe bagna i złoża osadów biogenicznych (głównie torfu i gytii) są naturalnymi rezerwuarami tych pierwiastków, „wyłączonych” z atmosfery w procesach biologicznych. Zatem mokradła mają

istotny wpływ na globalne zmiany klimatu, a szczególnie na „efekt cieplarniany”. Ilość węgla związanego w okresie rocznym w żywym ekosystemie torfowiskowym jest wynikiem współwystępowania wielu procesów naturalnych: wiązania węgla w procesie fotosyntezy, uwalniania węgla w trakcie rozkładu ściółki, procesów rozkładu w górnej warstwie torfowiska (akrotelmie) i warstwie dolnej (katotelmie). W efekcie końcowym ok. 10% węgla pierwotnie zasymilowanego przez rośliny zostaje trwale wyłączone z obiegu. Dla problemu ocieplania się klimatu ważny jest także bilans innych gazów - dwutlenku azotu i metanu, emitowanych m.in. z bagien. Emisja dwutlenku azotu z naturalnych bagien jest bardzo niewielka, natomiast żywe torfowiska, a szczególnie niskie, emitują dosyć znaczne ilości metanu. Generalnie jednak, żywe torfowiska są układami akumulacyjnymi, wyłączającymi z atmosfery gazy „cieplarniane”. Sytuacja zmienia się jednak dramatycznie po odwodnieniu mokradeł. Nie tylko przestają wówczas pełnić rolę akumulacyjną, ale stają się znaczącymi emiterami gazów cieplarnianych, uwalniając do atmosfery związki węgla i azotu zakumulowane w ciągu wielu tysiącleci. Jest to zjawisko porównywalne ze spalaniem paliw kopalnych, np. węgla czy ropy naftowej.

Równocześnie ekosystemy mokradłowe w całej rozciągłości podlegają zagrożeniom powodowanym przez inwazyjne gatunki obce, omówionym w poprzednim rozdziale. Płynąca woda, będąca integralną częścią mokradeł, jest zarazem czynnikiem sprzyjającym rozprzestrzenianiu obcych gatunków. Niektóre typy mokradeł, jak np. wody, wybrzeża oraz lasy łęgowe, są szczególnie silnie narażone na inwazje ekologiczne. Podkreśla się, że zmiana warunków wodnych (np. przesuszenie lub uwodnienie torfowiska) może sprawić, że obecne na nim gatunki obce staną się inwazyjne. Opanowanie ekosystemu mokradłowego przez obcy gatunek może też bardziej, niż w przypadku innych typów ekosystemów zakłócać funkcje ekosystemu i dostarczane przez niego usługi ekologiczne (Howard 1999).

Ze względu na podkreślone wyżej szczególne znaczenie mokradeł dla ochrony przyrody publikacja niniejsza koncentruje się na tych właśnie ekosystemach.

Inwazyjne gatunki obce a ekosystemy mokradłowe – rezolucje Konferencji Stron (COP) Konwencji Ramsar

Rezolucja VII.14 „Gatunki inwazyjne i mokradła” (San José, Costa Rica, 1999r.) podkreśla znaczenie problemu i wzywa państwa – strony konwencji do gromadzenia i wymiany informacji o inwazyjnych gatunkach obcych, do rozważenia podjęcia działań w celu zwalczania najgroźniejszych gatunków, do opracowania krajowych priorytetów i programów walki z gatunkami inwazyjnymi.

Rezolucja VIII.18 „Gatunki inwazyjne i mokradła” (Walencja, Hiszpania 2002r.) wzywa dodatkowo do podejmowania ocen ryzyka związanego z gatunkami inwazyjnymi, rozpoznania występowania gatunków inwazyjnych w obszarach Ramsar, rozpoznania powodowanych przez nie zagrożeń, ryzyka inwazji innych gatunków, rozważenia działań zwalczających lub zapobiegawczych, a także do wymiany informacji. Rezolucja wzywa państwa współdzielące systemy hydrologiczne do współpracy w przedmiotowym zakresie, ponieważ w przeciwnym razie zwalczanie gatunków inwazyjnych tylko części takiego systemu nie może być skuteczne. Zwraca się też uwagę, że inwazyjne gatunki obce mogą np. potęgować przesuszenie mokradeł.

Paweł Pawlaczyk

2. Torfowiska w obliczu zagrożeń powodowanych przez rozwój obcych gatunków inwazyjnych

Torfowiska to jeden z typów mokradeł - w którym następuje akumulacja substancji organicznej w postaci torfu (Pawlaczyk i in. 2002). W ścisłym sensie torfowiskiem nazywamy ekosystem, w którym występuje roślinność torfotwórcza i w którym możliwe jest odkładanie (akumulacja) torfu. Warunkiem powstania pokładu torfu jest przewaga produkcji biomasy nad jej rozkładem, co zachodzi w warunkach ograniczonego dostępu tlenu, słabej aktywności mikrobiologicznej i w niskich temperaturach. Dlatego torfowiska rozwijają się zazwyczaj w miejscach stale obfitujących w wodę, zaś centrum ich występowania stanowią obszary oddziaływania klimatów chłodnych i wilgotnych. Ponad 90% torfowisk znajduje się w strefie umiarkowanej i chłodnej półkuli północnej, pozostałe, najczęściej porośnięte lasami, skoncentrowane są w strefie tropikalnej i subtropikalnej.

Tradycyjnie, ze względu na sposób zasilania w wodę i w składniki odżywcze, wyróżnia się **dwie główne typy torfowisk - niskie i wysokie**. Tak zwane **torfowiska przejściowe** mogą łączyć w sobie elementy torfowisk obu głównych typów (torfowiska mieszane) bądź stanowią stadium w procesie przekształcania się torfowisk niskich w wysokie.

Torfowiska niskie rozwijają się przeważnie w basenach dawnych jezior, rzadziej spotykane są w dolinach wolno płynących rzek i strumieni. Wody zasilające dosyć długo pozostawały w kontakcie z podłożem mineralnym, stąd cechuje je znaczna zawartość rozpuszczonych substancji mineralnych. Znajduje to odzwierciedlenie w charakterze roślinności torfotwórczej, tworzonej najczęściej przez turzycowiska i zbiorowiska mszysto-turzycowe, zwane także mechowiskami. Szeroka gama możliwych kombinacji charakteru topograficznego torfowisk niskich i warunków hydroekologicznych powoduje wielkie bogactwo zasiedlających je gatunków.

Torfowiska wysokie uzależnione są całkowicie od opadów atmosferycznych, dlatego wpływ mineralnych substancji odżywczych jest bardzo ograniczony, co prowadzi do powstania skąpożywnych (oligotroficznych) warunków do rozwoju organizmów. Flora torfowisk wysokich, w porównaniu z innymi typami mokradeł, jest nieliczna. Dominują w niej mchy torfowce, wyspecjalizowane rośliny z rodziny turzycowatych, np. wełnianki, oraz krzewinki z rodziny wrzosowatych. Niedobór substancji odżywczych powoduje, że niektóre rośliny muszą sięgać do innych źródeł pokarmu, jak to czynią owadożerne rosiczki i pływacze. Ogromne znaczenie dla istnienia torfowiska wysokiego ma zdolność darni torfowców do akumulowania wielkiej ilości wody, której masa może przekraczać dwudziestokrotnie suchą masę mchu. Z tego powodu żywe torfowiska wysokie może wzrastać na wiele metrów ponad poziom otaczającego je terenu, zachowując przez cały czas warunki wysokiego uwilgotnienia.

W chwili obecnej łączną powierzchnię żywych torfowisk i złóż torfowych wszystkich typów ocenia się w Polsce na 12 547 km². Z tej liczby torfowiska i złoża niskie zajmują 92,35% powierzchni, przejściowe 3,3%, a wysokie 4,35%.

Najczęstszą przyczyną degradacji torfowisk jest odwodnienie przez rowy, wykopane w celu zmiany ich użytkowania rolniczego, zalesienia itp. Obniżenie poziomu wody gruntowej uruchamia procesy glebowe prowadzące do zmian w morfologii profilu glebowego, układzie faz glebowych, strukturze, właściwościach wodnych gleb i składzie chemicznym masy organicznej. Efektem zachwiania równowagi wewnętrznej torfowiska jest osiadanie złoża – obniżanie się jego powierzchni i zmniejszenie miąższości. Na torfowiskach wysokich odwodnienie powoduje intensywne, gwałtowne osiadanie, prowadzące do utraty nawet 25% miąższości torfu. Jednocześnie rozpoczyna się proces rozkładu materii organicznej. Na obniżenie się powierzchni złóż

torfowych mają także wpływ erozja wodna i eoliczna, dyslokacja półpłynnej gytii, pożary torfowisk i ich eksploatacja.

W porównaniu z innymi ekosystemami – kontrastowo np. do lasów łęgowych czy nawet ekosystemów wodnych - lista inwazyjnych gatunków obcych pojawiających się na torfowiskach jest bardzo uboga. Tylko nieliczne gatunki są bowiem w stanie zadomowić się w tak specyficznych warunkach ekologicznych. Szczególnie odporne na inwazje ekologiczne są torfowiska o zachowanych naturalnych warunkach wodnych.

Nie znaczy to jednak, że torfowiska wolne są od problemu inwazji obcych gatunków roślin. Choć gatunki inwazyjne zdolne zasiedlić torfowiska są nieliczne, mogą być groźne dla ekosystemów. Szczególnie agresywnym neofitem jest **tawuła kutnerowata** *Spiraea tomentosa* (por. rozdz. 4, fot. 6, 7), znana na razie tylko z kilku regionów Polski, lecz mogąca pojawić się i w innych miejscach. Choć gatunek ten wkracza najchętniej na przesuszone torfowiska lub do przesuszonych borów i brzezin bagiennych, odnotowano jego pojawy także na torfowiskach o nie zniekształconych warunkach wodnych. Ponieważ tawuła ma tendencję do tworzenia zwartych i rozległych, jednogatunkowych łąnów, torfowiska przez nią opanowane mogą przesuszać się w wyniku wzmożonej ewapotranspiracji wody przez zarośla tego gatunku.

Innym gatunkiem obcych, na razie nie wykazującym w Polsce tendencji inwazyjnych (ale mającym takie skłonności np. w Europie Zachodniej) jest **żurawina wielkoowocowa** *Oxycoccus macrocarpos* (por. rozdz. 4). Ryzyko stwarzane przez ten gatunek wiąże się przede wszystkim z faktem, że w swojej ojczyźnie jest on związany z dokładnie takimi siedliskami, jakie u nas zajmuje żurawina błotna (rodzimy gatunek typowy zwłaszcza dla naturalnie uwodnionych torfowisk wysokich i niektórych przejściowych). Ze względu na podobieństwo wymagań ekologicznych, można obawiać się w przyszłości rozprzestrzenienia się żurawiny wielkoowocowej – i albo wypierania przez nią rodzimej żurawiny, albo krzyżowania się z nią.

Trzecim neofitem potrafiącym zadomowić się na torfowiskach jest **kroplik żółty** *Mimulus gutatus* (por. rozdz. 4, fot. 8). Pojawia się on na torfowiskach źródliskowych, zasiedlając przede wszystkim strumienie spływającej z torfowiska wody i ich obrzeża. Umiarkowane odwodnienie torfowiska rowami sprzyja mu o tyle, że znajduje dogodne siedliska w rowach, którymi spływa woda źródliskowa. Może tam występować masowo.

Paweł Pawlaczyk



Fot. 4. Dobrze zachowane torfowisko wysokie - ekosystem dość odporny na inwazję gatunków obcych. (Fot. P. Pawlaczyk)



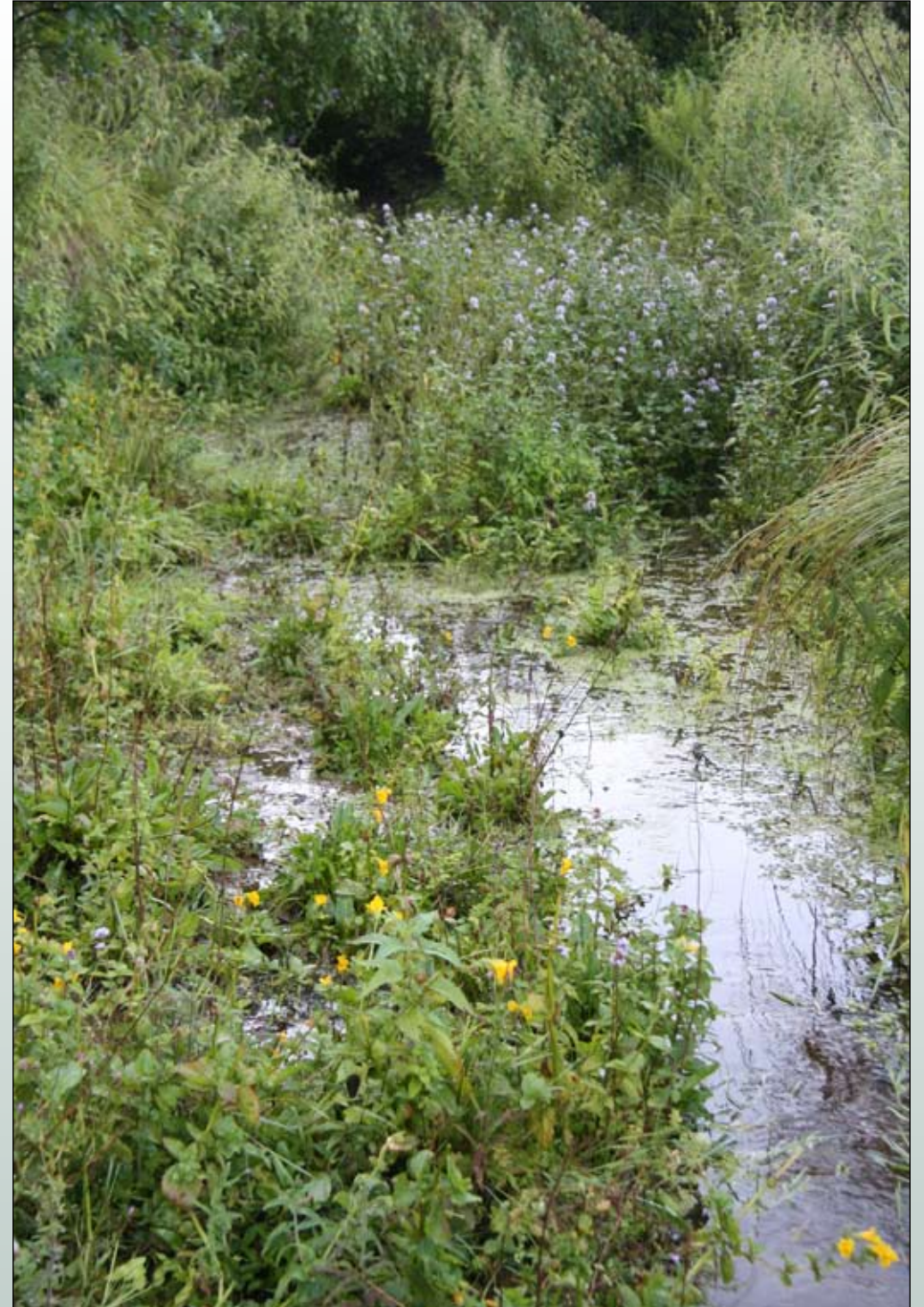
Fot. 5. Dobrze zachowany bór bagienny na torfie w Borach Dolnośląskich – ekosystem dość odporny na inwazję gatunków obcych (Fot. P. Pawlaczyk)



Fot. 6. Torfowisko w Borach Dolnośląskich zniszczone i przesuszone w wyniku prób zalesienia – „zaproszenie” do inwazji tawuły kutnerowatej *Spiraea tomentosa* (Fot. P. Pawlaczyk)



Fot. 7. Łan tawuły kutnerowatej całkowicie zarastającej torfowisko (Fot. Z. Dajdok)



Fot. 8. Kroplik żółty *Mimulus guttatus* w rowie na torfowisku źródłiskowym (Fot. P. Pawlaczyk)

3. Doliny rzeczne i wody stojące jako siedliska gatunków inwazyjnych

Rzeki, stanowiące specyficzny „krwioobieg przyrody”, są istotnym elementem krajobrazu. Od wieków stanowiły naturalne granice, lecz nigdy nie były barierą w wędrówkach (roślin, zwierząt i ludów), łącząc jednocześnie wiele odległych regionów geograficznych. Ich doliny i koryta najwcześniej użytkowane przez człowieka, w różnym stopniu zostały przekształcone w efekcie jego działalności. Mimo to, odnajdujemy jeszcze na terenie Europy i Polski rzeki lub ich fragmenty, w których nadal możemy obserwować procesy rozwoju koryta i przylegających do niego terenów zalewowych. Naturalne procesy korytotwórcze (erozja boczna i wgłębna, tworzenie meandrów, starorzeczy, pojawianie się i zanik wysp rzecznych) sprzyjają powstawaniu mozaiki różnych typów siedlisk, z którymi związane jest występowanie cennych pod względem przyrodniczym gatunków roślin i zwierząt (Tokarska-Guzik i in. 2007). Bogactwo przejawiające się w ukształtowaniu rzeźby i różnorodności warunków siedliskowych, sprzyja bytowaniu wielu gatunków roślin i zwierząt, stanowiących o różnorodności biologicznej całej Europy (Nieznański 2006). Wiele z nich podlega ochronie gatunkowej na mocy prawa polskiego, bądź europejskiego (Dyrektywa Siedliskowa). Wystarczy spojrzeć na mapę obszarów Europejskiej Sieci Ekologicznej Natura 2000 w Polsce, do której wytypowano najcenniejsze pod względem przyrodniczym obszary, żeby się przekonać jak wiele spośród nich to obiekty chroniące doliny rzeczne (<http://natura2000.mos.gov.pl/natura2000/pl>). Z drugiej jednak strony nie brakuje silnie przekształconych odcinków dolin rzecznych, gdzie powstawały osady, pola uprawne, duże miasta czy infrastruktura przemysłowa. Potrzeba ochrony dóbr i życia ludzi osiadłych nad rzekami wymusiła budowę obwałowań. Z kolei użegłownienie rzek przyczyniło się do zniszczenia lasów łęgowych, zmiany przebiegu koryt rzecznych i budowy zbiorników piętrzących, utrzymujących określony poziom wody w rzekach. Zanik roślin i ryb spowodowany odprowadzaniem ścieków czy zasolonych wód kopalnianych to także problem, którego na wielu odcinkach rzek naszego kraju nie udało się jeszcze rozwiązać. A przecież wymienione oddziaływania człowieka na doliny rzeczne to zaledwie kilka spośród całej grupy czynników (porównaj Olaczek 2000).

W XX w. zaczęliśmy dostrzegać jeszcze jedno zagrożenie – inwazje obcych geograficznie gatunków roślin i zwierząt – na skalę dotąd nie spotykaną. Ich zadamawianie się często uruchamia reakcje łańcuchowe w całych ekosystemach, wpływając jednocześnie na gospodarkę i przynosząc wymierne straty ekonomiczne. Tylko w samych Stanach Zjednoczonych koszty związane z oddziaływaniem obcych gatunków roślin oceniane są na 34 biliony dolarów rocznie (Theoharides i Dukes 2007). Inne źródła podają 120 miliardów dolarów rocznie (Pimental i in. 2005). Dlatego też, zjawisku temu poświęca się coraz więcej uwagi w wielu aspektach, a w niniejszym opracowaniu – także w kwestii oddziaływania na ekosystemy dolin rzecznych. Liczne badania koncentrowały się dotychczas na różnych zagadnieniach związanych z inwazją gatunków obcego pochodzenia pod wpływem zmian klimatu; ostatnio zwrócono także uwagę na wzrastającą rolę nawalnych deszczy i lokalne stany powodziowe pojawiające się szczególnie jesienią i zimą na półkuli północnej (Ekstrom i in. 2005). Notowane okresowo wysokie stany poziomu wód lub wezbrania powodziowe („flood pulses”) kształtują mozaikę krajobrazu doliny rzecznej, produktywność i skład chemiczny gleb oraz skład i strukturę roślinności towarzyszącej ciekom (Tockner i in. 2000), dodatkowo sprzyjają także zadamawianiu się i dalszemu rozprzestrzenianiu gatunków inwazyjnych (Truscott i in. 2006).

Doliny rzeczne – ekosystemy unikatowe

Doliny rzeczne to jedne z najbardziej dynamicznych ekosystemów w naszej szerokości geograficznej. Wraz ze zmianami pór roku zmienia się ilość prowadzonej przez rzeki wody, a także „siła wody” jako czynnika kształtującego brzegi i dno koryta oraz wpływającego na warunki siedliskowe na terasach zalewowych. Na szczęście ciągle jeszcze mamy możliwość, przynajmniej na niektórych odcinkach rzek, obserwować funkcjonowanie ekosystemu słabo zaburzonej rzeki – z takimi elementami, jak erodowanie skarpy, brzegi odsłaniane w lecie podczas niskich stanów wody, łachy, wyspy czy też starorzecza. Kiedy na taką dolinę rzeczną spojrzeć jak na układ wzajemnie powiązanych elementów, jasne staje się znaczenie powodzi. Wiąże się z nimi nie tylko użyźnianie i regulacja warunków hydrologicznych na terasach zalewowych, ale także powstrzymywanie procesu naturalnej sukcesji, np. w starorzeczach czy na obrzeżach koryt rzecznych. Okresowe wezbrania wód warunkują też powstawanie nowych siedlisk, jak wyspy, skarpy czy łachy, na których początkowo panują warunki pionierskie, a które także decydują o unikatowym charakterze ekosystemów dolin rzecznych. Kompleks tych elementów sprawia, że środowiska przyrodnicze rzek i terenów nadrzecznych odznaczają się jednymi z najwyższych na Ziemi wskaźników biologicznej produkcji, różnorodności gatunkowej i liczebności organizmów żywych (Tomiałojć 1993). Wiele z tych środowisk objęto ochroną na terenie Unii Europejskiej – spośród 70 typów siedlisk przyrodniczych ujętych w Załączniku II Dyrektywy Siedliskowej 30 może występować w dolinach rzecznych lub w ich bezpośrednim sąsiedztwie, zaś 12 występuje wyłącznie w dolinach rzek lub mniejszych cieków (Świerkosz 2005).

Doliny rzeczne - drogi migracji roślin

Sieć rzeczna to system różnej wielkości korytarzy ekologicznych, nazywanych „korytarzami życia” (Tomiałojć 1993) lub „korytarzami dzikiej przyrody” (Tomiałojć i Dyrz 1993), które dzięki ciągłości różnorodnych siedlisk (m.in. szuwały, ziołorośla, pasma lasów i zarośli) łączą ze sobą odległe regiony biogeograficzne. Występowanie wielu gatunków roślin jest tak ściśle uzależnione od dolin rzecznych, że wyróżnia się nawet grupę tzw. *gatunków korytarzy rzecznych*. Wśród gatunków typowych dla nizin Europy Środkowej wyróżniono 129 takich roślin (Burkart 2001), obok roślin ginących, zalicza się do niej także wiele gatunków inwazyjnych.

Sam proces migracji wzdłuż korytarzy ekologicznych, jakimi są doliny rzeczne, dość łatwo można wyobrazić sobie w odniesieniu do zwierząt, które mogą wzdłuż nich podążać nawet setki kilometrów. Odpowiedź na pytanie jak migrują nimi rośliny jest nieco bardziej złożona. Podstawowym czynnikiem ułatwiającym rozprzestrzenianie się roślin (stopniowe zajmowanie nowych siedlisk – tzw. dyspersja) w dolinach rzecznych jest woda¹. Wiele roślin wytwarza diasporę (tj. owoce, nasiona, części wegetatywne), które przez pewien czas mogą unosić się na wodzie lub być przesuwane przez wodę po dnie cieków. Stąd też ogromna rola powodzi w „zmywaniu” nasion, części roślin, a nawet w odrywaniu fragmentów zbiorowisk roślinnych, z brzegów rzek, a następnie przenoszeniu i osadzeniu ich w innych miejscach. Oprócz wody do specyficznych czynników ułatwiających przenoszenie diaspor na duże odległości należą też prądy powietrza, które zwłaszcza wzdłuż dużych rzek, mogą przybierać na sile. Zimą do czynników tych należy też pokrywa lodowa, po której diasporę mogą być pędzone wiatrem lub, z której fragmentami w postaci kry lodowej mogą pokonywać znaczne odległości (Podbielkowski 1993; Faliński 2000).

Bardzo istotnym czynnikiem ułatwiającym migrowanie roślin w dolinach rzecznych jest również okresowa obecność warunków pionierskich. Wiele gatunków, w tym także obcych, na

1 Rozsiewanie diaspor roślin przy udziale czynników pochodzących z otoczenia rośliny nosi nazwę *allochorii*, wyróżnia się kilka jej typów: *hydrochoria* – rozsiewanie z pomocą wody, *anemochoria* – z pomocą wiatru, *zoochoria* – z pomocą zwierząt, *antropochoria* – rozsiewanie z pomocą człowieka.

miejscach, gdzie roślinność została zniszczona w wyniku powodzi, znajduje dogodnie przyczółki ze względu na brak konkurencji (Faliński 2000). Przyczółki te mogą z czasem zostać opanowane przez dany gatunek, mogą też spełniać rolę miejsca, z którego roślina rozpocznie podbój nowego terytorium.

Doliny rzeczne były (i są nadal) korytarzami migracyjnymi wykorzystywanymi przez obcych przybyszów w trakcie ich wędrówek na nowym terytorium. Współcześnie w dolinach rzek europejskich rozprzestrzeniają się takie obce geograficznie gatunki, jak m.in.: niecierpek gruczołowaty *Impatiens glandulifera*, uczepek amerykański *Bidens frondosa*, rzepień włoski *Xanthium albinum*, czy kolczurka klapowana *Echinocystis lobata* (Tokarska-Guzik 2005 i cytowana tam literatura). Wędrówkę tę warunkują przede wszystkim cechy biologiczne i ekologiczne wymienionych gatunków. Również w swoich ojczyznach są one związane z siedliskami i zbiorowiskami roślinnymi towarzyszącymi rzekom (lasy i zarośla nadrzeczne, szuwały, zbiorowiska terofitów na piaszczysto-żwirowych aluwacjach) oraz korzystają z warunków pionierskich stwarzanych przez nie (aluwia, krawędzie dolin, urwiska).

Z omawianej grupy roślin obcego pochodzenia można nawet wyodrębnić kilka gatunków właściwych dla dolin dwóch dużych rzek polskich: Wisły i Bugu (Tokarska-Guzik 2005). Są to: miłka połabska *Eragrostis albensis*, wiesiołek wierzbolistny *Oenothera depressa* i Hoelschera *Oenothera xhoelscheri*, szczaw omszony *Rumex confertus*, solanka kolczysta *Salsola kali* subsp. *ruthenica* i rzepień włoski *Xanthium albinum*. Rośliny te, także w granicach swych pierwotnych zasięgów, związane są z dolinami rzecznyymi i specyficznymi siedliskami, które towarzyszą dużym rzekom: piaszczysto-mulistymi aluwiami (*Eragrostis albensis*) oraz piaszczystymi skarpami i urwiskami (*Oenothera depressa*, *Salsola kali* subsp. *ruthenica* i *Xanthium albinum*). Ich wędrówka i zajmowanie nowych terytoriów w Polsce wykazuje ścisły związek z warunkami siedliskowymi, jakie stwarza duża rzeka. Zarówno Wisła jak i Bug uznawane są nadal za mało zmienione przez człowieka, a dynamiczne i różnorodne naturalne procesy, którym podlega ich środowisko sprzyjają przemieszczaniu się roślin. Dodatkowo czynniki antropogeniczne (regulacje odcinków rzek, lokowanie osiedli i miast w ich dolinach, przecięcia rzek liniami komunikacyjnymi, itp.) umożliwiają migrację gatunków zarówno wzdłuż jak i w poprzek doliny (Faliński 2000; Tokarska-Guzik 2005). Z sytuacji tych korzystają gatunki obce, realizując kolejne fazy swej inwazji wzdłuż doliny rzecznej (wnikając w głąb nowego terytorium korytarzem, który tworzy rzeka), a następnie, przynajmniej część z nich, przechodzi na tereny sąsiednie zajmując inne siedliska (np. *Rumex confertus* i *Salsola kali* subsp. *ruthenica*) lub w kierunku przeciwnym, przechodząc z siedlisk ruderalnych na siedliska nadrzeczne (przypuszczalnie *Oenothera depressa* i *Oenothera xhoelscheri*).

Liczba gatunków neofitów maleje wraz ze wzrostem wzniesienia nad poziom morza. Głównym czynnikiem wpływającym na kształtowanie się lokalnych zasięgów jest tu bariera klimatyczna, która ogranicza ich występowanie w górach (szczególnie wyraźnie widoczna jest w Karpatach), ale i w północno-wschodniej Polsce oraz w niektórych chłodniejszych rejonach (Tokarska-Guzik 2005). Wiele gatunków obcych koncentruje swe liczne występowanie w niższych położeniach górskich (do 500 m n.p.m.) czyli, w warunkach polskich Karpat, do strefy położonej na granicy piętra pogórza i regła dolnego. Najwyżej sięgają gatunki związane z siedliskami ekstrasjonalnymi: sit chudy *Juncus tenuis* (ścieżki, drogi) i nawłoc późna *Solidago gigantea* (brzegi rzek i strumieni).

Z drugiej strony możemy mówić o swoistych rysach we florach obszarów górskich w Polsce, wywołanych obecnością neofitów. W Bieszczadach są to nowsi przybysze wkraczający do zbiorowisk naturalnych: rukiewnik wschodni *Bunias orientalis* spotykany na przydrożach, aluwacjach, siedliskach antropogenicznych i przechodzący na siedliska naturalne (do wysokości 630-740 m n.p.m.); *Juncus tenuis* rozprzestrzeniający się wzdłuż ścieżek do wysokości: 630-900 m n.p.m.,



Fot. 9. Starorzecze Nysy Łużyckiej na pograniczu woj. dolnośląskiego i lubuskiego – element dobrze zachowanego odcinka doliny rzecznej (Fot. Z. Dajdok)



Fot. 10. Biebrza – przykład doliny rzecznej o naturalnym charakterze (Fot. Z. Dajdok)



Fot. 11. Do dobrze zachowanego fragmentu doliny Czarnej Hańczy (poniżej Sobolewa) nasiona niecierpka gruczołowatego zostały przeniesione przez wodę z terenów zabudowanych, gdzie gatunek ten jest uprawiany (Fot. Z. Dajdok)

rudbekia naga *Rudbeckia laciniata* (Fot. 15) gatunek rosnący, często masowo, na brzegach lasów i zarośli nadrzecznych (do wysokości 630-750 m n.p.m.) (Zemanek i Winnicki 1999).

W Beskidach Zachodnich, w wielu rejonach, szczególnie w niższych położeniach, do takich gatunków należą niewątpliwie: naparstnica purpurowa *Digitalis purpurea*, barszcz Mantegazziego *Heracleum mantegazzianum*, niecierpek gruczołowaty *Impatiens glandulifera* i rdestowiec ostrokończysty *Reynoutria japonica*, a w Sudetach kroplik żółty *Mimulus guttatus*, niecierpek gruczołowaty *Impatiens glandulifera* i rdestowiec ostrokończysty *Reynoutria japonica* (Fabiszewski i Kwiatkowski 2001; Kwiatkowski 2003). Swoją obecność tutaj zawdzięczają przede wszystkim człowiekowi, który wprowadził wiele gatunków do uprawy, inne zostały przez niego zawleczone wzdłuż szlaków komunikacyjnych. Jednak w licznych przypadkach ich dalsze rozprzestrzenianie umożliwiły właśnie doliny rzeczne. Współcześnie obserwujemy in statu nascendi budowanie wtórnego zasięgu w Karpatach na przykładzie *Eragrostis albensis*, gatunku rozprzestrzeniającego się wzdłuż dolin rzek Wisły i Sanu (Zając i in. 2009).

Zbiorniki wodne – ostoje różnorodności biologicznej czy zagrożone ekosystemy?

Wszelkie zbiorniki wodne – od oceanicznych gigantów po śródlądowe, słodkowodne oczka wodne – stanowią o różnorodności biologicznej, odpowiednio w skali globalnej po lokalną. Są siedliskiem życia wielu współcześnie zagrożonych gatunków roślin i zwierząt. Są to jednocześnie ekosystemy, które nie obroniły się przed wkroczeniem gatunków obcego pochodzenia. Również w tym przypadku znaczącą rolę odegrał (i odgrywa nadal) człowiek, wprowadzając wiele gatunków celowo do toni wodnej jak i na brzegi zbiorników, inne zawlekając podczas żeglugi, spławu drewna, rybołówstwa, sztucznego łączenia cieków, czy całych zlewni poprzez budowę kanałów żeglugowych. Niebagatelną rolę odgrywają także zwierzęta, które wykorzystując różnorodność siedlisk nadwodnych, transportują mimowolnie diaspory roślin (egzozoochoria) podczas swoich wędrówek lub je spożywają (endozoochoria). W efekcie w wielu zbiornikach zdomowały się rośliny wodne pochodzące z odległych rejonów geograficznych, jak moczarka kanadyjska *Elodea canadensis* czy ostatnio także *E. nuttallii*. Działalność akwarystów przyczynia się do wprowadzania do zbiorników kolejnych roślin wodnych o obcym rodowodzie. Dobrym przykładem jest opisana w osobnym rozdziale azolla paprotkowata *Azolla filiculoides*. Na brzegach zbiorników wodnych, analogicznie jak i na brzegach rzek, od dawna obecne są gatunki takie jak: tatarak zwyczajny *Acorus calamus*, uczepek amerykański *Bidens frondosa*, niecierpek gruczołowaty *Impatiens glandulifera* czy rudbekia naga *Rudbeckia laciniata*. W ostatnich latach rejestrowane jest rozprzestrzenianie się kolejnych, nowych przybyszów nad polskimi wodami. Przykładem ilustrującym to zjawisko jest pałka wysmukła (Laxmana) *Typha laxmannii*, gatunek po raz pierwszy odnotowany w kraju w 1988 r., a współcześnie spotykany na kolejnych stanowiskach na południu Polski, szczególnie nad zbiornikami o antropogenicznym rodowodzie (Baryła i in. 2005, własne dane; por. także rozdz. 4).

Doliny rzeczne - chronić czy renaturyzować?

Z punktu widzenia ochrony przyrody bardzo istotne wydają się wyniki badań wskazujące, że najprawdopodobniej we wszystkich europejskich ekosystemach może dochodzić do inwazji, ale (co ważniejsze) im bardziej dany ekosystem jest narażony na antropopresję tym prawdopodobieństwo, że dojdzie w jego obrębie do inwazji jest większe (Hulme 2007). W odniesieniu do dolin rzecznych oznacza to, że na odcinkach znaczenie przekształconych przez człowieka liczba stanowisk gatunków obcych jest większa niż na odcinkach przebiegających przez obszary zmienione w niewielkim stopniu. W naszych warunkach potwierdzają to m.in. obserwacje z doliny Odry (Kącki i Dajdok 2003), Soły, Wapienicy i Jasieniczanki (Tokarska-Guzik i in. 2006) czy też



Fot. 12. Brzegi rzek silnie zmienione w wyniku ich umacniania są szczególnie narażone na masowy rozwój gatunków inwazyjnych – na zdjęciu Lubatówka przy jej ujściu do Wisłoka w Krośnie (Fot. Z. Dajdok)



Fot. 13. Fragment siedliska lasu łęgowego (Fot. B. Tokarska-Guzik)



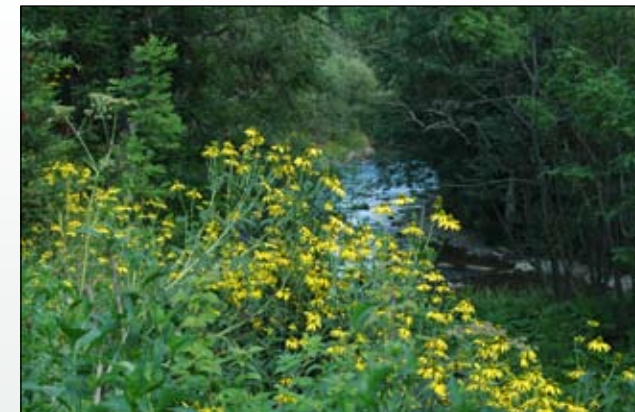
Fot. 14. Brzegi Kwisy w Mirsku opanowane przez zarośla rdestowców (Fot. Z. Dajdok)

kilku niewielkich cieków okolic Bielawy i Dzierżoniowa (Śliwiński 2008a, 2009b). Istnienie tej zależności może być wynikiem m.in. sposobu w jaki prowadzi się różnego rodzaju prace związane z inwestycjami w dolinach: niszczenie pokrywy roślinnej i odsłanianie wierzchnich warstw gleby (Fot. 16), plantowanie, umacnianie brzegów z użyciem ziemi zawierającej diaspory gatunków inwazyjnych, przywożonej nawet z odległych rejonów. Czynniki te znacznie ułatwiają czasowe, a niektórym gatunkom, trwale zadomowienie się na określonym terenie.

Siedliska nadrzeczne uważane są współcześnie za jedne z najsilniej zagrożonych i jednocześnie najłatwiej kolonizowanych przez rośliny inwazyjne, skąd mogą one przenikać na inne typy siedlisk (Tokarska-Guzik 2003). Do inwazyjnych neofitów opanowujących ten typ siedlisk, często na skalę masową, należą wspomniane już gatunki z rodzaju nawłóć *Solidago*, rdestowiec *Reynoutria* (Fot. 17), niecierpek gruczołowaty *Impatiens glandulifera*, rudbekia naga *Rudbeckia laciniata* czy barszcz Mantegazziego *Heracleum mantegazzianum*.

W związku z powyższym nasuwają się pewne wątpliwości – czy przy obecnym poziomie antropopresji i sposobach rozsiewania się roślin istnieją realne możliwości przeciwdziałania procesom rozprzestrzeniania się gatunków inwazyjnych i czy działania te z góry nie są skazane na niepowodzenie? Zdaniem autorów niniejszego tekstu, na pewno warto próbować chronić to, co mamy jeszcze cennego w naszej przyrodzie, a doliny przynajmniej niektórych rzek z pewnością należą do klejnotów polskiej przyrody. Doświadczenia innych krajów, opisane w końcowej części opracowania, wskazują, że nie zawsze muszą to być działania zakończone fiaskiem. Zwalczenie gatunków inwazyjnych jest kosztowne i pracochłonne, zwłaszcza jeśli jest skierowane przeciwko tak uporczywym chwastom jak rdestowce. Problemy, na jakie napotyka się podczas ich usuwania, skłaniają do stwierdzenia, że doliny rzeczne lepiej chronić niż renaturyzować. Brzegi wód (odcinki rzek) jeszcze dobrze zachowane, na których w porę podejmie się odpowiednie działania zaradcze, można uratować przed inwazją – problem tylko w tym, że przy obecnych możliwościach technicznych i dostępnych środkach, działań tych nie da się prowadzić na wszystkich odcinkach, dlatego trzeba zdecydować o wyborze priorytetowych.

Zygmunt Dajdok i Barbara Tokarska-Guzik



Fot. 15. W Bieszczadach jednym z najczęściej spotykanych gatunków obcego pochodzenia jest rudbekia naga opanowująca ziołorośla nadrzeczne – na zdjęciu fragment doliny Solinki (Fot. Z. Dajdok)



Fot. 16. Drastyczna zmiana charakteru cieków - zniszczenie obudowy roślinnej, likwidacja meandrów i sztuczne formowanie brzegów sprzyja zadomawianiu się roślin synantropijnych, w tym także gatunków obcych geograficznie, na zdjęciu rzeka Bielawka w Dłuzynie Górnej (Fot. Z. Dajdok)



Fot. 17. Brzegi Nysy Łużyckiej poniżej Zgorzelca opanowane przez rdestowce (Fot. W. Bena)

4. Charakterystyka wybranych gatunków rozprzestrzeniających się na obszarach mokradłowych Polski

4.1 ROŚLINY ZARODNIKOWE

Azolla paprotkowa (*Azolla* drobna) – *Azolla filiculoides* Lam. (Lamarck in Lamarck et al., 1783. Encycl. 1: 343). Podana w opracowaniu Mirka i in. (2002) jako synonim *Azolla caroliniana* – azolla karolińska przez niektórych autorów traktowana jest jako odrębny gatunek.

Morfologia i biologia: *Azolla* paprotkowa jest drobną paprocią wodną, unoszącą się biernie na powierzchni (pleuston). Z cienkiej łodygi wyrastają korzenie przybyszowe oraz dwa rzędy dwupłatowych, dachówkowato nachodzących na siebie liści, pokrytych włoskami zatrzymującymi przy powierzchni liścia warstwę powietrza – dzięki temu roślina jest niezatapialna. Paproć ma kolor zielony do żółtawego lub ciemnoczerwonego (po długotrwałym nasłonecznieniu lub przymrozkach). W zarysie jest trójkątna lub wielokątna (Fot. 18), rzadko przekracza 3 cm średnicy – łodyga łatwo ulega fragmentacji, co stanowi jedną z metod zwiększania liczebności populacji. Azolle są paprociami różnozarodnikowymi, w ciepłym klimacie wytwarzają zarodniki zebrane w kulistych sporokarpach. W Polsce dotychczas nie zaobserwowano wytwarzania zarodników (Szczęśniak i in. 2009).

Azolla paprotkowa jest najbardziej mrozoodpornym gatunkiem w obrębie rodzaju. Wong i in. (1987) podają, że populacja jest w stanie się odbudować nawet po 15 stopniowym mrozie. W Polsce do niedawna była traktowana jako efemerofit (Rostański i Sowa 1986-1987), lecz ostatnie obserwacje sugerują, że prawdopodobnie w wyniku zmian klimatu oraz wzrostu mrozoodporności rozpoczyna się jej ekspansja. Stwierdzono przypadki skutecznego zimowania przy temperaturze dochodzącej do -22 °C (Szczęśniak i in. 2009). Dzięki obecności sinic *Anabaena azollae* żyjących w komorach liści i wiążących atmosferyczny azot, azolle mają zdolność bardzo szybkiego przyrostu: podwojenie masy zachodzi w 3 do 6 dni (Kitoh i in. 1993).

Pochodzenie: *Azolla* paprotkowa to gatunek rodzimy dla umiarkowanej, ciepłej i subtropikalnej części Ameryki, choć na zachodnim wybrzeżu Ameryki Północnej sięga obecnie po Alaskę (Lumpkin 1993). Dzięki człowiekowi pojawiła się w Europie, Azji, Australii, Nowej Zelandii, Południowej Afryce (Weber 2005; Hussner 2007). We florze Europy występowała do zlodowaceń, wówczas wymarła i w czwartorzędzie nie była obecna.

Czas i drogi zawleczenia: Do Europy *Azolla filiculoides* została sprowadzona pod koniec XIX w. (Willmans 1976). Gatunek ten pojawiał się niezależnie i jednocześnie w wielu punktach, zawlekany z wodami balastowymi, narybkiem itd. lub świadomie wypuszczany do zbiorników wodnych. W bezpośrednim sąsiedztwie Polski był notowany w Niemczech, gdzie jest częsty (Weber 2005), w Czechach (Kubát 2002), na Słowacji (Hrivnák 2007) oraz na Litwie, gdzie jego pojaw był efemeryczny (Grudziński 2000). Rozprzestrzenia się zoo-, anemo- lub hydrochorycznie oraz w wyniku różnorodnych ludzkich działań, które można nazwać szeroko pojętą antropochorią.



Fot. 18. *Azolla paprotkowa* *Azolla filiculoides* na starorzeczu Odry we Wrocławiu i pojedyncza roślina (Fot. E. Szczęśniak)

Pierwsze dane z terenu obecnej Polski pochodzą z roku 1927 z Dolnego Śląska – azolla występowała w przypałacowym stawie w Wawrzyszewie, gdzie kilkakrotnie zimowała (Schube 1928). Po 1945 roku azolla była w Polsce obserwowana na 6 stanowiskach: w 1996 r. w Bielsku Podlaskim na Nizinie Północnopodlaskiej (Wołkowycki 1999), gdzie nie przetrwała zimy oraz na 5 stanowiskach na Dolnym Śląsku. W 2007 r. znaleziono gatunek w starorzeczu Odry k. miejscowości Siedlisko k. Nowej Soli (Rozsadniński 2008).

Zajmowane siedliska: *Azolla filiculoides* występuje w eutroficznych zbiornikach wodnych o ciepłej wodzie. W Europie najczęściej są to starorzecza, ale także różnego rodzaju zbiorniki antropogeniczne. Jej wymagania pokrywają się z siedliskami zbiorowisk z klasy *Lemnetea minoris* i wg niektórych autorów jest uznawana za gatunek diagnostyczny klasy oraz rzędu *Lemnetalia minoris* (Pott 1995; Matuszkiewicz 2001), lub gatunek diagnostyczny zespołu *Lemno-Azoletum filiculoidis* Br.-Bl. 1952 (Otáhelová 1995). Wielkość jej populacji jest zmienna w ciągu roku: wiosną we wczesnej fazie są to pojedyncze rośliny, pod koniec sezonu wegetacyjnego ich liczba na stanowisku sięga milionów i tworzy się pływająca warstwa o miąższości kilku-kilkunastu cm (Szczęśniak i in. 2009).

Rejony występowania: Obecnie azolla paprotkowa jest podawana głównie z Dolnego Śląska: z Wrocławia, podwrocławskiej wsi Wilkszyn oraz starorzecza Nysy Łużyckiej koło Koźlic. Poza tym utrzymuje się stanowisko k. miejscowości Siedlisko w dolinie Środkowej Odry; obserwowano tam, że gatunek zasiedla kolejne starorzecza (S. Rozsadniński inf. ustne).



Fot. 19. *Azolla paprotkowa* *Azolla filiculoides* na stanowisku w Wilkszynie: 1. październik 2007, 2. listopad 2007 (po oczyszczeniu zbiornika), 3. wrzesień 2008 (odtworząca się populacja) (Fot. E. Szczęśniak)

Oddziaływanie na rodzime gatunki: Dzięki bardzo dużej żywotności i tempie namnażania pod koniec lata azolla tworzy praktycznie jednogatunkowe agregacje. Mata azollowa, osiągnąca w Polsce grubość nieco ponad 10 cm, powoduje odcinanie dopływu światła do zbiornika, brak mieszania wody, spadek poziomu tlenu i eutrofizację wody. Ponadto eliminuje rodzime gatunki pleustonowe i doprowadza do ujednoczenia roślinności pływającej. Wszystko to powoduje spadek bioróżnorodności zbiornika. Obserwowano, że pod matą azolli zachodzi zamieranie zanurzonych roślin i glonów (Janes i in. 1996) oraz zmniejszenie populacji ryb (Gartwicke i Marshall 2001). W szczególnych przypadkach w sztucznych zbiornikach w obrębie obszarów zabudowanych, gdzie nie wykształca się pełny łańcuch pokarmowy, mata azolli może dawać skutki korzystne – odpowiednio gruba nie dopuszcza do rozwoju larw komarów.

Działania zaradcze: Dotychczas problem nadmiernego wzrostu azolli w Polsce rozwiązywał się sam – gatunek ten nie był w stanie przetrwać zim. Jednak na Dolnym Śląsku w czasie ostatnich zim mrozy trwały długo, a temperatura zeszła poniżej $-20\text{ }^{\circ}\text{C}$, mimo to pąki zimujące azolli przetrwały zimę. Niewykluczone, że gatunek ten występuje na większej liczbie stanowisk w Polsce zachodniej i południowo-zachodniej i w tym rejonie może stać się dużym problemem na stawach hodowlanych (Szczęśniak 2008).

Na terenie Polski dotychczas przeprowadzono jedną próbę usunięcia azolli. Miało to miejsce w podwrocławskim Wilkszynie, gdzie azolla pokryła ponad 10 cm grubości warstwę zbiornik w centrum wsi. W listopadzie 2007 zebrano ją z powierzchni za pomocą liny i wywieziono. Ze stawu o powierzchni około 1000 m^2 zebrano 6 przyczep biomasy. Pojedyncze okazy azolli przetrwały w przybrzeżnych trawach, co umożliwiło odbudowanie się populacji w roku następnym (Fot. 19).

Możliwości kontroli ekspansji azolli paprotkowej są mocno ograniczone. Ponieważ roślina ta ma ekstremalnie krótki czas podwajania biomasy, kontrola mechaniczna może być skuteczna tylko na małych zbiornikach. Bardziej efektywne, choć kontrowersyjne jest używanie herbicydów. Jednakże stwierdzono, że zarówno ręczna, mechaniczna i chemiczna eliminacja jest niewystarczająca (Hill i Ciliers 1999). Podejmowano próby biologicznego ograniczania populacji azolli za pomocą grzybów (Baretto i in. 2000) oraz jej naturalnego wroga, chrząszcza *Stenopelmus rufinus* (Hill i Ciliers 1999; McConnachie i in. 2003, 2004), co w polskich warunkach jest nieprzydatne z powodu zbyt zimnego klimatu. Na obszarach, gdzie azolla stała się już problemem, stosuje się obecnie metodę kombinowaną: zbiór mechaniczny i opryski (Hills i Cilliars 1999).

W przygotowywanym rozporządzeniu Ministra Środowiska azolla paprotkowata przewidywana jest do ujęcia w wykazie „gatunków obcych” mogących zagrozić gatunkom rodzimym lub siedliskom przyrodniczym.

Ewa Szczęśniak

4.2 ROŚLINY NASIENNE

4.2.1 Gatunki jednoroczne

Erechtites jastrzębcowaty – *Erechtites hieracifolia* (L.) Raf. Ex DC.

Synonimy: *Erechtites hieracifolia* (L.) Raf.; *Senecio hieraciifolius* L.; *Senecio sonchoides* Vukot.; *Senecio Vukotinovicii* Schlosser

Morfologia i biologia: Roślina roczna z rodziny złożonych *Asteraceae*, osiągająca wysokość (10)30-100(250) cm. Liście na spodniej stronie z wyraźną nerwacją; dolne i środkowe eliptyczne i lancetowato-podługowate, stopniowo zwężające się, brzegiem grubo i nierówno ząbkowane; górne jajowate lub lancetowate. Bladożółte kwiaty skupione są w wąskich, cylindrycznych koszyczkach bez plewinek na dnie; brzeżne o rurkowato-nitkowatej koronie płonne, środkowe rurkowate płodne. (Fot. 20). Owocem są niełupki opatrzone białym, jedwabistym puchem. Roślina kwitnie od maja (czerwca) do sierpnia (września) (Górski i in. 2003).

Pochodzenie: Gatunek pochodzi z Ameryki Północnej i Środkowej. Jego pierwotny zasięg obejmuje Saskatchewan, Quebec, Nową Fundlandię, Południową Dakotę, Nebraskę, Kansas oraz Oklahomę, na południe – poprzez Antyle i Meksyk – sięga po Argentynę (McGregor i in. 1986; Meusel i Jäger 1992). Zasięg wtórny rozciąga się od Europy po południowo-wschodnią Azję i Malesję (Meusel i Jäger 1992).

Czas i droga zawleczenia: W Europie gatunek ten został po raz pierwszy odnotowany przez F. Vukotinovića w 1876 roku, w okolicach Zagrzebia (Chorwacja), jako nowy gatunek *Senecio sonchoides*. W 1885 r. jego występowanie zarejestrowano w Austrii, a w kolejnych latach XX w. w Czechach, Rumunii i Niemczech (Górski i in. 2003). Najstarsza informacja o pojawieniu się *E. hieracifolia* w Polsce pochodzi z 1902 roku z Dolnego Śląska (Schube 1903).

Zajmowane siedliska: Gatunek preferuje wilgotne bory sosnowe i mieszane oraz kwaśne dąbrowy. Występuje szczególnie licznie na wilgotnych zrębach (Fot. 21), ale także wzdłuż dróg leśnych, brzegach lasów i na siedliskach ruderalnych. Na siedliskach podmokłych pojawia się m.in. w zbiorowiskach szuwarowych na obrzeżach starorzeczy i towarzyszących brzegom cieków.

Rejony występowania: Rejony występowania *E. hieracifolia* koncentrują się w Polsce południowo-zachodniej (szczególnie liczne na Dolnym Śląsku) (Czarna i in. 2001). W Polsce środkowej jego stanowiska są rozproszone: notowany był w Wielkopolsce (Górski i in. 2003) w środkowej części doliny Wisły (Kucharczyk 2001). W ostatnich latach pojawia się na nowych stanowiskach na Górnym Śląsku, Pogórzu i w Beskidach.

Oddziaływanie na rodzime gatunki: *Erechtites jastrzębcowaty* jest najczęściej gatunkiem pionierskim, wykorzystującym zaburzenia na wilgotnych siedliskach leśnych. Wyniki badań wskazują, że wprawdzie głównym sposobem rozprzestrzeniania się rośliny jest wiatrosiewność, jednak roślina może tworzyć długotrwały bank nasion (Baskin i Baskin 1996), zdolny do uruchomienia w momencie zaburzeń w siedlisku (naruszenie gleby lub pożar²). Oddziaływanie na rodzime gatunki nie zostało dotąd rozpoznane.

Ewentualna potrzeba podejmowania działań zaradczych: Współczesny, ograniczony do kilku regionów, zasięg oraz nadal niezbyt wysoka liczebność populacji w naszym kraju, stwarzają podstawy do kwalifikowania gatunku do grupy neofitów stanowiących potencjalne zagrożenie.

2 Stąd też wywodzi się angielska nazwa zwyczajowa gatunku: fireweed lub American burn-weed

Gatunek wymaga jednak uwagi ze względu na notowany przyrost nowych stanowisk oraz strategię życiową.

Barbara Tokarska-Guzik, Piotr Górski i Aneta Czarna



Fot. 20. *Erechtites jastrzębcowaty* *Erechtites hieracifolia*: A - pokrój rośliny, B - górna część pędu z licznymi koszyczkami, w których zebrane są kwiaty (Fot. B. Tokarska-Guzik)



Fot. 21. *Erechtites jastrzębcowaty* to roślina najczęściej spotykana na wilgotnych zrębach (Fot. B. Tokarska-Guzik)

Kolczurka klapowana – *Echinocystis lobata* (F. Michx.) Torrey et A. Gray

Synonimy: *Micrampelis lobata* (Michx.) Greene, *Sicyos lobata* Michx., *Echinocystis echinata* (Mühl.) Britt., Sterns et Poggenb., *Echinocystis echinata* (Torrey et A. Gray) N. L. Britton et al.

Przedstawiciele rodzaju *Echinocystis* naturalnie występują na terenach Nowego Świata. Znanych jest od 20 do 30 gatunków kolczurek, należących do kilku sekcji. Za miejsce pierwotnego występowania *Echinocystis lobata* uznaje się wschodnią część Ameryki Północnej (Tokarska-Guzik 2005). Obszar ten obejmuje pogranicze Kanady i Stanów Zjednoczonych w rejonie Wielkich Jezior i sięga na północnym-wschodzie po Nową Szkocję i Brunszwik nad Atlantykiem. W kierunku południowym rozciąga się po rzekę Ohio, a na zachodzie po Góry Skaliste na terenie USA. Zarówno od strony południowej, jak i od zachodniej naturalne granice zasięgu kolczurki klapowanej nie przekraczają izolinii 0°C. Na terytorium pierwotnego zasięgu gatunek ten rośnie na siedliskach żyznych, w dolinach rzecznych lub w otoczeniu jezior, w zbiorowiskach zioło-roślinnych oraz lasach łąkowych. Na terenie Ameryki Północnej jest znany także na stanowiskach antropogenicznych, jako uciekinier z uprawy (Slavík i Lhotská 1967). Obecnie występuje w wielu krajach Europy (porównaj Tutin i in. 1968). Wymieniany jest także jako inwazyjny na większości stanowisk (Török i in. 2003; Kucharczyk i Krawczyk 2004; Tokarska-Guzik 2005; Anastasiu i Negrean 2006; Yavorska 2008).

Morfologia i biologia: Roślina jednoroczna z rodziny dyniowatych *Cucurbitaceae*. Jej łodyga jest słabo owłosiona, dorasta do 6 (8) m długości. Zaopatrzona jest w wąsy czepne ułatwiające wspinanie się po podporach. Liście są dłoniasto klapowane, krótko owłosione. Kwiaty ma rozdzielnopłciowe. Męskie zebrane są w groniaste kwiatostany skierowane w górę, natomiast kwiaty żeńskie są umieszczone po 1-2 u nasady kwiatostanów męskich i są skierowane do dołu (Fot. 22). Owoc stanowi jajowata torebka 2,5-5 cm długości, długo kolczasto owłosiona (Grodzińska 1967). Torebka zawiera 4 podługowate i spłaszczone nasiona. Owoce mogą utrzymywać się przez dłuższy czas na uschniętych roślinach i są łatwo rozpoznawalne nawet w okresie zimy. Nasiona zachowują żywotność dłużej niż jeden rok. Podczas powodzi mogą być transportowane przez wodę (Klotz 2007). Roślina rozmnaża się tylko za pomocą nasion. W pierwszych stadiach wzrostu przypomina ogórka (Fot. 22D).

Czas i droga zawleczenia: Gatunek został sprowadzony do Europy na przełomie XIX i XX w. jako roślina ozdobna. Pierwsze dziko rosnące okazy zaobserwowano w 1904 roku. Do Polski najprawdopodobniej trafił dwoma drogami z obszaru Niemiec i Ukrainy. W pierwszej połowie XX w. z obszaru naszego kraju znanych było zaledwie kilka stanowisk tego gatunku. Ich liczba zaczęła szybko rosnąć. W drugiej połowie XX w. osiąga ponad 2 tysiące stanowisk zlokalizowanych w 708 kwadratach ATPOL o boku 10 km (Tokarska-Guzik 2005), co ma związek z rosnącą wówczas popularnością tej rośliny w uprawie.

Rozmieszczenie w Polsce: Poza uprawą kolczurka klapowana jest obecnie znana niemal z całej Polski. Najwięcej stanowisk koncentruje się w części południowo-wschodniej, gdzie wzdłuż niektórych rzek spotyka się płaty zbiorowisk zdominowanych przez ten gatunek. Szczególnie często jest odnajdywana na odcinkach rzek, których brzegi były umacniane i powierzchnia gruntu przez jakiś czas nie była zadarniona (Fot. 23, 24). Gatunek ten jest zaliczany do grupy roślin obcych, które odniosły sukces w kolonizacji polskiej części Karpat (Zajac i Zajac 2001).



Fot. 22. Kolczurka klapowana *Echinocystis lobata*: A – pokrój, B – siewka i młode okazy z pierwszymi liśćmi, C – szczytowa część kwitnącego pędu; D- owoc (Fot. Z. Dajdok)



Fot. 23. Zbiorowiska z udziałem kolczurki klapowanej nad Uswiczą w okolicy Tarnowa (Fot. Z. Dajdok)



Fot. 24. Zbiorowiska z dominacją kolczurki klapowanej i niecierpka gruczołowatego nad Lubatówką przy jej ujściu do Wisłoka w Krośnie (Fot. Z. Dajdok)

Zajmowane biotopy: Gatunek ten jest nadal chętnie wysiewany w ogródach przydomowych i na działkach, zwłaszcza przy siatkach ogrodzeniowych, po których łatwo się wspina. W związku z tym jego populacje poza uprawą są nadal zasilane przez okazy rozwijające się z nasion zawleczonych na dzikie składowiska odpadów. Kolczurka klapowana należy do tej grupy gatunków obcych, które najsilniej są związane z brzegami wód. Roślina ta jest składnikiem ziołoroślowych zbiorowisk okrajkowych z klasy *Artemisietea* (związków *Senecion fluviatilis* i *Convolvulion sepium*) lub wiklin nadrzecznych (zespół *Salicetum triandro-viminalis*). Ponadto nad brzegami wód jest spotykana w płatach szuwaru mozgowego *Phalaridetum arundinaceae*, a na obrzeżach stawów notowano ją z płatów szuwaru mannowego *Glycerietum maximae*. W ostatnim czasie coraz częściej pojawia się również w zbiorowiskach z klasy *Bidentetea* wykształcających się na okresowo odsłanianych obrzeżach wód.

Zagrożenia dla ekosystemów: Kolczurka klapowana należy do 100 najgroźniejszych gatunków inwazyjnych w Europie (<http://www.europe-aliens.org/speciesTheWorst.do>). W literaturze anglojęzycznej zaliczana jest do grupy określanej mianem „transformers” – roślin przyczyniających się do zmiany charakteru opanowywanych zbiorowisk (Tokarska-Guzik i in. 2008). Może tworzyć zwarte maty złożone ze splecionych ze sobą pędów. Ich oddziaływanie może być różne w zależności od tego, jaki charakter ma roślinność, w której obrębie wyrastają okazy kolczurki. W miejscach, gdzie kolczurka pojawia się w największej obfitości dochodzi do deformowania zarówno roślin zielnych, jak też krzewów. Pod warstwą jej splecionych pędów zmniejsza się ilość światła docierającego do podłoża, co może mieć wpływ na wzrost innych roślin. Oddziaływanie kolczurki jest o tyle istotne, że zbiorowiska w których się pojawia należą do dwóch chronionych typów siedlisk przyrodniczych: ziołorośla górskie i ziołorośla nadrzeczne (kod 6430) oraz łągi wierzbowe, topolowe, olszowe i jesionowe (kod 91E0). Ponieważ kolczurka klapowana jest rośliną jednoroczną jej pojawy mogą być różne w różnych sezonach. Po obfitym występowaniu w jednym roku nie zawsze dochodzi do masowego pojawu w kolejnym sezonie. Jednak z reguły w miejscach raz opanowanych kolczurka może się utrzymywać przez wiele lat.

Działania zaradcze: Dotychczas w naszym kraju nie podejmowano celowych działań skierowanych na zwalczanie kolczurki w dużej skali. Pośrednio roślina ta może być eliminowana podczas zabiegów zmierzających do usuwania innych gatunków na brzegach wód, zwłaszcza rdestowców. Ze względu na charakter siedlisk (sąsiedztwo wód) działania skierowane na ochronę cennych pod względem przyrodniczym obszarów powinny polegać na wrywaniu, wycinaniu lub koszeniu pędów kolczurki. Jednak w zwalczaniu tego jednorocznego gatunku największą rolę odgrywać może edukacja społeczeństwa w celu zaniechania dalszej uprawy tej groźnej rośliny.

Zygmunt Dajdok i Zygmunt Kącki

Niecierpek gruczołowaty (N. Roylego, N. himalajski) – *Impatiens glandulifera* Royle
 Synonimy: *Impatiens roylei* Walp.

W Polsce rodzaj niecierpek *Impatiens* jest obecnie reprezentowany przez cztery dziko rosnące gatunki: jeden rodzimy - niecierpek pospolity *Impatiens noli-tangere* oraz trzy gatunki obce geograficznie. Do gatunków obcych należą: pochodzący z Ameryki Północnej niecierpek przylądkowy (n. pomarańczowy) *Impatiens capensis* oraz pochodzące z Azji – niecierpek drobnokwiatowy *I. parviflora* i gruczołowaty *I. glandulifera* (Mirek i in. 2002). Z wymienionych gatunków obcych do inwazyjnych zaliczane są: niecierpek drobnokwiatowy, który rozprzestrzenił się przede wszystkim na terenach leśnych oraz niecierpek gruczołowaty, który zasiedlił tereny mokradłowe, w tym przede wszystkim doliny rzek (Tokarska-Guzik 2005). Niecierpek gruczołowaty pochodzi z Centralnej Azji (zachodnie Himalaje), gdzie występuje na wysokości 1800 – 4000 m n.p.m. (Helmisaari 2006). Występuje tam m.in. na obrzeżach lasów, w ziołoroślach wzdłuż strumieni i rzek oraz na polanach leśnych.

Morfologia i biologia gatunku: Roślina jednoroczna należąca do rodziny niecierpkowatych *Balsaminaceae*. Dorasta do 2 (2,5) m wysokości, ma podługowate liście o ząbkowanych brzegach. Liście są umieszczone na łodydze naprzeciwlegle lub w okółkach po 3-5. Kwiaty są grzbieciste zaopatrzone w zaokrągloną ostrogę, osiągają wielkość 3-3,5 (4) cm (Rutkowski 1998), charakteryzują się dość intensywnym, słodkim zapachem. W naszych warunkach są odwiedzane (zapyłane) głównie przez trzmiele, osy i pszczoły. Kwiaty najczęściej mają różowe lub purpurowe zabarwienie (Fot. 25A), jednak w populacjach można również spotkać egzemplarze o kwiatach białych. Owocem jest podługowata torebka (Fot 25B), która po dojrzewaniu, nawet przy lekkim potrąceniu owoców, gwałtownie pęka. Podczas pęknięcia torebki jej kłapy odwijają się na zewnątrz, rozrzucając nasiona na odległość nawet 5-6 metrów. Niecierpek gruczołowaty rozprzestrzenił się przede wszystkim przez nasiona, m.in. w drodze hydrochorii (rozsiwania przez wodę). Jedna roślina może produkować 2500 nasion, dzięki czemu w płatach z dominacją tego gatunku na 1 m² może być produkowanych nawet 5000-6000 nasion (Beerling i Perrins 1993). Jednak większość z nich zachowuje żywotność tylko przez jedną zimę i kiełkuje z początkiem wiosny następnego sezonu. Niewielka część nasion może przetrwać kolejną zimę i kiełkować w następnym sezonie, dlatego też w glebie może być tworzony krótkotrwały bank nasion (Hejda 2006).

Czas i droga zawleczenia: Gatunek został sprowadzony do Europy jako roślina ozdobna w pierwszej połowie XIX w. Z obszaru Polski pierwsze doniesienia o występowaniu niecierpka gruczołowatego pochodzą z roku 1890, z terenu Dolnego Śląska (Zajac i Zajac 1973; Tokarska-Guzik 2005). Pierwsze powojenne notowanie pochodzi z rejonu Szczecina (Jasnowski 1961). Nasilenie stwierdzeń niecierpka gruczołowatego na nowych stanowiskach przypada na drugą połowę XX w., kiedy to stał się bardzo popularny wśród miłośników przydomowych ogrodów. Z czasem jego nasiona zostały zawleczone w doliny rzeczne, które stały się dogodnymi siedliskami, a jednocześnie drogami migracji tego gatunku.

Rozmieszczenie w kraju: Niecierpek gruczołowaty występuje na całym obszarze Polski, jednak zdecydowanie więcej stanowisk znanych jest z południowej części kraju (Zajac i Zajac 2001). Do tej pory w naszym kraju liczne stanowiska tego gatunku notowano w dolinach takich rzek, jak m.in.: Odra (Jasowski 1966; Dajdok i Anioł-Kwiatkowska 1998; Dajdok i in. 2003), Wisła i San (Kucharczyk 2004), Bug (Faliński i in. 2000), Czarna Hańcza (Dajdok i in. 2007), Nysa Łużycka (Bena 2009), Soła,



Fot. 25. Kwiaty (A) i owoce (B) niecierpka gruczołowatego *Impatiens glandulifera* (Fot. Z. Dajdok)



Fot. 26. Niecierpek gruczołowaty na brzegu Nysy Kłodzkiej w Przyłęku, poniżej Barda Śląskiego (Fot. Z. Dajdok)



Fot. 27. Fragment dawnej łąki opanowanej przez niecierpka gruczołowatego (na drugim planie słonecznik bulwiasty) na terasie zalewowej Nysy Łużyckiej, na wysokości Koźmina (Fot. Z. Dajdok)

Skawa (Tokarska-Guzik 2005), a także Bystrzyca, Nysa Kłodzka, czy rzeki Podkarpacia, jak Wisłok i Wisłoka (Dajdok mat. npbl.).

Zajmowane siedliska: Niecierpek gruczołowaty jest związany przede wszystkim z obrzeżami wód płynących i stojących (Fot. 26), choć może się pojawiać również na siedliskach ruderalnych, a nawet na polach uprawnych (Śliwiński 2008a). Na brzegach wód wkracza do ziołorośli, a także do zbiorowisk szuwarowych i wiklin oraz do lasów łęgowych. Był stwierdzany w płatach zespołów z klas *Artemisietea* i *Betulo-Adenostyletea*, m.in. w ziołoroślach z lepiężnikiem wyłusiałym *Petasitetum kablikiani* (Uziębło 2008) oraz w zbiorowiskach z dziegłem litworem nadbrzeżnym *Calystegio-Angelicetum archangelicae litoralis* (Tokarska-Guzik i Dajdok 2004). Roślinność ta reprezentuje chronione siedliska przyrodnicze Natura 2000 - ziołorośla górskie i ziołorośla nadrzeczne (Mróz 2004). Ponadto niecierpka gruczołowatego notowano w płatach szuwaru mianowitego *Glycerietum maximae* lub trzcinowego *Phragmitetum australis*. Gatunek ten wchodzi w skład zbiorowisk budowanych przez inne gatunki obce, jak np. kolczurka klapowana, słonecznik bulwiasty, nawłóć późna lub barszcz Sosnowskiego oraz rdestowce. Płaty roślinności tego typu występują na brzegach Nysy Łużyckiej, Bystrzycy czy Wisłoka. Gatunek ten był stwierdzany w łągu wierzbowo-topolowym *Salici-Populetum* (Jasnowski 1961), w płatach olszynki karpackiej *Alnetum incanae* (Uziębło 2008), lub w łągach nadrzecznych (Tokarska-Guzik i Dajdok 2004). Z obrzeży wód gatunek ten przenika do przyległych łąki lub na nieużytki porolne (Fot. 27). Zbiorowiska z dużym udziałem niecierpka przez niektórych autorów są wyróżniane jako oddzielny zespół *Impatiens-Calystegietum* (porównaj Brzeg 1989; Brzeg i Wojterska 2001; Dajdok i Anioł-Kwiatkowska 1998).

Zagrożenia dla ekosystemów: Niecierpek gruczołowaty zaliczany jest do najgroźniejszych gatunków inwazyjnych w Europie (<http://www.europe-aliens.org/speciesTheWorst.do>) i na świecie (Weber 2003). Zdania na temat jego rzeczywistego oddziaływania na ekosystemy są jednak podzielone. Niektórzy autorzy twierdzą, że to oddziaływanie jest bardzo istotne (Hulme i Bremmer 2005). Natomiast inni, jak np. Hejda i Pyšek (2006) dowodzą, że gatunek ten nie powoduje drastycznego zmniejszenia różnorodności biologicznej płatów roślinności, a jego oddziaływanie w dużej mierze zależy od zagęszczenia populacji. Negatywny wpływ niecierpka może się przejawiać poprzez konkurencję z gatunkami rodzimymi nie tylko o przestrzeń, wodę i składniki pokarmowe zawarte w glebie, ale także o owady zapylające, które są efektywnie zwabiane przez kwiaty niecierpka produkujące cukier obficie niż kwiaty jakiegokolwiek znanego europejskiego gatunku (Tanner 2008).

Działania zaradcze: Ze względu na krótki cykl życiowy niecierpka gruczołowatego nie ma potrzeby wykopywania części podziemnych poszczególnych egzemplarzy. Natomiast bardzo istotne jest niedopuszczenie do wytworzenia kwiatów i owoców. Dlatego też do podstawowych metod zwalczania tego gatunku należy wrywanie poszczególnych egzemplarzy lub ścinanie szczytowych części pędów przed okresem kwitnienia lub w trakcie jego trwania, ale przed zawiązaniem owoców. Stosowanie środków chemicznych na siedliskach nadwodnych jest niedopuszczalne. W ograniczeniu rozwoju tego gatunku dobre efekty może przynieść wypas bydła i owiec, szczególnie przed okresem kwitnienia rośliny. Ze względu na tworzenie przez niecierpka gruczołowatego zwartych i zazwyczaj zajmujących duże powierzchnie płatów, podejmowane działania ograniczenia jego rozwoju mogą być kosztowne. Dlatego należy je stosować przede wszystkim na terenach o największych walorach przyrodniczych. Jednak przed przystąpieniem do zwalczania tego gatunku należy wziąć pod uwagę fakt, że w bliskim sąsiedztwie koryt rzecznych diaspory niecierpka mogą być wtórnie przenoszone przez wodę. Wskazane są działania edukacyjne w celu zaprzestania uprawy tej rośliny.

Zygmunt Dajdok

Przetacznik obcy (P. wędrowny) – *Veronica peregrina* L.

Synonimy: *Veronica romana* L., *V. laevis* Lam.

We florze Polski, w grupie kenofitów z rodzaju przetacznik *Veronica* znalazły się trzy gatunki. Należą do nich: przetacznik nitkowaty *Veronica filiformis* i przetacznik perski *Veronica persica* pochodzące z Azji oraz przetacznik obcy *Veronica peregrina*, którego ojczyzną jest Ameryka Północna i Południowa (Hegi 1965; Hulten i Fries 1986). Roślina ta jest znana w dwóch podgatunkach *V. peregrina* subsp. *peregrina* o łodydze nagiej oraz *V. peregrina* subsp. *xalapensis* o łodydze ogruczolonej (Tacik i Trzcińska-Tacikowa 1963; Hegi 1965). Przetacznik obcy zasiedla środowiska wilgotne, pojawiające się efemeryczne odsłonięcia gruntu po ustąpieniu wód. W pierwotnym obszarze występowania jest stwierdzany w różnorodnych typach ekosystemów, ale zawsze na glebach wilgotnych (Reed 1930; Barrett i Seaman 1980). Opisujący gatunek wykazuje dużą plastyczność genotypową i fenotypową w zależności od warunków siedliskowych (Keeler 1978; Silvertown i Charlesworth 2001). W Europie odnotowano zawleczenie obu podgatunków, jednak najczęściej stwierdzany jest *V. peregrina* subsp. *peregrina* (Guzik i Paul 2000). Poza Europą *Veronica peregrina* znana jest z Azji Wschodniej, Australii oraz Afryki (Meusel i in. 1978; Quaiser 1982).

Morfologia i biologia gatunku: Przetacznik obcy z rodziny trędownikowatych *Scrophulariaceae* jest rośliną niepozorną, jednoroczną dorastającą do (5) 10–(25) 30 cm wysokości. Jego łodyga jest naga, słabo rozgałęziona, a kwiaty o średnicy około 0,5 cm są bładoniebieskie (Fot. 28). Liście są naprzeciwległe, na szczycie często zaczerwienione. Dolne liście, do 1 cm długie, są na ogonkach, a górne są siedzące, podługne lub podługowate. Owocem jest sercowata torebka zawierająca około 100 nasion.

Czas i droga zawleczenia: Gatunek pojawił się w Europie pod koniec XVII w. (Tokarska-Guzik 2005). W Polsce pierwsze notowanie przypada na rok 1854 i pochodzi z okolic Krakowa (Tacik i Trzcińska-Tacikowa 1963). Drogi wnikania tego gatunku są słabo poznane. Pierwsze notowanie z Dolnego Śląska z roku 1865 pochodzi z terenu ogrodu botanicznego we Wrocławiu, skąd przetacznik obcy był opisywany jako zadomowiony i liczny chwast towarzyszący uprawom (Fiek 1881). Można przypuszczać, że gatunek ten został wprowadzony na teren ogrodów z ziemią uprawną lub z sadzonkami roślin przywiezionych do kolekcji. Następnie roślina ta zasiedliła siedliska nadwodne i mogła rozprzestrzeniać się w dolinach rzecznych głównie na drodze hydrochorii. Jednak z uwagi na częste występowanie przetacznika obcego na stawach rybnych, np. Stawy Milickie, Stawy koło Borowej, za najistotniejszy sposób rozprzestrzenienia się tego gatunku można uznać zoochorię, szczególnie podczas jesiennych wędrówek ptactwa wodnego. Jest to jednocześnie okres osuszania stawów i rozwoju roślinności namuliskowej, w której skład wchodzi opisywana roślina.

Przetacznik obcy znany jest z wielu krajów Europy Środkowej (Tutin i in. 1976), w ostatnich latach po raz pierwszy został podany ze Słowenii (Jogan 2001) oraz Chorwacji (Topić i Iljanić 2003).

Rozmieszczenie w kraju: Dotychczas był notowany głównie na siedliskach antropogenicznych. Podawany był ze stawów rybnych w Kotlinie Oświęcimskiej (Zajac i Zajac 1988), a także w Kotlinach Milickiej i Żmigrodzkiej oraz z terenu Borów Dolnośląskich (Kącki i Dajdok, mat.



Fot. 28. Przetacznik obcy *Veronica peregrina* - pokrój rośliny (Fot. Z. Dajdok)

npbl.). Ponadto notowania tej rośliny pochodzą ze zbiorowisk ruderalnych, np. na Wyspie Bolko w Opolu (Nowak i Nowak 2007). Na terenie Polski jest rzadkim elementem flory obcego pochodzenia (Zajac i Zajac 2001). Jednak obserwacje z Dolnego Śląska wskazują, że gatunek znajdujący się na wielu nowych stanowiskach i może być znacznie bardziej rozpowszechniony niż dotychczas sądzono.

Zajmowane biotopy: Przetacznik obcy stwierdzany jest w zbiorowiskach namuliskowych (namuliskowych) z klasy *Isoëto-Nanojuncetea*. Wchodzi w skład bardzo rzadkich i ginących zespołów roślinnych ze związku *Eleocharition acicularis* lub *Eleocharition ovatae* (Popiela 1997). Na Dolnym Śląsku występuje obficie w zbiorowiskach z wymienionych syntaksonów wspólnie z ujętym w Dyrektywie Siedliskowej koleantusem delikatnym *Coleanthus subtilis* (Fot. 29) lub z chronioną lindernią mułową *Lindernia procumbens* (Fabiszewski i Cebrat 2003; Dajdok 2009).



Fot. 29. Płat zbiorowiska z udziałem przetacznika obcego, myszurka drobnego i koleantusa delikatnego na dnie jednego ze stawów koło Borowej Oleśnickiej (Fot. Z. Dajdok)

Zagrożenia dla ekosystemów: Gatunek potencjalnie konkurencyjny dla rodzimych roślin wchodzących w skład zbiorowisk namuliskowych. Dotychczas podawany przede wszystkim ze stawów hodowlanych. Płaty roślinności z jego udziałem wykształcają się na brzegach lub dnie stawów w okresie ich opróżniania. Gatunek ten na obecnym etapie zdomowienia nie wydaje się mieć znaczenia dla rozwoju innych gatunków namuliskowych. W dostępnej literaturze brak danych na ten temat. Jednak istotny wydaje się fakt współwystępowania przetacznika obcego z rzadkimi roślinami, często o niewielkich liczebnie populacjach, jak np. lindernia mułowa *Lindernia procumbens* czy koleantus delikatny *Coleanthus subtilis*. Zbliżone wymagania tych gatunków sprawiają, że w płatach roślinności namuliskowej obecność przetacznika obcego może mieć wpływ na strukturę i bogactwo gatunkowe tych zbiorowisk. Na stanowiskach dolnośląskich przetacznik obcy notowany był w płatach zazwyczaj sporadycznie. Wyjątkiem są zbiorowiska na Stawach w Borowej Oleśnickiej (Fot. 29), gdzie gatunek wykazuje znaczne pokrycie i wysoką stałość w płatach, miejscami osiągał ponad 20% udziału w pokrywaniu ich powierzchni.

Działania zaradcze: Ze względu na rozmiary przetacznika obcego oraz jego krótki cykl życiowy i wielkość populacji działania zaradcze nie były dotychczas podejmowane. Zajmowane siedliska oraz brak możliwości wybiórczego działania wyklucza stosowanie środków chemicznych. Jednak wskazany jest monitoring wybranych stanowisk, na których gatunek współwystępuje z chronionymi roślinami namuliskowymi.

Zygmunt Kącki i Zygmunt Dajdok

Rzepień włoski (Rz. brzegowy) – *Xanthium albinum* (Widder) H. Scholz i Sukopp
 Synonimy: *Xanthium orientale* subsp. *riparium* (Celak.) Greuter, *Xanthium riparium* Itzigs. i Hertsch, *Xanthium echinatum* Murray.

Rzepienie są gatunkami obcymi we florze Polski. Nazwa rodzaju *Xanthium* pochodzi od greckiego słowa *xanthos* – żółty. Jest to antyczna nazwa ziela, którego owoc i korzeń używane były do farbowania włosów na żółto, także obecnie niektóre gatunki są ważnym surowcem zielarskim (Wolski i in. 2006). Dotychczas w Polsce odnotowano występowanie trzech gatunków trwale zdomowionych, są to: rzepień ciernisty (kolczasty) *Xanthium spinosum*, rzepień pospolity *Xanthium strumarium* oraz rzepień włoski (brzegowy) *Xanthium albinum*. Ponadto w grupie efemerofitów wymieniany jest także *Xanthium macrocarpum* (= *X. albinum* subsp. *orientale*) (Mirek i in. 2002). Spośród wspomnianych taksonów na siedliskach mokradłowych występuje przede wszystkim rzepień włoski. Jego ojczyzną jest Ameryka Północna, gdzie rośnie na brzegach rzek i jezior, w towarzystwie m.in. gatunków z rodzaju cibora *Cyperus* i rdest *Polygonum* (Kucharski 1992). Podobne biotopy gatunek ten zajmuje także w Polsce, natomiast pozostałe taksony związane są głównie z siedliskami ruderalnymi.

Morfologia i biologia gatunku: Jest to jednoroczna roślina z rodziny złożonych *Asteraceae*. Dorasta do 1 m, łodygę ma krótko i szorstko owłosioną, a jej liście są klinowate na ogonkach. Koszyczki złotożółte i żółto-brunatne, podobnie jak u innych przedstawicieli rodzaju są owłosione i okryte cierniami (Fot. 30). Rozprzestrzenia się głównie zoochorycznie. Nasiona produkowane są po dwa w każdym owocu. Rozpoczynają kiełkowanie w temperaturze około 25 °C, bezpośrednio po ustąpieniu wód i osuszeniu siedliska (Belde 1996).

Czas i droga zawleczenia: Na kontynencie europejskim rzepień włoski został odnotowany na początku XIX w. we Włoszech. W Polsce pierwsze notowanie przypada na koniec XIX w. (Tarkarska-Guzik 2005), a pierwsze stanowiska tego gatunku zlokalizowane były w dolinach rzecznych. Rzepienie mogły być uprawiane ze względu na właściwości lecznicze i użytkowe (Wolski i in. 2006). Potwierdzać to może okaz z roku 1895 znajdujący się w zbiorach ogrodnika Ogrodu Botanicznego w Warszawie (Kucharski 1992). Drogi dyspersji tej rośliny to doliny dużych rzek, gdzie zajmuje przede wszystkim typowe siedliska aluwialne w dolnych odcinkach, wykazując biegunowy typ rozmieszczenia (Anioł-Kwiatkowska i in. 2007).

Rozmieszczenie w Polsce: Roślina ta jest notowana na wielu stanowiskach zarówno na siedliskach antropogenicznych, jak i naturalnych. Zagęszczenie stanowisk tego gatunku stwierdza się przede wszystkim w dolinach rzecznych. Wskazuje to na szczególne przywiązanie gatunku do środowisk efemerycznych, a przede wszystkim miejsc deponowania materiału niesionego przez rzeki. W Polsce stanowiska tego gatunku są znane przede wszystkim z doliny Warty (Borysiak 1994), Bugu (Faliński i in. 2000), Odry (Kącki i Dajdok 2003), Wisły i Sanu (Kucharczyk 2003; Kucharczyk i Krawczyk; 2004).

Zajmowane biotopy: Rzepień włoski jest gatunkiem spotykanym zarówno w naturalnych jak i typowo antropogenicznych biotopach. Należy do roślin obcego pochodzenia, które zdomowały się w dolinach rzek na siedliskach mokradłowych. Do rozwoju wymaga siedlisk żyznych. Najczęściej spotykany jest na łąkach luźnego piasku, pokrytego warstwą mułu, a także na brzegach



Fot. 30. Rzepień włoski *Xanthium albinum* na brzegu Wisły we Włocławku (Fot. Z. Dajdok)

rzek, przymuliskach oraz w otoczeniu starorzeczy. Na siedliskach tych wchodzi w skład zbiorowisk roślinnych złożonych przede wszystkim z gatunków jednorocznych (terofitów) z klasy *Bidentetea*. Roślinność z dominacją lub znacznym udziałem tego gatunku reprezentuje zespół roślinny *Xantho albini-Chenopodietum rubri*, znany w Polsce m.in. znad Warty, Odry i Wisły. Skład gatunkowy płatów tego pionierskiego zbiorowiska jest zróżnicowany. Na aluwiach Warty tworzą się dwie postacie siedliskowe. Pierwszą postać stanowią płaty roślinności z przewagą terofitów, które rozwijają się na piaszczystych łąkach. Drugą postać reprezentują zbiorowiska bagiennych murawek zespołu *Ranunculo-Alopecuretum* z klasy *Molinio-Arrhenatheretea* i z mniejszym udziałem terofitów (Borysiak 1994). Rzepień włoski rozwija się także na zalewowych łąkach i pastwiskach (Fot. 31). Gatunek ten notowany był także w otoczeniu składowisk odpadów, na terenach kolejowych oraz polach i nieużytkach.

Zagrożenia dla ekosystemów: Najpoważniejszym zagrożeniem ze strony rzepienia włoskiego jest tworzenie przez niego zwartych fitocenzoz w obrębie zbiorowisk roślinnych z udziałem rzadkich elementów flory rodzimej. Z punktu widzenia ochrony przyrody do najbardziej zagrożonych przez ten gatunek należą zespoły roślinności na brzegach rzek w strefie okresowych zalewów. Nasilająca się antropopresja w dolinach rzecznych powoduje ograniczenie naturalnych procesów erozyjno – sedymentacyjnych w wyniku obwałowania koryt i utrzymywania stałego poziomu piętrzenia wody. Zbiorowiska naturalnie wykształcające się na tych siedliskach są narażone na wyginiecie. Masowe występowanie rzepienia włoskiego na tych siedliskach może powodować dodatkowe zagrożenie dla roślinności aluwiów. Podobnie w skutkach jest rozprzestrzenianie się tej rośliny na łąkach i pastwiskach. Zjawisko to ma duże znaczenie gospodarcze. Opanowane użytki zielone przez

rzepień stają się nie przydatne jako pastwiska lub miejsce żerowania dzikich zwierząt. Jednocześnie wzrost udziału rzepienia w runi łąkowej może być spowodowany ograniczeniem obsady bydła i zmniejszeniem intensywności wypasu lub zaniechania koszenia (Nowakowski i in. 2008).

Działania zaradcze: Dotychczas istnieje niewiele danych o rezultatach podejmowanych działań w celu eliminacji rzepienia włoskiego. Doświadczenia takie prowadzone są w Parku Narodowym Ujście Warty (www.pnujsciewarty.gov.pl). Walkę z rzepieniem podjęto na pastwiskach i łąkach zalewowych, na których gatunek ten wykazuje się szczególnie dużą dynamiką rozwoju. Ograniczenie ekspansji tej rośliny polega na wczesnym koszeniu opanowanych przez nią łąk. W efekcie ogłownienia niejadalnych i kolczastych pędów rzepienia, pomijanych przez bydło, umożliwia się rozwój roślinom przydatnym gospodarczo. Rezultaty tego działania mają bardzo ważne znaczenie praktyczne i poznawcze. Tym bardziej, że brakuje danych literaturowych na temat efektywności działań polegających na wykaszaniu płatów z udziałem rzepienia. Problematyczne jest natomiast ograniczenie ekspansji tego gatunku na odcinkach gdzie jego występowanie jest determinowane przez naturalne i epizodyczne procesy rzeczne. Wydaje się, że na tych siedliskach podejmowanie specjalnych działań może nie przynieść spodziewanych wyników. Natomiast wskazane powinny być doraźne ograniczenia rozwoju rzepienia polegające na mechanicznym usuwaniu (wyrwaniu) okazów na stanowiskach ze szczególnie cennymi elementami rodzimej flory np. nadbrzeżycą nadrzeczną *Corrigiola litoralis*. Gatunek ten występuje wspólnie z rzepieniem w środkowym i dolnym odcinku Odry oraz w rejonie ujścia Nysy Łużyckiej. Zyski ze stosowania środków chemicznych na brzegach wód wydają się niewspółmierne w stosunku do strat, jakie mogłyby spowodować w ekosystemach wodnych i nie powinny być stosowane. Zaobserwowano, że w szczególnie suche i gorące lata na piaszczystych łąkach rzepień obumiera samoistnie (Belde 1996).

Zygmunt Kącki i Zygmunt Dajdok



Fot. 31. Fragment pastwiska na terasie zalewowej Odry poniżej ujścia Nysy Łużyckiej (Fot. Z. Dajdok)

Uczep amerykański – *Bidens frondosa* L.

Synonimy: *Bidens melanocarpus* Wieg.; *Bidens comosus* (A.Gray) Wiegand X *B. frondosus* L.; *Bidens frondosus* L. f. *anomalus* (Porter ex Fernald) Fernald; *Bidens frondosus* L. var. *anomalus* Porter ex Fernald; *Bidens frondosus* L. var. *caudatus* Sherff; *Bidens frondosus* L. var. *frondosus*; *Bidens frondosus* L. var. *pallidus* Wiegand; *Bidens frondosus* L. var. *puberulus* Wiegand; *Bidens frondosus* L. var. *stenodontus* Fernald i H. St. John

Morfologia i biologia: Jednoroczna roślina z rodziny złożonych *Asteraceae*, o prosto wzniesionej łodydze, w górnej części rozgałęzionej, zielonej lub purpurowej. Liście 3-listkowe (górne wyjątkowo 5-listkowe, najwyższa para czasami niepodzielona). Ogonki liściowe długie i cienkie, nieoskrzydłone. Koszyczki umieszczone pojedynczo na szczycie łodygi i jej rozgałęzień, wyrastają na długich szypułkach z kątów liści w górnej części rośliny (Fot. 32). W koszyczku brak kwiatów języczkowych. Kwiaty rurkowate są drobne o ciemnożółtej barwie. Owocem jest spłaszczona niełupka opatrzona na szczycie 2 ościami (2-4,5 mm dł.). Powierzchnia dojrzałych owoców jest brodawkowana i pokryta delikatnymi, skierowanymi w dół haczykami. Przeciętnie roślina wytwarza ok. 40 owoców w koszyczku (Trzcińska-Tacik 1971). Efektywne rozsiewanie się tego gatunku jest możliwe przede wszystkim ze względu na budowę owoców, które łatwo przyczepiają się do sierści zwierząt lub odzieży. Dzięki temu mogą być przenoszone na znaczne odległości przez zwierzęta (zoochoria) i człowieka (antropochoria). Rozprzestrzenieniu się gatunku wzdłuż rzek sprzyja transport nasion z wodą (hydrochoria).

Pochodzenie: Ameryka Północna. Gatunek występuje na obszarze od Oceanu Atlantyckiego do Pacyfiku. Obejmuje swym zasięgiem tereny od Kanady (Nowa Funlandia, Nowa Szkocja, Wyspa Księcia Edwarda, Manitoba) poprzez centralną część Stanów Zjednoczonych do południowej części sięgającej po Florydę, Teksas, Nowy Meksyk i Kalifornię (Trzcińska 1961; Lhotska 1966; Kucharski 1992; USDA/GRIN Taxonomy). Współcześnie zasięg wtórny gatunku powiększony jest o obszary Europy i Azji wschodniej.

Czas i droga zawleczenia: Do Europy sprowadzony prawdopodobnie do Ogródów Botanicznych. Po raz pierwszy gatunek ten odnotowano w Europie Środkowej w 1736 (Lohmeyer i Sukopp 1992; Tokarska-Guzik 2005). Następnie został podany, jako zdziczały z Ogródu Botanicznego w Montpellier w 1762 roku (Thellung 1912; Schumacher 1941; Trzcińska 1961). Pierwsze stanowiska *Bidens frondosa* podano z Włoch - 1834, 1849, 1861, Portugalii - 1877 i Niemiec - 1894, skąd prawdopodobnie rozprzestrzenił się po Europie (Kornaś i in. 1959; Trzcińska 1961; Tokarska-Guzik 2005). Na teren Polski, gatunek ten prawdopodobnie został zawleczony z Niemiec. Pierwsze stanowiska tej rośliny odnotowano nad Odrą: w 1777 roku we Wrocławiu Szczytnikach (Krocker 1790; Tokarska-Guzik 2005), w 1896 w Słubicach (Schumacher 1942; Trzcińska 1961; Tokarska-Guzik 2005), w 1898 w okolicach Głogowa (Fiek i Schube 1898) oraz nad Wisłą koło Elbląga (Graebner 1897) i Ciechocinka (Ascherschon 1898). Gatunek ten rozprzestrzenił się wzdłuż głównych rzek i ich dopływów, a następnie jako antropochor wzdłuż linii kolejowych (Kornaś i in. 1959; Kornaś 1960), rozszerzając areał występowania ku południowi i wschodowi (Tokarska-Guzik 2005).



Fot. 32. Uczep amerykański *Bidens frondosa*: A – pokrój rośliny (Fot. B. Tokarska-Guzik); B – pojedynczy koszyczek (Fot. A. Urbisz); C – pokrój szczytowej części rośliny (Fot. Z. Dajdok)

Zajmowane siedliska: Brzegi wód: łągi i aluwia nadrzeczne, wysychające brzegi jezior i stawów, również pola uprawne i wilgotne siedliska ruderalne: rowy przydrożne, tory kolejowe, śmietniska. *Bidens frondosa* jest składnikiem zbiorowisk terofitów (klasa *Bidentetea*) oraz zbiorowisk leśnych i szuwarowych (związki *Salicion*, *Phragmition*, *Glycerio-Sparganion*). Jest gatunkiem charakterystycznym dla związku *Chenopodion-fluviatile* (Matuszkiewicz 2001).

Rejony występowania: Rozprzestrzeniony w całej Polsce, pospolity w dolinach Odry i Wisły i ich dopływów (Zajac i Zajac 2001). W górach występuje na niższych położeniach np. w Beskidzie Żywieckim dochodzi do 455 m n.p.m. (Białecka 1982), w Kotlinie Zakopiańskiej do 900 m n. p. m. (Mirek i Piękoś-Mirkowa 1987).

Oddziaływanie na rodzime gatunki: Gatunek konkurencyjny w stosunku do niektórych rodzimych gatunków nadwodnych (np. uczep zwisły *Bidens cernua*, uczep trójlistkowy *Bidens tripartita*, wyczyniec kolankowaty *Alopecurus aequalis*, brodobrzanka rozpierzchła *Catabrosa aquatica*, łoboda oszczepowata *Atriplex prostrata*).

Działania zaradcze: Na obszarach chronionych, naturalnych i półnaturalnych zalecana eliminacja mechaniczna (koszenie).

4.2.2. Rośliny wieloletnie

Barszcz Sosnowskiego – *Heracleum sosnowskyi* Manden. i **barszcz Mantegazziego** *Heracleum mantegazzianum* Somm. et Levier

Spośród 9 gatunków z rodzaju *Heracleum* sekcji *Pubescentia*, wyróżnionych przez Mandenową (1950) w Europie występują trzy. Są to: *Heracleum sosnowskyi* Manden. *Heracleum mantegazzianum* Somm. et Levier i *Heracleum persicum* Desf. ex Fischer. Ostatni z wymienionych gatunków licznie występuje tylko w Skandynawii, w Polsce do tej pory nie został odnotowany. Barszcz Sosnowskiego został opisany jako osobny gatunek w 1944 roku przez I. Mandenową, ale nazwa *Heracleum sosnowskyi* jeszcze przez długi czas była używana jako synonim dla *Heracleum mantegazzianum* (Jahodová i in. 2007). Z Europy Zachodniej opisywany jest głównie *H. mantegazzianum*, cechujący się dużą zmiennością morfologiczną, natomiast zarówno barszcz Sosnowskiego jak też Mantegazziego - z niektórych krajów byłego bloku wschodniego, Niemiec i Danii. Należy dodać, że w Polsce oprócz *H. mantegazzianum* i *H. sosnowskyi* występują jeszcze dwa dziko rosnące, rodzime dla naszej flory, gatunki z tego rodzaju – barszcz zwyczajny *Heracleum sphondylium* subsp. *sphondylium* i barszcz syberyjski *Heracleum sphondylium* subsp. *sibiricum*.

Biologia i morfologia: Barszcz Sosnowskiego i barszcz Mantegazziego należą do najwyższych roślin zielnych. Ich pędy osiągają 2–5 m wysokości, przy średnicy do 10 cm (Fot. 33) Rozety liściowe dochodzą do 3 metrów długości, a różnice w kształcie blaszki są podstawą do rozróżnienia obu gatunków. Barszcze są roślinami dwu- lub wieloletnimi, po zakwitnięciu i wydaniu nasion obumierają (Wawilow i in. 1976). Niewielkie, białe lub lekko różowe kwiaty są umieszczone w talerzowatych baldachach, osiągających średnicę do 50 cm (Weber 2003). Kwiaty są zapylane przez wiele grup owadów, obserwuje się również przypadki samozapylenia. Średniej wielkości rośliny wytwarzają do 20 tys. dużych (8–10 mm) nasion, z których 60–90% opada w promieniu do 4 m od rośliny macierzystej. W warunkach naturalnych, transport długodystansowy zachodzi wyłącznie podczas powodzi (Nielsen i in. 2005). Barszcze nie rozmnażają się wegetatywnie, lecz w przypadku uszkodzenia części nadziemnych silnie się regenerują, co przejawia się m.in. wytworzeniem dodatkowych liści. Sok barszczy zawiera liczne związki chemiczne, m.in. pochodne kumaryn, które odpowiadają za efekt fotodynamiczny. Ich główną funkcją jest obrona przed insektami i patogenami (Hattendorf i in. 2007).

Pochodzenie: Oba gatunki pochodzą ze wschodniej Azji, z masywu Kaukazu, obejmującego tereny Rosji, Gruzji, Armenii i Azerbejdżanu. Zostały odkryte w różnym czasie i opisane osobno. Botanicy radzieccy prowadzili badania nad barszczami ze wschodniej części Kaukazu, gdzie dominował *H. sosnowskyi* (odkryty w 1772 r., opisany w 1944 r.), podczas gdy botanicy europejscy zbadali trudno dostępną, zachodnią część Kaukazu, gdzie występował *H. mantegazzianum* (odkryty w 1890 r., opisany w 1895 r.). Badania genetyczne potwierdziły ich bliskie pokrewieństwo, lecz również odrębność gatunkową (Jahodová i in. 2007). Nadal trwają dyskusje nad rangą obu taksonów.



Fot. 33. Barszcz Sosnowskiego *Heracleum sosnowskyi* – pokrój rośliny (Fot. Z. Dajdok)

Czas i droga zawleczenia: Barszcz Sosnowskiego został celowo sprowadzony w drugiej połowie XX w. z terenów byłego ZSRR z zamiarem wykorzystania go jako rośliny paszowej. Badania nad jego biologią były prowadzone od 1958 roku (Kostecka-Mądalska 1962), a duży przyrost biomasy i małe wymagania siedliskowe zadecydowały, że wprowadzono go do uprawy w wybranych PGR-ach na początku lat 70. XX w. Mimo obiecujących rezultatów pierwszych zbiorów (Bochniarz i Bochniarz 1986; Bochniarz i in. 1987a, 1987b), ze względu na duże trudności ze zbiorem roślin (znaczące rozmiary uniemożliwiały zbiór mechaniczny, a parzące liście i sok uniemożliwiały zbiór ręczny), uprawy zaniechano w latach 80. XX w.

Barszcz Mantegazziego trafił do Polski prawdopodobnie jako roślina ozdobna, gdyż w takim celu był sadzony we wszystkich państwach Europy Zachodniej od początku XIX w. Pierwsze stanowiska rośliny na terenie Polski zachodniej odnotowano w drugiej połowie XX w. (Ćwikliński 1973, Anioł-Kwiatkowska 1974).

Zajmowane siedliska: W warunkach naturalnych, oba gatunki barszczy rosną w zaroślach wzdłuż górskich potoków (Tiley i in. 1996). Na obszarze wtórnym występują na siedliskach ruderalnych, na skrajach pól, łąk i lasów oraz w dolinach rzecznych (Fot. 34), gdzie w ostatnich latach liczba ich stanowisk szybko rośnie. Badania prowadzone na terenie Czech wykazały, że prawdopodobieństwo wystąpienia barszczy na terenie z dolinami rzecznyymi jest wyższe, niż na obszarze bez wód płynących, dodatkowo roślina szybko rozprzestrzenia się z terenów nadrzecznych na obszary sąsiadujące z nimi (Pyšek 1994).

Azjatyckie barszcze wkraczają głównie do zbiorowisk nitrofilnych okrajków i ziołorośli z klasy *Artemisietea vulgaris* oraz na wilgotne i świeże łąki w dolinach rzecznych (m.in. *Filipendulion* i *Arrhenatherion*). Zgodnie z zaleceniami Matuszkiewicza (2001) płaty roślinności z dominacją barszczu należałoby traktować jako agregację tego gatunku. Próba wydzielenia



Fot 34. Osobniki barszczu w na brzegu Nysy Łużyckiej na wysokości Bielawy Dolnej (Fot. Z. Dajdok)



Fot. 35. Barszcz Sosnowskiego na brzegu Nysy Kłodzkiej na wysokości Kamieńca Ząbkowickiego (Fot. M. Śliwiński)

oddzielnego zespołu *Urtico-Heracleetum mantegazziani* okazała się nieudana z powodu braku stabilnej kompozycji gatunkowej (Klauck 1988).

Rejony występowania: Stanowiska barszczu Sosnowskiego są rozproszone na terenie całego kraju, często w sąsiedztwie dawnych PGR-ów, gdzie był uprawiany. Największa liczba tych stanowisk znana jest z południowej części kraju, a przede wszystkim z Podhala, gdzie masowo występuje w dolinach rzecznych. Ze względu na brak szczegółowych opracowań dotyczących tego gatunku, liczba jego stanowisk i zajmowany obszar w naszym kraju może być większa, niż wynika to z ogólnych map rozmieszczenia (np. Zajac i Zajac 2001).

Barszcz Mantegazziego jest gatunkiem rzadszym w skali kraju od barszczu Sosnowskiego, lecz mała liczba jego stanowisk może wynikać z braku poprawnej identyfikacji rośliny. Występuje w południowo-zachodniej części Polski (Tokarska-Guzik 2005), głównie wzdłuż Nysy Kłodzkiej i Nysy Łużyckiej (Fot. 34, 35). Częściej niż *Heracleum sosnowskyi* spotykany jest w miastach, gdzie mógł być sadzony w celach dekoracyjnych. Z tego powodu, sporadycznie spotyka się go w innych częściach kraju, jako uciekiniera z uprawy (Marciniuk i Wierzba 2006).

Oddziaływanie na rodzime gatunki: Znaczne rozmiary rośliny, duża liczba wydawanych nasion i ich wysoka żywotność powodują, że oba gatunki z rodzaju *Heracleum* z łatwością opanowują nowe tereny, głównie porzucone łąki i tereny o charakterze nieużytków. W konsekwencji, przy masowych pojawach zmienia się charakter dotychczasowych zbiorowisk (Korniak i Środa 1996). W zwartych płatach barszczy, w porównaniu z fitocenozami bez ich udziału, liczba gatunków spada nawet o 62–69% (Sobisz 2007). Na terenach nadrzecznych, zacielenie i wypieranie roślin kłączowych może powodować zwiększoną erozję brzegów (Thiele i Otte 2007), a przez zarastanie obrzeży zbiorników wodnych barszcze mogą wywierać ujemny wpływ na zamieszkujące je gatunki zwierząt (Wojtkowiak i in. 2008). Ze względu na znaczne stężenie związków kumarynowych nie wyklucza się oddziaływania allelopatycznego na inne gatunki roślin (Gniazdowska 2005).

Działania zaradcze: Obecność *Heracleum sosnowskyi* i *H. mantegazzianum* stanowi bezpośrednie zagrożenie dla zdrowia człowieka. Kontakt z roślinami, zwłaszcza w upalne, słoneczne dni, może powodować poparzenia II i III stopnia (Drever i Hunter 1970). Z tego powodu ich obecność na terenach zabudowanych jest wysoce niepożądana i powinny być tam bezwzględnie zwalczane. Ze względu na fakt, iż stanowią zagrożenie dla różnorodności gatunkowej, powinny być również usuwane z obszarów chronionych. Zwalczanie barszczy powinno się również prowadzić w dolinach rzecznych, gdyż stanowią one główny szlak migracji tych roślin. Działania takie podejmowano m.in. w Pieninach (Wróbel 2008) oraz w Wigierskim Parku Narodowym (patrz rozdz. 6). Najlepsze i najszybsze efekty osiąga się zwalczając małe populacje, wykopując rośliny z korzeniami (Tschiedel 2005) lub ścinając kwiatostany na początku okresu owocowania. Nie zaleca się koszenia barszczy i stosowania herbicydów - metod uznanych za mało skuteczne w walce z tą rośliną.

W przygotowywanym rozporządzeniu Ministra Środowiska barszcze są przewidywane do ujęcia w wykazie „gatunków obcych mogących zagrozić gatunkom rodzimym lub siedliskom przyrodniczym”. Skutkowałoby to absolutnym zakazem ich wprowadzania do środowiska przyrodniczego, oraz koniecznością uzyskiwania zezwolenia na ich ewentualną uprawę, rozmnażanie i sprzedaż.

Kroplik żółty – *Mimulus guttatus* DC.Synonimy: *Mimulus luteus* L.

W Polsce do najczęściej uprawianych i dziczejących gatunków z rodzaju kroplik *Mimulus*, należą dwa – kroplik żółty *Mimulus guttatus* i rzadziej spotykany kroplik piżmowy *Mimulus moschatus*.

Morfologia i biologia: Kroplik żółty to bylina z rodziny trędownikowatych *Scrophulariaceae*. Dorasta do wysokości 30-60 (90) cm wysokości. Jego łodyga jest naga lub nieco gruczołowato owłosiona, okrągławe liście są na niej ułożone naprzeciwległe. Kwiaty wyrastają pojedynczo w kątach górnych liści tworząc luźne grono. Dwuwargowa korona jest żółta, dł. 2,5 – 4,5 cm, wewnętrzna warga od środka jest ozdobiona czerwonymi plamkami (Fot. 36). Owocem jest torebka, w której wytwarzana jest duża liczba lekkich nasion, rozsiewanych przez wodę i wiatr. Roślina rozprzestrzenia się także wegetatywnie tworząc nadziemne, ulistnione rozłogi, które są zdolne do przetrwania zimy.

Pochodzenie: Gatunek pochodzi z zachodniej części Ameryki Północnej, gdzie zajmuje obszar od Alaski po Kalifornię i północny Meksyk, a na wschodzie jego zasięg sięga po Montanę i Południową Dakotę (Hegi 1965; Meusel i in. 1978; Hulten i Fries 1986; Piękoś 1972).

Czas i droga zawleczenia: W Europie, a zwłaszcza w Europie Zachodniej, wiele gatunków z rodzaju kroplik było uprawianych jako rośliny ozdobne. Na obszar Polski gatunek ten trafił w XIX w. Najstarsze wzmianki o jego występowaniu pochodzą z okolic Kowar – 1824 r. i Karpacza – 1857 r. na Dolnym Śląsku oraz Koszalina – 1874 r. (Piękoś 1972 i cytowana tam literatura). Na podkreślenie zasługuje fakt, że wspomniane stanowisko z okolic Kowar jest jednocześnie najstarszym notowaniem kroplika żółtego poza uprawą w Europie (Tokarska-Guzik 2005). Pod koniec XIX w. liczba jego stanowisk w Polsce wzrastała głównie na Pomorzu, Dolnym i Górnym Śląsku. Na początku lat 70. XX w. znanych było 112 stanowisk tego gatunku (Piękoś 1972), natomiast w 2001 roku - 326 w 128 kwadratach ATPOL (Zajac i Zajac 2001).

Zajmowane siedliska: Kroplik żółty to gatunek wybitnie wilgociolubny. Na siedliskach półnaturalnych i naturalnych występuje przede wszystkim na obrzeżach koryt strumieni i rzek (Fot. 37), a także wysięków i źródeł (Fot. 38). Na brzegach wód płynących najczęściej wchodzi w skład fitocenoz nadwodnych zbiorowisk szuwarów trawiastych z udziałem roślin dwuliściennych ze związku *Sparganio-Glycerion fluitantis*. Do zbiorowisk tych zalicza się m.in. oddzielny zespół *Veronico beccabungae-Mimuletum guttati*, dla którego kroplik żółty jest jednym z gatunków charakterystycznych. Skład fitocenozy tego zespołu opisano z doliny Bobru (Kwiatkowski 2003). Na brzegach rzek kroplik żółty może również wchodzić w skład zbiorowisk z dominacją innych roślin obcych geograficznie, np. niecierpka gruczołowatego *Impatiens glandulifera*. Ponadto kroplik żółty występuje w zbiorowiskach wykształcających się w miejscach podmokłych w obrębie łąk i pastwisk. Jest również notowany w zbiorowiskach wykształcających się na okresowo odsłanianych brzegach wód (klasa *Bidentetea*). Natomiast na siedliskach antropogenicznych występuje w rowach, przynajmniej okresowo wilgotnych, wzdłuż dróg i torów kolejowych (Piękoś 1972; Tokarska-Guzik i Dajdok 2007).

Rejony występowania: Obecnie, odnotowane w Polsce stanowiska kroplika żółtego koncentrują się przede wszystkim na terenie Pomorza Zachodniego i Dolnego Śląska. Pojedyncze stanowiska są znane także z Lubelszczyzny, Warmii, Wielkopolski i Ziemi Lubuskiej (Piękoś 1972; Tokarska-Gu-

Fot. 36. Pokrój kroplika żółtego *Mimulus guttatus* (Fot. Z. Dajdok)

Fot. 37. Zbiorowisko z udziałem kroplika żółtego na brzegach Nysy Kłodzkiej w Przylęku (Fot. Z. Dajdok)



Fot. 38. Kroplik żółty w zióloroślach na brzegach rowów, na torfowisku źródłiskowym Gogolewko na Pomorzu (Fot. P. Pawlaczyk)

zik 2005). Największe zagęszczenie stanowisk ma miejsce w rejonie Karkonoszy i Kotliny Jeleniogórskiej, skąd wzdłuż dolin większych rzek, a przede wszystkim Bobru, gatunek rozprzestrzenia się na północ. Znaczna liczba stanowisk występuje także we wschodniej części ziemi kłodzkiej, skąd z kolei rozprzestrzenia się wzdłuż Nysy Kłodzkiej. Na Pomorzu znane stanowiska wykazują zagęszczenie w okolicach Polanowa i Bytowa.

Oddziaływanie na rodzime gatunki: Dane dotychczas zebrane z krajów europejskich, na potrzeby międzynarodowej bazy danych dotyczących gatunków inwazyjnych NOBANIS, wskazują na istnienie potencjalnego zagrożenia ze strony kroplika żółtego w zakresie konkurencji, a w miejscach tworzenia zwartych płatów – także wpływu na skład gatunkowy oraz strukturę zbiorowisk ze związku *Sparganio-Glycerion fluitantis* (Tokarska-Guzik i Dajdok 2007). Zjawisko to wydaje się mieć szczególne znaczenie w odniesieniu do rejonów objętych ochroną prawną – a zwłaszcza Karkonoskiego Parku Narodowego (Fabiszewski 1985; Fabiszewski i Kwiatkowski 2001). Cechy biologiczne *Mimulus guttatus* pozwalają na efektywne rozprzestrzenianie się tego gatunku zarówno przy pomocy licznych nasion o wysokiej zdolności kiełkowania jak i wegetatywnie za pośrednictwem nawet niewielkich fragmentów ukorzeniających się pędów i rozłogów. Ponadto wyniki badań potwierdzają wysokie zdolności regeneracyjne tego gatunku, porównywalne z tak inwazyjnymi roślinami, jak gatunki z rodzaju *Elodea* czy *Reynoutria (Fallopia) japonica* (Truscott i in. 2006).

Działania zaradcze: Brak jednoznacznych danych dotyczących wpływu kroplika żółtego na rodzimą florę, a pośrednio także faunę związaną z brzegami rzek, sprawia, że gatunek ten jest z reguły postrzegany jako jedna z „tolerowanych” roślin obcego pochodzenia. Dlatego też nie podejmowano dotychczas działań zmierzających do jego zwalczania. W przypadku konieczności ich podjęcia specyfika siedlisk tej rośliny wyklucza stosowanie środków chemicznych, a ewentualne podjęcie prób usuwania mechanicznego należałoby prowadzić przez wyrywanie lub koszenie.

Barbara Tokarska-Guzik i Zygmunt Dajdok

Moczarka kanadyjska – *Elodea canadensis* Michx.

Synonimy: *Anacharis canadensis* Planch., *Helodea canadensis* Reichb., *Philotria canadensis* (Michx.) Britt..

Morfologia i biologia: Moczarka kanadyjska to roślina trwała z rodziny żabiściekowatych (*Hydrocharitaceae*), pływająca swobodnie w toni wodnej, wykształca lodygę, która osiąga często znaczną długość i obficie rozgałęzia się (Fot. 39). Liście gęsto ustawione, wyrastają po 3 w okółkach (rzadziej 2), są podługowato-jajowate, na szczycie zaokrąglone, brzegiem drobno ząbkowane, zwężone u nasady i zaopatrzone w dwie łuskowate pochewki. Roślina w swojej ojczyźnie wykształca kwiaty obupłciowe lub jednopłciowe, wówczas jest dwupienna. Kwiaty męskie (u nas nieznane) pojedyncze, są niemal siedzące i posiadają 3-9 pręcików. Kwiaty żeńskie, pojedyncze, 3-krotne, w czasie kwitnienia wystające ponad wodę na długich szypułkach. Kwitnie od maja do sierpnia. Kwiaty męskie podczas dojrzałości odrywają się od rośliny i wypływają na powierzchnię wody, gdzie stykają się z kwiatami żeńskimi i zapylają je (Podbielkowski i Tomaszewicz 1979). Owoce u nas nie są znane, roślina rozmnaża się wyłącznie wegetatywnie (rostowo) przez rozpad pędów na części. Każdy fragment rośliny rozwija się w dorosłego osobnika, u nas są to tylko osobniki żeńskie. Zimuje na dnie zbiornika wodnego w postaci ulistnionych pędów lub pączków zimowych wytwarzanych niekiedy jesienią.

Pochodzenie: Ameryka Północna, szczególnie obszar Kanady.

Czas i droga zawleczenia: Moczarka kanadyjska rozprzestrzeniła się spontanicznie z wodami rzek, roznoszona przez ptaki i ludzi lub była celowo sprowadzana do ogrodów botanicznych, także ogrodowych stawów i sadzawek lub akwariów. W Europie po raz pierwszy odnotowano ją w połowie XIX w., pierwsze notowania pochodzą z Irlandii - 1836 r., Szkocji - 1842 r., środkowej Anglii - 1847 r. Po sprowadzeniu do ogrodu botanicznego w Berlinie w 1840 r., została wyrzucona do rzeki z uwagi na obfity wzrost (Kucharski 1992). Lata 1859 – 1935 to okres jej ekspansji w wodach środkowej Europy. Na obszarze Polski roślina ta pojawiła się w drugiej połowie XIX w. Jej pierwsze notowania pochodzą z Gdańska z 1867 r., w wodach Wisły pojawia się w 1876 r., a pod koniec XIX w. znana była już z wielu miejsc na Mazurach, Mazowszu, Pomorzu, a także z zachodniej i południowej części kraju (Tokarska-Guzik 2005).



Fot. 39. Moczarka kanadyjska *Elodea canadensis* – pokrój (Fot. Z. Dajdok)

Zajmowane siedliska: Moczarka kanadyjska *Elodea canadensis* jest gatunkiem spotykanym we wszystkich niemal biotopach wodnych. Posiada szeroki zakres tolerancji ekologicznej. Optymalne warunki rozwoju znajduje w niezbyt głębokich (do ok. 1 m), eutroficznych wodach stojących i wolno płynących, rozwiniętych na podłożu organicznym; zasiedlanie większych głębokości (do 5 m) uwarunkowane jest większą przezroczystością wody (Wysocki i Sikorski 2002). Moczarka kanadyjska wykazuje tendencje do tworzenia podwodnych „zarośli”, wykształcając niemalże jednogatunkowe, samodzielne agregacje lub w połączeniu z innymi makrohydrofitami tworzy kompleksowe układy roślinne. Roślinność z wyłącznym lub dominującym udziałem moczarki reprezentuje zespół roślinny *Elodeetum canadensis* (Matuszkiewicz 2001), który cechuje się dużą produkcją biomasy – zielona masa wydobywana podczas czyszczenia zbiorników czy rowów wykorzystywana jest do produkcji nawozu lub na karmę dla trzody chlewnej. Moczarka kanadyjska jest zaliczana do grupy roślin inwazyjnych, niegdyś traktowana jako „chwast wodny” lub nawet nazywana złośliwie „zarazą wodną”, jej gęste skupienia stanowiły utrudnienie dla żeglugi rzecznej i powodowały duże straty w gospodarstwach rybnych.

Rozmieszczenie w Polsce: Jest to jedna z najbardziej rozpowszechnionych aktualnie roślin wodnych, zasiedlająca niemal wszystkie wolno płynące rzeki i potoki, obecna w jeziorach, stawach, starorzeczach, gliniankach, kanałach i rowach melioracyjnych. Występuje na wszystkich antropogenicznych, jak i naturalnych stanowiskach w wodach stojących i płynących, od żyznych do prawie oligotroficznych, z wyjątkiem wód słonych.

Współczesne rozmieszczenie moczarki w Polsce wskazuje na jej obecność w przeważającej części kraju, z wyjątkiem obszarów górskich. Według „Atlasu rozmieszczenia roślin naczyniowych w Polsce” (Zając i Zając 2001) posiada 3681 stanowisk w 1847 kwadratach ATPOL (Tokarska-Guzik 2005).

Zagrożenia dla ekosystemów: Tworzenie przez moczarkę kanadyjską zwartych fitocenoz w wielu akwenach i ciekach, będących również miejscem występowania zbiorowisk roślinnych z udziałem niektórych rzadkich elementów rodzimej flory wodnej stanowi pewne zagrożenie dla ich istnienia (Dajdok i Proćków 2003). Wielka ekspansywność moczarki kanadyjskiej powodowała wypieranie wielu zespołów ze związku *Potamion* (Podbielkowski i Tomaszewicz 1996; Matuszkiewicz 2001; Wysocki i Sikorski 2002). W ostatnich jednak latach obserwuje się spowolnienie tych niekorzystnych zjawisk, a nawet sygnalizowany jest jej regres z wielu dotychczasowych miejsc występowania.

Ekspansja moczarki kanadyjskiej jest zagrożeniem dla siedliska przyrodniczego „rzek włosienicznikowych” (3260), ujętego w załączniku 1 dyrektywy siedliskowej i chronionego w sieci Natura 2000. Puchalski (w druku) uważa, że dynamika ekspansji tego gatunku i wypierania gatunków rodzimych w rzekach włosienicznikowych jest często wynikiem uproszczenia i ujednoczenia struktury koryta i dna oraz usuwania przeszkód (zwalonych pni, gałęzi) w nurcie, co stwarza preferencyjne warunki do zasiedlania dna przez moczarkę w stosunku do włosieniczników i rzęśli.

Działania zaradcze: Nadmierny rozwój moczarki kanadyjskiej w stawach i innych akwenach stanowi przede wszystkim problem dla rybactwa łądowego; dotychczas regulowano to poprzez wprowadzanie do zbiornika ryb roślinożernych (np. karp, amur). Ta metoda biologiczna wydaje się być najbardziej korzystną dla innych organizmów żyjących w zbiorniku, chociaż istnieje obawa wystąpienia tzw. efektu karpia, który powoduje nadmierny rozwój niepożądanych organizmów wodnych (Bowmer i in. 1995). Godnym polecenia sposobem jest również mechaniczne usuwanie moczarki, poprzez „grabienie wody”. Nie poleca się natomiast stosowania metod chemicznych (np. herbicydowania) z uwagi na skażenie środowiska wodnego.

Pałka wysmukła (*P. Laxmana*) – *Typha laxmannii* Lepech.

Morfologia i biologia: Pałka wysmukła jest trwałą rośliną kłączową z rodziny pałkowatych *Typhaceae* dorastającą do 50-150 cm wysokości o okrągłej w przekroju łodydze (4-10 mm średnicy). Liście u dołu są wypukłe, u góry płaskie, mają szerokość od 2 do ok. 6-7 mm. Są zaostrome, czasem sinozielone z długimi, obejmującymi łodygę pochwami (Fot. 40). Niekiedy liście przewyższają kwiatostan. Męskie i żeńskie kwiatostany są oddalone od siebie na 1-6 cm. Żeński kwiatostan jest owalny lub podługowato-jajowaty, jasnobrązowy o długości 4-9 cm i 1-2 cm szerokości. Kwiaty nie mają przysadek. Męskie kwiatostany mają długość od 8 do 16 cm, ich oś pokryta jest włoskami. Nici pręcików są prawie równe pylnikom (2-3 mm). Zalążnia ma ok. 5 mm długości z jajowato-lancetowatym znamieniem. Pałka wysmukła kwitnie od czerwca do sierpnia (Ovczinnikov 1957; Dostał 1978; Baryła i in. 2005).

Pochodzenie: *Typha laxmannii* jest gatunkiem należącym do elementu Euro-Syberyjskiego. Występuje naturalnie w środkowych i wschodnich Chinach, Mongolii, Pakistanie, Afganistanie, Uzbekistanie, Tadżykistanie, Azerbejdżanie, Kazachstanie, południowej Syberii i Uralu, Iranie i Turcji (Fiala i Jankovská 1968; Klokov i Volkova 1988; Nobis i in. 2006).

Czas przybycia: Pałka wysmukła była w Polsce obserwowana od 1988 roku, a pierwsza publikacja na jej temat w naszym kraju ukazała się w 2003 r. (Czyłok i Baryła 2003).



Fot. 40. Pałka wysmukła *Typha laxmannii* (Fot. A. Nowak)

Rozmieszczenie: Obecnie w Polsce znanych jest ok. 30 stanowisk *Typha laxmannii* rozmieszczonych głównie w południowej części kraju: na Śląsku Opolskim (Nowak 2004; Nobis i in. 2006), Górnym Śląsku (Baryła i in. 2005; Woch 2005), w Karpatach Zachodnich (Baryła i in. 2005; Beczała i in. 2005), Wyżynie Małopolskiej i Kotlinie Sandomierskiej (Baryła i in. 2005; Nobis 2007; Nobis 2008).

Zajmowane siedliska: Pałka wysmukła występuje w Polsce głównie na siedliskach antropogenicznych, takich jak dna kamieniołomów (Fot. 41) i innych wyrobisk surowców mineralnych, w rowach melioracyjnych, gdzie poziom wody jest stosunkowo niski i zmienny w zakresie 0-0,4 m. Pałka rośnie przeważnie na glebach o alkalicznym odczynie, rzadziej na utworach obojętnych. Preferuje gleby eutroficzne o niskiej zawartości materii organicznej. Może zasiedlać niemal bezglebowe spągi kamieniołomów skał węglanowych, gdzie zwykle wykorzystuje płytkie zbiorniki z pulpą wapienną w dnie. Są to z reguły zbiorniki astatyczne, wysychające w okresie letnim. Pałka wysmukła jest typowym heliofitem. W przypadku zwiększenia udziału ocieniającej roślinności krzewiastej i drzewiastej, jej udział w płatach zbiorowisk maleje aż do całkowitego zaniku.

Na kilkunastu stanowiskach w Polsce pałka wysmukła tworzy swój własny zespół - *Typhetum laxmannii*. Często są to zwarte, wielkoobszarowe szuwały średniej wysokości (Fot. 42) zajmujące spągowe fragmenty wyrobisk lub rowy melioracyjne. Okazy tego gatunku mogą też wchodzić w skład innych szuwarów z klasy *Phragmitetea* oraz zbiorowisk płyczn z dominacją glonów - klasa *Charetea* (Nobis i in. 2006).

Oddziaływanie na gatunki rodzime: Dotychczas brak dokumentacji wpływu pałki wysmukłej na inne elementy ekosystemów wodnych. Gatunek ten tworzy dość zwarte szuwały w strefach brzegowych płytkich zbiorników, nie dopuszczając do rozwoju zbiorowisk budowanych przez gatunki rodzime. Ewentualne rozszerzenie zasięgu występowania pałki i zajęcie półnaturalnych i naturalnych siedlisk, takich jak kanały, jeziora czy rzeki, niewątpliwie będzie ograniczało obszar potencjalnych siedlisk rodzimej roślinności szuwarowej. Pałka wysmukła może mieć także negatywny wpływ na gatunki wodne strefy litoralu. Podobnie jak pozostałe taksony z rodzaju *Typha*, głównie poprzez produkcję znacznej ilości biomasy, co znacząco przyspiesza lądowacenie płytkich zbiorników wodnych.

Działania zaradcze: Uwarunkowania klimatyczne w Polsce nie stanowią przeszkody dla dalszego rozprzestrzeniania się pałki wysmukłej. Wzrost powierzchni odpowiednich dla tego gatunku siedlisk (kamieniołomy, piaskownie, rowy melioracyjne) powoduje, że są odnajdywane kolejne populacje tego gatunku. Prawdopodobnie wraz z upływem czasu granica występowania pałki wysmukłej będzie się konsekwentnie przesuwała w kierunku północnym. Dotychczas nie notowano pałki w naturalnych siedliskach, takich jak np. brzegi jezior czy rzek, choć odnotowano przypadek występowania tego gatunku w wiejskim stawku.

Zwalczanie pałki wysmukłej jest skuteczne poprzez stosowanie regularnego wykaszania, podniesienia poziomu wody do ok. 1 m. lub też całkowitego osuszenia terenu.

Arkadiusz Nowak



Fot. 41. Płaty szuwaru pałki wysmukłej w kamieniołomie w Górażdżach (Fot. A. Nowak)



Fot. 42. Fragment zbiorowiska z dominacją pałki wysmukłej (Fot. A. Nowak)

Rudbeckia naga – *Rudbeckia laciniata* L.

Synonimy: *Helianthus laciniatus* (Linnaeus) E. H. L. Krause, in Sturm, *Rudbeckia heterophylla* Torrey et A. Gray

W Ameryce Północnej rodzaj *Rudbeckia* obejmuje 21 gatunków zgrupowanych w trzech podrodzajach (Cox i Urbatsch 1994). Są to zarówno rośliny jednoroczne jak i trwałe. We florze Polski wymienianych jest kilka gatunków uprawianych oraz dwa gatunki, które spotykane są w siedliskach antropogenicznych lub seminaturalnych (Mirek i in. 2002). Są to: obserwowana efemerycznie poza uprawą *Rudbeckia hirta* i trwale zadomowiona *Rudbeckia laciniata* (Tokarska-Guzik 2005). *Rudbeckia naga* jest jedną z najstarszych roślin sprowadzonych z Ameryki Północnej ze względów dekoracyjnych (Francírková 2001). W obrębie pierwotnego zasięgu jest zróżnicowana na trzy odmiany zasiedlające odrębne regiony Ameryki i różniące się udziałem apomiktycznego i krzyżowego zapłodnienia w rozmnażaniu (Jalas 1993). W kraju pochodzenia *Rudbeckia naga* występuje na siedliskach wilgotnych, w lasach i zaroślach nadrzecznych, na okrajach leśnych oraz w dolinach strumieni i na wilgotnych łąkach (Steiger 1930; www.illinoiswildflowers.info).

Rudbeckia owłosiona *Rudbeckia hirta* dotychczas nie była podawana z Polski jako zadomowiona. Rzadko i przejściowo pojawia się na siedliskach antropogenicznych, głównie w pobliżu ogrodów, gdzie jest uprawiana.

Morfologia i biologia: *Rudbeckia naga* z rodziny złożonych *Asteraceae* jest okazałą byliną z krótkimi podziemnymi rozłogami. Jest często uprawiana z powodu dekoracyjnych kwiatostanów. Należy do gatunków o częściowym udziale apomiktycznego rozmnażania (Gleason i Cronquist 1991). Znane są liczne odmiany hodowlane, które różnią się stopniem poliploidalności (Jalas 1993). Pędy *Rudbeckii* są nagie pokryte sinawym nalotem i osiągają od 0,5 do 3,0 metrów wysokości. Jej liście są duże, długoogonkowe, pierzasto-podzielone. Koszyczki kwiatostanowe są okazałe z dekoracyjnymi, żółtymi kwiatami języczkowatymi i ciemnooliwkowymi kwiatami rurkowymi (Fot. 43). W uprawie znana jest odmiana o koszyczkach z wieloma rzędami kwiatów języczkowych tzw. odmiana pełna. Spośród licznie wytwarzanych nasion jedynie około 60% kiełkuje. Ważniejszą rolę w rozprzestrzenianiu się tej rośliny, pełni rozmnażanie wegetatywne przez rozłogi podziemne (Francírková 2001).

Czas i droga zawleczenia: W Europie *Rudbeckia naga* po raz pierwszy odnotowana była w uprawie ogrodowej w 1615 roku (Jalas 1993). Natomiast pierwsza obserwacja tego gatunku poza uprawą pochodzi dopiero z końca XVII w. z terenu Dolnego Śląska (Fiek 1881). Gatunek ten poszerzał zajmowany obszar wyraźnie koncentrując stanowiska wokół miejsc pierwszej kolonizacji środowiska naturalnego, by po około 100 latach zasiedlić większą część dolin rzecznych Dolnego Śląska, Opolszczyzny i zachodniej części Górnego Śląska (Tokarska-Guzik, 2005). Obecnie jest również powszechnie spotykany nad potokami południowo-wschodniej części Polski, m.in. w Bieszczadach (Fot. 44). W krótkim czasie zasiedlił terytorium Polski powiększając liczbę stanowisk z 3 znanych w połowie XIX w. do około 2251 w chwili obecnej (Tokarska-Guzik 2005).



Fot. 43. Pokrój kwiatostanów (koszyczków) *Rudbeckii nagej* *Rudbeckia laciniata* (Fot. Z. Dajdok)

Rozmieszczenie w Polsce: Obecnie *Rudbeckia laciniata* jest znana z niemal całego terytorium kraju, jednak z wyraźną koncentracją stanowisk w południowej i z niewielką liczbą stanowisk w północno-wschodniej Polsce (Zajac i Zajac 2001). Jej stanowiska skupiają się głównie w pobliżu cieków. Dlatego też, jeśli nie brać pod uwagę stanowisk na siedliskach ruderalnych to rozmieszczenie *Rudbeckii nagej* wykazuje wyraźnie liniowy charakter rozmieszczenia wzdłuż dolin rzecznych.



Fot. 44. Ziolorośla z udziałem rudbekii nagiej nad Solinką w okolicach Cisnej (Fot. Z. Dajdok)

Zajmowane biotopy: W Europie roślina ta jest związana z obrzeżami rzek, strumieni i potoków (Török i in. 2003; Tokarska-Guzik i Dajdok 2004; Walter i in. 2005). Spotykana jest także na siedliskach ruderalnych lub na poboczach dróg (Wróbel 2006). Lokalnie jej skupiska i miejsca ekspansji znajdują się także na groblach wokół stawów. Jednak najczęściej występuje na obrzeżach rowów melioracyjnych i koryt rzecznych (Tokarska-Guzik i Dajdok 2004). Niekiedy na terasach zalewowych wchodzi na obrzeża łąk i lasów łęgowych. W klasyfikacji fitosocjologicznej rudbekia naga jest składnikiem zespołu roślin ziolorośli nadrzecznych z udziałem antropofitów z rodzaju nawłóć *Solidago* i jest jednym z gatunków charakterystycznych zespołu *Rudbeckio-Solidaginetum* (Barkman 1989; Matuszkewicz 2001). Jednak nawłócie i rudbekia rzadko występują w płatach wspólnie.

Zagrożenia dla ekosystemów: Jest to gatunek ekspansywny, a w dolinach rzecznych wykazuje się dużym dynamizmem rozwoju i dyspersji. Jednak najczęściej, mimo masowych pojawów, występowanie tej rośliny ma zasięg lokalny. Zbiorowiska z rudbekią są zwarte i wysokie o dużej produkcji biomasy i agregacyjnym charakterze (Tokarska-Guzik i Dajdok 2004). W efekcie obecność tego gatunku wpływa negatywnie na bogactwo gatunkowe płatów oraz różnorodność zbiorowisk nadrzecznych.

Działania zaradcze: Nie ma opracowanych metod zwalczania rudbekii nagiej. Z prowadzonych badań wynika, że systematyczne i długotrwałe koszenie może ograniczać rozwój tej rośliny (Francírková 2001). Lepsze efekty przynosi połączenie koszenia z wykopywaniem części podziemnych (Dajdok i Śliwiński 2009). W szczególnych wypadkach, na siedliskach o unikatowym charakterze i na niewielkich powierzchniach roślinę tę można usuwać stosując mazacze herbicydowe.

Zygmunt Kącki

Szczaw omszony – *Rumex confertus* Willd.

Morfologia i biologia: Trwała roślina zielna z rodziny rdestowatych (*Polygonaceae*), w warunkach Polski osiąga do 100 cm wysokości. Część podziemną tworzą krótkie i grube kłącza. Łodyga naga, wzniesiona, liście o pojedynczej blaszce, spodem są pokryte obficie wzdłuż nerwów krótkimi, białawymi włoskami. Jedno- lub obupłciowe kwiaty zebrane są w wiechowate kwiatostany. Zwykle występują okazy męskie lub obupłciowe. Owocem jest trójkanciasta niełupka (Tacik 1992). Roślina wiatro- lub samopylna, rozprzestrzeniająca się za pośrednictwem wiatru, zwierząt (egzochorycznie) oraz wody (Tokarska-Guzik 2005). Koszenie powoduje intensyfikację rozmnażania wegetatywnego, okazy nie koszone wytwarzają więcej nasion i siewek (Faliński 1998). Ze względu na zawartość wielu substancji szczaw omszony znajduje zastosowanie jako roślina lecznicza (<http://urology.com.ua/pagesid-1303.html>, 2006).

Pochodzenie: Gatunek pochodzi z Europy wschodniej i środkowej Azji. Prawdopodobnie jest rodzimy już na terenach naddniestrzańskich; jego areal sięga na wschód po okolice Tomska (Tacik 1992). Przypuszcza się, że naturalnym siedliskiem występowania *Rumex confertus* jest wilgotny step i lasostep, natomiast dzięki gospodarce człowieka wyszedł on poza obręb swojego pierwotnego zasięgu, by wciąż stopniowo powiększać obszar swego występowania (Trzcńska-Tacik 1963). Już w drugiej połowie XIX w. dostrzeżony został jako gatunek przemieszczający się ze wschodu na zachód i północny zachód (Eichler i Łapczyński 1892). Współczesny zasięg wtórny obejmuje Europę środkową po zachodnią; notowany był na Wyspach Brytyjskich (Stace 1997). W północno-wschodniej Europie rozprzestrzenia się m.in. na Litwie, gdzie uznany jest za gatunek inwazyjny (Gudžinskas 1999). Gatunek poza stopniowym przemieszczaniem w kierunku zachodnim bywa także zawlekanym z dalekim transportem.

Czas i droga zawleczenia: W Polsce po raz pierwszy *Rumex confertus* został odnotowany w 1873 roku nad Bugiem (Trzcńska-Tacik 1963), natomiast za początek masowej ekspansji tego gatunku w naszym kraju przyjmuje się rok 1950 (Tokarska-Guzik 2003, 2005). Pierwsza faza wędrówek na terytorium Polski odbywała się wzdłuż rzek. Aktualne rozmieszczenie gatunku jest efektem wykorzystania w wędrówkach dolin rzecznych oraz szlaków komunikacyjnych: kolei i dróg kołowych. Współcześnie obserwuje się wkraczanie tego gatunku do osiedli mieszkalnych oraz na porzucone pola i pastwiska (Faliński 2000).

Zajmowane siedliska: W Polsce szczaw omszony spotykany jest na siedliskach różnego typu (Fot. 45, 46). Gatunek ten często występuje na terenach rzecznych, na aluwialnych i nasypach, łąkach i zalewanych pastwiskach (Kucharczyk 2001; Tokarska-Guzik 2005) oraz siedliskach ruderalnych jak przydroża, gruzowiska, brzegi pól, tereny kolejowe itp. (Tokarska-Guzik 2005). W Polsce został zaliczony do gatunków charakterystycznych dla związku *Agropyro-Rumicion crispi*, grupującego półnaturalne zbiorowiska rozłogowych traw i płożących się roślin dwuliściennych, tworzące się na okresowo zalewanych terenach w dolinach większych rzek i jezior (Zarzycki i in. 2002).

Rejony występowania: W Polsce występowanie *Rumex confertus* koncentruje się w południowo-wschodniej i środkowej części kraju, a największe skupiska jego stanowisk znajdują się w dolinach Bugu, Wisły i ich dopływów. Na terenach górskich występuje w Karpatach, głównie w



Fot. 45. Szczaw omszony *Rumex confertus* na skraju lasu mieszanego w południowej części Katowic, w pobliżu skrzyżowanie drogi z linią kolejową (Fot. B. Tokarska-Guzik)



Fot. 46. Kępy szczawiu omszonego na wewnętrznej skarpie wału przeciwpowodziowego Wisły poniżej Włocławka (Fot. Z. Dajdok)

Beskidzie Niskim i Bieszczadach Zachodnich, gdzie rośnie na wysokości dochodzącej nawet do 690 m n.p.m. (Tacik 1992). Gatunek ten jednak stale rozszerza swój zasięg na północ i zachód, gdzie może być wciąż uważany za efemerofita.

Oddziaływanie na gatunki rodzime: Pojawienie się tego szybko rosnącego na siedliskach półnaturalnych stanowi duże zagrożenie dla gatunków rodzimych, z którymi może konkurować np. pod względem wzrostu, odporności na skrajne warunki środowiska, zdolności do tworzenia mieszańców itp. W konsekwencji eliminowane są gatunki rodzime, głównie nadwodne (Biodiversity Clearing House Mechanizm in Poland 2007). *Rumex confertus* obejmując rolę dominanta przekształca opanowane przez siebie fitocenozy, prowadząc do zmniejszenia bioróżnorodności oraz zachwiania równowagi biologicznej w ekosystemach np. poprzez redukcję naturalnych rezerwuarów owadów pożytecznych (Piesik i Wenda-Piesik 2005a). Również jakość pasz dla zwierząt otrzymywanych z łąk, na których pojawił się *Rumex confertus* znacznie się pogarsza (Stosik 2007).

Działania zaradcze: Wskazane jest monitorowanie istniejących populacji, badanie potencjalnych możliwości i kierunku dalszego rozprzestrzeniania, a następnie opracowanie skutecznych metod zwalczania. Metody chemiczne (herbicydy) oraz mechaniczne (intensywne koszenie i wypas) okazują się mało skuteczne, gdyż z powodu dobrze rozwiniętego systemu korzeniowego roślina szybko odbudowuje masę wegetatywną (Piesik 2001). Alternatywą mogą być metody biologiczne, w szczególności na uwagę zasługują owady naturalnie żerujące na liściach i kwiatostanach tego gatunku. W tej grupie największe znaczenie wykazują gatunki *Hypera rumicis*, *Aphis fabae* oraz *Apion miniatur*, które niszczą organy generatywne (Piesik i Wenda-Piesik 2005b). Osłabione żerowaniem rośliny dodatkowo uszkodzone są przez grzyby z rodzaju *Uromyces* spp., co w konsekwencji powoduje ich zasychanie. Roślina jest w stanie odbudować rozetę liści, nie osiągając już jednak tak dużych rozmiarów (Piesik 2004).

Beata Węgrzynek, Barbara Tokarska-Guzik, Izabela Żabińska i Barbara Madej

Tatarak zwyczajny – *Acorus calamus* L.

Synonimy: *Acorus aromaticus* Gilib., *Acorus vulgaris* L.

Morfologia i biologia gatunku: Roślina trwała (bylina), z rodziny obrazkowatych *Araceae*, obecnie - tatarakowatych *Acoraceae*, osiągająca od 20 cm do 1,5 m wysokości. Wytwarza grube, nieco obłe, czołgające się kłącze o średnicy 3 cm, mocno rozgałęzione, po przełamaniu silnie aromatycznie pachnące, o zapachu cynamonowokamforowym (Fot 47B). Łodyga jest w przekroju trójkanciasta, u podstawy czerwono purpurowo nabiegła. Liście jasnozielone, równowąskie, faliste na brzegu, zaostrome na szczycie, unerwione równolegle, do 1 m długie, w nasadzie jasnopurpurowo zabarwione, ułożone skrętolegle, tworzą duże skupienia. Kwiaty zebrane w kolbowaty, żółtozielony gęsty i zbity kwiatostan, osiągający długość 4-10 cm, ustawiony pozornie bocznie z uwagi na pionowe ustawienie pochwy liściowej (Fot. 47A). Kwiaty drobne, z okwiatem utworzonym przez 6 łusczkowatych listków. Pręcików 6, jeden trzykomorowy słupek. Kwitnie od maja do lipca. Owoc typu jagody, barwy czerwonej, u nas nie jest znany, ponieważ nie dochodzi do zapylenia kwiatów przez owady. W obszarze europejskim rozmnaża się wyłącznie wegetatywnie (poprzez fragmentację kłącza i boczne rozłogi, z których bocznych lub szczytowych pączków wyrastają pędy nadziemne). Jest rośliną leczniczą, której kłącze jest pozyskiwane jako surowiec zielarski (zawiera olejek eteryczny, gorycze, garbniki) i wykorzystywany w zaburzeniach trawiennych i innego typu, chorobach układu pokarmowego, chorobach kobiecych i układu moczowego, zapaleniu górnych dróg oddechowych, zapaleniu zatok i zaburzeniach krążenia (Anioł-Kwiatkowska i in. 1993). Liście tataraku są wykorzystywane do przyozdabiania pomieszczeń i podwórek w Zielone Świątki.

Czas przybycia: Większość autorów zalicza tatarak do roślin obcego pochodzenia, które przybyły na nasz obszar w XVII w. (Podbielkowski 1995; Kornaś 1990, Zajac i in. 1998, Tokarska-Guzik 2005), inne źródła (Motley 1994) podają, że gatunek ten był przywieziony na obszar Rosji i Polski znacznie wcześniej przez Tatarów podczas ich najazdów.

Pochodzenie: Gatunek rodzimy dla obszaru Indii i Chin (Motley 1994).

Rozmieszczenie w Polsce: Gatunek rozpowszechniony w całej Polsce niżowej (Zajac i Zajac 2001), na brzegach wolno płynących cieków, nad brzegami stawów, jezior, starorzeczy, glinianek, miejskich sadzawek i rowów różnego typu (obserwacje własne).

Zajmowane biotopy i zagrożenia dla ekosystemów: Tatarak zwyczajny jest typowym makrohydrofitem, preferuje podłoża szlamiste zmineralizowane, także na terenach bagnistych (Pola-kowska 1976) lub słabo zatorfionych (Podbielkowski i Tomaszewicz 1996). Jest rośliną obcego pochodzenia, która zdomowała się w różnego typu zbiorowiskach szuwarowych, tworząc często własne jednogatunkowe agregacje w randze zespołu roślinnego, określanego mianem szuwaru tatarakowego *Acoretum calami* (Fot. 48). Jest to zbiorowisko ubogie florystycznie, wykształcające się w płytkich zbiornikach wód eutroficznych i mezotroficznych, w miejscach stałego dopływu związków azotowych i fosforowych, stąd wybitnie nitrofilne (Matuszkiewicz 2001). Jest zbiorowiskiem najbardziej odpornym na antropopresję, zwłaszcza na zanieczyszczenia ściekami komunalnymi (Matuszkiewicz 2001). W zbiorowiskach szuwarów właściwych ze związku *Phragmition* często wypiera i zastępuje na podobnych siedliskach szuwar mannowy *Glycerietum maximae*, z panującym, rodzimym gatunkiem – manną mielec.



Fot. 47. Tatarak zwyczajny *Acorus calamus*: fragment pędu z widocznym kwiatostanem typu kolby (A) fragment kłącza (B) (Fot. Z. Dajdok)



Fot. 48. Szuwar tatarakowy na brzegu Jeziora Wigry przy przystani w Bryzglu (Fot. Z. Dajdok)

Działania zaradcze: Dotychczas brak danych na temat działań podejmowanych w celu eliminacji tataraku zwyczajnego, a wręcz przeciwnie nawet znane są próby wykorzystania tego gatunku do umacniania linii brzegowej akwenów (Kamińska 2004). Kwestią problematyczną jest sama potrzeba ich podejmowania. Doraźne działania można ograniczyć do mechanicznego usuwania jego skupień (poprzez koszenie szuwarów) w miejscach, w których wykazuje zachowania ograniczające lub eliminujące rozwój szuwaru mannowego. Szuwar ten nie należy jednak w Polsce do zbiorowisk rzadkich lub zagrożonych, brak natomiast doniesień o wkraczaniu tataraku w inne typy rodzimych zbiorowisk szuwarowych.

Gatunki z rodzaju aster – *Aster* spp.

Wśród przedstawicieli rodzaju aster *Aster* występujących we florze Polski, pięć gatunków to rośliny obcego pochodzenia zadomowione we florze kraju (Mirek i in. 2002). Należą do nich:

- Aster lancetowaty *Aster lanceolatus* Willd.
(= *A. salicifolius* Lamk.non Scholler, *A. simplex* Willd.),
- Aster nowoangielski (Aster amerykański, Marcinki nowoangielskie) *Aster novae-angliae* L.,
- Aster nowobelgijski (Aster wirginijski, Marcinki wirginijskie) *Aster novi-belgii* L.
- Aster wierzbolistny *Aster ×salignus* Willd.
- Aster drobnokwiatowy *Aster tradescantii* L.

Współcześnie istotny wpływ na strukturę rodzimych zbiorowisk roślinnych mają trzy gatunki: *A. lanceolatus*, *A. novi-belgii* oraz ich mieszańce *Aster ×salignus* i do nich szczególnie odnosić się będą prezentowane informacje.

Morfologia i biologia: Byliny kłaczowe. Pędy o wysokości 50–150 cm, rozgałęzione wiechowato, dołem nagie, górą z rzędami włosków. Liście lancetowate lub równowąsko lancetowate, całobrzegie lub odlegle ząbkowane (u *A. ×salignus* ostro piłkowane od połowy ku szczytowi), o nasadzie odpowiednio: u *A. lanceolatus* klinowatej lub z niewielkimi uszkami, u *A. novi-belgii* obejmującej łodygę wyraźnie uszkowato, a u *A. ×salignus* klinowatej lub słabo uszkowatej. Kwiaty zebrane w kwiatostany – koszyczki (20–30 mm średnicy), wyrastające na końcach rozgałęzionych pędów. Środkowe kwiaty w koszyczkach płodne, rurkowate, żółte, czasem czerwono nabiegłe. Natomiast zewnętrzne płonne kwiaty języczkowate, białe lub lilowo-niebieskie (u *A. lanceolatus*), fioletowe, niebieskie, różowe lub rzadko białe (u *A. novi-belgii*), liliowo-niebieskie lub białe (u *A. ×salignus*). Owocem jest niewielka, naga lub delikatnie owłosiona niełupka (ok. 2 mm długości), opatrzona puchem kielichowym (Rostański 1971). Rośliny owadopylne, kwitną od lata (sierpień) do późnej jesieni (listopad). Rozmnażają się zarówno wegetatywnie, dzięki kłaczom, jak i generatywnie przez niełupki. Mogą produkować ok. 10 000 niełupki na pędzie, które mają zdolność do kiełkowania bez okresu spoczynku. Owocem astrów mogą być rozprzestrzeniane anemochorycznie lub epizochorycznie. Istotnym czynnikiem sprzyjającym rozsiewaniu jest również woda (hydrochoria). Jednak wegetatywny sposób rozmnażania jest skuteczniejszy. Rośliny efektywnie opanowują nowe siedliska za pomocą fragmentów kłaczy wyrzucanych podczas prowadzonych zabiegów ogrodniczych. Tempo rozrastania się nowej populacji zależy zapewne od warunków siedliskowych (np. ok. 20 cm rocznie w zbiorowisku łąkowym – obserwacje własne). Dyspersja za pomocą niełupki ma szczególnie duże znaczenie przy transporcie na długie dystanse (Jedlička i Prach 2006).

Szeroki zakres zmienności cech morfologicznych utrudnia prawidłową identyfikację poszczególnych taksonów. Ponadto *Aster ×salignus* tworzy bardzo zmienny kompleks. W efekcie introgresji mieszańce często upodabniają się do drugiego z rodziców. W większości opracowań europejskich, taksony o rodowodzie północnoamerykańskim opisywane są pod zbiorową nazwą *Aster novi-belgii* agg. (Fehér 2008)³. Ze względu na wykorzystanie tych roślin w ogrodnictwie, dodatkowo mamy tu do czynienia z licznymi kultywarami, które mogą dziczeć i krzyżować się poza uprawą ogrodową. Toteż, aktualnie o skali zjawiska inwazji możemy mówić w odniesieniu do całej grupy, nie zaś poszczególnych gatunków.

3 Inni autorzy wyróżniają trzy główne gatunki: *A. lanceolatus* agg. (*A. lanceolatus*, *A. tradescantii*), *A. novi-belgii* agg. (*A. novi-belgii*, *A. ×salignus*) i *A. laevis* agg. (*A. laevis*, *A. ×versicolor*). Wykaz ten uzupełnia *A. novae-angliae* L. (Fehér, 2008).

Pochodzenie: Pierwotny zasięg omawianych gatunków astrów obejmuje wschodnią część Ameryki Północnej, natomiast wtórny, różne obszary Europy (Yeo 1976; Meusel i in. 1992). Mieszaniec *Aster ×salignus* prawdopodobnie powstał i zadomowił się w Europie, poza ogrodami, w których uprawiano obydwie gatunki rodzicielskie. Fehér (2008) twierdzi, że nie jest dotąd znany z Ameryki Północnej. Równie prawdopodobne jest różne pochodzenie poszczególnych populacji europejskich.

Czas i droga zawleczenia: Gatunki z tego rodzaju sprowadzone były do Europy jako rośliny ozdobne, do upraw ogrodowych, stąd się rozprzestrzeniły. Przypuszczalnie, pierwszym sprowadzonym w 1637 roku gatunkiem był *A. tradescantii* (Fehér 2008). Występowanie gatunków *A. lanceolatus* i *A. novi-belgii*, poza uprawami, datuje się na I połowę XVIII w., a ich mieszańca odnotowano po raz pierwszy w jego II połowie (Hoffmann 1996; Kovanda i Kubát 2004). Z najstarszych stanowisk w Polsce, także XVIII-wiecznych, znany jest *Aster novi-belgii*. Natomiast dla pozostałych gatunków podaje się czas zadomowienia na wiek XIX lub przełom XIX i XX w. (Zając i in. 1998).

Zajmowane siedliska: Wszystkie trzy opisywane gatunki, zadomowiły się w nitrofilnych zbiorowiskach okrajków, nad brzegami rzek i zbiorników wodnych (Fot. 49). Są one obecnie na tyle stałym elementem flory, że należą do gatunków charakterystycznych zbiorowisk „welonowych” ze związku *Senecion fluviatilis* w rzędzie *Convolvuletalia sepium* (Matuszkiewicz 2001). Spotkać je można coraz częściej w zbiorowiskach łąkowych, wraz z nawłociami opanowują także nieużytki porolne. Ponadto astry występują pospolicie na siedliskach ruderalnych, zarówno w wielkich aglomeracjach jak i mniejszych miejscowościach, gdzie spotkać je można na przydrożach, nieużytkach przemysłowych, terenach kolejowych czy terenach portów rzecznych.

Rejony występowania: Północnoamerykańskie astry występują na terenie całego kraju po obszarze górskie, m.in. w Karpatach: Polica 460 m n.p.m, Zakopane 820 m n.p.m. (Solarz i in. 2005). Jed-



Fot. 49. *Aster nowobelgijski Aster novi-belgii*: A - w zaroślach wierzbowych w dolinie Nysy Kłodzkiej, w okolicy Długopola Górnego (Fot. T. Nowak), B - nad kanałem powodziowym we Wrocławiu (Fot. Z. Dajdok)

nak dokładny obraz występowania poszczególnych gatunków będzie możliwy po przeprowadzeniu rewizji taksonomicznej. Obecnie brak map ich rozmieszczenia w Polsce (Zajac i Zajac 2001). Według dotychczasowych danych do najczęściej występujących należą: *Aster novi-belgii* i *A. lanceolatus* (Tokarska-Guzik 2005). Na podstawie opracowań flor lokalnych można wywnioskować, że stanowiska tych gatunków koncentrują się w dolinach rzecznych oraz w rejonach dużych aglomeracji miejsko-przemysłowych (np. Rostański 1971; Kucharczyk 2001; Zajac i in. 2006).

Oddziaływanie na rodzime gatunki: Gatunki astrów obcego pochodzenia charakteryzują wysokie zdolności konkurencyjne (strategia życiowa typu C), znane są także efekty ich oddziaływań allelopatycznych (Fehér 2008). Astry, jako rośliny klonalne, mogą skutecznie konkurować z gatunkami rodzimymi. Rozrastając się, tworzą zwarte łany (Solarz i in. 2005; Fehér 2008). Stanowią więc zagrożenie dla zbiorowisk naturalnych i półnaturalnych, szczególnie kiedy w kolonizowanych płatach roślinności pojawiają się miejsca otwarte (sytuacje częste w dolinach rzecznych).

Działania zaradcze: Należy je podejmować w zależności od skali zjawiska i miejsca inwazji. Szczególnej uwagi wymagają obszary objęte ochroną. Najbardziej skuteczną metodą zwalczania tych gatunków jest mechaniczne usuwanie pędów wraz z ich częściami podziemnymi. Natomiast ścinanie pędów przed zakwitaniem może znacząco ograniczyć rozprzestrzenianie generatywne.

Teresa Nowak, Katarzyna Bzdęga i Barbara Tokarska-Guzik

Gatunki z rodzaju miłka – *Eragrostis* sp.

Eragrostis multicaulis Steudel, *Eragrostis albensis* H. Scholz oraz *Eragrostis pilosa* (L.) P. Beauv., *Eragrostis amurensis* Prob., *Eragrostis minor* Host.,

Rodzaj *Eragrostis* jest jednym z najliczniejszych wśród traw, obejmuje wg różnych autorów od 300 do 350 gatunków, które występują głównie w strefie subtropikalnej i tropikalnej (Conert 1998, Guzik i Sudnik-Wójcikowska 2005). Naturalny zasięg gatunków z rodzaju miłka nie obejmuje Polski, wszystkie należą do obcych geograficznie elementów flory. Do niedawna z terenu Polski znana była jedynie miłka drobna *Eragrostis minor* (Szafer i in. 1986). Obecnie wymienia się 9 innych gatunków (Guzik i Sudnik-Wójcikowska 2005), z których trzy (miłka drobna *E. minor*, m. połabska *E. albensis* i m. wielołodygowa *E. multicaulis*) są zadomowione i klasyfikowane jako kenofity (Tokarska-Guzik 2005). Do grupy tej dołączy także odnaleziona nad Odrą w roku 2005 miłka amurska *E. amurensis* Prob. (Czelin, 2.09.2005, leg. Z. Kącki, det. H. Scholz, 2005).

Opisywane gatunki są problematyczne pod względem taksonomicznym. Cechy diagnostyczne są słabe, zmienność morfologiczna duża, ponadto wymagania siedliskowe mają zbliżone - szczególnie dotyczy to *E. albensis* i *E. multicaulis*. Spośród wymienionych powyżej gatunków na siedliskach mokradłowych, głównie na aluwialnych piaskach, pojawiają się miłka wielołodygowa *E. multicaulis* i miłka połabska *E. albensis*. (Fot. 50) Niemal wszystkie okazy zielnikowe *E. pilosa* znajdujące się w Polskich zbiorach należą do *E. albensis*, jedynie notowania ze stacji w Pile faktycznie dotyczą tego taksonu i obecnie jest on uważany za efemerofit (Guzik i Sudnik-Wójcikowska 2005). Miłka amurska *E. amurensis* jest jeszcze taksonem nierozpoznanym w Polsce. Miłka amurska *E. minor* na siedliskach wilgotnych jest obserwowana jedynie okazjonalnie. Jest to gatunek bardziej ciepło- i sucholubny. W dalszej części pracy trzy ostatnie gatunki pominięto.



Fot. 50. Pokrój miłki wielołodygowej *Eragrostis multicaulis* (A) i miłki połabskiej *Eragrostis albensis*. (B) (Fot. Z. Kącki)

Morfologia i biologia gatunku: Miłka wieloładogowa i połabska to jednoroczne trawy, tworzące wieloładzłowe, niezbyt wysokie kępki. Drobne kłoski zebrane mają w rozpierzchną wiechę. Obie mają dolne gałązki wiechy nieliczne (1-2), *E. multicaulis* wyróżniają silnie pokładające się pędy (Fot. 50A), brak włosków w pachwinach blaszki liściowej i w węzłach wiechy oraz nagie lub z pojedynczymi zadziorkami szypułki kłosek bocznych. *E. albensis* (Fot. 50B) ma silnie szorstkie szypułki wiechy i rzadkie, długie włosy w pachwinach liści i w węzłach wiechy (Scholz i in. 2002).

Czas i droga zawleczenia: Miłka połabska *E. albensis*: po odnalezieniu w latach 90. nad Odrą w okolicach Frankfurtu została opisana jako neoendemit środkowoeuropejski (Scholz 1995). W późniejszych pracach teza ta jednak nie znalazła potwierdzenia (Scholz i in. 2002). Obecnie uważana jest za gatunek zawleczony (Kühn i Klotz 2002), lecz nieznanym jest pierwotny obszar jej występowania i drogi migracji. W Polsce szczegółowe badania przeprowadzone przez Guzika i Sudnik-Wójcikowską (2005) wykazały, że gatunek ten był zbierany już w latach 40. na Bielanych Warszawskich, skąd został podany pod błędną nazwą *E. pilosa*. Gatunek prawdopodobnie pojawił się w Polsce południowo-wschodniej, skąd przeniósł się z doliny Sanu w dolinę Wisły. Obecnie występuje w dolinie Odry i Wisły, skąd jest przenoszony na nowe stanowiska razem z wodą (hydrochoria). W dolinie Odry wykazuje biegunowy typ rozmieszczenia, mając zgrupowanie stanowisk tylko na jednym krańcu doliny rzecznej – poniżej Ścinawy (Anioł-Kwiatkowska i in. 2007). Gatunek pojawia się także na siedliskach antropogenicznych (stacje kolejowe, pobocza dróg, chodniki), gdzie jest przenoszony z piaskiem rzeczny oraz przez wiatr (Guzik i Sudnik-Wójcikowska 2005; Michalewska i Nobis 2005).

Miłka wieloładogowa *E. multicaulis* jest gatunkiem pochodzenia azjatyckiego i obecnie występuje niemal w całej Europie (porównaj Guzik i Sudnik-Wójcikowska 1994; Röthlisberger 2005). Pojawiła się tu w pierwszej połowie XIX w. Była uprawiana w wielu ogrodach botanicznych i często obserwowano ją dziczącą na żwirowych alejkach, drogach i między kostkami bruku. Gatunek ten w Polsce został odnotowany we Wrocławiu w roku 1897, w Warszawie w 1885, w Krakowie dopiero w 1974, jednak został błędnie oznaczony (Guzik i Sudnik-Wójcikowska 1994, 2005). Dyspersja tego gatunku jest bardzo silna. Obecnie występuje w wielu dolinach rzecznych. Nad Odrą spotykany jest bardzo często, łącznie z *Eragrostis albensis* (Anioł-Kwiatkowska i in., 2007), ale przede wszystkim występuje na siedliskach antropogenicznych: w doniach, na chodnikach, w szczelinach schodów (Guzik i Sudnik-Wójcikowska 2005).

Rozmieszczenie w kraju: Miłka połabska powszechnie występuje na siedliskach aluwialnych Odry (Fot. 51), Wisły, Wisłoka, Sanu i innych rzek (Sudnik-Wójcikowska 1995). Miłka wieloładogowa występuje na tego typu siedliskach rzadziej, choć w dolinie Odry jest notowana razem z miłką połabską (Kącki, 2004 mat. npbl.). Nadal jeszcze niewystarczający stopień zbadania rozmieszczenia tych taksonów nie pozwala na przedstawienie szczegółowego opisu ich zasięgów w Polsce.

Zajmowane biotopy: Zarówno miłka połabska, jak też wieloładogowa na siedliskach wilgotnych rozprzestrzeniają się przede wszystkim w zbiorowiskach z klasy *Bidentetea* oraz wchodzi w skład roślinności namuliskowej z klasy *Isoëto-Nanojuncetea* (Krumbiegel 2002; Brandes 2004). Ich udział i pokrycie w płatach są bardzo różne. Spotyka się zarówno płaty zdominowane przez te taksony oraz takie, w których występują z niewielkim pokryciem. Spektrum fitosocjologiczne tych gatunków jest bardzo szerokie. *E. multicaulis* i *E. albensis* obserwowane były w płatach *Xanthio-Chenopodietum* i *Chenopodietum glauco-rubri*, *Polygono-Bidentetum*, *Leersietum* oraz w zbiorowiskach *Limosella aquatica* i *Cyperus fuscus*. Niejednokrotnie tworzą własne zbiorowiska z niewielką liczbą gatunków towarzyszących (Kącki 2004, mat. npbl.).



Fot. 51. Zbiorowiska miłki połabskiej na pokrytych żyznym namulem piaszczystym brzegu Odry, w porcie w Ścinawie (Fot. Z. Kącki)

Zagrożenia dla ekosystemów: Wpływ występowania miłki wieloładogowej i połabskiej na zbiorowiska roślinne nie był badany. Jest on także trudny do określenia ze względu na efemeryczne pojawy odsłoneń piasków rzecznych pokrytych żyznym namulem, które sprzyjają rozwojowi tych roślin. Ponieważ są to także miejsca rozwoju ginących zbiorowisk roślinnych zaliczanych do siedlisk przyrodniczych Natura 2000, można przypuszczać, że konkurencja ze strony obcych elementów flory może stanowić istotne zagrożenie dla przetrwania tych układów i niektórych rzadkich taksonów, jak np. dichostylis Michaëla *Dichostylis micheliana*, nadbrzeżnica nadrzeczna *Corigiola litoralis*, lindernia mułowa *Lindernia procumbens*.

Działania zaradcze: Dotychczas nie odejmowano prób usunięcia tych gatunków ze środowiska naturalnego. Ze względu na charakter siedlisk i strukturę roślinności złożonej głównie z gatunków jednorocznych prawdopodobnie nie przyniosłoby to oczekiwanych rezultatów. Zbiorowiska te podlegają dynamicznym zmianom uzależnionym od procesów rzecznych. Jest to prawdopodobnie jeden z najważniejszych czynników determinujących ich rozwój.

Gatunki z rodzaju nawłóć – *Solidago* spp.

Rodzaj nawłóć *Solidago* należący do rodziny złożonych *Asteraceae* jest w Polsce reprezentowany przez 5 gatunków (Mirek i in. 2002). Spośród nich do rodzimych elementów flory zalicza się tylko dwa taksony: nawłóć pospolitą *Solidago virga-aurea* oraz nawłóć alpejską *Solidago alpina*. Pozostałe są gatunkami obcymi geograficznie. Należą do nich wszędobylskie i bardzo ekspansywne: nawłóć późna *Solidago gigantea* i nawłóć kanadyjska *Solidago canadensis* oraz rzadziej obserwowana w przyrodzie nawłóć trawolistna *Solidago graminifolia*. Ich ojczyzną jest Ameryka Północna, gdzie są spotykane od północnych krańców Kanady po Meksyk (Hegi 1964; Slavik 2004; A Synonimized Checklist of the Vascular Flora of the United States, Puerto Rico, and the Virgin Islands). Na terenie Europy zyskały status gatunków inwazyjnych (Tokarska-Guzik 2005). W skład flory Polski włączana jest także nawłóć najwyższa *Solidago altissima* (Rutkowski 1998). Została ona od niedawna wyodrębniona z nawłóci kanadyjskiej *Solidago canadensis* i na terenie Polski wymaga krytycznej oceny zarówno taksonomicznej, jak też stopnia zdomowienia, częstości występowania oraz preferencji siedliskowych. Z przytoczonych powodów nie została uwzględniona w tym opracowaniu.

Nawłócie należą do gatunków o szczególnych właściwościach biologicznych, pozwalających im na szybkie rozprzestrzenianie. Dotychczas opanowały większość terytorium Europy. Na podstawie danych klimatycznych i tolerancji siedliskowej wykazano, że w przyszłości mogą jeszcze wydatniej poszerzyć wtórny zasięg (Weber 1998; Weber 2001). Poza Europą w szybkim tempie rozprzestrzeniają się także w Azji i Australii (Weber 2003; Dong i in. 2006).

Na terenach mokradłowych najpowszechniej występują nawłóć późna *Solidago gigantea* i nawłóć kanadyjska *Solidago canadensis*. Dotychczas lokalnie i przeważnie na siedliskach wilgotnych, torfowiskach lub łąkach, rozprzestrzenia się także nawłóć trawolistna *Solidago graminifolia*.

Nawłócie należą do gatunków okazałych i łatwych w identyfikacji. Nawłóć późna ma nagą łodygę, często w dolnej części owoszczoną. Kwiaty języczkowe są nieco dłuższe od okrywy koszyczka. Nawłóć kanadyjska wyróżnia się owłosioną w górnej części łodygą oraz nieco krótszymi od okrywy koszyczka kwiatami języczkowymi (Slavik 2004). Natomiast u nawłóci trawolistnej łodyga jest delikatnie bruzdowana, w górze rozgałęziona, a liście są równowąskie.

Nawłóć późna (olbrzymia) – *Solidago gigantea* Aiton

Synonimy: *S. serotina* Aiton, *S. gigantea* Aiton subsp. *serotina* (Kuntze) Mc Neill oraz *Aster latissimifolius* (Mill.) Kuntze var. *serotinus* Kuntze.

Nawłóć kanadyjska – *Solidago canadensis* L.

Morfologia i biologia gatunków: Nawłóć późna osiąga wysokość 80-200 (230) cm. Łodygę ma prostą, w zarysie okrągłą i pełną, pozbawioną owłosienia oraz delikatnie rowkowaną. Liście są naprzemianległe, gęsto osadzone, lancetowate, od 7 do 18 cm długie i od 1,2 do 3 cm szerokie. Są zaostrome i jedynie na nerwach spodniej strony delikatnie owłosione. Brzeg liścia jest piłkowany o ząbkach skierowanych w górę blaszki. Kwiatostany są wiechowate, sprawiające wrażenie jednostronnych 10-20 cm długie, a w czasie owocowania dorastają nawet do 40 cm (Fot 52). Okrywa koszyczka jest złożona z 13-16 wąskich, spiczastych, żółtozielonych liści z wyraźną środkową żyłką. Korona kwiatów rurkowatych jest żółta. Drobne owoce są zaopatrzone w aparat lotny. Nawłóć późna kwitnie od sierpnia do września (Rutkowski 1998; Slavik 2004).



Fot. 52. Kwiatostany nawłóci późnej *Solidago gigantea* (A) i kanadyjskiej *Solidago canadensis* (B) (Fot. Z. Dajdok)

Nawłóć kanadyjska osiąga 80-150 (200) cm wysokości. Łodygę ma wyprostowaną, okrągłą, pełną, szorstko owłosioną, w dolnej połowie lysiejącą. Liście wiotkie, lancetowate, 6-17 cm długości i 0,8-3,0 cm szerokości, od dołu na nerwach są owłosione. Brzeg liścia jest nierówno ząbkowany, z ząbkami skierowanymi w górę blaszki. Kwiatostany są wiechowate, szerokokopiramidalne 15-30 cm długie, w czasie owocowania nawet do 50 cm (Fot. 52). Pędy kwiatostanowe szeroko rozłożone. Okrywa koszyczka 2,0-2,8 mm złożona z 15-16 wąskich, tępych, żółtozielonych liści bez wyraźnego kila. Korona kwiatów rurkowatych jest żółta i osiąga 2,4-2,8 mm długości. Skrajne kwiaty języczkowe także żółte występują w liczbie 10-16, z języczkiem 2,3-2,5 mm długim. Owoce osiąga do 1,2 mm długości i jest zaopatrzone w aparat lotny w postaci niedużego (do 2,5 mm) pappusa. Nawłóć kanadyjska kwitnie od sierpnia do września (Rutkowski 1998; Slavik 2004).

Rośliny te zimują w postaci podziemnego lub naziemnego kłącza. W Polsce rozmnażają się zarówno generatywnie jak i wegetatywnie. Nawłócie te cechuje bardzo szybki rozrost klonalny. Zapyłane są przez owady lub zachodzi samozapylenie. Nasiona rozprzestrzeniają się przede wszystkim z pomocą wiatru (anemochoria). W przenoszeniu dispor uczestniczą także zwierzęta, które transportują nasiona na sierści lub innych elementach ciała (epizoochoria). Zaobserwowano, że w rozsiewaniu biorą udział również mrówki (myrmekochoria). Nawłócie późna i kanadyjska są bardzo plastycznymi gatunkami, które łatwo adaptują się do różnych warunków siedliskowych (Cornelius 1990; Weber i Jakobs 2005).

Czas i droga zawleczenia: Najprawdopodobniej zarówno nawłóć późna i kanadyjska zostały celowo wprowadzone do uprawy jako rośliny ozdobne (Tokarska-Guzik 2005). Nawłóć późna została zaobserwowana po raz pierwszy w 1853 roku (leg. Uechtritz, WRSL) na terenie Dolnego Śląska. Jest gatunkiem, który bardzo szybko opanował terytorium całej Polski. W połowie XX w. nawłóć późną odnotowano na około 150 stanowiskach. Po zaledwie 50 latach znano ją już z ponad 5,3 tysiąca lokalizacji (Tokarska-Guzik 2005).

Podobny schemat rozprzestrzeniania się wykazuje także nawłóć kanadyjska. Pierwsze notowania tej rośliny pochodzą z 1872 roku. Stwierdzono ją na Wyżynie Lubelskiej i Małopolskiej (Rostafiński 1872; Knapp 1872). Gatunek ten powiększył zasoby w około pięćdziesiąt lat z zaledwie około 60 stanowisk znanych w połowie XX w. do 3,5 tysiąca lokalizacji w chwili obecnej (Tokarska-Guzik 2005).

Rozmieszczenie w kraju: Nawłóć późna występuje na terenie niemal całego kraju (porównaj Zajac i Zajac 2001). Jej stanowiska wyraźnie zgrupowane są w południowo-zachodniej i zachodniej części Polski. Jedynie krańce północne i tereny wyższych położań górskich są słabo opanowane przez ten gatunek.

Rozmieszczenie nawłóci kanadyjskiej w Polsce jest podobne, z tą różnicą, że większe zagęszczenie stanowisk przypada na południowo-wschodnią i centralną część kraju, natomiast słabiej reprezentowana jest w zachodniej części (porównaj Zajac i Zajac 2001).

Zajmowane siedliska: Nawłócie późna i kanadyjska są gatunkami zasiedlającymi różnorodne typy siedlisk i zbiorowisk. Najczęściej zajmują miejsca zaburzone w wyniku działania czynników naturalnych (np. powódzie w dolinach rzecznych) lub powstałe z przyczyn antropogenicznych (np. zniszczenie szaty roślinnej i pokrywy glebowej w wyniku działań gospodarczych, albo z powodu zaniechania użytkowania rolniczego pól i łąk). Nawłócie spotyka się także w ekosystemach naturalnych i półnaturalnych. Występują przede wszystkim na siedliskach wilgotnych. Są to z reguły wilgotne lasy i zarośla, okrajki lasów, łąki i brzegi rzek (Fot. 53). Znaleźć je można także na przydrożach, nasypach, groblach stawów czy ugorach (np. Guzikowa & Maycock 1986; Żukowski i in. 1995; Piotrowska i in. 1997; Urbisz 2001; Slavik 2004; Kwiatkowski 2006). Są gatunkami charakterystycznymi spontanicznych zbiorowisk antropofitów, klasyfikowanych do zespołu *Rudbeckio-Solidaginetum* (Matuszkiewicz 2001). Jednak najczęściej tworzą samodzielne agregacje o zwartym charakterze i znacznym ubóstwie gatunkowym. Rośliny te mają bardzo szerokie spektrum socjologiczne, wchodzą w skład nitrofilnych nadwodnych zbiorowisk rzędu *Convolvuletalia sepium*; znajdują się w dolinach rzecznych w łągach i zaroślach ze związku *Alno-Ulmion* czy rzędu *Salicetalia purpureae*. Poza tym są notowane w zbiorowiskach synantropijnych z klasy *Artemisietea vulgaris*, związku *Arction lappae*, a także *Aegopodion podagrariae*. Obserwuje się także zarastanie przez nawłócie łąk wilgotnych z rzędu *Molinietaalia*.

Zagrożenia dla ekosystemów: Nawłóć późna i kanadyjska należą do najbardziej ekspansywnych roślin spotykanych w Polsce. Charakteryzują się intensywnym wzrostem oraz olbrzymią produkcją nasion i efektywnym ich rozsiewaniem z wiatrem (Weber 2003; Jakobs i in. 2004; Güsewell i in. 2006). Wnikają w większość naturalnych i półnaturalnych ekosystemów, szybko osiągając status dominanta, szczególnie na porzuconych użytkach zielonych oraz na odłogach. Nawłócie poza wydajną produkcją nasion i szybkim klonalnym wzrostem, wykazują silne oddziaływanie allelopatyczne. Chociaż nie wykazano wpływu allelopatycznego na gatunki w środowisku naturalnym, to wiadomo, że nawłócie wytwarzają substancje hamujące rozwój innych organizmów. Związki te to m.in. pochodne poliactylenowe (*cis*-dehydromatricaria), które

wykazują silne działanie fitotoksyczne (Butcko i Jensen 2002; Dong i in. 2006; Abhilasha i in. 2008). Interesujący jest fakt, że nawłócie rosnące we wtórnym zasięgu produkują mniejsze ilości związków allelopatycznych, niż przedstawiciele tego samego gatunku z obszaru pierwotnego występowania (Abhilasha i in. 2008). Właściwości allelopatyczne nawłóci mogą stać się w przyszłości narzędziem w walce z patogenami glebowymi, ponieważ dowiedziono, że wpływają na ograniczenie ich rozwoju (Zhang i in. 2009).

Działania zaradcze: Aby skutecznie ograniczać ekspansję nawłóci oraz zmniejszać negatywne skutki ich obecności w środowisku, należy przede wszystkim prowadzić kampanię edukacyjną, w szczególności wśród pszczelarzy i ogrodników. Nawłóć późna podobnie jak nawłóć kanadyjska jest wciąż sadzona jako roślina ozdobna i miododajna (Tokarska-Guzik i Dajdok 2004). Skutecznym sposobem jej eliminacji może być regularne koszenie (kilkakrotnie w ciągu roku) i niedopuszczanie do wzrostu jej udziału w zbiorowisku. W początkowej fazie ekspansji dobre rezultaty daje punktowe niszczenie roślin (wyrwanie lub wykopywanie). W przypadku, kiedy celem ochrony na danym obszarze nie są zbiorowiska roślin zielnych, można podejmować działania przyspieszające sukcesję roślin drzewiastych, których zwarcie zwiększa ocienienie i pogarsza warunki siedliskowe nawłóci.



Fot. 53. Opanowane przez nawłóć późną brzegi ciek - Karłowice, woj. opolskie (Fot. Z. Dajdok)

Nawłoc trawolistna – *Solidago graminifolia* (L.) Elliott

Synonimy: *Solidago graminifolia* (L.) Salisb., *S. lanceolata* L., *Chrysocoma graminifolia* L., *Euthamia graminifolia* (L.) Nutt.

Morfologia i biologia: Nawłoc trawolistna osiąga wysokość 50-90 (140) cm. Jej łodyga jest wyprostowana, walcowata, naga, delikatnie bruzdowana, w górze nieco szorstka i słabo owłosiona. Górna część rośliny ma kształt rozgałęzionego podbaldacha z nierzadko bocznymi pędami przewyższającymi środkowy. Liście są równowąskolancetowate 6-12 cm długie, 6-10 mm szerokie, od dołu mogą być owłosione. Brzeg liścia jest całobrzegi, a blaszka zaostrzona. W czasie kwitnienia i owocowania dolne liście często obumierają. Kwiatostany zebrane są w podbaldach osiagający do około 10 cm średnicy, koszyczki występują w drobnych pęczkach (Fot. 54). Pędy kwiatostanowe są niezbyt szeroko rozłożone. Liście okrywające koszyczki są żółtozielone, obłonione na brzegach i nagie. Skrajne kwiaty języczkowe są żółte, żeńskie wykształcają się w liczbie 15-25 w koszyczku. Kwiatów obupłciowych, rurkowatych jest od 5 do 12 osiagających 3-3,2 mm długości. Owoc jest niewielki, elipsoidalny, żebrowany, owłosiony, zaopatrzony w aparat lotny w postaci niedużego pappusa (do 3 mm). Kwitnie od lipca do października (Rostański 1971b; Rutkowski 1998; Slavik 2004). Nawłoc trawolistna jest trwałą byliną zimującą w postaci kłącza. Rozmnaża się zarówno generatywnie jak i wegetatywnie. Nasiona rozprzestrzeniają się głównie przy pomocy wiatru, ale występuje również zwierzęcosiewność (zoochoria). Charakteryzuje się szybkim klonalnym rozprzestrzenianiem za pomocą kłączy, wówczas prawie zupełnie nie reprodukuje się z nasion (Price i in. 2004).

Czas i droga zawleczenia: W Polsce gatunek został zaobserwowany po raz pierwszy w 1888 roku na Śląsku Opolskim (leg. Zeidel, 1885 WRSŁ). Najprawdopodobniej zawleczono go wraz z ozdobnymi gatunkami drzew do nowo organizowanego arboretum w Lipnie, które było własnością hrabiego Praschmy z Niemodlina (Dajdok i Nowak 2007). Być może niezależnie od Lipna gatunek ten był sprowadzony lub zawleczony do arboretum, działającej od roku 1868, słynnej szkoły ogrodniczej w Prószkowie-Pomologii. Nawłoc trawolistna jest rzadko występującą, amerykańską nawłocią w Polsce. Jednak w ostatnich latach obserwuje się na Śląsku znaczne powiększenie jej arealu. W połowie XX w. gatunek ten był znany z około 5 stanowisk, ale obecnie znany jest już na 44 stanowiskach. W wielu miejscach tworzy zwarte, duże powierzchniowo płaty wypierając m.in. roślinność łąkową (Dajdok i Nowak 2007).

Zajmowane biotopy: W Polsce nawłoc trawolistna stwierdzana jest na przydrożach, łąkach wilgotnych, okrajkach leśnych, ale także na groblach stawowych, w kamieniołomach, na torowiskach i terenach miejskich ((Rostański 1971b; Guzikowa i Maycock 1986; Urbisz 2001; Kompała-Bąba i Bąba 2006; Dajdok i Nowak 2007, Fot. 55). Analiza siedliskowa przeprowadzona na podstawie własności wskaźnikowych gatunków wchodzących w skład poszczególnych płatów roślinności wykazała, że nawłoc trawolistna występuje w Polsce w miejscach dobrze lub umiarkowanie nasłonecznionych, na siedliskach mezo- lub eutroficznych. Podłożem glebowym są różne utwory, w tym gliniaste, piaszczyste a także organiczne. Nawłoc ta może także występować na inicjalnych utworach glebowych tworzących się np. w wyrobiskach skał węglanowych lub na tzw. urbanoziemach - warstwach przemieszanego humusu i skał odpadowych wykorzystywanych podczas rekultywacji wyeksploatowanych wyrobisk. Jest to roślina bardzo tolerancyjna pod względem uwilgotnienia, jak również odczynu podłoża. Jej okazy obserwowano zarówno na piaszczystych, kwaśnych glebach, jak też na alkalicznych rędzinach. Występuje na miejscach



Fot. 54. Pokrój nawłoci trawolistnej *Solidago graminifolia* (Fot. Z. Dajdok)



Fot. 55. Zbiorowiska z udziałem nawłoci trawolistnej – Niemodlin woj. opolskie (Fot. Z. Dajdok)

bardzo suchych (np. nasypy kolejowe), ale głównie na stosunkowo dobrze uwilgotnionych lub mokrych obrzeżach cieków. Notowana była w zbiorowiskach ruderalnych klasy *Artemisietea vulgaris*, np. *Artemisio-Tanacetetum vulgaris* występujących najczęściej na ugorach, nieużytkach czy w wyrobiskach surowców mineralnych. Na terenach zurbanizowanych nawłoc trawolistna była obserwowana w zbiorowiskach związku *Arction lappae*. W kompleksach łąkowych *Solidago graminifolia* uzyskuje znaczące pokrycia, czasem jest wybitnym dominantem, szczególnie w zbiorowiskach świeżych łąk ze związku *Arrhenatherion*, łąk zmiennowilgotnych, np. *Junco-Molinietum* czy *Molinietum caeruleae* (Tokarska-Guzik i Dajdok 2004; Dajdok i Nowak 2007). Pojawia się także na łąkach zalewowych *Alopecuretum pratensis* i bagiennych *Scirpetum sylvatici*. Nawłoc trawolistna wchodzi również w skład zbiorowisk zdominowanych przez trzcinnik piaszkowy *Calamagrostis epigejos* czy mozgę trzcinową *Phalaris arundinacea*. Jest notowana na obrzeżach szuwarów ze związku *Phragmition*. Stosunkowo rzadko pojawia się w zbiorowiskach leśnych. Odnotowana jest w drzewostanach iglastych (np. sosny pospolitej) i w zadrzewieniach rozwijających się w pobliżu cieków wodnych lub w wyrobiskach piasku czy żwiru (Dajdok i Nowak 2007). Poza granicami Polski występuje także w zbiorowiskach nadrzecznych związku *Convolvulion* (Lohmeyer i Sukopp 1992).

Zagrożenia dla ekosystemów: Choć nawłoc trawolistna ma znacznie mniejszy potencjał dyspersyjny w porównaniu z nawłocią późną i kanadyjską, to dotychczas przeprowadzone badania wskazują, że jest to gatunek mogący w przyszłości wpływać negatywnie na kolonizowane ekosystemy (Weber 1998; Dajdok i Nowak 2007). Nawłoc trawolistna jest niewątpliwie w skali Śląska gatunkiem inwazyjnym i ważnym z punktu widzenia ochrony szaty roślinnej w związku z jej wysoką konkurencyjnością w odniesieniu do gatunków łąk wilgotnych i świeżych. Dotyczy to przede wszystkim ekstensywnie użytkowanych lub porzuconych z uprawy łąk i pastwisk. Na siedliskach tych nawłoc może osiągać prawie 100% pokrycia płatów. Opanowane przez nawłoc trawolistną zbiorowiska charakteryzują się zdecydowanie mniejszą liczbą gatunków w porównaniu z tymi bez jej udziału (Dajdok i Nowak 2007).

Działania zaradcze: Ochrona cennych zbiorowisk roślinnych zdominowanych przez nawłoc polega głównie na podejmowaniu regularnych koszeń, nawet do kilku razy w ciągu roku. Dobre rezultaty przynosi też jednokrotne koszenie z pozostawieniem biomasy lub koszenie dwukrotnie w ciągu roku przez okres trzech lat. Ponadto efektywną techniką jest zalew utrzymujący się przez okres dłuższy niż 10 dni, co można wykorzystać np. w dolinach rzecznych. Pokrywanie gleby folią przez okres 3 miesięcy również ogranicza lub eliminuje nawłoc, ale nie jest dobrym rozwiązaniem ponieważ, niszczy także gatunki rodzime. Ponadto taki sposób usuwania tego chwastu przyczynia się do powstania otwartych powierzchni, które mogą być rekolonizowane przez inne gatunki inwazyjne. Zabieg taki można wykonać wówczas, gdy planowane jest wysiewanie roślin motylkowych i innych gatunków rodzimych (Weber i Jacobs 2005). W początkowej fazie ekspansji dobre rezultaty daje punktowe niszczenie roślin przez wrywanie lub wykopywanie.

Arkadiusz Nowak i Zygmunt Kącki

Gatunki z rodzaju rdestowiec – *Reynoutria* Houtt. (= *Fallopia*)

Taksonomia rodzaju rdest *Polygonum* i wyłączonych następnie z niego rodzajów rdestówka *Fallopia* (*Bilderdykia*) i rdestowiec *Reynoutria* (*Pleuropterus*) była wielokrotnie przedmiotem dyskusji. Grupa gatunków, obejmująca rośliny roczne, byliny i drewniejące pnącza, wyodrębniona przez Holuba (1971) jako rodzaj rdestówka *Fallopia* Adanson, wcześniej stanowiła sekcję *Tiniaria* w obrębie rodzaju rdest *Polygonum* L. (Bailey i Stace 1992). Problematyczna jest także pozycja systematyczna, pochodzących z Azji okazałych bylin kłączowych, wyodrębnianych przez niektórych autorów jako gatunki z rodzaju rdestowiec *Reynoutria* Houtt. – rdestowiec ostrokończysty *R. japonica* Houtt. i sachaliński *R. sachalinensis* (F. Schmidt ex Maxim.) Nakai (Webb i Chater 1963; Haraldson 1978). Inni taksonomie włączają te dwa gatunki do rodzaju *Fallopia* (Hedeberg 1946; Ronse Decraene i Akeroyd 1988), podczas gdy jeszcze inni preferują pozostawienie zarówno gatunków wyróżnionych jako rodzaj *Fallopia* jak i *Reynoutria* w obrębie rodzaju *Polygonum* (Tokarska-Guzik, w druku).

Bailey i Stace (1992), biorąc pod uwagę łatwość, z jaką krzyżują się gatunki z dwóch wyróżnionych rodzajów *Fallopia* i *Reynoutria*, a także na podstawie wyników badań cytogenetycznych, dowodzą słuszności ich połączenia w jeden rodzaj (pod dawną nazwą *Fallopia*) i jednocześnie jego wyłączenie z rodzaju *Polygonum*.

W polskiej literaturze te dwa gatunki wymienione wyżej zaliczane są do rodzaju rdestowiec *Reynoutria*, skupiającego wzniesione byliny kłączowe o słupku z 3 frędzelkowatymi znamionami (Zając 1992; Rutkowski 1998; Mirek i in. 2002).

W Polsce, podobnie jak i w pozostałych rejonach Europy Środkowej, występują obecnie dwa gatunki: rdestowiec ostrokończysty *Reynoutria* (*Fallopia*) *japonica* i rdestowiec sachaliński *Reynoutria* (*Fallopia*) *sachalinensis* oraz - opisany w latach 80. XX w. - mieszańiec między tymi gatunkami: rdestowiec pośredni *R. ×bohemica* (Fot. 56).



Fot. 56. Porównanie wielkości i kształtu liści trzech rdestowców występujących w Polsce – od lewej liść rdestowca sachalińskiego, pośredniego i ostrokończystego (Fot. B. Tokarska-Guzik)

Rdestowiec (Rdest) ostrokończysty – *Reynoutria japonica* Houtt.

Synonimy: *Fallopia japonica* (Houtt.) Ronse Decraense; *Polygonum cuspidatum* Siebold i Zucc.; *P. zuccarinii* Small; *Polygonum sieboldii* hort. non DC.; *Pleuropterus cuspidatus* (Sieb. i Zucc.) Moldenke; *P. zuccarinii* (Small) Small; *Tiniaria japonica* (Houtt.) Hedberg

Morfologia i biologia: Rdestowiec ostrokończysty jest byliną z rodziny rdestowatych *Polygonaceae*, o tęgich łodygach, osiagających w ciągu jednego sezonu wegetacyjnego wysokość 2-3 m i kłęczach z długimi podziemnymi rozłogami (Fot. 57). Puste w środku pędy, są czerwono nabiegłe, szczególnie w dolnej części, zygzakowate i gęsto ulistnione. Liście duże, szerokojajowate o nasadzie uciętej lub klinowato zwężonej. Drobne kwiaty o kremowo-białej barwie okwiatu zebrane są w kwiatostany w kątach liści (Fot. 58, 59, 60). Oś kwiatostanu jest gęsto owłosiona. Okwiat pięciokrotny, pręcikowie osmiokrotne, pręciki nie wystają z okwiatu; słupek z 3 frędzelkowatymi znamionami. Owocem jest trójgraniasty, błyszczący orzeszek (Zajac 1992; Rutkowski 1998; Fojcik i Tokarska-Guzik 2000). Rdestowiec ostrokończysty jest rośliną dwupienną, mającą zwykle kwiaty obupłciowe lub męskosterylne (żeńskie). W kwiatach obupłciowych słupek jest zwykle dłuższy od okwiatu, a pręciki duże o nabrzmiiałych, pełnych pyłku pylnikach. W kwiatkach męskosterylnych słupek jest krótszy od okwiatu, a pręciki małe o pylnikach spłaszczonych i pustych.

W Europie potwierdzono jak dotąd występowanie klonu *Reynoutria (Fallopia) japonica* var. *japonica* o kwiatkach (żeńskich) męskosterylnych. Rośliny te są oktoploidem o liczbie chromosomów 88 [doniesienia o występowaniu roślin tetraploidalnych pochodzą z kontynentalnej części Europy (Bailey i in. 1995); często natomiast spotykane są w obrębie naturalnego zasięgu] oraz *R. japonica* var. *compacta* o liczbie chromosomów 44.

Występowanie wyłącznie klonów o kwiatkach męskosterylnych implikuje możliwość rozprzestrzeniania się tego taksonu jedynie drogą wegetatywną. Nasiona pojawiające się na roślinach *Reynoutria (Fallopia) japonica* var. *japonica* są mieszańcowego pochodzenia jako efekt hybrydyzacji z blisko spokrewnionymi gatunkami, jak: *Fallopia baldschuanica* (*F. aubertii*) i *Reynoutria sachalinensis*. W niektórych krajach: w Japonii, USA, a w Europie w Niemczech, odnotowano także występowanie roślin o kwiatkach męskich (Child i Wade 2000). Roślina kwitnie w sierpniu i wrześniu; często nawet do późnej jesieni (do pierwszych mrozów). Kwiaty zapylane są przez pszczoły i inne owady (Beerling i in. 1994; Seiger 1997, obserwacje własne).

Pochodzenie (zasięg pierwotny i wtórny): Gatunek pochodzenia wschodnioazjatyckiego. Jego pierwotny zasięg obejmuje Japonię, Koreę, Tajwan oraz północne Chiny, gdzie występuje na wzgórzach i w górach, a także na brzegach dróg i rowów. Rośnie na różnych typach gleb, kolonizując nawet gleby wulkaniczne (Bailey 1999).

Zasięg wtórny obejmuje Europę, Kanadę, USA, Nową Zelandię i niektóre obszary Australii. Na kontynencie europejskim występuje powszechnie w wielu krajach, częściej w jego północnej i centralnej części, co zdeterminowane jest klimatycznie. Północną granicę występowania wyznacza kombinacja czynników takich, jak długość sezonu wegetacyjnego i minimalne temperatury w okresie zimy. Dostępność wody w glebie oraz temperatura wyznaczają granicę południową (Beerling 1993; Beerling i in. 1995).

Czas i droga zawleczenia: Rdestowiec ostrokończysty został sprowadzony do Europy z Japonii jako roślina ozdobna, prawdopodobnie przez Philippe von Siebolda, który przebywał w tym



Fot. 57. Pędy rdestowca ostrokończystego wyrastające z podziemnych kłęcz na brzegu starorzecza Odry (Fot. B. Tokarska-Guzik)



Fot. 58. Kwiaty i oskrzydłone owoce rdestowca ostrokończystego (Fot. B. Tokarska-Guzik)



Fot. 59. Rdestowiec ostrokończysty kwitnie w sierpniu i we wrześniu (Fot. B. Tokarska-Guzik)



Fot. 60. Kwiaty rdestowca ostrokończystego są chętnie odwiedzane przez owady (Fot. B. Tokarska-Guzik)



Fot. 61. Rdestowiec ostrokończysty to roślina najczęściej spotykana na siedliskach ruderalnych. Może rosnąć nawet w ekstremalnych warunkach (Fot. B. Tokarska-Guzik)



Fot. 62. Rdestowiec ostrokończysty kolonizuje także siedliska nadrzeczne. Starorzecze Odry w rejonie Chałupek (południowa Polska) (Fot. B. Tokarska-Guzik)

kraju w latach 1823-29. W roku 1847 gatunek ten został nagrodzony złotym medalem przez Towarzystwo Rolnicze i Ogrodnicze (Society of Agriculture i Horticulture) w Utrechcie jako najbardziej interesująca roślina ozdobna roku (Bailey i Conolly 2000), a już od roku 1848 był dostępny w sprzedaży. Prawdopodobnie szkółki w Leiden (Holandia), oferujące do sprzedaży sadzonki *R. japonica*, dla ogrodów botanicznych z 25% rabatem, są miejscem, z którego rozpoczęła się introdukcja tego gatunku do wielu miejsc w Europie. Zasadniczą rolę w dalszym rozpropagowaniu rośliny odegrały ogrody botaniczne, ogrodnicy zachwalający roślinę na łamach fachowych czasopism, a także prywatni kolekcjonerzy (Bailey i Conolly 2000).

Brakuje ścisłych informacji dokumentujących pierwsze dane o pojawieniu się *R. japonica* w Europie w stanie dzikim (Bailey 1999). Najwcześniejsze doniesienia o „ucieczkach” tej rośliny z uprawy pochodzą z drugiej połowy XVIII w., z terenu Niemiec i Wielkiej Brytanii (Bailey 1999; Hollingsworth i Bailey 2000).

Pierwsze doniesienia o dzikich stanowiskach *R. japonica* w Polsce pojawiły się w drugiej połowie XIX w. i pochodziły z obszaru Dolnego Śląska (Gniezno, Wrocław) i Pobrzeża Bałtyku, a następnie z terenu Górnego Śląska (Tokarska-Guzik 2005). Niewątpliwie, gatunek ten, już w pierwszej połowie XX w. posiadał więcej stanowisk, niż wskazują na to dostępne dane, zwłaszcza w Polsce zachodniej i środkowej, głównie zaś w większych miastach. Na drugą połowę XX w. przypada okres bardzo efektywnego zwiększania liczby stanowisk (Sudnik-Wójcikowska 1998; Tokarska-Guzik 2005, w druku).

Zajmowane siedliska: W granicach wtórnego zasięgu opisywany gatunek spontanicznie rozprzestrzenia się na siedliskach antropogenicznych (Fot. 61), takich jak: przydroża, nasypy kolejowe, różnego rodzaju nieużytki miejskie i przemysłowe, a także w parkach, na cmentarzach i w ogródkach. Ponadto kolonizuje, bez większych trudności, siedliska o charakterze naturalnym m.in. brzegi wód (Fot. 62), skraje lasów i zarośli. Rzadziej obserwowany jest na terenach rolniczych.

Rejony występowania w Polsce: Rozpowszechniony w całym kraju, na niżu i w górach po regiel dolny. Największą koncentrację stanowisk obserwuje się w południowo-zachodniej i południowej Polsce (Zajac i Zajac 2001; Tokarska-Guzik 2005).

Rdestowiec sachaliński – *Reynoutria sachalinensis* (F. Schmidt) Nakai

Synonimy: *Fallopia sachalinensis* (F. W. Schmidt ex Maxim.) Nakai; *Pleuropterus sachalinensis* (F. W. Schmidt ex Maxim.) H. Gross; *Reynoutria sachalinensis* (F. W. Schmidt ex Maxim.) Nakai; *Tiniaria sachalinensis* (F. W. Schmidt ex Maxim.) Janchen

Morfologia i biologia: Bylina o łodygach bardzo tęgich osiągających wysokość 3-4 m. Cechy wyraźnie różniące ten gatunek od *R. japonica* to rozmiar, kształt i owłosienie liści (Fojcik i Tokarska-Guzik 2000). W Europie stwierdzono występowanie zarówno roślin o kwiatach męskosterylnych jak i obupłciowych (Bailey i Stace 1992; Bailey i in. 1995).

Pochodzenie (zasięg pierwotny i wtórny): Gatunek pochodzenia wschodnioazjatyckiego. Występuje naturalnie wzdłuż wąwozów i cieków na obszarach górskich Sachalinu, południowych Kurylach, w Japonii oraz na izolowanej wyspie Ullung pomiędzy Japonią a Koreą (Bailey i Conolly 2000). Wprowadzony do Europy niewiele później od *R. japonica*, nie należy do częstych. Jego stanowiska rozproszone są na terenie całego kontynentu (jedynie lokalnie częste), z wyłączeniem obszaru śródziemnomorskiego. Występuje również w USA (Sukopp i Starfinger 1995; Fojcik i Tokarska-Guzik 2000; Tokarska-Guzik 2005).

Czas i droga zawleczenia: Rdestowiec sachaliński notowany jest w Europie od około 1863 roku (Sukopp i Starfinger 1995). Dokładna data sprowadzenia tego gatunku nie jest pewna. Niewątpliwie, pierwsze kolekcje powstały w Europie w XIX w. Jednak trudno rozstrzygnąć czy *R. sachalinensis* została introdukowana do Europy za pośrednictwem Ogrodu Botanicznego w Petersburgu czy Kew (Bailey i Conolly 2000). Pierwsze zdziczałe stanowiska pochodzą z roku 1869 z terenu Niemiec i Czech (Hegi 1912; Pyšek i Prach 1993). W Polsce gatunek ten był odnotowany po raz pierwszy na początku XX w. w zachodniej oraz północnej części kraju (Tokarska-Guzik 2005).

Zajmowane siedliska: Gatunek rzadszy od *R. japonica*. Notowany najczęściej na terenach dawnych posiadłości ziemskich, w ogrodach i parkach, na brzegach rzek, skrajach lasów i zarośli, ale również na nieużytkach, przydrożach i w rowach.

Rejony występowania w Polsce: Rozmieszczenie ogólnopolskie; na całym obszarze lecz w dużym rozproszeniu, w górach w niższych położeniach.

Rdestowiec pośredni – *Reynoutria ×bohemica* Chrtek i ChrtkováSynonimy: *Fallopia ×bohemica* (Chrtek i Chrtková) J. BaileyMieszaniec *R. japonica* Houtt. var. *japonica* × *R. sachalinensis* (F. Schmidt) Nakai

Morfologia i biologia: Cechy morfologiczne *Reynoutria ×bohemica* mają charakter pośredni w porównaniu z formami rodzicielskimi (Fojcik i Tokarska-Guzik 2000). Pod względem genetycznym jego populacje są najbardziej zróżnicowane w granicach wtórnego zasięgu (Bailey 1999). Mieszaniec opisano w trzech poziomach ploidalności: jako tetraploida ($2n = 44$), heksaploida ($2n = 66$) i oktoploida ($2n = 88$). Ponadto odnotowano obecność w kontynentalnej części Europy aneuploida o liczbie chromosomów $2n = 80$ (Bailey 1999).

Pochodzenie (zasięg wtórny): *Reynoutria ×bohemica* jest mieszańcem powstałym ze skrzyżowania *R. japonica* i *R. sachalinensis*, który po raz pierwszy opisany został w latach 80. XX w., z terenu Czech (Chrtek i Chrtková 1983). Następnie podany został z wielu innych krajów europejskich.

Czas i droga zawleczenia: Główną drogę powstania mieszańca upatruje się w zapyleniu pyłkiem *R. sachalinensis* żeńskich okazów *R. japonica* (Bailey 1999). Najnowsze badania molekularne wskazują także na inne możliwe sposoby powstania mieszańców jako skutek krzyżowania się blisko spokrewnionych taksonów (także introdukowanych) (Bailey i in. 2007).

Zajmowane siedliska: Spotykany często na przydrożach, nieużytkach, nasypach kolejowych, w rowach, oraz na brzegach rzek i stawów, skrajach zarośli. Obserwowany ostatnio także na terenach rolniczych.

Rejony występowania w Polsce: Obecnie nie można określić zasięgu mieszańca na terenie kraju, ze względu na niepełne dane. Wstępne badania przeprowadzone w skali lokalnej wykazały, że mieszaniec jest rzadszy w porównaniu z *R. japonica*, lecz częstszy niż *R. sachalinensis* (Fojcik i Tokarska-Guzik 2000). Liczba jego stanowisk jest zaniżona ze względu na możliwość błędnego oznaczania taksonów w obrębie rodzaju *Reynoutria*.

Ze względu na podobny charakter i tempo rozprzestrzeniania się mieszańca i *R. japonica* - jednego z rodziców, w wielu pracach zachodnioeuropejskich populacje z udziałem tych taksonów i prawdopodobnych krzyżówek wstecznych z udziałem *Reynoutria ×bohemica* opisywane są łącznie, w szerokim ujęciu (*Japanese Knotweed s.l.*) (Bailey 1999).

Oddziaływanie na rodzime gatunki: Ogromne możliwości wegetatywnego rozprzestrzeniania się taksonów z rodzaju *Reynoutria* (szczególnie *R. japonica* i mieszańca *R. ×bohemica*), ich szybki wzrost i umiejętność adaptacji do zróżnicowanych, a nawet skrajnych warunków siedliskowych, zajmowanie często rozległych powierzchni, sprawiły iż w wielu krajach zyskały status roślin inwazyjnych i uciążliwych chwastów⁴. Rdestowce stwarzają duże zagrożenie dla rodzimej różnorodności biologicznej. Skutecznie konkurując z rodzimą roślinnością znacznie ograni-

⁴ *Reynoutria japonica* w Wielkiej Brytanii jest uznawany za jedną z najbardziej uciążliwych roślin inwazyjnych, a od roku 1981 (Wildlife and Countryside Act) zabronione jest jego celowe wprowadzanie do dzikiej przyrody (Hollingsworth i Bailey 2000; Child i in. 2001). W USA znajduje się na listach uciążliwych chwastów o zasięgu krajowym (National Exotic Pest Plants list) i regionalnym (m. in. Washington State Noxious Weed List).

czają, a w przypadku wielu gatunków, uniemożliwiają ich regenerację (Fot. 63). Ich wpływem dotknięte są rośliny występujące w aluwiach rzecznych, w zbiorowiskach okrajkowych i leśnych. Negatywne oddziaływanie tych gatunków jest szczególnie groźne w dolinach rzecznych, gdzie tworzą one zwarte, jednogatunkowe fitocenozy, często zajmując rozległe powierzchnie na siedliskach dawnych łągów i zarośli wierzbowych (Tokarska-Guzik i in. 2006). Ponadto w zwartych płatach tworzonych przez rdestowce (Fot. 63, 64, 66) występuje silny spadek liczebności zwierząt bezkręgowych (Gerber i in. 2007). Rdestowce ograniczają również dostęp do brzegów wód, niejednokrotnie niszczą zabezpieczenia przeciwpowodziowe i uniemożliwiają rolnicze wykorzystanie gruntów.

W środowisku miejskim mogą stanowić atrakcyjny element dekoracyjny, często osłaniając i podnosząc walor estetyczny gruzowisk, wysypisk i różnego rodzaju nieużytków. Ze względu na szybki wzrost i małe wymagania siedliskowe mogą być wykorzystywane do kształtowania ekranów dźwiękochłonnych. Skupienia i łany rdestowca są miejscem schronienia wielu gatunków bezkręgowców, ptaków i drobnych gryzoni. Jako rośliny późno kwitnące stanowią też źródło nektaru dla wielu gatunków owadów. Zatem, obok licznych głosów postulujących konieczność zwalczania lub przynajmniej ograniczenia dalszego ich rozprzestrzeniania się, pojawiają się także opinie ekologów podkreślające pozytywną rolę, jaką mogą pełnić w ekosystemach miejskich. Jednak i tu bywają przyczyną konkretnych zagrożeń: opanowując brzegi dróg i linii kolejowych, ograniczają widoczność; wyrastając nawet na miejscach pokrytych asfaltem czy betonowymi płytami, przyczyniają się do niszczenia nawierzchni. W wielu przypadkach, ze względu na wyjątkową żywotność (Fot. 65) i możliwości regeneracyjne, obniżają potencjalne możliwości zagospodarowania obszarów (przede wszystkim *R. japonica* i mieszaniec).



Fot. 63 Rdestowe tworzą zwarte i często jednogatunkowe fitocenozy (Fot. B. Tokarska-Guzik)



Fot. 64. Rdestowiec ostrokończysty w dolinie Prądnika, przy granicy Ojcowskiego Parku Narodowego (Fot. B. Tokarska-Guzik)



Fot. 65. Kłaczka i pędy rośliny często transportowane są z pryzmami ziemi i w ten sposób rozprzestrzniane. Prace regulacyjne nad potokiem Wapienica, Beskid Śląski (Fot. B. Tokarska-Guzik)

Skala zjawiska jest różna w wielu krajach i regionach. Alarmujące raporty można znaleźć w opracowaniach brytyjskich, w których podkreśla się zagrożenia, jakie stwarza *R. japonica* w rezerwach przyrody i innych obiektach chronionych oraz na obszarach z zachowaną rodzimą roślinnością (Child i Wade 1999, 2000). Bujny wzrost, duże zwarcie pędów oraz sposób ustawienia liści na zygzakowatym pędzie sprawiają, iż roślina bardzo silnie zacienia powierzchnię gruntu, ograniczając wzrost innych roślin⁵. Liście i pędy tworzą grubą warstwę ściółki, ograniczając kiełkowanie siewek wielu gatunków roślin rodzimych (Richards i in. 1990; Tokarska-Guzik i in. 2006). Silne kłaczka przerastają glebę na 2m w głąb i na 7m od rośliny macierzystej (Richards i in. 1990), a szacowana biomasa części podziemnych do głębokości 25 cm sięga 14 000 kg/ha (Brock 1994).

Działania zaradcze: Rdestowce należą do roślin uznawanych za szczególnie trudne do zwalczania (Bimová i in. 2001; Child i in. 2001; Cronk i Fuller 2001; Tokarska-Guzik i in. 2007, i in.). Potencjalnie, zaledwie 0,7g fragment kłaczka może dać nową roślinę. Podobnie, części pędu z pojedynczym węzłem umieszczone w glebie lub wodzie mogą regenerować nową roślinę (Brock i in. 1995). Rozprzestrzenianiu rdestowców sprzyjają wszelkie zaburzenia zachodzące w środowisku: prace ziemne połączone z transportem ziemi zanieczyszczonej fragmentami kłaczki i pędów (Fot. 65), powodzie i wezbrania wód, a także wyrzucanie całych roślin lub ich fragmentów.

Cechy roślin przedstawione powyżej stanowią jednocześnie ogromne utrudnienie w kontroli ich nadmiernego rozprzestrzeniania się. Doświadczenie w zwalczaniu *R. japonica* i mieszańca (*R. xbohemica*) posiadają Brytyjczycy, którzy, ze względu na skalę zjawiska przekraczającą znacznie sytuację w naszym kraju, opracowali specjalne programy kontroli, zwalczania i prewencji ograniczającej dalsze rozprzestrzenianie (Hill 1994; Child i Wade 1999, 2000; Child i in. 1998, 2001; The knotweed code...2006).

Do powszechnie stosowanych należą metody mechaniczne, chemiczne i mieszane. Metody mechaniczne obejmują: koszenie, wycinkę ręczną, wycinkę przy użyciu specjalnych maszyn, przekopywanie gruntu, wykopywanie całych roślin (m.in. z zastosowaniem specjalnie w tym celu zaprojektowanej koparki „igłowej” - zaopatrzonej w długie „zęby” umożliwiające wydobycie kłaczki z gleby), wypalanie, usuwanie gleby (do głębokości 2m) zawierającej kłaczka.

Metody chemiczne polegają przede wszystkim na opryskiwaniu roślin herbicydami. Największą skuteczność wykazują migrujące herbicydy: glifosat i 2,4-D amina, które dopuszczone są w Wielkiej Brytanii do stosowania w pobliżu wód (Child i in. 1998). Na innych obszarach (ale poza obszarami chronionymi i o wysokiej różnorodności biologicznej) mogą być stosowane także: picloram, triclopyr czy imazapyr.

Jednak, jak potwierdzają badania eksperymentalne, jednorazowa aplikacja herbicydu nie daje oczekiwanego efektu (Child i in. 1998), dopiero jego regularne stosowanie, minimum dwukrotnie w ciągu roku, przez okres kilku lat może prowadzić do wyeliminowania rośliny (Robin 1988; Waal de 1995; Child i in. 1998).

Najskuteczniejsze, w przypadku *R. japonica* i przynoszące szybkie efekty, okazały się metody mieszane, polegające na mechanicznym wykopywaniu kłaczki i spryskiwaniu herbicydami (Child i in. 1998, 2001). Podobne rezultaty przyniosły eksperymentalne metody zwalczania trzech taksonów z rodzaju *Reynoutria* zastosowane w Czechach. Pokazały one, że najbardziej skuteczne są metody mieszane, obejmujące przekopywanie gleby i fragmentację kłaczki połączone z opryskiem. Poważną wadą tych metod jest ich wysoki koszt.

5 Tempo wzrostu rośliny, szczególnie wysokie w pierwszych tygodniach sezonu wegetacyjnego - 43,1 mm/dobę (Child i Wade 1999); 46,5 mm/dobę (Wolf 1971); ok. 80 mm/dobę (Seiger 1997) - podnosi wydajnie jej właściwości konkurencyjne.



Fot. 66. Fragmenty dolin niektórych rzek w południowej Polsce są zupełnie opanowane przez rdestowce (Fot. B. Tokarska-Guzik)



Fot. 67. Stosowanie wypasu na powierzchniach opanowanych przez rdestowce w czasie kiedy ich łodygi są już zdrewniałe nie przynosi efektów (Fot. B. Tokarska-Guzik)

Zwolenników zyskują metody biologiczne, będące w wielu przypadkach, bardziej skuteczne i tańsze (Luken i Thieret 1997; Cronk i Fuller 2001). Polegają one na zastosowaniu odpowiednio dobranego roślinożercy - optymalnie monofaga - lub patogenu grzybowego. Tradycyjną metodą, zastosowaną w Anglii i USA, jest wypas (Fot. 67). Rdestowiec jest rośliną jadalną dla bydła, owiec, koni, osłów; do wielu miejsc w Europie został wprowadzony właśnie jako roślina paszowa (Child i Wade 2000). Zwierzęta preferują jednak tylko młode pędy, latem szybko rosnące łodygi silnie drewnieją. Wypas zazwyczaj ogranicza rozprzestrzenianie się rośliny, nie eliminując jej jednak całkowicie.

Zastosowanie biologicznych metod ograniczenia rozprzestrzeniania się rdestowca wydaje się zasadne, szczególnie na obszarach takich jak: tereny chronione i rekreacyjne oraz w pobliżu wód. Krytycznym aspektem tej metody jest konieczność wyselekcjonowania właściwego (specyficznego) organizmu kontrolującego inwazję *R. japonica*, który nie stanie się zagrożeniem dla innych składników flory. Badania takie trwają zwykle kilka lat. Wymagają one zastosowania wielu dodatkowych procedur, zwiększających bezpieczeństwo: testowych, kwarantannowych, związanych z warunkami hodowli monofaga, sposobami jego wprowadzania do środowiska i innych działań organizacyjno-prawnych (Luken i Thieret 1997). Wyniki badań podjętych w 2003 r. nad wyselekcjonowaniem właściwego organizmu, którego cykl życiowy jest ściśle związany z *R. japonica* pozwoliły na wskazanie owada *Aphalaria itadori*, który jednocześnie byłby pierwszym organizmem użytym do biologicznego zwalczania inwazyjnej rośliny w Unii Europejskiej (Shaw i in. 2009).

W Polsce nie istnieją, jak dotąd, podstawy prawne do zwalczania *R. japonica*. Przykłady usuwania rośliny są incydentalne, ograniczają się do koszenia, wycinki i wypalania powierzchni przez nią zajętych. Pierwsze próby zwalczania podjęto w górnym biegu Odry, w ramach programu, który stanowił integralną część projektu „Ochrona walorów przyrodniczych polsko-czeskich meandrów Odry jako model rozwiązań dla innych cieków granicznych Europy” (opisane w osobnym rozdziale – por. rozdz. 6).

Należy zaniechać uprawy rośliny w ogródkach na obszarach chronionych oraz w ich bezpośrednich otulinach oraz dążyć do likwidacji siedlisk ruderalnych na tych terenach. Na obszarach chronionych należy eliminować mechanicznie (przez wykopywanie lub koszenie) wszystkie pojawiające się osobniki i spalać poza obszarem chronionym (Solarz i in. 2005). Doliny rzeczne powinny zostać objęte kompleksowymi programami zwalczania.

W przygotowywanym rozporządzeniu Ministra Środowiska rdestowce są przewidywane do ujęcia w wykazie „gatunków obcych mogących zagrozić gatunkom rodzimym lub siedliskom przyrodniczym”. Skutkowałoby to absolutnym zakazem ich wprowadzania do środowiska przyrodniczego, oraz koniecznością uzyskiwania zezwolenia na ich ewentualną uprawę, rozmnażanie i sprzedaż.

Uwagi dotyczące możliwości wykorzystania gospodarczego: Rdestowce należą do grupy obcych gatunków roślin energetycznych. Jednak ze względu na zagrożenie, jakie stwarzają ich uprawa w celach energetycznych jest niepożądana na terenie całego kraju. Mogą być one wykorzystywane jako opał, lecz dotyczy to jedynie osobników usuwanych z natury, które lokalnie już występują w rozległych i zwartych łąkach.

Barbara Tokarska-Guzik, Katarzyna Bzdęga, Sabina Tarłowska i Katarzyna Koszela

Gatunki z rodzaju słonecznik – *Helianthus* spp.

Rodzaj słonecznik *Helianthus* (rodzina złożone *Asteraceae*), rodzimy dla obu Ameryk, liczy 70-100 gatunków roślin rocznych, bylin i półkrzewów. Kilka z nich to ważne rośliny użytkowe: spożywcze, przemysłowe i ozdobne. Słonecznik zwyczajny *H. annuus* uprawiany jest w wielu rejonach świata jako roślina oleista, pastewna, jadalna, lecznicza oraz ozdobna, natomiast słonecznik bulwiasty *H. tuberosus* dostarczający przede wszystkim jadalnych bulw jako roślina jadalna lub pastewna. Dotychczas z obszaru Europy Środkowej odnotowano 16 gatunków, w tym również pochodzenia mieszańcowego, które znajdują się w uprawie, przejściowo dziczeją lub należą do trwale zdomowionych w lokalnych florach. Do najbardziej rozpowszechnionych i zarazem najczęściej wymienianych gatunków należą: *H. decapetalus* L., *H. strumosus* L. – znany wyłącznie jako roślina uprawna; w Niemczech pod nazwą Helianthi, Salsifis, *H. tuberosus* L., *H. pauciflorus* Nutt. i *H. xlaetiflorus* Pers. (Balogh 2008 i cytowana tam literatura).

We florze Polski do gatunków trwale zdomowionych zalicza się:

- Słonecznik dziesięciopłatkowy *Helianthus decapetalus* L.,
- Słonecznik jaskrawy *Helianthus xlaetiflorus* Pers. (*H. pauciflorus* x *H. tuberosus*),
- Słonecznik bulwiasty (Topinambur) *Helianthus tuberosus* L.

Szeroki zakres zmienności cech morfologicznych gatunków z tego rodzaju, możliwość tworzenia mieszańców oraz długa historia uprawy (liczne odmiany) sprawiają trudności w prawidłowej identyfikacji taksonów.

Morfologia i biologia: Występujący w Europie północnoamerykańscy przedstawiciele z tego rodzaju to przeważnie wysokie (1–4 m) ??? rośliny roczne lub byliny z rozłogami o tęgich łodygach i pojedynczych liściach. Kwiaty zebrane w kwiatostany typu koszyczka o średnicy od ok. 3-10 cm u *Helianthus decapetalus*, *H. xlaetiflorus* i *H. tuberosus* do 50 cm u *H. annuus* (Rutkowski 1998). Zewnętrzne kwiaty języczkowate bezpłodne, zwykle żółte (Fot. 68) Natomiast wewnętrzne, żółte lub brunatne kwiaty rurkowate są płodne. Łuski okrywy mięsiste. Owocem jest jednonasienna niełupka pozbawiona puchu kielichowego. Są to rośliny owadopylne, choć u późno kwitnących słoneczników (wszystkie wymienione powyżej z wyjątkiem *H. annuus*) niełupki nie dojrzewają (Szwejkowska i Szwejkowski 2003).

Pochodzenie: Słoneczniki występujące współcześnie w Europie pochodzą w większości ze wschodniej części Ameryki Północnej. Rekonstrukcja ich oryginalnych, historycznych zasięgów jest znacznie utrudniona długotrwałym wpływem człowieka. Przed pojawieniem się człowieka, na terenie Ameryki, było prawdopodobnie 5 odrębnych jednorocznych gatunków słoneczników o częściowo izolowanych zasięgach (*H. agrophyllus*, *H. annuus*, *H. exsilis*, *H. petiolaris*, *H. debilis* var. *cucumerifolius*, *H. debilis* var. *debilis*). W czasach przedkolumbijskich gatunki te uprawiano jako jarzyny i wówczas powstały pierwsze mieszańce (*H. annuus* x *H. petiolaris*), które rozprzestrzeniły się jako rośliny uprawne i ruderalne. W okresie nowożytnym nastąpiło nasilenie ich krzyżowania i ekspansja mieszańców, a także przeniesienie do uprawy w Europie i na inne kontynenty. Utrzymanie w uprawie umożliwiło z czasem ich pojawienie i rozprzestrzenianie się w zbiorowiskach ruderalnych i nadrzecznych (Kornaś i Medwecka-Kornaś 2003; Faliński 2004). Najszerzej rozprzestrzenione i jednocześnie uważane za stwarzające zagrożenie dla miejscowej szaty roślinnej są taksony należące do grupy słonecznika bulwiastego *Heliantus tuberosus* agg., których identyfikacja jest nadal problematyczna.



Fot. 68. Słonecznik bulwiasty *Helianthus tuberosus* - pokrój (Fot. B. Tokarska-Guzik)

Słonecznik bulwiasty – *Helianthus tuberosus* L.

Synonimy: *H. subcanescens* E. E. Watson; *H. tomentosus* Michx.; *H. tuberosus* L. var. *subcanescens* Gray - bulwa, grusza ziemniaczana, kanadyjski ziemniak, karczoch jerozolimski, topinambur

Morfologia i biologia: Takson zmienny w granicach zasięgu naturalnego. W Europie, ze względu na długotrwałą uprawę rośnie wiele odmian, różniących się przede wszystkim okresem kwitnienia, kształtem i kolorem bulw, kształtem liści i rodzajem owłosienia (Balogh 2008). Odmiany uprawne i dziczące charakteryzują się różnymi możliwościami rozmnażania generatywnego i wegetatywnego. Nasiona, pozbawione puchu, roznoszone są za pośrednictwem wody i ptaków, w rozprzestrzenianiu propaguł wegetatywnych (bulw) bierze udział woda oraz niektóre zwierzęta. Słonecznik bulwiasty charakteryzuje się także wysokimi możliwościami regeneracyjnymi: odrastając z bulw, fragmentów kłączy i nadziemnych pędów.

Pochodzenie: Słonecznik bulwiasty pochodzi prawdopodobnie z północnej części Kanady, lub Ohio i Missisipi, lecz jego zasięg pierwotny, podobnie jak innych słoneczników, nie jest znany. Został udomowiony w okresie przedkolumbijskim, przez Indian z plemienia Tupinamba zamieszkujących Amerykę Północną (www.farmapol.pl). Obecnie dzikie populacje słonecznika bulwiastego poza Ameryką Północną, są notowane w dużej części Europy (Albania, Austria, Czechy, Hiszpania, Holandia, dawna Jugosławia, Niemcy, Rumunia, Słowacja, Szwajcaria, Węgry, Włochy, centralny region europejskiej części Rosji), a także na innych kontynentach m.in. w Azji (północne Chiny, Iran) oraz Australii i Oceanii (Nowa Zelandia) (Hansen 1976; Given 1984; Kirschner i Šida 2004). Roślina ta należy do grupy gatunków obcych zwiększających swój zasięg i liczebność. Jej aktualne tempo ekspansji ocenia się jako „znaczne” choć lokalnie jest ono umiarkowane. Gatunek wykazuje tendencję do dalszego rozprzestrzeniania się (Solarz i in. 2005).

Czas i droga zawleczenia: Gatunek sprowadzony do Europy Zachodniej (Francja) przez podróżnika Samuela de Champlaina i jego towarzysza (Balogh 2008), jako roślina uprawna w XVII w. (przypuszczalnie około 1607 roku). Pierwsze notowanie w Polsce pochodzi z około 1800 roku. Do Europy Wschodniej (Rosja) dotarł dopiero w drugiej połowie XIX w. (Pratnonowa 1994). Dzikie populacje europejskie wywodzą się w znacznej części z odmian uprawnych. We Francji słonecznik bulwiasty był uprawiany w ogródkach warzywnych, gdzie jako wykwiwna jarzyna serwowany jest do dziś. W Polsce znany był wcześniej niż ziemniaki, którymi zastąpił go na dobre w XVIII w. Słonecznik bulwiasty sadzony jest także przez myśliwych w lasach, jako karma dla zwierzyny i przynęta na dziki.

Najstarsze stanowiska poza uprawą sięgają połowy XIX w., natomiast rozprzestrzenianie na większą skalę i wkraczanie na siedliska nadrzeczne datuje się na połowę XX w.

Zajmowane siedliska: Kolonizuje przede wszystkim siedliska wilgotne: brzegi rzek i zbiorników wodnych. Jest częstym składnikiem nitrofilnych zbiorowisk bylin i pnączy na siedliskach ruderalnych (Fot. 69) i nad brzegami zbiorników wodnych (Fot. 70) z klasy *Artemisietea vulgaris* (Matuszkiewicz 2001). Ma małe wymagania siedliskowe, występuje zarówno na glebach piaszczystych jak też na glebach żyznych i zasobnych w azot. Jako roślina ruderalna częsty jest na nasypach kolejowych, przydrożach, nieużytkach, wysypiskach śmieci i gruzu oraz na przychaciach.



Fot. 69. Słonecznik bulwiasty na przydrożu w Dąbrowie Górniczej (Fot. T. Nowak)



Fot. 70. Zbiorowiska z dominacją słonecznika bulwiastego na brzegach Odry w rejonie Chałupek, na drugim planie zarośla rdestowców (Fot. K. Bzdęga)

Rejony występowania w Polsce: Występuje w wielu rejonach polskiego niżu; jedynie w górach tylko w najniższych położeniach, dla Karpat podany z Gorców, z wysokości 420 m n. p. m. (Tarcik 1971; Zajac i Zajac 2001; Solarz i in. 2005).

Oddziaływanie na gatunki rodzime: Jednym z głównych czynników przesądających o konkurencyjnym sukcesie tego gatunku jest jego oddziaływanie allelopatyczne poprzez produkcję terpenów i związków fenolowych (Balogh 2008). Zdolność do wegetatywnego, „falangowego”, rozrastania się pozwala na konkurowanie z rodzimą roślinnością. Do nielicznych gatunków tolerujących konkurencyjne właściwości słonecznika bulwiastego (rozrost podziemnych kłączy, zacielenie podłoża i efekty allelopatyczne) należą: mozga trzcinowata *Phalaris arundinacea*, pokrzywa zwyczajna *Urtica dioica*, podagrycznik pospolity *Aegopodium podagraria* i kielisznik zaroślowy *Calystegia sepium* (Balogh 2008 i cytowana tam literatura).

Choć nie ma dotychczas w Polsce doniesień o negatywnym wpływie *Helianthus tuberosus* na rodzimą przyrodę, jest on uznawany za inwazyjny gatunek obcy w innych krajach europejskich. Znajduje się na listach gatunków inwazyjnych sporządzonych przez European and Mediterranean Plant Protection Organization (EPPO). Podobnie jak inne gatunki inwazyjne, ma skłonność do tworzenia agregacji jednogatunkowych opisywanych jako odrębne zespoły, rzadko jednak tworzy samodzielne typy zbiorowisk. Z reguły wnika w rozmaite zbiorowiska o ustalonej pozycji syntaksonomicznej i przekształca je w różnym stopniu, konkurując i wypierając m.in. różne gatunki roślin obecnych w runie leśnym (Matuszkiewicz 2001; Solarz i in. 2005).

Dzięki zawartości inuliny, bulwy słonecznika bulwiastego pozostawione w ziemi, są niewrażliwe na mróz i z łatwością odradzają się na wiosnę. Jedna roślina wytwarza kilkadziesiąt różnej wielkości bulw. Raz posadzony topinambur daje plony przez kilkadziesiąt lat! (www.farmapol.pl).

Działania zaradcze: Łatwość uprawy słonecznika bulwiastego (odporność na mróz, suszę, małe wymagania glebowe) oraz zdolność do efektywnego rozmnażania wegetatywnego, sprzyjają jego rozprzestrzenianiu i przenikaniu na siedliska o charakterze półnaturalnym i naturalnym. Stanowi to poważne zagrożenie dla rodzimych gatunków roślin. Obecnie obserwuje się wzrost liczebności populacji tego gatunku w Polsce, lecz gatunek ten nie jest kontrolowany. Monitoring byłby wskazany ze względu na inwazyjny charakter rośliny i z uwagi na fakt, że istnieją skuteczne metody kontroli. Należy zaniechać uprawy tej rośliny na określonych obszarach m.in. w pobliżu wód, w lasach, na obszarach chronionych i innych cennych z przyrodniczego punktu widzenia, a także w ich sąsiedztwie oraz w strefach ochronnych. Jego uprawa w celach energetycznych wydaje się niepożądana (Solarz i in. 2005).

Katarzyna Bzdęga, Teresa Nowak i Barbara Tokarska-Guzik

4.2.3 Krzewy i krzewinki

Tawuła kutnerowata – *Spiraea tomentosa* L.

Rodzaj tawuła (*Spiraea* L.) jest reprezentowany w Polsce przez kilkanaście gatunków, z których większość jest uprawiana. Jedynie dwa gatunki – tawuła średnia (*Spiraea media* Schmidt) i tawuła bawolina (*Spiraea salicifolia* L.) należą do flory rodzimej. Kilkanaście gatunków z rodzaju tawuła (*Spiraea* L.) jest w Polsce uprawianych i niektóre z nich, przejściowo (okresowo) pojawiają się w lasach – przykładem takiego gatunku jest tawuła japońska (*Spiraea japonica* L.f.). Natomiast do gatunków obcych, inwazyjnych należy głównie tawuła kutnerowata (*Spiraea tomentosa* L.), od kilkudziesięciu lat pojawiająca się w niektórych regionach Polski na torfowiskach i w lasach bagiennych i wilgotnych.

Przynależność systematyczna inwazyjnych, różowo kwitnących tawuł pojawiających się w ekosystemach mokradłowych w Polsce wymaga jeszcze dalszych badań. Może okazać się, że oprócz tawuły kutnerowatej (*Spiraea tomentosa*) mamy do czynienia jeszcze z innymi gatunkami – tawułą Douglasa *Spiraea douglasii* Hook oraz tawułą Biliarda *Spiraea xbillardii*, tak jak w krajach sąsiednich (Niemcy, Litwa, Łotwa, Belgia, Dania, Austria, porównaj Kott 2009). Do czasu rozstrzygnięcia tego zagadnienia, pozostajemy jednak przy dotychczas dokonanych przez polskich botaników oznaczeniach.

Morfologia i biologia: Tawuła kutnerowata to wyprostowany krzew dorastający do 3 m wysokości, wytwarzający podziemne rozłogi. Przeciętnie osiąga wysokość 0,8 – 1,5 m. Pędy obłe lub lekko kanciaste, pokryte rdzawym kutnerem. Liście podługowato jajowate, u podstawy klinowato zbiegające wzdłuż krótkiego ogonka liściowego, 3 - 7 cm długości i 1 - 3 cm szerokości, zastrzone, regularnie piłkowane. Górna powierzchnia liścia jest ciemnozielona i naga, dolna pokryta jest wełnistym, szarym lub żółtawym gęstym kutnerem. Kwiaty barwy różowej, skupione są w gęstych, wąsko stożkowatych, wydłużonych wiechach, dochodzących do 15 cm długości (Fot. 71). Kwiaty mają po 5 różowych płatków korony, zwężających się ku podstawie. Pręciki równe długością płatkom korony. Działki kielicha trójkatne, gęsto, rdzawo, kutnerowato owłosione. Owoce typu mieszek, drobne, pokryte gęsto rdzawym kutnerem, zawierające 2-10 brązowych nasion, które są drobne, lekkie i oskrzydłone. W pojedynczym owocostanie na szczycie pędu może znajdować się nawet do tysiąca owoców.

Tawuła kutnerowata kwitnie w miesiącach letnich - w lipcu i w sierpniu. Owoce (mieszki) z nasionami utrzymują się na pędach także przez okres zimowy. Gatunek jest wytrzymały na mrozy, charakteryzuje się niskimi wymaganiami w stosunku do gleby. Toleruje słabe ocienienie, może występować także pod okapem drzewostanu. Kwitnie intensywnie w miejscach otwartych (na torfowiskach, wilgotnych wrzosowiskach), w miejscach słonecznych. Rozmnaża się zarówno generatywnie jak i przy udziale podziemnych rozłogów, zajmując coraz większe powierzchnie. Kwiaty zapylane są przez owady, przyciągają głównie pszczoły, muchy i chrząszcze. Pyłek jest wytwarzany obficie, ale zawiera niewielkie ilości nektaru. Gąsienice niektórych ciem żerują na liściach. Gatunek niechętnie jest zjadany przez leśne ssaki, takie jak jelen europejski czy sarna, ponieważ liście są gorzkie i cierpkie w smaku (ściągające). Drobne, bardzo licznie produkowane nasiona rozsiewane są przez wiatr. Zdolność kiełkowania, pod warunkiem, że siedlisko jest wilgotne lub mokre, jest zwykle wysoka, osiągająca 60-70% (Kott inf. npbl).



Fot. 71. Pokrój kwiatostanu tawuły kutnerowatej *Spiraea tomentosa* (Fot. Z. Dajdok)

Tawuła kutnerowata w warunkach Polski rozprzestrzenia się głównie przy udziale podziemnych rozłogów, zajmując coraz większe powierzchnie. Kolejne torfowiska zasiedla jednak drogą obsiewu. Występuje głównie na torfowiskach niskich i przejściowych, na wilgotnych wrzosowiskach, na glebach torfowych i murszastych oraz na murszu. Rzadziej spotykana jest w brzezinach bagiennych, w olsach oraz na nieużytkowanych łąkach. Tworzy liczne skupienia budowane przez wiele pędów wyrastających z jednej karpki. Jedna roślina może wytworzyć ponad 100 pędów generatywnych oraz liczne rozłogi, dzięki którym udaje się kolonizować (zajmować) nowe powierzchnie. Tworzy wówczas niemal jednogatunkowe agregacje, wypierając inne gatunki roślin, w tym roślin naczyniowych i mchów.

Pochodzenie: Tawuła kutnerowata pochodzi z Ameryki Północnej, gdzie występuje na wilgotnych wrzosowiskach i łąkach, w miejscach nasłonecznionych, na podłożu torfowym. Również w swojej ojczyźnie często występuje w formie zwartych łanów. Jej naturalny zasięg obejmuje wschodnią część Stanów Zjednoczonych po Minnesotę, Wisconsin, Illinois, Missouri, Kansas, Arkansas i Luizjanę, oraz Ontario, Quebec, Nowy Brunszwik i Nową Szkocję w Kanadzie. Rośnie też na pacyficznym wybrzeżu Stanów Zjednoczonych, w stanach Waszyngton i Oregon.

Czas i droga zawleczenia: Gatunek został sprowadzony do Europy jako roślina ozdobna. W uprawie w Anglii znany jest od lat 30. XVIII w. (Dajdok i in. 2009). Obecnie gatunek jest nadal wykorzystywany w ogrodnictwie, przy tworzeniu nasadzeń, żywopłotów, choć rzadziej niż inne gatunki tawuły. Gatunek był wprowadzany także w ramach gospodarki leśnej jako „domieszka biocenotyczna”, bez odróżniania go od innych różowo kwitnących tawuły. Do dzisiaj zdarza się, że jest – nie w pełni świadomie – wysadzany w uprawach leśnych.

Na ziemiach obecnej Polski gatunek jest uprawiany co najmniej od 1806 r. (pierwsze notowanie z ogrodu botanicznego w Krakowie). Pierwsze informacje o występowaniu poza uprawą pochodzą z lat 80. XIX w. z Borów Dolnośląskich i okolic Niemodlina (Dajdok i in. 2009).

Rejony występowania: Występowanie tawuły kutnerowatej znane jest obecnie z Polski, Niemiec, Danii i Szwecji, a pojedyncze stanowiska także z Norwegii, Słowenii i Czech. W bazie NOBANIS są także informacje o obecności podobnego gatunku – tawuły Douglasa *Spiraea douglasii* na terenie Niemiec, Belgii, Austrii i Łotwy.

W Polsce stanowiska tawuły kutnerowatej znane są dotychczas z zachodniej i północnej części kraju. Gatunek występuje w Borach Dolnośląskich, w Borach Niemodlińskich oraz w Puszczy Drawskiej. W dwóch pierwszych rejonach obecny jest od końca XIX w., w Puszczy Drawskiej został odnaleziony w latach 90. XX w. We wszystkich rejonach występowania jest bardzo ekspansywny zwłaszcza na przesuszonych torfach, lecz notowany również na glebach mineralnych.

W Borach Dolnośląskich znana od lat 80. XIX w., pierwsze stanowiska były opisane z okolic Bielawy Dolnej (leśnictwo Stojanów) oraz z okolicy Studnisk i Jerzmianek w gminie Sulików. Obecnie obszar, na którym tawuła kutnerowata stanowi problem w ochronie przyrody lub gospodarce leśnej szacowany jest na ponad 30-40 km² (Dajdok i in. 2009). W całym kompleksie Borów Dolnośląskich tylko pojedyncze torfowiska są obecnie wolne od tego gatunku. Lokalny zasięg tawuły łączy się z rejonem jego podobnie masowego występowania w Saksonii.

W Borach Niemodlińskich znana od lat 80. XIX w.; już wówczas stanowisko koło Niemodlina było liczne. Obecnie gatunek zajmuje łącznie areał ok. 1 km² na obszarze ok. 200 km². Największe skupiska tawuły odnotowano na zdegenerowanych torfowiskach w okolicy Grodzca, Prądów, Kuźnicy Ligockiej i Tułowic, gdzie zajmuje niekiedy kilkunastohektarowe powierzch-

nie, tworząc zwarte, trudne do przebycia zarośla. W pozostałej części kompleksu, a także w zlewni Prószkowskiego Potoku, występuje w rozproszeniu (Dajdok i in. 2009). Gatunek jest wciąż w ekspansji – w miejscach gdzie w latach 90. XX w. tawuła występowała bardzo nielicznie, dziś notuje się jej zwarte zarośla (Dajdok i in. 2009).

W Puszczy Drawskiej po raz pierwszy odnotowana w 1998 r., jednak stanowiska musiały już wówczas istnieć od kilku lub kilkunastu lat. Nowe stanowiska są obecnie odnajdowane w tempie kilku na rok, jednak trudno powiedzieć czy jest to wyraz ekspansji gatunku, czy lepszej penetracji terenu (P. Pawlaczyk i J. Kujawa-Pawlaczyk 2008 mat. npbl.). Obecnie zajmuje łącznie areał ok. 40-50 ha na kilkunastu torfowiskach. Lokalny zasięg gatunku ma powierzchnię ok. 150 km² i rozciąga się w 4 kwadratach ATPOL (Dajdok i in. 2009). Gatunek z pewnością jest tu w trakcie ekspansji.

Zasięg europejski jak również amerykański wskazuje, że tawuła kutnerowata nie ma w Polsce bariery klimatycznej i potencjalnie może się rozprzestrzeniać na terenie całego kraju. Szczególne zagrożenie stanowi dla ekosystemów torfowiskowych Polski północnej i zachodniej.

Zajmowane siedliska: Tawuła kutnerowata tworzy zwarte łany na siedliskach zaburzonych – na przesuszonych, odwodnionych torfach, często kolonizację rozpoczyna od poboczy dróg, obrzeży rowów, kanałów. Gatunek pojawia się także w niezaburzonych układach przyrodniczych, na dobrze uwodnionych torfowiskach przejściowych. Tam zwykle przyjmuje inny typ rozwoju – są to pojedyncze pędy, bez tendencji do tworzenia większych skupień (kęp).

W Borach Dolnośląskich opanowuje torfowiska (Fot. 72, 73, 74) poddane osuszaniu, pobocza dróg leśnych, wilgotne partie borów mieszanych (bory trzęślicowe), brzegi rowów, fragmenty łąg olszowo-jesionowych, obrzeża stawów hodowlanych, powierzchnie dawnych stawów, na których zaprzestano gospodarki, nieleśne powierzchnie na glebach torfowych i murszastych przylegające do stawów oraz wilgotne wrzosowiska. Tylko pojedyncze torfowiska w Borach są obecnie jeszcze wolne od tego gatunku. Niektóre torfowiska są całkowicie zarośnięte, zwartymi łanami tawuły, o powierzchni dochodzącej do kilkudziesięciu hektarów. Tawuła kutnerowata wkracza także na nieużytkowane łąki (Fot. 75) oraz na ugory, przy czym droga jej wkraczania na takie powierzchnie najczęściej wiedzie wzdłuż dróg, rowów lub obrzeży lasów (W. Bena, inf. ustne, Dajdok i in. 2009).

W Borach Niemodlińskich tawuła kutnerowata zajmuje obniżenia terenu i zatorfienia poddane osuszaniu, brzegi rowów melioracyjnych i strumieni, pobocza dróg, poręby, groble stawowe. Największe skupiska, niemal jednogatunkowe agregacje o powierzchni kilkunastu hektarów porastają przesuszone torfowiska, na glebach torfowych z wyraźnie zaznaczającą się warstwą murszu. Występują także wewnątrz drzewostanów brzozy omszonej, olszy czarnej i sosny pospolitej tworząc niejednokrotnie zwartą warstwę podszytu. Poza zwartym obszarem kompleksu leśnego występuje zdecydowanie rzadziej, choć i tu stwierdzano pojedyncze kępy rośliny na skarpach koryt cieków, na odcinkach nieleśnych, przebiegających wśród łąk i szuwarów (Dajdok i in. 2009).

W Puszczy Drawskiej tawuła kutnerowata występuje na torfowiskach (Fot. 76, 77), zwłaszcza przesuszonych, często zarastając całą powierzchnię. Szczególnie intensywnie wkracza na torfowiska charakteryzujące się zaburzeniami stosunków wodnych. Obecność tego gatunku prowadzi do dalszej degradacji siedliska, przejawiającej się m.in. przyspieszonym procesem murszenia (przesuszenia i mineralizacji) torfu. W Puszczy Drawskiej zaobserwowano, że torfowiska na których stwierdzono obecność tawuły kutnerowatej charakteryzują się silnie zaawansowanym procesem murszenia, a poziom humotorfu wynosi średnio 20 cm. Na właściwie uwil-



Fot. 72. Pierwsza faza ekspansji – tawuła wkraczająca na zdegradowane wskutek prób zalesienia torfowisko w Borach Dolnośląskich (Fot. P. Pawlaczyk)



Fot. 73. Tawuła na obrzeżach torfowiska Zacisze w Borach Dolnośląskich (Fot. P. Pawlaczyk)

gotnionych torfowiskach wkracza tylko na obrzeża. Występuje także w brzezinach bagiennych na murszejącym torfie.

Obserwacje terenowe z Puszczy Drawskiej wskazują, że tawuła w początkowym etapie inwazji na torfowisko może preferować murszejące kępy i leżące na torfie zmurszałe pnie drzew, a jej systemy korzeniowe usytuowane są wzdłuż leżących kłód i gałęzi. Miejscami zapoczątkowania inwazji też być buchtowiska dzików, na których (zwłaszcza na wypiętrzonych) obserwowano liczne siewki tawuły.

Oddziaływanie na rodzime gatunki: Tawułę kutnerową należy zaliczyć do najgroźniejszych gatunków inwazyjnych w Polsce. Oddziaływanie gatunku na ekosystemy hydrogeniczne (torfowiska, wilgotne wrzosowiska itp.) jest bardzo istotne, ponieważ rozwój jej zwartych, jednogatunkowych łąn prowadzi do degradacji siedliska (przesuszenia i mineralizacji torfów) oraz ogranicza występowanie gatunków rodzimych, co doprowadza do drastycznego zmniejszenia różnorodności biologicznej płatów roślinności.

Szczególnie ekspansywna jest na przesuszonych torfowiskach. W takich miejscach może w ciągu kilku lat doprowadzić do niemal całkowitego opanowania roślinności o charakterze naturalnym lub półnaturalnym i wyeliminowania większości gatunków torfowiskowych.

W Puszczy Drawskiej pod zwartymi łąnami tawuły gatunki torfowiskowe występują zaledwie pojedynczo i w znacznym rozproszeniu, przy czym dotyczy to zarówno roślin naczyniowych, jak i mchów. Podobnie w Borach Dolnośląskich, zwarte zarośla tawuły dominującej na torfowiskach silnie ograniczają naturalną roślinność torfowiskową. Analogiczne obserwacje pochodzą z Borów Niemodlińskich (Dajdok i in. 2009): w wykonywanych tam zdjęciach fitosocjologicznych poza tawułą, która pokrywa ok. 80-100% powierzchni płatów, notuje się zaledwie kilka innych gatunków ze sporadycznym udziałem.

Tawuła kutnerowa w Borach Dolnośląskich i Niemodlińskich wkracza także na wilgotne łąki, zwłaszcza nieskoszone, które w szybkim tempie zarasta.

W Borach Niemodlińskich tawuła zagraża co najmniej trzem cennym obiektom torfowiskowym, które zostały wyznaczone dla zachowania najcenniejszych centrów występowania roślinności torfowiskowej na Opolszczyźnie: obecnie, niemal całkowicie opanowała obszar projektowanego rezerwatu Topiel i jest znaczącym składnikiem fitocenozy rezerwatów Prądy i Złote Bagna. Tymczasem na początku lat 90. XX w., kiedy projektowano te rezerваты, tawuła występowała tu bardzo nielicznie i nie dominowała w zbiorowiskach roślinnych (Dajdok i in. 2009).

W Puszczy Drawskiej ekspansja tawuły zagraża m. in. rezerwatowi przyrody Torfowisko Osowiec (Fot. 76) i projektowanemu rezerwatowi Torfowisko Linkowo (Fot. 77).

Działania zaradcze: Strategia rozwoju tawuły kutnerowej polega na wytworzeniu jak największej liczby pędów generatywnych, na których gatunek produkuje duże ilości drobnych, łatwo rozprzestrzeniających się nasion, a równocześnie na tworzeniu licznych, podziemnych pędów, zajmujących i kolonizujących coraz większe powierzchnie. Dlatego zwalczanie tawuły jest bardzo trudne. Do podobnych wniosków doszli także botanicy saksońscy (Kott 2009).

Podejmowane przez leśników w Borach Dolnośląskich i w Borach Niemodlińskich próby ograniczania ekspansji tawuły przez mechaniczne wycinanie lub wykaszanie pędów zawiodły - prowadzi to do wytworzenia jeszcze większej liczby pędów, a wykaszane łąny tawuły odrastają już po kilku miesiącach.

Wkraczaniu tawuły na torfowiska do pewnego stopnia można zapobiec, dbając by siedliska zachowywały właściwe uwodnienie. Wprawdzie gatunek pojawia się także w naturalnie uwodnionych ekosystemach, ale w takich warunkach nie tworzy zwartych łąnów. Gdy nato-



Fot. 74. Zwarty łąn tawuły na torfowisku w Borach Dolnośląskich (Fot. P. Pawlaczyk)



Fot. 75. Tawuła kutnerowata zarastająca podmokłe łąki w dolinie Nysy Łużyckiej poniżej Pieńska (Fot. Z. Dajdok)

miast tawuła zarośnie już torfowisko, rezultaty ponowne uwodnienia mogą być różne. W Borach Niemodlińskich obserwowano, że płyty tawuły wyraźnie rozluźniają się, a osobniki osiągają mniejsze rozmiary i są wyraźnie mniej żywotne wraz ze wzrostem poziomu wody gruntowej, co sugeruje, że okresowe podniesienie poziomu wody gruntowej do poziomu terenu mogłoby ograniczyć ekspansję tego gatunku (Dajdok i in. 2009). Znane są jednak przykłady wtórnie uwodnionych torfowisk z Borów Dolnośląskich, na których ponowne uwodnienie torfowiska nie doprowadziło wcale do osłabienia łąnów tawuły.

W Saksonii podejmowano próby zwalczania tego gatunku poprzez wrywanie poszczególnych okazów, składowanie i suszenie ich na pryzmach, a następnie wywóz wysuszonego materiału do spalarni. Dobre efekty uzyskiwano w płatach o jeszcze niezbyt dużym zwarcie krzewów, przy wyjątkowo skrupulatnym powtarzaniu zabiegu przez 3-5 lat (Brozio 2004). W Saksonii prowadzono także badania nad zgryzaniem tawuły przez zwierzęta (Kott inf. npbl.). Gatunek zupełnie nie jest zjadany przez owce ani łosie, natomiast kozy zgryzają tawułę tylko w przypadku niedoboru innego pokarmu.

W Puszczy Drawskiej w 2008 r. podjęto próby zwalczania tawuły przez jej wrywanie, aplikowanie herbicydu oraz przez zdzieranie murszu z torfowiska, na którym występowała tawuła. Metody te są bardziej obiecujące. Ich rezultaty omówiono bliżej w rozdziale 6.

W Borach Dolnośląskich lokalnie obserwowano płatowe zamieranie polikormonów tawuły, o nieznaną przyczynę. Jeżeli okazałoby się ono wynikiem np. jakiejś infekcji grzybowej, być może powstałyby podstawy do rozwoju biologicznych metod ograniczania populacji neofita. Zagadnienie to wymaga jednak dalszych badań.

Sugeruje się (Dajdok i in. 2009), że biorąc pod uwagę dotychczasowe nikłe efekty bezpośredniego niszczenia populacji tawuły kutnerowatej należy koncentrować się na działaniach edukacyjno-prewencyjnych, w szczególności w administracji Lasów Państwowych. Umiejętność rozpoznawania rośliny i szybka eliminacja pierwszych jej populacji na obszarach kompleksów leśnych Śląska i terenów przyległych powinna zabezpieczyć przed terytorialną ekspansją tawuły przynajmniej na pozostały obszar kraju. Natomiast na terenach już opanowanych przez tawułę, należy podejmować karczowanie z usunięciem podziemnych części wegetatywnych, zwłaszcza w początkowych stadiach sukcesji, by nie dopuścić do zajmowania nowych arealów. Tam gdzie to możliwe, należałoby również podjąć próby sprawdzenia skuteczności przynajmniej okresowego podtapiania w osłabianiu populacji tawuły.

Jolanta Kujawa-Pawlaczyk



Fot. 76. Tawuła kutnerowata występująca pojedynczo na obrzeżach Torfowiska Osowiec w Puszczy Drawskiej (Fot. P. Pawlaczyk)



Fot. 77. Zwarte łąny tawuły na torfowisku Linkowo w Puszczy Drawskiej (Fot. P. Pawlaczyk)

Żurawina wielkoowocowa – *Oxycoccus macrocarpos* (Aiton) PurshSynonim: *Vaccinium macrocarpon* Aiton

W Polsce rodzaj żurawina *Oxycoccus* jest obecnie reprezentowany przez trzy dziko rosnące gatunki: dwa rodzime – żurawinę błotną *Oxycoccus palustris* Pers oraz żurawinę drobnolistkową *Oxycoccus microcarpus* Turcz ex Rupr, oraz gatunek pochodzenia północnoamerykańskiego – żurawinę wielkoowocową *Oxycoccus macrocarpos*. Ponadto formy i odmiany tego ostatniego gatunku znajdują się w uprawie i w ofercie handlowej szkółek ogrodnich.

Żurawina wielkoowocowa nie jest, jak dotąd, w Polsce gatunkiem inwazyjnym. Opisujemy ją tu jednak ze względu na istniejące ryzyko jej ekspansji w przyszłości. O ryzyku tym świadczą inwazyjne zachowania w Europie Zachodniej, a także wymagania ekologiczne gatunku, niemal zupełnie zbieżne z wymaganiami rodzimej żurawiny błotnej.

Morfologia i biologia gatunku: Żurawina wielkoowocowa jest zimozieloną krzewinką, o długich, płozących się pędach, z których wyrastają pionowo ku górze liczne krótkopędy owoconośne. Pędy są drewniejące, za młodu owłosione, osiągają długość do 200 cm. Mogą ukorzeniać się w węzłach. Liście owalnoeliptyczne, 8-15 mm długości, większe niż u żurawiny błotnej; wierzchem ciemno- a spodem bladzielone, z podwiniętym brzegiem (E-Flora BC 2009). System korzeniowy płytki, sięgający nie więcej niż 25 cm w głąb torfu. Pokrojem roślina przypomina „dużą żurawinę błotną”, oprócz większych rozmiarów jest do niej bardzo podobna (Fot. 78, 79). Także w budowie tkanek trudno znaleźć różnice między tymi gatunkami.

Cechą charakterystyczną gatunku są owoce, kuliste, owalne lub gruszkowate, po dojrzeniu wiśniowoczerwone, niekiedy ciemnoczerwone, średnicy 10-20 mm, a więc ok. dwukrotnie większe, niż u żurawiny błotnej. Zawijanie pąków kwiatowych na rok następny następuje pod koniec lipca i w sierpniu. Okres kwitnienia jest długi i trwa ponad 4 tygodnie i przypada na czerwiec i lipiec. Kwiaty są owadopylne i samopłodne. Pełnię dojrzałości jagody osiągają 75-100 dni po kwitnieniu.

Owoce żurawiny od dawna były zbierane i jedzone przez Indian (Kuhnlein i Turner 1991), zwykle po ugotowaniu! Od początku XIX w. datują się próby uprawy (pierwsze plantacje założono ok. 1820 r. w Massachusetts, jednak uprawa na bardziej masową skalę rozwinęła się dopiero pod koniec XIX w. Obecnie plantacje są liczne w Massachusetts (z żurawin słynie szczególnie półwysep Cape Cod), New Jersey i Wisconsin. Plantacje mogą być bardzo wydajne: w New Jersey plony dochodzą do 36 tys. litrów owoców z hektara, a na fragmentach powierzchni mogą być nawet dwukrotnie wyższe.

Pochodzenie: Żurawina wielkoowocowa pochodzi z Ameryki Północnej. W Kanadzie spotykana jest od Ontario do Nowej Finlandii i Nowej Szkocji; w Stanach Zjednoczonych jej zasięg sięga na południe do Arkansas i Północnej Karoliny. W innych częściach Ameryki, aż po wybrzeże Pacyfiku, występuje w miejscach gdzie zdziczała z uprawy. Jest jednym z czterech gatunków żurawin spotykanych w Ameryce Północnej (obok *Oxycoccus palustris*, *Oxycoccus microcarpum* i *Oxycoccus ovalifolius*). Wszystkie gatunki żurawin rosną na podobnych siedliskach, preferując torfowiska mszarne, a w każdym razie siedliska bardzo wilgotne, kwaśne, o niskiej trofii.

Czas i droga zawleczenia: W związku z uprawą, gatunek został rozpowszechniony w całej Ameryce, aż po wybrzeże Pacyfiku, w wielu miejscach „uciekł” z uprawy. Do Europy żurawina wiel-

Fot. 78. Żurawina wielkoowocowa *Oxycoccus macrocarpos* – pokrój gatunku (Fot. M. Braun)

Fot. 79. Żurawina wielkoowocowa – pokrój gatunku (Fot. M. Braun)

koowocowa została sprowadzona w XIX w. i niemal od razu została zawleczona do naturalnych zbiorowisk – w wyniku katastrofy statku przewożącego m. in. sadzonki na wyspie Terschelling w archipelagu Wysp Zachodniofryzyjskich. Gatunek znalazł tam dogodne siedliska na wilgotnych wrzosowiskach międzywymowych, a ptaki rozniosły go na inne wyspy archipelagu i na pn. wybrzeże Holandii (Aptroot i in. 2007). W wielu innych miejscach wprowadzenie gatunku do naturalnych ekosystemów nastąpiło jednak zupełnie inną drogą – przez próby uprawy lub ucieczkę z uprawy. W ten sposób wprowadzono żurawinę np. do Niemiec (pierwsze notowanie – 1830 r.). Na Łotwie i w Estonii gatunek wprowadzano na plantacje zakładane na torfowiskach i łąkach torfowych (Duinen i in. 2006).

Obecnie żurawina wielkoowocowa występuje w Belgii, Holandii, Anglii, Walii i Szkocji, Niemczech (aż po Bawarię na pd.), Szwajcarii, Polsce, na Łotwie i w Estonii. W niektórych miejscach jest silnie inwazyjna. Dla przykładu na Wyspach Fryzyjskich i w pn. Holandii niemal wszystkie wilgotne wrzosowiska zostały opanowane przez ten gatunek, który lokalnie staje się w nich dominantem (Novo i in. 1997; Aptroot i in. 2007). W innych obiektach nie stwierdza się negatywnego oddziaływania, a wręcz przeciwnie – uprawa gatunku na dawnych łąkach natorfowych doprowadziła do regeneracji roślinności torfowiskowej, choć opanowanej przez żurawinę (Duinen i in. 2006).

Rejony występowania: Znane są dwa stanowiska: na torfowisku Krakulice w Słowińskim Parku Narodowym oraz na torfowisku Bielawa. Na pierwszym z wymienionych gatunek został wprowadzony w październiku 1990 r. w ramach projektu „Badanie przydatności wybranych gatunków drzew i krzewów do rekultywacji Torfowiska Gac-Krakulice” (Kluczyński 1990). Powierzchnie doświadczalne (Fot 80, 81) zostały założone na terenie graniczącym z parkiem od strony południowej, które w 2004 r. zostały włączone w granice Słowińskiego Parku Narodowego. Torfowisko w Krakulicach, zwane „Wielkim Bagnem”, którego całkowita powierzchnia wynosi 1600 ha, eksploatowano od lat 60. XX w. W 1990 powierzchnia eksploatacji wynosiła 1 km².

Biorąc pod uwagę zróżnicowanie podłoża w obrębie wyrobiska założono 3 powierzchnie doświadczalne na podłożu torfu wysokiego i przejściowego (część północna Wielkiego Bagna). Wybór miejsc był zdeterminowany przez: stopień dostępności powierzchni (wysoki poziom wody gruntowej, silne zadarnienie i zakrzewienie) oraz przede wszystkim przez ówczesne plany eksploatacyjne przedsiębiorstwa, do którego teren należał. Na trzy powierzchnie wprowadzono 36 sztuk żurawiny wielkoowocowej. Projekt badawczy w kolejnych latach został zarzucony a okazy pozostały na stanowisku.

W rezerwacie przyrody Bielawa stanowisko gatunku znajduje się przy północnym skraju torfowiska, na północ od drewnianej wieży widokowej (J. Herbich inf. ustna).

Zajmowane siedliska: Na torfowisku Krakulice w połowie lat 90. zakończono eksploatację tego fragmentu torfowiska. Obecnie w miejscu występowania żurawiny (Fot. 81, 82) na nagim zmurzonym torfie występują krzewinki wrzosu zwyczajnego i wrzośca bagiennego, rowy wzdłuż byłych powierzchni frezowanych oraz na obrzeżach niżej położonych powierzchni frezowanych, na których powstają zastoiska wodne, zarasta trzęślica modra. W głąb wody sięga wełniaka wąskolistna oraz torfowiec kończysty. Siedlisko ulega stopniowej spontanicznej regeneracji. Podrost drzew utworzony przez naloty sosny i brzozy jest niewielki. Wysokość drzew sięga do 2-3 m wysokości, część z nich jest już martwa ze względu na wysokie stany wody szczególnie w miesiącach wczesnowiosennych i jesiennych. Od 2007 r. wyższy i stały poziom wody na torfowisku utrzymuje się w wyniku zamontowania na jego obrzeżach zastawek, zapobiegających przesychnianiu złoża.



Fot. 80. Powierzchnia doświadczalna na torfowisku Krakulice, na którą wprowadzono żurawinę wielkoowocową – widok w roku 1990 (Fot. M. Zielonka)



Fot. 81. Ta sama powierzchnia, widok z 2009 r. (Fot. M. Braun)



Fot. 82. Płat żurawiny wielkoowocowej na torfowisku Krakulice (Fot. M. Braun)

Aktualnie żurawina wielkoowocowa zajmuje powierzchnię ok. 100 m². Jej ekspansja jednak mogła być ograniczana przez trudne warunki siedliskowe: przesychnianie torfowiska w okresie letnim, a zalewanie w okresie wiosenno-zimowym.

Oddziaływanie na rodzime gatunki: Aktualnie na polskich stanowiskach nie stwierdzono negatywnego oddziaływania. Na torfowisku w Krakulicach gatunek współwystępuje na powierzchni zmurszałego torfu wraz z krzewinkami wrzosu i wrzośca bagiennego i wkracza na stałe zastoisko wodne z wełnianką pochwowatą i torfowcem kończystym. Ze względu na przeprowadzone w 2007r.: budowę zastawek na rowach i w konsekwencji podniesienie poziomu wody i stabilizację warunków wodnych na obszarze torfowiska o powierzchni 300 ha (zabieg ochronny wykonany dla poprawy stanu torfowiska) istnieje zagrożenie intensywnego rozwoju tej krzewinki.

Ze względu na inwazyjne zachowania gatunku w Europie Zachodniej, także i w Polsce należy mieć na uwadze istnienie ryzyka ekspansji. Istnieje także ryzyko krzyżowania się z rodzimą żurawiną błotną.

Działania zaradcze: Dotychczas nie były podejmowane

Małgorzata Braun, Roman Zblewski i Paweł Pawlaczyk

4.2.4 Drzewa

Inwazyjne gatunki drzew mokradel Polski – klon jesionolistny *Acer negundo* i jesion pensylwański *Fraxinus pensylvanica*

Spośród drzewiastych gatunków roślin obcych geograficznie na mokradłach, obrzeżach wód, w łągach i innych wilgotnych lasach obszaru Polski, występuje kilka gatunków, głównie pochodzenia północnoamerykańskiego.

Jednym z takich gatunków jest **klon jesionolistny** *Acer negundo* L (Fot. 83). Znany rzadziej jako *Negundo aceroides* Moench., *N. fraxinifolia* Nutt. *Negundo negundo* Karst. Od innych spokrewnionych klonów różni się nietypową budową liścia, który ma złożoną blaszkę liściową upodabniającą go do liścia jesionu. Gatunek ten występuje naturalnie we wschodniej części USA i sięga na północy do południowych terytoriów Kanady, a przy południowej granicy zasięgu występuje m.in. w stanach Nowy Meksyk i Floryda. Poza zwartym naturalnym zasięgiem rozproszone stanowiska tego drzewa znajdują się w Kalifornii i środkowych stanach USA oraz w Meksyku i Gwatemali. W swojej ojczyźnie jest jednym z najpospolitszych klonów, w niektórych miejscach rodzimego kontynentu został znaturalizowany i ma status gatunku inwazyjnego. Związany jest głównie z lasami o charakterze łągowym budowanymi przez inne gatunki klonów, dębów, wierzb, jesionów, wiązów i dębów (Overton 1990).

Klon jesionolistny charakteryzuje się szybkim wzrostem, dużą odpornością na suszę, szeroką tolerancją w stosunku do światła i gleby, wydawał się cennym gatunkiem do nasadzeń na glebach mało wartościowych oraz w parkach i alejach. Do Europy został sprowadzony jako drzewo dekoracyjne (znanych jest wiele barwnych odmian tego drzewa) w 1688 r. do ogrodu Fulham w Anglii. Następnie pojawił się w ogrodach botanicznych w Holandii (1690), w Niemczech i na terenie byłej Czechosłowacji (1699) (Tokarska-Guzik 2005). Do Polski najprawdopodobniej został introdukowany na przełomie XVIII i XIX w., pierwsze znane introdukowane stanowisko to Ogród Botaniczny w Krakowie (1808 r.), następnie w parkach Krzemieńcu i w znanym z wielu introdukcji obcych gatunków - Niedźwiedziu koło Krakowa (1813) (Hereźniak 1992). Niewiadomo dokładnie, kiedy gatunek ten zaczął „dziczeć”, czyli uciekać z upraw. Pierwsze prawdopodobne stanowiska poza uprawą pochodzą z sąsiedztwa ogrodów i parków gdzie był nasadzany i datują się na koniec XIX w. Po zakończeniu II wojny światowej obserwuje się jego pierwsze spontaniczne stanowiska (Tokarska-Guzik 2003, 2005). Gatunek ten rozprzestrzenia się wzdłuż rzek wkraczając w łągi wierzbowo-topolowe (Fot. 84), siedliska lasów liściastych, a także drągowiny sosnowe, brzożowe lub dębowe. Ponadto drzewo to spotyka się coraz częściej na siedliskach antropogenicznych takich jak ugory, przydroża, zaniedbane parki, nasypy kolejowe, cmentarze, zadrzewienia czy nieużytki miejskie.

Gatunek ten zaczyna nawet stanowić element krajobrazu przemysłowego, np. hałd, zwałów przemysłowych, otoczenia osadników, np. na Górnym Śląsku. Obecnie klon jesionolistny jest pospolity w południowej i środkowej Polsce, rzadziej występuje na Kujawach i Pomorzu, Warmii i Mazurach.

W górach jest rzadkim przybyszem, spotykanym jedynie w Zachodnich Karpatach, blisko siedlisk nadrzecznych i przy potokach (Tokarska-Guzik 2003, 2005). Analiza rozmieszczenia i historia inwazji tego klonu przeprowadzona przez Tokarską-Guzik (2005) wskazuje, że *A. negundo* rozprzestrzenił się przeważnie wzdłuż dużych rzek, jak Wisła, Odra czy Warta (Fot. 84). Młode osobniki klonu tworzą zwarte zakrzewienia więc wszystko wskazuje na to, że może



Fot. 83. Klon jesionolistny *Acer negundo*: A – młode pędy pokryte woskowym nalotem, B – owoce (skrzydlaki) (Fot. Z. Dajdok)



Fot. 84. Fragment łągi wierzbowo-topolowego na brzegu Wisły poniżej Włocławka z licznym udziałem klonu jesionolistnego (na pierwszym planie) (Fot. Z. Dajdok)

hamować wzrost rodzimych gatunków drzew. Utrudniając proces naturalnego odtwarzania się lasów, gatunek ten może powodować straty gospodarcze (Seneta i Dolatowski 1997; Solarz i in. 2005). W związku z tym należy zaprzestać nasadzenia klonu jesionolistnego na terenach zielonych i w przydrożnych pasach zadrzewień, zwłaszcza w pobliżu terenów chronionych i innych obszarów cennych z przyrodniczego punktu widzenia. Gatunek powinien być stopniowo usuwany z obszarów chronionych w czasie prowadzenia zabiegów gospodarki leśnej oraz zabiegów ochronnych. Usuwanie osobników dorosłych należy prowadzić mechanicznie, a pozostałości roślin należy w sposób kontrolowany spalać w pobliżu miejsca pozyskania (Solarz i in. 2005). Nie zawsze można i raczej w ogóle nie powinno się stosować oprysków chemicznych zawierających glikofosforan np. Roundup lub herbicydy 2,4 D aminowe. Zabrania się używać takich środków w bezpośrednim sąsiedztwie ujęć wody, na terenie uzdrowisk oraz w otulinie obszarów chronionych. Nawet jeśli nie mamy do czynienia z powyższymi sytuacjami to warto pamiętać, że takie środki mają działanie toksyczne dla organizmów wodnych np. płazów.

Jesion pensylwański *Fraxinus pensylvanica* Marsh (*Fraxinus darlingtonii* Britton; (incl.); *Fraxinus pubescens* Lam.; Fot. 86) to drzewo wprowadzone do Europy w 1783 r. W Polsce rósł już w 1817 r. w Niedźwiedziu koło Krakowa (Hereźniak 1992; Tokarska-Guzik 2005). W rodzimej Ameryce Północnej występuje na rozległych obszarach. Jest najbardziej rozpowszechniony spośród amerykańskich jesionów. Ma podobny zasięg do klonu jesionolistnego. Rozpóściła się on na całym wschodnim wybrzeżu Stanów Zjednoczonych aż po Nową Szkocję w Kanadzie. Rośnie zwykle na glebach żyznych i wilgotnych, a nawet podmokłych, ale również na suchych glebach prairii. Najczęściej jednak jego naturalne populacje znajdują się w dolinach rzek i strumieni, na

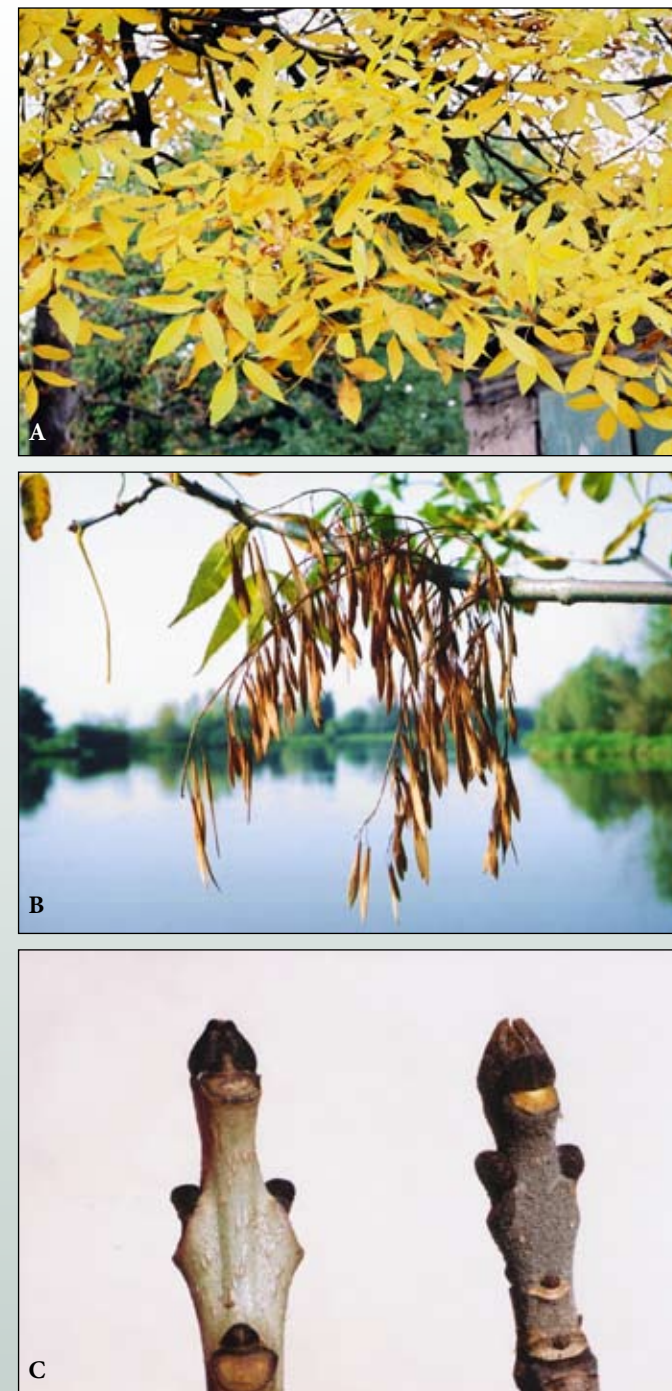


Fot. 85. Jesion pensylwański *Fraxinus pensylvanica* na brzegach Bystrzycy w okolicy Kątów Wrocławskich (Fot. Z. Dajdok)

glebach aluwialnych, rzadziej na bagnach. Najczęściej z nim współwystępuje klon jesionolistny. Lasy, w których rośnie jesion pensylwański to głównie lasy liściaste: łęgowe i dębowe. Rośnie szybko, owocuje obficie już w młodym wieku i jest łatwy do rozmnażania. Ze względu na jego twarde drewno a także elastyczność wykorzystywany jest w przemyśle drzewnym. Ponadto ma zastosowanie w rekultywacji hałd powęglowych oraz jako gatunek dający cień na obszarach mieszkaniowych ze względu na szeroką tolerancję w stosunku do czynników siedliskowych i dużą odporność na choroby zakaźne (Kennedy 1990).

W Polsce jest to najczęściej spotykany obcy gatunek jesionu. Obecnie jest rozpowszechniony w całym kraju. Nadaje się głównie do nasadzeń krajobrazowych. Jest często nasadzany przy drogach, szosach i alejach. Jest całkowicie odporny na mróz. Istnieją też odmiany ozdobne o pstrych liściach (Seneta i Dolatowski 1997). Gatunek ten może dziczeć z uprawy i wkraczać do wilgotnych siedlisk, w tym naturalnych lasów łęgowych. Stwierdzono go w wielu miejscach np. w lasach na Wyżynie Śląskiej, w otulinie Kampinoskiego Parku Narodowego, w Puszczy Białowieskiej. Zwalczanie jesionu pensylwańskiego powinno przebiegać podobnie jak przypadku klonu jesionolistnego.

Damian Chmura



Fot. 86. Jesion pensylwański: A – liście przebarwiające się jesienią; B – owoce (skrzydlaki); C – porównanie szczytowych części pędów jesionu wyniosłego (po lewej stronie) i pensylwańskiego (po prawej)

5. Metody zwalczania roślin inwazyjnych obcego pochodzenia

Dostrzeżone, wzrastające zagrożenie dla różnorodności biologicznej ze strony obcych gatunków inwazyjnych znalazło odzwierciedlenie w wielu międzynarodowych konwencjach i raportach (Weideman 2000; Touza i in. 2007). W Międzynarodowej Konwencji o Różnorodności Biologicznej (Rio de Janeiro, 1992 r.) znalazł się specjalny zapis nawołujący kraje-sygnatariuszy do zwalczania obcych gatunków inwazyjnych, stanowiących zagrożenie dla siedlisk, zbiorowisk bądź gatunków rodzimych. Okoliczności te przyczyniły się do wyraźnego wzrostu zainteresowania tą problematyką teoretyków i praktyków działających na rzecz ochrony przyrody. W polskiej literaturze, już w latach 50. ubiegłego wieku, Kornaś (1953) zwracał uwagę na potrzebę badań poświęconych współczesnym wędrownikom roślin synantropijnych, także ze względu na aspekt praktyczny: możliwość zwalczania uciążliwych chwastów (Tokarska-Guzik 2005).

Mimo to, w Polsce inwazyjnym gatunkom obcym, w porównaniu z innymi zagrożeniami dla różnorodności biologicznej, poświęcano dotąd stosunkowo niewiele uwagi (Tokarska-Guzik 2009). Przyczyną tego stanu rzeczy był fakt, że tylko nieliczne państwa w Europie miały tak negatywne doświadczenia z gatunkami obcymi jak Australia czy USA. Również świadomość społeczeństwa o problemach stwarzanych przez gatunki obce w Europie była jeszcze niedawno zaskakująco niska (Weidema 2000; Solarz 2001). Dopiero ostatnie lata zaowocowały podjęciem tej problematyki w skali kontynentu (programy badawcze, seminaria i konferencje naukowe), a także opracowaniem strategii *European strategy on invasive alien species* (Genovesi i Shine 2004). Jednocześnie obce gatunki inwazyjne znalazły się wśród najbardziej palących problemów związanych z ochroną przyrody i priorytetowych zadań podejmowanych w ramach programów ramowych Unii Europejskiej (Hulme i in. 2009).

W wielu krajach od lat prowadzi się działania zmierzające do wyeliminowania lub ograniczenia rozprzestrzeniania gatunków inwazyjnych. Do powszechnie stosowanych należą metody mechaniczne, chemiczne i mieszane (Tokarska-Guzik 2005, 2009).

Metody mechaniczne obejmują: ręczne wrywanie całych roślin, koszenie (Fot. 87), wycinkę ręczną, wycinkę przy użyciu specjalnych maszyn, przekopywanie gruntu, wypalanie, stosowanie ekranów (na powierzchni gruntu lub wody). Metoda wymaga intensywnego stosowania w czasie 4-5 lat, a następnie dostosowania częstości wykaszania do osiągniętych rezultatów.



(Fot. P. Reda)

Fot. 87. Brzegi uregulowanej Wapienicy (Beskid Śląski) porośnięte rdestowcami – przed i po zastosowa-



niu zabiegu mechanicznego zwalczania (koszenia) (Fot. B. Tokarska-Guzik)

Fot. 88. Eliminacja inwazyjnych gatunków drzewiastych przez okorowanie fragmentu pnia (Fot. B. Tokarska-Guzik)

Zabieg ten prowadzi w efekcie do ograniczenia rozmiarów populacji (usuwane są tylko części nadziemne roślin) lecz nie gwarantuje trwałej eliminacji. Efekt taki można uzyskać przez wykopywanie całych roślin (często przy użyciu specjalnie w tym celu zaprojektowanego sprzętu) lub usuwanie gleby zawierającej kłącza i inne części podziemne. W przypadku roślin drzewiastych stosuje się zabiegi okorowywania pni wraz z jednoczesnym przerwaniem pierścienia łyka (Fot. 88), co prowadzi do usychania drzewa w kolejnych sezonach. Metoda ta stosowana jest przede wszystkim na obszarach chronionych, ma na celu imitowanie procesów naturalnych i ograniczenie powstawania silnych zaburzeń (nagle, duże luki w drzewostanie, naruszenie gleby itp.).

Metody chemiczne (Fot. 89) polegają przede wszystkim na opryskiwaniu roślin herbicydami (selektywnymi, nieselektywnymi, systemowymi) lub wprowadzaniu środków chemicznych przy pomocy mazaków herbicydowych lub sond-aplikatorów. Największą skuteczność wykazują migrujące herbicydy: glifosat i 2,4-D amina (Child i in. 1998). Poza obszarami chronionymi i charakteryzującymi się wysoką różnorodnością biologiczną stosowane są także: picloram, triclopyr czy imazapyr. Jednak, jak potwierdzają badania eksperymentalne, jednorazowa aplikacja herbicydu nie daje oczekiwanego efektu (Fot. 90). Dopiero jego regularne stosowanie, minimum dwukrotnie w ciągu roku, przez okres kilku lat może prowadzić do wyeliminowania rośliny. Oprysk – w zależności od skali przedsięwzięcia - należy stosować minimum jeden raz w sezonie wegetacyjnym, w okresie pełnego rozwoju liści. W przypadku zwartych populacji, w których rośliny osiągnęły znaczną wysokość, dla zachowania bezpieczeństwa osób prowadzących zabieg, oprysk najlepiej prowadzić z wysięgników lub przy użyciu lanc. Dawka herbicydu powinna być dostosowana do rodzaju preparatu, warunków jego aplikacji i zagęszczenia populacji gatunku zwalczanego. Z reguły stosuje się 4 l/ha lub 8 l/ha.

W ostatnich latach zalecane jest w przypadku wielu roślin inwazyjnych nastrzykiwanie pędów, które wymaga zastosowania specjalistycznego sprzętu (pistolety do nastrzykiwań (Fot. 91) – Clark County Weed Management, Washington DC, USA – cena zakupu jednego urządzenia z zestawem igieł: ok. 250 funtów brytyjskich). Metoda ta jest szczególnie wskazana w pobliżu wód i w miejscach trudno dostępnych. W tym przypadku stosuje się 5% roztwór glifosatu przy jednorazowej aplikacji: 5 ml/pęd. Istotną zaletą tej metody jest eliminacja wyłącznie rośliny docelowej!



Fot. 89. Rdestowiec sachaliński po zastosowaniu oprysku (Fot. B. Tokarska-Guzik)



Fot. 90. Regeneracja rdestowców po zastosowanym oprysku (po lewej) i wykaszaniu (po prawej stronie) obok kielkujące siewki niecierpka gruczołowatego (Fot. B. Tokarska-Guzik)



Fot. 91. Sprzęt do nastrzykiwania pędów. Zalety metody to wprowadzenie odpowiedniej dawki i eliminacja wyłącznie rośliny zwalczanej, wada - zabieg czasochłonny (Fot. B. Tokarska-Guzik)



Fot. 92. Regeneracja roślinności na powierzchniach po dwukrotnym zastosowaniu metody mieszanej (wykaszanie i oprysk) (Fot. B. Tokarska-Guzik)

Najskuteczniejsze, w przypadku wielu gatunków, i przynoszące szybkie efekty, okazały się metody mieszane (Fot. 92), polegające na mechanicznym usuwaniu roślin i spryskiwaniu herbicydami. Poważną wadą tych metod jest ich wysoki koszt (Pimental 2002; Genovesi 2007). Podczas ich stosowania należy uwzględnić uwarunkowania, jak: termin realizacji prac (dostosowany do biologii danego gatunku, najczęściej przed okresem kwitnienia), warunki pogodowe (prace należy prowadzić przy suchej i bezwietrznej pogodzie - odnosi się do chemicznej eliminacji), warunki terenowe (dobór sprzętu), przepisy BHP (szkolenia, odzież ochronna), itp.

Zwolenników zyskują metody biologiczne, będące w wielu przypadkach, bardziej skuteczne i tańsze (Luken i Thieret 1997; Cronk i Fuller 2001; Pimental 2002). Polegają one na zastosowaniu odpowiednio dobranej roślinożercy - optymalnie monofaga lub patogenu. Tradycyjną metodą, znajdującą zastosowanie w przypadku niektórych gatunków, jest wypas. Zazwyczaj ogranicza on rozprzestrzenianie się rośliny, nie eliminując jej jednak całkowicie. Większość gatunków ma w granicach naturalnego zasięgu swoich wrogów: patogeny grzybowe oraz wiele gatunków owadów żerujących na różnych częściach rośliny (Fot. 93, por. także rozdziały charakteryzujące poszczególne gatunki). Zastosowanie biologicznych metod ograniczania rozprzestrzeniania się gatunków inwazyjnych, zdaniem wielu autorów jest zasadne, szczególnie na obszarach takich jak: tereny chronione i rekreacyjne oraz w pobliżu wód. Krytycznym aspektem tej metody jest konieczność wyselekcjonowania właściwego (specyficznego) organizmu kontrolującego inwazję danego gatunku rośliny, który jednocześnie nie stanie się zagrożeniem dla innych składników flory (Tokarska-Guzik 2009). Badania takie trwają zwykle kilka lat i rozpoczynają się w granicach naturalnego zasięgu problemowego gatunku inwazyjnego. Wymagają



Fot. 93. Larwy owadów żerujące na liściach szczawiu omszonego (Fot. B. Tokarska-Guzik)

one zastosowania wielu dodatkowych procedur, zwiększających bezpieczeństwo: testowych, kwarantannowych, związanych z warunkami hodowli monofaga, sposobami jego uwalniania do środowiska i innych działań organizacyjno-prawnych (Luken i Thieret 1997). Alternatywną metodą jest dobór rodzimego gatunku owada, którego rozwój mógłby być związany z rośliną inwazyjną (Child i Wade 2000).

Obecnie na świecie znanych jest ok. 1000 organizmów wykorzystywanych w biologicznym zwalczaniu. Są to najczęściej roślinożercy (optymalnie monofagiczne; głównie owady) lub patogeny (grzybowe). Mimo iż współcześnie biologiczne zwalczanie jest uważane za metodę bezpieczną, jej zastosowanie wymaga uwzględnienia zasady przeczności na każdym etapie jej wdrażania (Babendreier 2007).

Skuteczność wymienionych metod jest zróżnicowana i zależy od wielu czynników. Szczególnie istotne dla uzyskania oczekiwanego efektu, jest poznanie biologii i ekologii gatunku inwazyjnego i właściwe dobranie metody eliminującej niepożądaną roślinę lub ograniczającej jej rozprzestrzenianie się. Jednak najskuteczniejszym sposobem jest prewencja, która może być z powodzeniem stosowana pod warunkiem, że dysponować będziemy dostatecznie pełną informacją o gatunkach obcych charakteryzujących się "właściwościami inwazyjnymi" (listy gatunków inwazyjnych z innych regionów kraju, Europy i świata, znajomość biologii i ekologii gatunku, itp.) (Tokarska-Guzik 2005, 2009; Tokarska-Guzik i Dajdok 2004). Inicjatywa *Global Invasive Species Programme* (GISP) w połączeniu z bazą gatunków inwazyjnych zawiera łatwo dostępne i wystandaryzowane informacje dotyczące metod zwalczania i prewencji (Mooney 1999). Zgromadzone doświadczenie odnoszące się do opracowywania i wdrażania poszczególnych procedur, oceny efektywności poszczególnych metod oraz ich kosztów zostało zaprezentowane w licznych publikacjach (m.in. Room 1981; Scott i in. 1990; Holden i in. 1992; Malecki i in. 1993; Luken i Thieret 1997 i cytowana tam literatura; Child i Wade 2000, Cronk i Fuller 2001; Bimová i in. 2001).

Podstawy prawne dotyczące ochrony przed wprowadzaniem, kontroli i (lub) zwalczania gatunków obcego pochodzenia opracowano dotąd przede wszystkim w tych rejonach świata, gdzie różnorodne zagrożenia, jakie gatunki te stwarzają zostały dostrzeżone, a więc np. w USA, Kanadzie, Australii, Nowej Zelandii (Tokarska-Guzik 2002, 2005). Tam też szeroko stosowane są odpowiednio dobrane metody zarządzania obcymi gatunkami inwazyjnymi, poprzez minimalizowanie możliwości ich przenikania do miejscowych zbiorowisk roślinnych. Publikowane są instrukcje i przewodniki zawierające szczegółowe informacje wdrożenia metod ochrony poszczególnych typów siedlisk przed inwazją i procedury postępowania odnoszące się do poszczególnych gatunków inwazyjnych (np. Brown i Brooks 2002; Modrý 2008).

Ustawodawstwo dotyczące inwazyjnych gatunków obcych w wielu krajach europejskich jest nadal niewystarczające dla skutecznego rozwiązywania problemów, które te gatunki stwarzają. Brakuje osobnych ustaw, kompleksowo ujmujących zagadnienie: wszystkie siedliska (ekosystemy lądowe, wody słodkie i morskie), wszystkie organizmy (rośliny, zwierzęta łowne, ryby, mikroorganizmy, GMO), wszystkie działy gospodarki (rolnictwo, gospodarka morska, rybactwo śródlądowe, łowiectwo, ochrona przyrody). W niektórych krajach brak jeszcze pełnych list gatunków uznawanych za obce⁶. Analogicznie niewystarczające są przepisy dotyczące kontroli liczebności i eliminacji gatunków obcych zagrażających bioróżnorodności (Solarz 2001). Regu-

6 W ostatnich latach podjęto działania w tym zakresie, które zaowocowały opracowaniem i publikacją list gatunków obcego pochodzenia, w tym gatunków inwazyjnych np. Essl i Rabitsch 2002; Bottoni i Botta-Dukat 2004; także w Polsce realizowany jest projekt badawczy *Obce gatunki inwazyjne we florze i faunie Polski w kontekście ochrony różnorodności biologicznej*, którego wynikiem ma być przygotowanie „Księgi gatunków inwazyjnych”.

lacje prawne odgrywać mogą istotną rolę na różnych etapach procesu inwazji gatunku, zapobiegając lub ograniczając ich introdukcję, a następnie także kontrolując ich rozprzestrzenianie się.

Bolączką ochrony przyrody w Polsce jest ciągle niedoskonałe prawo, odzwierciedlające odwieczny konflikt między ochroną przyrody a interesami gospodarczymi (Symonides 2007). Największe luki w aspekcie ochrony przyrody to: brak definicji gatunku obcego w ustawodawstwie; fakt regulowania introdukcji gatunków obcych przez cztery odrębne ustawy (o ochronie przyrody, o rybactwie śródlądowym, o rybołówstwie, Prawo Łowieckie), posługujące się nie-spójną terminologią; brak listy gatunków objętych zakazem sprowadzania do kraju (w przygotowaniu); dopuszczanie introdukcji inwazyjnych gatunków roślin przy zakładaniu i utrzymywaniu terenów zieleni urządzonej, zadrzewień, w gospodarce rolnej i leśnej; brak zakazu handlu szczególnie niebezpiecznymi inwazyjnymi gatunkami obcymi. Polityka energetyczna państwa zakłada wzrost udziału energii pochodzącej ze źródeł odnawialnych, w tym tzw. roślin energetycznych. Wiele z gatunków rozważanych do uprawy w tym celu to gatunki obce, które są inwazyjne (np. rdestowce) lub potencjalnie inwazyjne. Ustawa o ochronie przyrody wyłącza z zakazu introdukcji do środowiska przyrodniczego gatunki roślin obcego pochodzenia przy zakładaniu i utrzymywaniu terenów zieleni oraz zakładaniu i utrzymywaniu zadrzewień poza lasami i obszarami objętymi formami ochrony przyrody. Jednocześnie są one wykorzystywane powszechnie m. in. do tworzenia pasów zadrzewień wzdłuż nowobudowanych autostrad (Solarz i in. 2005).

W kraju nie istnieją, jak dotąd, podstawy prawne do zwalczania obcych gatunków inwazyjnych. Przykłady usuwania roślin są incydentalne, ograniczają się do koszenia, wycinki i wypalania powierzchni przez nie zajętych (Tokarska-Guzik i Dajdok 2004). Dopiero w ostatnich latach podjęto i/lub wdrożono pierwsze programy kontroli roślin inwazyjnych, szczególnie w odniesieniu do obszarów chronionych (Tokarska-Guzik i in. 2007; por. także kolejne rozdziały niniejszego opracowania).

Dokumenty międzynarodowe poświęcone ochronie przyrody, ratyfikowane przez Polskę oraz fakt przystąpienia naszego kraju do Unii Europejskiej, stwarzają wymóg opracowania kompleksowej strategii postępowania z gatunkami obcymi. Zadanie to jest również zalecane do wykonania w „Programie Działań Krajowej Strategii Ochrony i Zrównoważonego Użytkowania Różnorodności Biologicznej”, przyjętej przez Radę Ministrów w 2003 r. Strategie powinny obejmować przygotowanie rozwiązań organizacyjno-prawnych i finansowych umożliwiających zapobieganie introdukcjom nowych gatunków obcych i łagodzenie negatywnego wpływu tych gatunków obcych, które już zostały introdukowane (Solarz i in. 2005). Pierwsze wskazania i możliwości odnoszące się do zabezpieczenia rodzimej różnorodności biologicznej przed inwazjami obcych gatunków roślin zawiera opracowanie wykonane na Zlecenie Ministra Środowiska pt. „Zasady postępowania z gatunkami roślin i zwierząt obcymi rodzimej faunie i florze” (Solarz i in. 2005). Opracowanie to zostało przygotowane na podstawie informacji zebranych w bazie danych „Gatunki obce w Polsce”, uzupełnionych o dane pochodzące z różnych źródeł publikowanych i niepublikowanych oraz dane oryginalne autorów opracowania. Część zebranych danych została udostępniona w polskiej i angielskiej wersji językowej na serwerze internetowym Instytutu Ochrony Przyrody PAN (www.iop.krakow.pl/ias).

Baza ta nie obejmuje jeszcze wszystkich gatunków obcych występujących na obszarze Polski, jest jednak systematycznie rozbudowywana i uzupełniana. Została ponadto włączona w szereg projektów międzynarodowych mających na celu stworzenie wspólnej platformy do wymiany informacji o tych gatunkach w skali regionalnej, europejskiej i światowej (NOBANIS – NOrdic BAltic Network on Invasive Species, DAISE – Delivering Alien Invasive Species

Inventoris for Europe, GISIN – Global Invasive Species Information Network, GISP – Global Invasive Species Programme) (Tokarska-Guzik 2009).

Dokumentacja „Zasady postępowania z gatunkami roślin i zwierząt obcymi rodzimej faunie i florze” zawiera wykazy obcych gatunków zwiększających zasięg i liczebność na obszarze Polski, wykazy gatunków obcych, które wskutek rozprzestrzeniania się z krajów sąsiednich, mogą swoim arealem objąć także obszar Polski oraz gatunki obce w uprawach i hodowlach, stanowiące potencjalne zagrożenie dla rodzimej przyrody. Opracowanie zawiera także listę 211 gatunków inwazyjnych, w tym 139 gatunków roślin (w przygotowaniu znajdują się księgi gatunków inwazyjnych w Polsce) oraz nakreśla zasady postępowania z inwazyjnymi gatunkami obcymi.

Szerzej scharakteryzowano tam zasady postępowania wobec gatunków takich jak: klon jesionolistny *Acer negundo*, tatarak zwyczajny *Acorus calamus*, kolczurka klapowana *Echinocystis lobata*, dąb czerwony *Quercus rubra*, czeremcha amerykańska *Padus serotina*, barszcz Mantegazziego (b. kaukaski) *Heracleum mantegazzianum*, barszcz Sosnowskiego *H. sosnowskyi*, rdestowiec ostrokończasty *Reynoutria (Fallopia) japonica*, niecierpek gruczołowaty *Impatiens glandulifera* i drobnokwiatowy *I. parviflora* i robinia (grochodrzew) akacjowa *Robinia pseudoacacia*. Zaproponowane metody kontroli przedstawiono na podstawie wyników zaczerpniętych z eksperymentów przeprowadzonych najczęściej poza granicami Polski (Tokarska-Guzik 2009).

W ograniczeniu rozprzestrzeniania się niepożądanych gatunków obcego pochodzenia ważne jest szczegółowe poznanie ich biologii, ekologii i rozmieszczenia (Child i in. 2001) i opracowywanie odrębnych dla poszczególnych przypadków, dokumentacji wpływu inwazji na lokalną szatę roślinną, ewentualnego zagrożenia, jakie mogą spowodować, a także oszacowania społecznych, ekonomicznych i ekologicznych efektów zjawiska. Nadal istotnym i pilnym zadaniem jest poszukiwanie nowych sposobów pozwalających na ograniczenie jego skali. Równie istotne są inne kwestie, w tym praktyczne, związane z zapobieganiem introdukcjom inwazyjnych gatunków obcych. Adekwatne rozwiązania w tym zakresie obejmują jedynie sektor fitosanitarny i weterynaryjny (Solarz i in. 2005; Hallman 2007).

Badania i działania prewencyjne powinna uzupełniać edukacja, kierowana przede wszystkim do osób lub grup, które mogą mieć największy potencjalny wpływ na ograniczanie celowych i niezamierzonych introdukcji obcych gatunków.

Barbara Tokarska-Guzik

6. Przykłady działań podejmowanych w Polsce

6.1. PROGRAM ZWALCZANIA INWAZYJNYCH GATUNKÓW Z RODZAJU RDESTOWIEC REYNOUTRIA (FALLOPIA) NA OBSZARZE OSTOI SIEDLISKOWEJ NATURA 2000 „GRANICZNY MEANDER ODRY”

Koryto Odry, drugiej co do wielkości rzeki Polski, na przeważającej swej długości zostało wyprostowane i skanalizowane. Wyjątkiem jest jego niewielki odcinek położony w południowo-zachodniej części województwa śląskiego, na terenie gminy Krzyżanowice (por. mapy). Ten nieregulowany fragment rzeki stanowi jednocześnie polsko-czeską granicę państwową.

Zachowane tutaj, zbliżone do naturalnych, procesy korytotwórcze przyczyniły się do wytworzenia po obu stronach rzeki mozaiki siedlisk takich jak: plosa, wyspy rzeczne, starorzecza i urwiste skarpy brzegowe. Ich obecność, warunkowana utrzymaniem dynamicznego przepływu Odry, umożliwia występowanie na tym obszarze wielu rzadkim i cennym z przyrodniczego punktu widzenia gatunkom roślin i zwierząt. Regularne wylewy wód Odry oraz swobodny transport rumowiska jej korytem, pozwala na rozwój zbiorowisk roślinnych charakterystycznych dla dużych, nieregulowanych jeszcze rzek. Po obu stronach rzeki stwierdzono obecność siedmiu typów siedlisk przyrodniczych, które zostały wymienione w Załączniku I Dyrektywy Rady (92/43/EEC), jako ważne dla Wspólnoty Europejskiej, w tym siedlisk priorytetowych w postaci lasów łęgowych (Dyrektywa Rady 92/43/EWG⁷; Obrdlík 2003; Nieznański 2006). Specyficzne warunki panujące na tym obszarze warunkują występowanie cennych z przyrodniczego punktu widzenia gatunków zwierząt. Wiele z nich podlega ochronie prawnej na mocy prawa polskiego lub też europejskiego. Obszar ten jest miejscem występowania tzw. gatunków priorytetowych, jak pachnica dębowa *Osmodera eremita* oraz zgniotek cynobrowy *Cucujus cinnabarinus*. W granicach meandrów stwierdzono także obecność 20 gatunków ssaków (m.in. wydry rzecznej i bobra europejskiego), około 60 gatunków ptaków (m.in. zimorodka, siewki rzecznej), wielu gatunków gadów i płazów oraz ryb (Obrdlík 2003; Nieznański 2006).

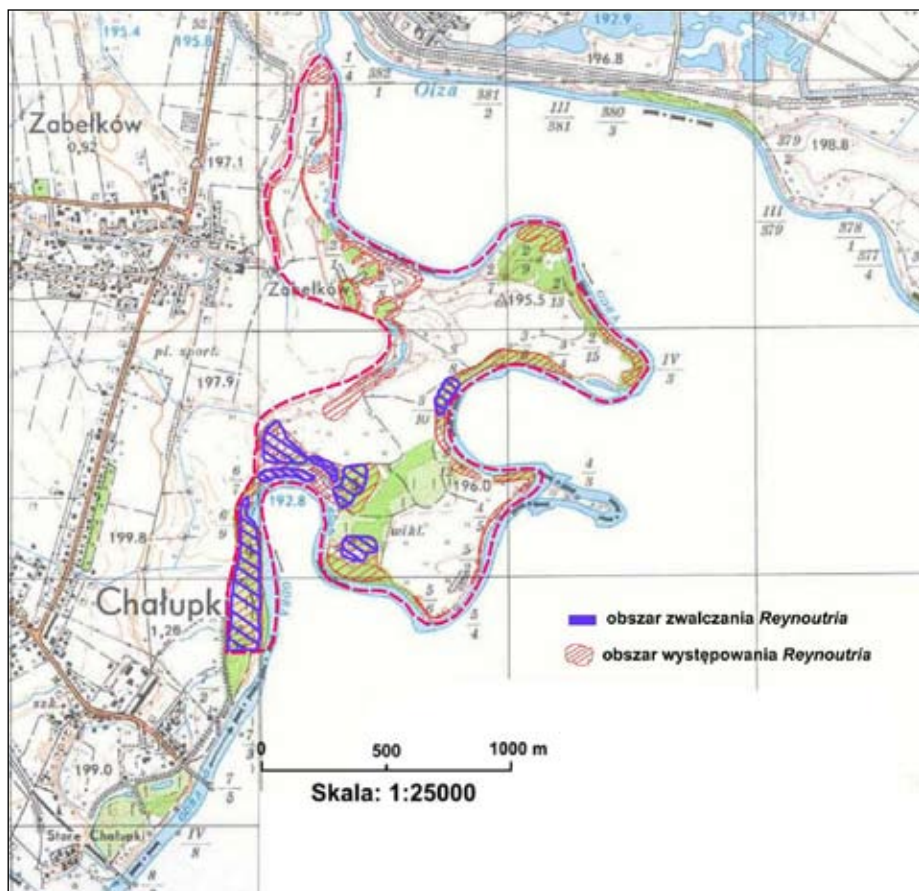
W celu zachowania naturalnego charakteru tego terenu, dzięki staraniom WWF Polska, został on objęty ochroną w formie Obszaru Chronionego Krajobrazu, na mocy rozporządzenia z 2004 r. Obecność siedlisk i gatunków zwierząt o znaczeniu europejskim przyczyniła się do włączenia tego obszaru w 2008 r., do sieci Natura 2000, jako ostoi siedliskowej „Graniczny Meander Odry”. Od 2005 r. realizowany jest na tym terenie program „Przestrzeń dla rzeki – ochrona walorów przyrodniczych polsko-czeskich meandrów Odry jako model rozwiązań dla innych cieków granicznych Europy” (Fot. 96). Głównym jego celem jest trwałe zachowanie walorów przyrodniczych i krajobrazowych obszaru granicznych meandrów. Projekt ten zainicjowany został wspólnie przez organizacje pozarządowe: WWF Polska i Fundację Zielonej Ligi, samorządy lokalne: Urząd Gminy Krzyżanowice i Starostwo Powiatowe w Raciborzu oraz Zakład Botaniki Systematycznej Uniwersytetu Śląskiego (Obrdlík 2005; Nieznański 2006; Tokarska-Guzik 2006).

⁷ Dyrektywa Rady 92/43/EWG z dnia 21 maja 1992 roku w sprawie ochrony siedlisk przyrodniczych oraz dzikiej fauny i flory. Załącznik II. Gatunki roślin i zwierząt będące przedmiotem zainteresowania Wspólnoty, których ochrona wymaga wyznaczenia Specjalnych Obszarów Ochrony



Lokalizacja obszaru chronionego krajobrazu „Graniczny meander Odry” na tle jednostek administracyjnych.

Zagrożeniem dla unikatowych siedlisk jest rozprzestrzenianie się na tym terenie gatunków obcego pochodzenia (Tokarska-Guzik i in. 2007; Koszela 2008; Koszela i Tokarska-Guzik 2008). Badania flory tego obszaru wykazały, że wśród odnotowanych 363 gatunków roślin naczyniowych, 22% stanowią obcy przybysze na trwałe zadomowieni we florze krajowej (tzw. archeofity oraz kenofity = neofity). Dla porównania, wymienione grupy roślin we florze Polski stanowią 14% wszystkich gatunków. Poza pospolitymi w naszym kraju chwastami polnymi i ogrodowymi oraz roślinami siedlisk ruderalnych występują tu również gatunki zaliczane do grupy tzw. roślin inwazyjnych (m. in. rośliny drzewiaste, jak klon jesionolistny *Acer negundo*, dąb czerwony *Quercus rubra*, winobluszcz zaroślowy *Parthenocissus inserta* oraz zielne: niecierpek drobnokwiatowy *Impatiens parviflora* i gruczołowaty *Impatiens glandulifera*, nawłoc kanadyjska *Solidago canadensis* i późna *S. gigantea*, słonecznik bulwiasty *Helianthus tuberosus* czy kolczurka klapowana *Echinocystis lobata*). Wśród tych ostatnich największe zagrożenie stano-



Lokalizacja miejsc zwalczania na tle rozmieszczenia taksonów z rodzaju *Reynoutria* na terenie obszaru „Graniczny meander Odra”.

wią azjatyckie gatunki z rodzaju rdestowiec *Reynoutria*: r. ostrokończysty *R. japonica*, r. sachaliński *R. sachalinensis* oraz ich mieszańce r. pośredni *R. ×bohemica*. Na obszarze meandrów ich stanowiska koncentrują się przede wszystkim na siedliskach lasu łęgowego oraz wzdłuż rzeki Odry (por. mapa). W miejscach tych występują masowo, tworząc zwarte fitocenozy i niszcząc jednocześnie walory naturalne tych unikatowych siedlisk. Ich skupienia odnotowano również nad brzegami starorzeczy, nad przepływającym przez ten obszar ciekim wodnym Bełk oraz w zaroślach śródpolnych otaczających występujące tu łąki kośnie (Koszela 2008; Koszela i Tokarska-Guzik 2008).

W celu zachowania istniejących jeszcze nienaruszonych mikrosiedlisk, które stanowią o niepowtarzalnym charakterze tego obszaru, a także przywróceniu wielu fragmentom tego obszaru ich naturalnych cech, wdrożono projekt zwalczania tych gatunków (Fot. 94). Program, którego realizację rozpoczęto w 2005r., stanowi integralną część wspomnianego powyżej projektu „Przestrzeń dla rzeki”. Jednym z jego zadań było nie tylko wdrożenie programu zwalczania rdestowców i umożliwienie naturalnej sukcesji roślinności ale także monitorowanie zachodzących zmian w szacie roślinnej.



Fot. 94. Sytuacja na obszarze Natura 2000 „Graniczny meander Odra”: A – przed podjęciem działań; B – po zastosowaniu wycinania; C – odrastanie rdestowców po wycinie; D – wykopywanie ręczne; E – wykaszanie mechaniczne; F – odrastanie rdestowców po zastosowaniu wycinania (Fot. B. Tokarska-Guzik)

Realizację programu rozpoczęto od zlokalizowania populacji rdestowców w granicach obszaru oraz wyznaczenia powierzchni, na których miała być prowadzona ich eliminacja. W celu monitorowania efektów zwalczania założono również stałe powierzchnie badawcze. Przy realizacji tego projektu zdecydowano się na wykorzystanie, dającej dotąd najlepsze efekty, metody mieszanej: mechaniczno-chemicznej, polegającej na wykaszaniu pędów rdestowca przy użyciu odpowiednich maszyn oraz opryskach środkiem chemicznym Roundup w stężeniach 4



Fot. 95. Regeneracja roślinności na powierzchniach po zastosowanej mieszanej metodzie zwalczania. Nadal dominuje rdestowiec (Fot. B. Tokarska-Guzik)



Fot. 96. Tablica informacyjna na trasie ścieżki dydaktycznej na terenie „Granicznego Meandra Odry” (Fot. B. Tokarska-Guzik)

l/ha i 8 l/ha. Użyty herbicyd zawiera w swoim składzie jedną z najskuteczniejszych substancjami chemicznymi w zwalczaniu niepożądanych chwastów – glifosat. Związek ten, o charakterze nieselektywnym, dopuszczony jest do stosowania w pobliżu wód również w Polsce. Na jego użycie otrzymano zgodę Wojewódzkiego Konserwatora Przyrody. W tych częściach obszaru, gdzie stosowanie jakichkolwiek środków chemicznych nie jest wskazane, ograniczono się do wykorzystania jedynie metody mechanicznej (Tokarska-Guzik 2006; Tokarska-Guzik i in. 2007).

Zgodnie z harmonogramem prac pierwsze wykaszanie przeprowadzono jesienią 2005 roku. W kolejnych sezonach wegetacyjnych zabiegi na wyznaczonych powierzchniach prowadzono cztery razy w roku, w miesiącach: kwietniu, czerwcu, sierpniu i październiku. Na powierzchni objętej koszeniem zastosowano ostatecznie oprysk w dawce 4 l/ha. Koszt jednokrotnego zabiegu oszacowano na 25 000 zł. Kontynuacja projektu w przedstawionym zakresie najprawdopodobniej nie będzie możliwa w przyszłych latach, ze względu na ograniczone środki finansowe w budżecie Gminy Krzyżanowice, która nadzoruje i aktualnie finansuje prace (inf. ustna).

Wstępne wyniki badań terenowych wykazały wyraźny wzrost liczby gatunków na powierzchniach objętych zwalczaniem w stosunku do powierzchni kontrolnych. Zjawisko to jest najprawdopodobniej efektem uruchomienia się banku nasion w wyniku zwiększenia dostępności światła. Świadczyć może o tym wysoki udział terofitów na powierzchniach objętych zwalczaniem, które stanowiły drugą, co do wielkości, po hemikryptofitach grupę roślin. Na powierzchniach objętych eliminacją stwierdzono znaczny udział archeofitów, czyli „starszych przybyszów”. Jest to najprawdopodobniej efekt sąsiedztwa pól uprawnych i drogi, siedlisk, z którymi gatunki te są najczęściej związane. Przeprowadzone zwalczanie, którego efektem jest powstanie rozległych i odkrytych powierzchni, sprzyja więc pojawianiu się roślin segetalnych i ruderalnych (Koszela 2008). W ramach programu oceniano także skuteczność stosowanych metod, monitorując tempo wzrostu rdestowca.

Te wstępne wyniki badań pozwolą na zmodyfikowanie i doprecyzowanie przyjętej strategii eliminacji rdestowców z terenu chronionego „Graniczny Meander Odry” (Fot. 95, 96). Przede wszystkim należy ograniczyć wielkość powierzchni, na których prowadzona jest wycinka tych roślin. Ograniczy to nie tylko proces erozji gleb, ale również zmniejszy możliwość kolonizacji tych obszarów przez gatunki ruderalne. Ze względu na specyfikę terenu meandrów zasadne wydaje się również zredukowanie do minimum środków chemicznych. Ich stosowanie w miejscach wilgotnych, w pobliżu starorzeczy i bezpośrednio w pobliżu Odry stwarza zagrożenie zanieczyszczenia wód oraz stanowi niebezpieczeństwo dla zamieszkującej ten obszar fauny. Jednocześnie rozważana jest możliwość przyspieszenia renaturalizacji roślinności poprzez wprowadzanie gatunków pożądanych, tzn. takich, które związane są ze zbiorowiskami roślinnymi towarzyszącymi dolinom dużych rzek. Pod uwagę brane są wyłącznie gatunki rodzime występujące na tym terenie. Koniecznym wydaje się także dalsze szkolenie i nadzorowanie osób wykonujących prace związane z eliminacją rdestowców. Zdarzały się przypadki, kiedy to niedoświadczeni pracownicy wykaszali znacznie większe powierzchnie, także niezajęte przez rdestowe, eliminując tym samym gatunki lasów łęgowych, np. czosnek niedźwiedzi *Allium ursinum* (Tokarska-Guzik i in. 2007).

Dla osiągnięcia trwałego efektu eliminację rdestowca należałoby kontynuować, zwiększając nawet częstotliwość cięć jak wykazały ostatnie próby eksperymentalne (Gerber i in. 2009). Na podstawie doświadczeń brytyjskich i czeskich już w tej chwili można założyć, że zaniechanie systematycznego usuwania rdestowca może w efekcie zakończyć się powrotem do sytuacji zastanej na obszarze chronionym przed podjęciem działań eliminacji.

6.2. ZWALCZANIE BARSZCZU SOSNOWSKIEGO NA SUWALSZCZYŹNIE

Na terenie Suwalszczyzny barszcz Sosnowskiego występuje na kilku stanowiskach, z których jedno położone jest na granicy Wigierskiego Parku Narodowego i gruntów wsi Mała Huta. Występujące tam rośliny barszczu stanowią duże zagrożenie dla przyrody Parku, a zwłaszcza dla walorów przyrodniczych obszaru ochrony ścisłej „Kamionka”, który położony jest nieopodal. Pojawienie się na tym terenie obcego przybysza z Kaukazu nie było przypadkowe. Podobnie, jak w innych rejonach Polski, barszcz ten był tu celowo posadzony przy pasiekach, jako roślina miododajna. Z biegiem lat rozprzestrzenił się, opanowując nowe tereny i wnikając do cennych przyrodniczo środowisk. Populacja barszczu Sosnowskiego, która zagraża przyrodzie parku narodowego zajmuje powierzchnię kilkunastu hektarów. W niektórych miejscach (brzegi jezior, środowiska ruderalne) roślina ta tworzy zwarte łany (Fot. 97, 98, 100), wypierając rodzime gatunki roślin. Występowanie barszczu Sosnowskiego nad jeziorem Kolečne stwarza szczególne zagrożenie, gdyż przez to jezioro przepływa rzeka Kamionka, która następnie wpływa na obszar Wigierskiego Parku Narodowego. Tą drogą łatwo mogą przenosić się nasiona barszczu i to na znaczne odległości.

Istotnym czynnikiem rozprzestrzeniania się barszczu Sosnowskiego jest człowiek. Wiele osób, zwabionych okazałym wyglądem kwiatostanów barszczu, przenosi te rośliny do swoich ogródków lub wykorzystuje je, jako ozdoby w mieszkaniach, przy okazji roznosząc ich nasiona. W ten właśnie sposób barszcz Sosnowskiego ze stanowiska w Małej Hucie został zawleczony w kilka innych miejsc wokół Parku.

Zwalczanie barszczu Sosnowskiego nie jest zadaniem łatwym, zwłaszcza gdy odbywa się na terenach chronionych, gdzie nie wolno stosować środków chemicznych. Władze Parku, widząc rosnące zagrożenie ze strony obcego przybysza, w 2004 roku podjęły pierwsze działania ograniczające rozprzestrzenianie się tego gatunku. Przy pomocy finansowej Narodowego Funduszu Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej zastosowano zabiegi polegające na ograniczeniu wysiewu nasion barszczu Sosnowskiego do gleby oraz zmianie warunków glebowych na niekorzystne dla tej rośliny. W czasie zawiązywania się owoców barszczu nałożono na kwiatostany (baldachy) foliowe worki, które nie pozwoliły na rozsianie się nasion (Fot. 99). Rośliny wydały zatem nasiona, kończąc w ten sposób cykl życiowy, ale nasiona te nie przedostały się do gleby i nie dały początku nowym osobnikom. Nasiona zebrane w plastikowe worki zostały spalone, a obszar na którym rośliny rosły poddano zabiegowi wapnowania. W ten sposób zmniejszono kwasowość gleby i tym samym stworzono mniej korzystne warunki dla wzrostu nasion pozostających w glebie z poprzednich lat.

Zabiegi te nie przyniosły spodziewanego efektu. Pomimo ograniczenia rozprzestrzeniania się (zniszczono kilkadziesiąt milionów nasion) oraz wapnowania gleby, w następnym roku pojawiły się nowe rośliny, na podobnej powierzchni i w podobnym zagęszczeniu. Nowe osobniki wyrosły z nasion spoczywających w glebie z poprzednich lat. Jedna roślina może wytworzyć około 20 tys. owoców, co daje 40 tys. nasion (owocem barszczu są rozłupki zawierające po dwa nasiona). Nawet przy założeniu, że tylko część z nich wykiełkuje i da początek nowym roślinom, to i tak jest to potężny potencjał rozrodczy tej rośliny.

Te doświadczenia skłoniły do bardziej kompleksowych i radykalnych działań. Jeżeli w glebie znajduje się potężny bank nasion tego gatunku, który zapewnia odnawianie się roślin w kolejnych latach, to należy zastosować takie rozwiązanie, które będzie polegało nie tylko na niszczeniu rosnących roślin, ale również nasion zdeponowanych w glebie. W latach 2007-2008, przy wsparciu finansowym Fundacji EkoFundusz, podjęto kolejną próbę walki z barszczem



Fot. 97. Barszcz Sosnowskiego tworzy często zwarte łany wypierając inne gatunki roślin, na zdjęciach stanowisko z Małej Huty (Fot. L. Krzysztofiak)



Fot. 98. Ograniczanie rozsiewania się nasion poprzez zakładanie plastikowych worków na kwiatostany barszczu Sosnowskiego jest trudne ze względu na rozmiary tych roślin (Fot. M. Romański)



Fot. 99. Plastikowe worki zabezpieczają przed rozsianiem się nasion (Fot. L. Krzysztofiak)



Fot. 100. Brzeg jez. Koleśne z barszczem Sosnowskiego - stan sprzed podjęcia zabiegów jego zwalczania (Fot. L. Krzysztofiak)

Sosnowskiego występującym na granicy Parku. Tym razem zastosowano kompleksowe zabiegi, polegające na: wykarczowaniu roślin, usunięciu wierzchniej warstwy gleby na obszarach, na których okazy gatunku występują w największym zagęszczeniu (na to miejsce przywieziono nową ziemię), wykonaniu głębokiej orki i wapnowaniu gleby.

Już po pierwszym roku stwierdzono znaczące ograniczenie ilości egzemplarzy barszczu Sosnowskiego na obszarze działania. W kolejnym roku w miejscach, gdzie dokonano wymiany powierzchniowej warstwy ziemi nie stwierdzono okazów barszczu lub pojawiły się tylko pojedyncze osobniki (Fot. 101).

W miejscach podmokłych, np. nad brzegiem jeziora, gdzie barszcz Sosnowskiego tworzył zwartą ścianę sięgającą do ponad 4 m wysokości, wymiana gleby nie była możliwa. W takich przypadkach ograniczono się do głębokiej orki, wapnowania gleby i karczowania roślin. Zabiegi te powtarzano przez dwa lata, dzięki czemu liczba okazów barszczu Sosnowskiego znacząco się zmniejszyła i rejestrowano występowanie tylko pojedynczych osobników. Podobna sytuacja wystąpiła na polach, gdzie przed rozpoczęciem zabiegów występowały wysepki barszczu Sosnowskiego. W pewnych miejscach, np. przy płotach, w rowach przydrożnych, wokół budynków czy drzew, trudno było przeprowadzić niektóre zabiegi (głęboką orkę). Po pewnym czasie pojawiały się tam pojedyncze okazy barszczu, które stanowią potencjalne zagrożenie odnowienia się populacji.

Podejmowanie zabiegów czynnej ochrony (w tym przypadku ochrony przed gatunkiem obcego pochodzenia) jakiegokolwiek składnika naszej przyrody wymaga równoległego prowadzenia edukacji przyrodniczej w tym zakresie. Tylko wówczas będziemy mogli skutecznie, z



Fot. 101. Brzeg jez. Koleśne - stan w dwa lata po zakończeniu zabiegów zwalczania barszczu Sosnowskiego (Fot. L. Krzysztofiak)

pełną akceptacją społeczną chronić naszą rodzimą przyrodę. Dlatego też, równoległe do podejmowanych zabiegów zwalczania barszczu Sosnowskiego Park prowadził edukację społeczności lokalnej, dotyczącą zagrożeń, jakie niosą obce gatunki roślin oraz metod walki z nimi. Przeprowadzono liczne prelekcje w szkołach, opracowano plansze edukacyjne, zorganizowano seminarium oraz wydano publikacje: „Barszcz mantegazyjski (Sosnowskiego) - niechciany gość” oraz „Inwazyjne gatunki roślin w Wigierskim Parku Narodowym” (Dajdok i in. 2007).

Podjęte do tej pory zabiegi zwalczania barszczu Sosnowskiego na Suwalszczyźnie nie rozwiązują problemów ekspansji tego obcego gatunku, nawet na niewielkim obszarze w pobliżu Wigierskiego Parku Narodowego. Należy się spodziewać, że pojedyncze okazy barszczu będą się jeszcze pojawiały przynajmniej przez kilka lat. Należy je sukcesywnie usuwać, nie dopuszczając do rozsiewania się nasion. Droga do całkowitego zwalczania barszczu Sosnowskiego jest zatem jeszcze długa, ale warto nią podążać dla dobra naszej rodzimej przyrody.

Lech Krzysztofiak

6.3. DOŚWIADCZENIA ZWALCZANIA TAWUŁY KUTNEROWATEJ SPIRAEA TOMENTOSA NA TORFOWISKACH PUSZCZY DRAWSKIEJ

Puszcza Drawska jest kompleksem leśnym położonym w północno-zachodniej Polsce, na granicy województw: zachodniopomorskiego, lubuskiego i wielkopolskiego. Jest to kompleks o niebanalnych wartościach przyrodniczych, uważany za jeden z cenniejszych przyrodniczo fragmentów Pomorza Zachodniego. Potwierdzeniem tych walorów było utworzenie w 1990 r. w centralnej części Puszczy parku narodowego (Drawieński Park Narodowy). Jednak niektóre obszary poza jego granicami mają walory przyrodnicze nie mniejsze, niż objekty objęte granicami Parku.

Znaczna część walorów przyrodniczych Puszczy Drawskiej jest związana z ekosystemami mokradłowymi, a w tym szczególnie z torfowiskami, źródłiskami i wilgotnymi łąkami. W porównaniu z przeciętnym stanem przyrody Pomorza, Puszcza Drawska jest między innymi:

- obszarem liczego występowania i dobrego zachowania się mszarnych torfowisk kotłowych, z bogatymi populacjami flory typowej dla torfowisk mszarnych (rosiczki, modrzewnica północna, w parku narodowym także chamedafne północna *Chamaedaphne calyculata*, bagnica torfowa *Scheuchzeria palustris*, turzyca bagienna *Carex limosa*). Na podkreślenie zasługują zwłaszcza obfite populacje dwóch ostatnich gatunków, w skali kraju i regionu uznanych za ginące i umieszczonych na czerwonych listach;
- jednym z klasycznych obszarów masowego występowania zjawisk źródłiskowych i skupieniem modelowo wykształconych obiektów, w których te zjawiska można obserwować. W klasyczny sposób wykształcają się tu - i często są jeszcze dobrze zachowane - soligeniczne mechowiska z reliktowymi mchami: *Paludella squarrosa* i *Helodium blandowii*;
- obszarem względnie dobrego zachowania się pozostałości wilgotnych łąk, czego wskaźnikiem są np. mocne populacje storczyków z rodzaju kukułka *Dactylorhiza* spp.;
- obszarem wybitnej koncentracji i dobrego zachowania populacji mokradłowych gatunków kalcifilnych (kłoc wiewiórka *Cladium mariscus*, dziewięciornik błotny *Parnassia palustris*, nasieźrzał pospolity *Ophioglossum vulgatum* i in.);
- obszarem skupienia kilku stanowisk gatunków roślin torfowiskowych ujętych w zał. II dyrektywy siedliskowej – lipiennik Loesela *Liparis loeseli* oraz sierpowiec błyszczący *Drepanocladus vernicosus* (a także miejscem występowania elismy wodnej *Luronium natans*);

- obszarem wybitnej różnorodności florystycznej (współczesna flora Puszczy liczy ponad 1200 gatunków roślin naczyniowych!);
- obszarem bardzo wysokiego zagęszczenia populacji żurawia *Grus grus*;
- obszarem liczego występowania unikatowych gatunków bezkręgowców związanych z mokradłami, np. rzadkiej ważki iglicy *Nehalennia speciosa*, zalotki większej *Leucorrhinia pectoralis*, trzepli zielonej *Ophiogomphus cecilia*, poczwarówek *Vertigo angustior* oraz *Vertigo moulinsiana*.

Mimo zachowania wyżej wymienionych walorów, istotne są jednak procesy degradacji mokradeł. Wśród torfowisk Puszczy liczbowo i powierzchniowo dominują objekty silnie zniekształcone. Wieloletnie obserwacje torfowisk Puszczy Drawskiej wskazują na postępujący proces ich przesuszania wskutek spadku poziomu wód gruntowych. Np. na terenie nadleśnictwa Głusko obserwuje się szybkie zanikanie przytorfowiskowych oczek z lustrem wody - w ciągu 17 lat obserwacji zanikło 34% z nich. Tempo zanikania torfowisk przejściowych jest podobne. Najbardziej zagrożone są torfowiska, które są dodatkowo drenowane rowami. Obserwowany jest mechanizm sprzężenia zwrotnego: po przesuszeniu się torfowiska następuje ekspansja sosny i brzozy, powodująca wzmożoną ewapotranspirację i dalsze przesuszanie. Mimo, że mokradła Puszczy wciąż mają wybitne walory florystyczne, niepokojąco długa jest też lista związanych z mokradłami gatunków roślin, które były podawane w I połowie XX w., a wydaje się, że nie przetrwały do dnia dzisiejszego. Obejmuje ona m. in. takie gatunki jak: turzyca strunowa *Carex chordorrhiza*, goździk pyszny *Dianthus superbus*, wełnianka delikatna *Eriophorum gracile*, gółka długooostrogowa *Gymnadenia conopsea*, widłaczek torfowy *Lycopodiella inundata*, grązel drobny *Nuphar pumila*.

Główne przyczyny powszechnego procesu degeneracji mokradeł Puszczy mają charakter kompleksowy. Są nimi:

- dawne, lecz wciąż funkcjonujące, odwodnienia niektórych mokradeł rowami;
- generalny spadek poziomu wód gruntowych, powodujący przesuszanie i nieodwracalną degradację torfowisk kotłowych, położonych w bezodpływowych zagłębieniach terenu, a także ograniczenie zasilania źródłisk;
- będąca wynikiem przesuszenia ekspansja roślin drzewiastych - szczególnie brzozy i łoży, ale i sosny - na powierzchnię torfowisk mszarnych, uruchamiająca sprzężenie zwrotne - wzmagająca transpirację i dalsze przesuszenie torfowisk. Ekspansja nalotu drzew i krzewów powoduje też stopniowe wycofywanie się torfowiskowych gatunków roślin;
- zarzucenie użytkowania łąk, powodujące uruchomienie procesów ich zarastania i w konsekwencji utratę różnorodności florystycznej i faunistycznej. Utrata ta jest szczególnie dotkliwa na łąkach pokrywających zasilane wodami źródłiskowymi torfowiska soligeniczne.

Wśród istotnych problemów i zagrożeń dla ekosystemów mokradłowych Puszczy Drawskiej jest także zjawisko ekspansji na torfowiskach gatunków obcego pochodzenia. Agresywnym neofitem, rozprzestrzeniającym się na torfowiskach Puszczy Drawskiej, jest tawuła kutnerowata *Spiraea tomentosa*, pochodząca z Ameryki Północnej. Obserwacje prowadzone od 1992 r. do dziś wskazują, że jej rozpowszechnianie się jest szybkie i zagraża niektórym cennym przyrodniczo torfowiskom, w tym szczególnie dwóm obiektom o bardzo wysokich walorach przyrodniczych, kwalifikującym je do ochrony rezerwatowej – torfowiskom Osowiec i Linkowo.

Skalę zagrożenia torfowisk ekspansją tawuły kutnerowatej obrazuje przykład dwóch kompleksów leśnych w południowo-zachodniej Polsce: Borów Dolnośląskich i Borów Niemodlińskich (por. rozdz. 4). Ekspansja tawuły rozpoczęła się tam prawdopodobnie na przełomie XIX i XX w. Dziś praktycznie niewiele torfowisk w tych kompleksach jest wolnych od tawuły, a na

przesuszonych torfowiskach przejściowych gatunek ten tworzy kilkuhektarowe, zwarte łany. Puszcza Drawska jest trzecim obszarem w Polsce, zagrożonym przez tego neofita. Tu jednak ekspansja zaczęła się kilkadziesiąt lat później (prawdopodobnie w latach 80. XX w. - pierwsze notowania tawuły pochodzą tu z 1994 r.). Można obawiać się, że jeżeli nie zostaną podjęte próby ograniczania ekspansji tawuły, to w Puszczy może dojść do powtórzenia scenariusza z Borów Dolnośląskich i Niemodlińskich.

Przeciwdziałanie zagrożeniom mokradeł Puszczy wymaga:

- kompleksowej, lecz realizowanej w sposób „rozproszony” małej retencji wody, przy wykorzystaniu wszystkich istniejących w terenie jej możliwości. Tylko w ten sposób można bowiem próbować przeciwdziałać generalnemu zjawisku przesuszania się Puszczy;
- zablokowania sztucznych odwodnień cennych obiektów;
- przerywania niekorzystnego „sprzężenia zwrotnego” powodowanego ekspansją drzew i krzewów na powierzchnię torfowisk - przez usunięcie drzew i krzewów przeprowadzone równocześnie z innymi działaniami na rzecz poprawy stosunków wodnych;
- wsparcia dla przywrócenia ekstensywnego koszenia łąk. Zapotrzebowanie na łąki stanowiące bazę żerową dla zwierzyny leśnej, a także uwarunkowania ekonomiczne związane z wejściem Polski do Unii Europejskiej (dopłaty bezpośrednie) sprawiają, że w obecnych warunkach społeczno-ekonomicznych istnieje możliwość utrzymywania koszenia już koszonych łąk śródleśnych. Jednak przywrócenie do koszenia łąk kilku lub kilkunastu lat zarzuconych jest droższe i wymaga wsparcia;
- zahamowania ekspansji tawuły kutnerowatej, w tym zahamowania ekspansji przestrzennej neofita oraz usunięcia lub przynajmniej znacznego ograniczenia jego populacji na najcenniejszych torfowiskach.

Wydaje się, że jest obecnie ostatni moment na podjęcie próby zahamowania ekspansji tawuły kutnerowatej w Puszczy Drawskiej. W przypadku odłożenia zabiegów na przyszłe lata ich koszty będą rosły w związku z dalszym rozprzestrzenianiem się tego gatunku.

Prace nad ograniczeniem liczebności tawuły kutnerowatej podjęte zostały w 2008 r. na dwóch obiektach torfowiskowych Puszczy Drawskiej: Torfowisku Osowiec i Torfowisku Linkowo, w większości w ramach projektu „Kompleksowa ochrona mokradeł w Puszczy Drawskiej - II etap: Usuwanie gatunków inwazyjnych (Torfowiska: Osowiec, Linkowo)”, dofinansowanego przez Fundację EkoFundusz.

Torfowisko Osowiec (nadleśnictwo Głusko, gmina Dobiegniew) to utworzony w 2004 r. rezerwat przyrody. Jest to dawne, złądowaciale jezioro zarośnięte szuwarem kłoci wiechowatej, a od północnej części także unikatowymi mechowiskami z turzycą obłą *Carex diandra*, unikatowymi mchami: *Paludella squarrosa*, *Scorpidium scorpioides* oraz rzadkimi gatunkami torfowców (*Sphagnum contortum*, *Sphagnum centrale*, *Sphagnum russowii*). Utworzenie rezerwatu było efektem kilkuletnich starań Klubu Przyrodników. W ramach poprzednich projektów EkoFunduszu zbudowano też (skutecznie funkcjonującą do dziś) zastawkę drewnianą stabilizującą poziom wody. Troszczące się o rezerwat nadleśnictwo zbudowało platformę widokową na torfowisko i ustawiło tablice informacyjne. W 2006 r. wykonano plan ochrony rezerwatu, identyfikując istotne zagrożenie ekspansją tawuły kutnerowatej oraz potrzebę pilnego wykonania zabiegów ochronnych (usunięcie tawuły, a także wykaszanie zarastającej torfowisko trzciny). W samym rezerwacie występowały rozproszone, pojedyncze osobniki tawuły na torfowisku i jego obrzeżach, jednak w otulinie rezerwatu znajdowało się kilka małych torfowisk topogenicznych całkowicie zarośniętych przez tawułę (Fot. 102). Kontrole tych populacji uznano za konieczną, by zmniejszyć ryzyko inwazji gatunku na główne torfowisko, chronione w rezerwacie.



Fot. 102. Zarośla tawuły na torfowisku (Fot. P. Pawlaczyk)

Torfowisko Linkowo (nadleśnictwo Smolarz, gmina Drezdenko) to unikatowy kompleks dystroficznego jeziora, torfowisk przejściowych oraz brzezin bagiennych, zasługujący na ochronę rezerwatową – do czego potrzebne jest opracowanie dokumentacji i projektu planu ochrony. Wstępne rozpoznanie wykazało istotne zagrożenie ekspansją tawuły kutnerowatej, tworzącej zwarte łany na torfowisku oraz w runie przylegających do niego brzezin na torfie i przesuszonych olsów.

Ze względu na sytuację terenową, w żadnym z tych dwóch obiektów nie ma możliwości skutecznego kontrolowania poziomu wody i zapobiegania przesuszeniu. Torfowiska, na których występuje tawuła są zasilane w wodę głównie topogenicznie i nie mają antropogenicznego odpływu, który mógłby zostać zablokowany.

Ekologię i biologię tawuły kutnerowatej omówiono bliżej w rozdziale 4. W kontekście zwalczania gatunku na torfowiskach Puszczy Drawskiej szczególną uwagę trzeba zwrócić na fakt, że roślina ta rozmnaża się generatywnie, produkując liczne i drobne nasiona, a zarazem rozrasta się przy pomocy pędów rozłogowych (Fot. 103), tworząc polikormony. Rozłogi tawuły są niezwykle kruche, a wystarczy niewielki ich fragment, by roślina odtwarzała się z niego.

Jako podstawową metodę zwalczania tawuły przyjęto:

1. Wyrwanie krzewów tawuły (Fot. 104) i wynoszenie wyrwanego materiału poza obręb torfowiska, gdzie pozostawiano go na przyzmacach. Tą metodą, dzięki finansowaniu EkoFunduszu, przeprowadzono zabieg ograniczania tawuły na łącznej powierzchni ok. 10 ha. Metodę zastosowano zarówno na powierzchniach zarośniętych zwartym łanem tawuły, na powierzchniach z rozproszonym występowaniem gatunku w runie przesuszonych olszyn i borów bagiennych, jak i wreszcie na obszarze pojedynczego, rozproszonego występowania osobników tawuły w rezerwacie Torfowisko Osowiec.



Fot. 103. Rozłogi tawuły – główna przyczyna trudności jej zwalczania (Fot. S. Karaskiewicz)



Fot. 104. Wyrwanie tawuły (Fot. P. Pawlaczyk)

Eksperymentalnie, na ograniczonych powierzchniach próbnych, zastosowano natomiast następujące metody:

2. Wyrwanie tawuły bez jej wynoszenia – wyrwane rośliny pozostawiano na powierzchni torfowiska odwrócone bryłą korzeniową do góry,
3. Wyrwanie tawuły, a następnie zebranie z torfowiska warstwy murszu; zabieg wykonano na powierzchniach próbnej 10 x 10 m, usunięty mursz składowano w przyzmach na obrzeżu torfowiska. Zabieg wykonano w dwóch wariantach:
 - a) z usunięciem 10 cm warstwy murszu,
 - b) z usunięciem 20 cm warstwy murszu,
4. Wycinanie pędów tawuły kosą mechaniczną, w wariantach:
 - a) jednokrotne wycinanie w ciągu roku,
 - b) dwukrotne wycinanie w ciągu roku;
5. Zwalczanie chemiczne za pomocą środka Roundup 360SL (nieselektywny herbicyd zawierający substancję czynną glifosat) z dodatkiem preparatu zwiększającego lepkość substancji czynnej – opryski wykonano przy bezwietrznej pogodzie, opryskiwaczem plecakowym z lancą, na poletkach eksperymentalnych o powierzchni ok. 1000 m² każde, w następujących wariantach postępowania:
 - a) tawuła 1-krotnie opryskana Roundupem 360 SL 125 ml/12,5l wody, w lipcu 2008 r.,
 - b) tawuła 1-krotnie opryskana Roundupem 360 SL 250 ml/12,5l wody, w lipcu 2008 r.,
 - c) tawuła 1-krotnie opryskana Roundupem 360 SL 450 ml/12,5l wody, w lipcu 2008 r.,
 - d) tawuła wyrwana mechanicznie w 2008 r. i odrastające pędy 1-krotnie opryskane w maju 2009 r. Roundupem 360 SL 125 ml/12,5l wody,
 - e) tawuła wykoszona mechanicznie w 2008 r. i 1-krotnie opryskana w maju 2009 r. Roundupem 360 SL 250 ml/12,5l wody (B).

Działania eksperymentalne nie wchodziły w zakres projektu finansowanego przez EkoFundusz. Należy zwrócić uwagę, że zastosowany środek chemiczny nie jest dopuszczony do stosowania na terenie parków narodowych, rezerwatów przyrody i ich otulin (art. 70 ustawy o ochronie roślin) – wykluczało to możliwość przeprowadzenia eksperymentu w okolicy obiektu Osowiec.

Uzyskano następujące doświadczenia i wstępne rezultaty:

Wyrwanie i wynoszenie (1): krzewy tawuły wyrwane były wraz z systemem korzeniowym i składane w przyzmy w sposób ułatwiający wyniesienie ich poza obręb torfowisk. Wyrwanie tawuły było bardzo uciążliwe, szczególnie w miejscach, w których jej systemy korzeniowe są przeplecione korzeniami traw i turzyc – jeśli takie okoliczności wystąpią (ok. 30% powierzchni Torf. Linkowo i 10 % powierzchni Osowiec), konieczne było używanie szpadli do jej wykopywania (lub podkopywania).

Zwrócono uwagę na fakt, że w trakcie wynoszenia krzewów znaczne ilości gleby zdeponowanej w systemie korzeniowym tawuły wykrusza się (można założyć, że wraz z propagułami) i może przyczynić się do jej rozsiewania. Jest to szczególnie niepożądane w przypadku, gdy drogi wynoszenia krzewów przebiegałyby przez obszary, na których tawuła nie rośnie.

Skuteczność zabiegu zależy od skuteczności wybrania pędów rozłogowych, z których tawuła odrasta. Jednak w żadnym razie jednorazowe, nawet najbardziej staranne, wyrwanie nie zapewnia jej całkowitej eliminacji tego gatunku (Fot. 105).

Usunięcie tawuły przez wyrwanie było najskuteczniejsze w sytuacjach, gdy występowała ona w formie pojedynczych, rozproszonych osobników. Ponieważ taka struktura populacji tawuły była typowa dla dobrze uwodnionego Torfowiska Osowiec, zwykle takie pojedyncze krzewy dawały się wyrwać z mokrego torfu, wraz ze wszystkimi częściami podziemnym. W roku po zabiegu nie stwierdzono występowania tawuły, za wyjątkiem jednak osobników przeoczonych



Fot. 105. Odrastanie tawuły w rok po jej wyrwaniu (Fot. P. Pawlaczyk)



Fot. 106. Powierzchnia po usunięciu 10 cm murszu w rok po zabiegu (Fot. P. Pawlaczyk)

podczas zabiegu. Skuteczność zabiegu w takich warunkach limitowana jest jakością wyszukania osobników, w tym młodych. Jakość ta nigdy nie jest stuprocentowa: wyszukiwanie i wyrwanie należy więc powtarzać przez kilka lat.

W przypadku zwartych łąnów tawuły rosnących na murszu, bez obecności traw, skuteczność zabiegu była dość wysoka, tawuła odrastała jednak z ułamanych, pozostawionych w torfie fragmentów rozłogów. Średnia wydajność pracownika (ręczne wyrwanie i układanie w przyzmy) w 9 godzinnym dniu pracy (dwie przerwy 30 min. i 10 min.) to około 300-400 m². Oszacowano, że przeprowadzenie zabiegu w takich warunkach terenowych zredukowało zwarcie tawuły o ok. 40-60%. Sukcesywne powtarzanie zabiegu przez kolejne lata daje nadzieję na wyeliminowanie, lub przynajmniej znaczne ograniczenie liczebności gatunku.

W przypadku luźnych zarośli tawuły pod drzewostanem brzoźowym lub olchowym, skuteczność zabiegu jest ograniczona przez trudność skutecznego wyrwania całych rozłogów. Rozłogi tawuły są przeplacone z innymi roślinami runa i ich systemami korzeniowymi, wyrwanie utrudniają także gałęzie i kłody leżące na dnie lasu. Kruche rozłogi łatwo się łamią i pozostają w torfie, a po kilku miesiącach odrastają z nich pędy pionowe. Przeprowadzenie zabiegu w takich warunkach terenowych zredukowało zwarcie tawuły o ok. 30-50%, co wciąż daje nadzieję, że sukcesywne powtarzanie zabiegu przez kolejne lata przyniesie wyeliminowanie lub przynajmniej znaczne ograniczenie liczebności gatunku.

W przypadku łąnów tawuły, której rozłogi są przeplacone z trawami i innymi roślinami runa, krzewy bardzo trudno jest wyrwać nie pozostawiając w gruncie fragmentów rozłogów. Odrastające z nich pędy powodują odtwarzanie się zarośli tawuły. W takich warunkach skuteczność zabiegu jest niska: ograniczenie zwarcia tawuły w wyniku jednorazowego przeprowadzenia zabiegu było nie większe niż 20-40%.

Wyrwanie bez wynoszenia (2): zaobserwowano, że wyrwane i odwrócone bryłą korzeniową do góry krzewy tawuły zwykle zamierają, a nie zakorzeniają się ponownie. Pozostawienie wyrwanych krzewów w przyzmach na torfowisku nieco ogranicza odrastanie tawuły pod przyzmą. Nie zanotowano masowego rozwoju nowych siewek. Ponieważ wynoszenie wyrwanych krzewów jest bardzo pracochłonne, a skuteczność wyrwania z wynoszeniem jest tylko nieznacznie wyższa, niż wyrwania z pozostawieniem odwróconych krzewów na gruncie, wyrwanie bez wynoszenia jest ekonomicznie racjonalną alternatywą wykonania zabiegu, pod warunkiem, że będzie powtarzane sukcesywnie w kolejnych latach.

Wyrwanie i usunięcie warstwy murszu (3): zabieg bardzo skutecznie ograniczył występowanie tawuły (Fot. 106, 107). Przy usunięciu 10 cm murszu, odrosły pojedyncze pędy. Przy usunięciu 20 cm murszu (do poziomu wilgotnego torfu) tawuła została wyeliminowana całkowicie. Do następnego roku po przeprowadzeniu zabiegu nie zaobserwowano pojawu siewek tej rośliny.

Metoda ta, choć pracochłonna i kosztowna, może być skuteczna. Ponieważ jednak po usunięciu murszu pozostaje naga powierzchnia torfu do sukcesji, której kierunek trudno jest kontrolować, należałoby powiązać tę metodę z reintruducją, na odsłoniętą powierzchnię, gatunków torfowiskowych, np. wełnianki pochwowatej *Erophorum vaginatum* i torfowców *Sphagnum* spp.

Wycinanie pędów kosą mechaniczną (4): zabieg jest zupełnie nieskuteczny. Tawuła odrasta, odtwarzając po kilku miesiącach pierwotne zagęszczenie zarośli (Fot. 108). Także dwukrotne wykaszanie pędów nie redukuje znacząco zarośli tawuły w następnym roku.

Zwalczanie chemiczne (5): metoda ma wysoką skuteczność (Fot. 1089, 109). W wariantach (a) oraz (d) do czerwca 2009 r. zaschło ok. 85% pędów tawuły, a w pozostałych wariantach (wyższe stężenia) – ok. 95%. Do czerwca 2009 r. nie zaobserwowano przejawów żadnych rege-



Fot. 107. Powierzchnia po usunięciu 20 cm murszu w rok po zabiegu (Fot. P. Pawlaczyk)



Fot. 108. Z lewej: skutki eksperymentalnego zwalczania chemicznego; z prawej: skutki wycinania pędów tawuły. Stan rok po zabiegach (Fot. P. Pawlaczyk)



Fot. 109. Skutki eksperymentalnego zwalczania chemicznego w luźnych zaroślach tawuły. Stan rok po zabiegu (Fot. P. Pawlaczyk)

neracji zarośli po zabiegu. Skuteczność zabiegu jest ograniczana tylko przez trudność zaaplikowania herbicydu na wszystkie pędy (starano się unikać opryskiwania czegokolwiek innego niż pędy tawuły). Wydaje się, że najskuteczniejszą metodą walki z tawułą kutnerowatą byłby wiosenny oprysk herbicydem, następnie wycięcie suchych pędów (odsłania to podstawę krzewu i czyni dostęp do ewentualnie żywych pędów), a następnie powtórzenie oprysku jesienią, bądź wiosną kolejnego roku. Jako alternatywę dla oprysku, należałoby w przyszłości rozważyć zastosowanie mazaczy herbicydowych.

Zaprezentowane wyżej doświadczenia mają charakter wstępny, dotyczą bowiem tylko pierwszego roku po wykonaniu zabiegu. Wskazują jednak kierunek poszukiwań skutecznej metody kontroli gatunku. W miejscach, w których zastosowanie środka chemicznego nie niesie za sobą ryzyka negatywnego oddziaływania na inne elementy przyrody, najskuteczniejsza wydaje się metoda chemiczno-mechaniczna. W miejscach cennych przyrodniczo skuteczną, choć pracochłonną metodą wydaje się ręczne wrywanie tawuły, powtarzane przez co najmniej kilka lat. Najskuteczniejsze, choć skrajnie kosztowne, będzie prawdopodobnie mechaniczne usunięcie tawuły wraz z warstwą murszu, powiązane z próbami restytucji roślinności mokradłowej.

Paweł Pawlaczyk i Sebastian Karaśkiewicz

- ABHILASHA D., QUINTANA N., VIVANCO J. & JOSHI J. 2008. Do allelopathic compounds in invasive *Solidago canadensis* s.l. restrain the native European flora? – J. Ecol. 96: 993–1001.
- ANASTASIU P. & NEGREAN G. 2006. Alien vascular plants in Dobrogea (Romania) and their impact on different types of habitats. Plant, fungal and habitat diversity investigation and conservation. s. 590–596. Proceedings of 4 BBC, Sofia.
- ANIOŁ-KWIATKOWSKA J. 1974. Flora i zbiorowiska synantropijne Legnicy, Lubina i Polkowic. – Acta Univ. Wratae, Prace Bot. 19: 1–150.
- ANIOŁ-KWIATKOWSKA J., KAĆKI Z. & DAJDOK Z. 2007. Distribution patterns of alien plant species in large river valleys in central Europe. Materiały konferencyjne, EMAPI 9, Perth, Australia.
- ANIOŁ-KWIATKOWSKA J., KWIATKOWSKI S. & BERDOWSKI W. 1993. Rośliny lecznicze. Atlas. s. 327. Wyd. Arkady, Warszawa.
- APTROOT A., VAN DOBBEN H. F., SLIM P. A. & OLFF H. 2007. The role of cattle in maintaining plant species diversity in wet dune valleys. Biodivers. Conserv. 16: 1541–1550.
- ASCHERSON P. 1898. *Bidens connatus* in Mecklenburg. – Arch. Freunde Naturgesch. Mecklenburg 52: 87–95.
- BABENDREIER D. 2007. Pros and cons of biological control. – W: W. Nentwig (red.), – Biological Invasions. Ecological Studies 193: 403–418.
- BAILEY J. P. & CONOLLY A. P. 2000. Prize-winners to pariahs - A history of Japanese Knotweed *s.l.* (*Polygonaceae*) in the British Isles. – Watsonia 23: 93–110.
- BAILEY J. P. & STACE C. A. 1992. Chromosome number, morphology, pairing, and DNA values of species and hybrids in the genus *Fallopia* (*Polygonaceae*). – Pl. Syst. Evol. 180: 29–52.
- BAILEY J. P. 1999. The Japanese Knotweed invasion of Europe; the potential for further evolution in non-native regions. – W: E. Yano, K. Matsuo, M. Shiyomi & D. A. Andow (red.), Biological Invasions of Ecosystem by Pest and Beneficial Organisms. s. 27–37. National Institute of Agro-Environmental Sciences, Tsukuba, Japan.
- BAILEY J. P., BÍMOVÁ K. B. & MÁNDÁK I. 2007. The potential role of polyploidy and hybridisation in the further evolution of the highly invasive *Fallopia* taxa in Europe. – Ecol. Res. 22: 920–928.
- BAILEY J. P., CHILD L. E. & WADE M. 1995. Assessment of the genetic variation and spread of British population of *Fallopia japonica* and its hybrid *Fallopia xbohemica*. – W: P. Pyšek, K. Prach, M. Rejmánek & M. Wade (red.), Plant invasions: General aspects and special problems. s. 141–150. SPB Academic Publishing, Amsterdam, The Netherlands.
- BALOGH L. 2008. Sunflower species (*Helianthus* spp.). – W: Z. Botta-Dukát & L. Balogh (red.), The most important invasive plants in Hungary. s. 227–255. Institute of Ecology and Botany, Hungarian Academy of Sciences, Vácrátót, Hungary.
- BARETTO R., CHARUDATTAN R., POMELLA A. & HANADA R. 2000. Biological control of neotropical aquatic weeds with fungi. – Crop Protection 19: 697–703.
- BARKMAN J. J. 1989. Fidelity and character-species, a critical evaluation. Vegetatio 85: 105–116.
- BARRETT S. C. H. & SEAMAN D. E. 1980. The weed flora of Californian rice fields. – Aquat. Bot. 9: 351–376.
- BARYŁA J., BRÓŻ E., CZYŁOK A., MICHAŁEWSKA A., NIKEL A., NOBIS M., PIWOWARCZYK R. & POŁOCZEK A. 2005. *Typha laxmannii* Lepech. the new, expansive kenophyte in Poland: distribution and taxonomy. – Acta Soc. Bot. Polon. 74(1): 25–28.
- BASKIN C. C. & BASKIN J. M. 1996. Role of temperature and light in the germination ecology of buried seeds of weedy species of disturbed forests. II. *Erechtites hieracifolia*. Can. J. Botany 74(12): 2002–2005.
- BEZCZAJA T., CHWASTEK E. & WIKI S. 2005. Nowe stanowiska chronionych i zagrożonych gatunków roślin naczyniowych na Pogórzu Cieszyńskim. Bad. Fizjogr. Pol. Zach., Ser. B – Botanika. 54: 125–128.
- BEERLING D. J. 1993. The impact of temperature on the northern distribution limits of the introduced species *Fallopia japonica* and *Impatiens glandulifera* in north-west Europe. – J. Biogeogr. 20: 45–53.
- BEERLING D. J. & PERRINS J. M. 1993. *Impatiens glandulifera* Royle (*Impatiens Roylei* Walp.). – J. Ecol. 81: 367–382.

- BEERLING D. J., BAILEY J. P. & CONOLLY A. P. 1994. Biological Flora of the British Isles. No 183 *Fallopia japonica*. – J. Ecol. 82: 959–979.
- BEERLING D. J., HUNTLEY B. & BAILEY J. P. 1995. Climate and distribution of *Fallopia japonica* use of an introduced species to test the predictive capacity of response surfaces. – J. Veg. Sci. 6: 269–282. Opulus Press Uppsala, Sweden.
- BELDE M. 1996. Untersuchungen zur Populationsdynamik von *Xanthium albinum* an der Mittelbe. – W: D. Brandes (red.), Braunschweiger Kolloquium zur Ufervegetation von Flüssen. – Braunschweiger Geobotanische Arbeiten 4: 59–69.
- BENA W. 2009. Rośliny inwazyjne ziemi zgorzeleckiej. – W: J. Loritz-Dobrowolska (red.), Innowacyjne zarządzanie roślinami inwazyjnymi (neofitami) u styku trzech państw. Identyfikacja stanowisk roślin inwazyjnych wzdłuż Nysy wraz z propozycjami ich zwalczania lub wykorzystania. s. 46. Towarzystwo Ochrony Przyrody i Krajobrazu, Zgorzelec.
- BIAŁECKA K. 1982. Rośliny naczyniowe grupy Pilska w Beskidzie Żywieckim. – Zesz. Nauk. Uniw. Jagiellońskiego, Prace Bot. 10: 1–149.
- BÍMOVÁ K., MANDÁK B. & PYSZEK P. 2001. Experimental control of *Reynoutria* congeners: a comparative study of the hybrid and its parents. – W: G. Brundu, J. Brock, I. Camarada, L. Child & M. Wade (red.), Plant invasions: Species Ecology and Ecosystem Management. s. 283–290. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands.
- BOCHNIARZ M. & BOCHNIARZ J. 1986. Barszcz Sosnowskiego – nowa wysokoplena roślina pastewna. – Post. Nauk Rol. 33(38), 6: 23–31.
- BOCHNIARZ M., BOCHNIARZ J. & GROMADZIŃSKI A. 1987a. Porównanie barszczu Sosnowskiego (*Heracleum sosnowskyi* Manden.) z powszechnie uprawianymi roślinami pastewnymi. Cz. II. Skład chemiczny i wartość pokarmowa roślin oraz pobieranie składników mineralnych. – Pam. Puł. 90: 75–87.
- BOCHNIARZ M., BOCHNIARZ J., GROMADZIŃSKI A., FELDGBEL G., KAWALEC A., KOWALEWSKA B. & KUNA G. 1987b. Porównanie barszczu Sosnowskiego (*Heracleum sosnowskyi* Manden.) z powszechnie uprawianymi roślinami pastewnymi. Cz. I. Plony masy wegetatywnej. – Pam. Puł. 90: 57–72.
- BORYSIK J. 1994. Struktura aluwialnej roślinności ładowej środkowej i dolnego biegu Warty. Wyd. Naukowe UAM, Ser. Biologia 52, s. 258, Poznań.
- BOTOND M. & BOTTA-DUKÁT Z. (red.) 2004. Biológiai inváziók magyarországon özönnövények. Természeti BÜVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest.
- BOWMER K. H., JACOBS S. W. L. & SAINTY G. R. 1995. Identification, Biology and Management of *Elodea canadensis*, Hydrocharitaceae. – J. Aquat. Plant Manage. 33: 13–19.
- BRANDES D. 2004. Neophyten in *Bidentetea*-Gesellschaften Working Group for Vegetation Ecology. s. 1–7. Institute of Plant Biology, Technical University Braunschweig. <http://www.ruderal-vegetation.de/epub/>.
- BROCK J. H. 1994. Technical note: standing crop of *Fallopia japonica* in the autumn of 1991 in the United Kingdom. Preslia 66: 337–343.
- BROCK J. H., CHILD L. E., WAAL L. C. DE, & WADE M. P. 1995. The invasive nature of *Fallopia japonica* is enhanced by vegetative regeneration from stem tissues. – W: P. Pyšek, K. Prach, M. Rejmánek & M. Wade (red.), Plant invasions: general aspects and special problems. s. 131–139. SPB Publications, Amsterdam.
- BROWN K. & BROOKS K. 2002. Bushland weeds. A practical guide to their management with case studies from the Swan Coastal Plain and beyond. s. 108. Environmental Weeds Action Network, Greenwood, Australia.
- BROZIO F. 2004. Erfahrungen mit der Behandlung Neophyten von im Naturschutzgrosprojekt Niederspree Hammerstädter Teiche am Beispiel von *Spirea tomentosa* / Gelbfilziger Spierstrauch. – W: Materiały seminarium „Neophyten – nicht einheimische Pflanzen, Möglichkeiten und Notwendigkeiten ihrer Eindämmung“, Naturschutzzentrum Schloß Niederspree (maszynopis).
- BRZEG A. 1989. Przegląd systematyczny zbiorowisk okrajowych dotąd stwierdzonych i mogących występować w Polsce. – Fragm. Flor. Geobot. 34(3–4): 385–424.
- BRZEG A. & WOJTERSKA M. 2001. Zespoły roślinne Wielkopolski. Ich stan poznania i zagrożenie. – W: M. Wojterska (red.), Szata roślinna Wielkopolski i Pojezierza Południowopomorskiego. Przewodnik sesji terenowych 52 Zjazdu PTB, 24–28 września 2001.

- BURKART M. 2001. River corridor plants (Stromtalpflanzen) in Central European lowland: a review of a poorly understood plant distribution pattern. – *Global Ecol. Biogeogr.* 10: 449–468.
- BUTCKO V. M. & JENSEN R. J. 2002. Evidence of tissue-specific allelopathic activity in *Euthamia graminifolia* and *Solidago canadensis* (Asteraceae). – *Am. Midl. Nat.* 148: 253–262.
- CHILD L. E. & WADE M. P. 1999. *Fallopia japonica* in the British Isles: the traits of an invasive species and implications for management. – W: E. Yano, K. Matsuo, M. Shiyomi & D. A. Andow (red.), *Biological Invasions of Ecosystem by Pest and Beneficial Organisms*. s. 200–210. National Institute of Agro-Environmental Sciences, Tsukuba, Japan.
- CHILD L. E. & WADE M. P. 2000. *The Japanese Knotweed Manual. The Management and Control of an Invasive Alien Weed*. s. 123. Packard Publishing Limited, Chichester.
- CHILD L., WADE M. & HATHAWAY S. 2001. Strategic invasive plant management, linking policy and practice: a case study of *Fallopia japonica* in Swansea, South Wales (United Kingdom). – W: G. Brundu, J. Brock, I. Camarada, L. Child & M. Wade (red.), *Plant Invasions: Species Ecology and Ecosystem Management*. s. 291–302. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands.
- CHILD L., WADE M. & WAGNER M. 1998. Cost effective control of *Fallopia japonica* using combination treatments. – W: U. Starfinger, K. Edwards, I. Kowarik & M. Williamson (red.), *Plant Invasions: Ecological Mechanisms and Human Responses*. s. 143–154. Backhuys Publisher, Leiden, The Netherlands.
- CHRTEK J. & CHRTEKOVÁ A. 1983. *Reynoutria xbohemica*, nový kříženec z čeledi rdesnovitých. – *Čas. Nár. Muz. Praha, Ser. Nat.* 152(2): 120.
- CONERT H. J. 1998. Poaceae. – W: H. J. Conert, E. J. Jäger, J. W. Kadereit, W. Schultze-Motel, G. Wagenitz & H. E. Weber (red.), *Gustav Hegi, Illustrierte Flora von Mitteleuropa* 1(3). s. 82–93. Parey Buchverlag, Berlin.
- CORNELIUS R. 1990. The strategies of *Solidago canadensis* L. in relation to urban habitats. III. Conformity to habitat dynamics. – *Acta Oecol.* 11(3): 301–310.
- COX P. B. & URBATSCH L. E. 1994. A Taxonomic Revision of *Rudbeckia* subg. *Macrocline* (Asteraceae: *Heliantheae: Rudbeckiinae*). *Castanea* 59(4): 300–318.
- CRONK Q. C. B. & FULLER J. L. 2001. *Plant Invaders. The Threat to Natural Ecosystems*. s. 241. Earthscan Publications Ltd, London and Sterling.
- CZARNA A., GÓRSKI P. & TOKARSKA-GUZIŁ B. 2001. *Erechtites hieracifolia* (L.) Raf. ex DC. – W: A. Zajac & M. Zajac (red.), *Atlas rozmieszczenie roślin naczyniowych w Polsce*, s. 218. Nakładem Pracowni Chorologii Komputerowej Instytutu Botaniki Uniwersytetu Jagiellońskiego, Kraków.
- CZYŁOK A. & BARYŁA J. 2003. Notatki florystyczne i ekologiczne z okolic Dąbrowy Górniczej i Sławkowa (Wyżyna Śląska). – *Natura Silesiae Superioris* 7: 11–17.
- ĆWIKLIŃSKI E. 1973. *Heracleum mantegazzianum* Somm. et Lev. - roślina mało znana. – *Zesz. Nauk. A.R. w Szczecinie* 39: 53–60.
- DAJDOK Z. 2009. *Coleanthus subtilis* (Poaceae) na terenie Stawów Milickich – nowe stanowisko w Polsce. – *Fragm. Flor. Geobot. Polonica* 16(2): 227–236.
- DAJDOK Z. & ANIOŁ-KWIATKOWSKA J. 1998. Wstępne wyniki badań nad ekspansją niecierpka gruczołowatego (*Impatiens glandulifera* Royle) w dolinie Odry. – *Bad. Fiz. Pol. Zach., Seria B.* 47: 195–204.
- DAJDOK Z. & NOWAK A. 2007. *Solidago graminifolia* in Poland: spread and habitat preferences. – W: B. Tokarska-Guzik, J. H. Brock, G. Brundu, L. Child, C. C. Daehler & P. Pyšek (red.), *Plant Invasions: Human perception, ecological impacts and management*. s. 101–116. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands.
- DAJDOK Z. & PROĆKÓW J. 2003. Flora wodna i błotna Dolnego Śląska na tle zagrożeń i możliwości ochrony. – W: Z. Kącki (red.), *Zagrożone gatunki flory naczyniowej Dolnego Śląska*. s. 131–150. Instytut Biologii Roślin UWr, PTPP proNatura, Wrocław.
- DAJDOK Z. & ŚLIWIŃSKI M. 2009. Rośliny inwazyjne Dolnego Śląska. s. 63. Polski Klub Ekologiczny – Okręg Dolnośląski, Wrocław.
- DAJDOK Z., ANIOŁ-KWIATKOWSKA J. & KĄCKI Z. 2003. Distribution of *Impatiens glandulifera* along Odra River. – W: A. Zajac, M. Zajac & B. Zemanek (red.), *Phytogeographical Problems of Synanthropic Plants*. s. 125–130. Institute of Botany Jagiellonian University, Cracow.
- DAJDOK Z., KRZYSZTOFIĄK A., KRZYSZTOFIĄK L., ROMAŃSKI M. & ŚLIWIŃSKI M. 2007. Inwazyjne gatunki roślin w Wigierskim Parku Narodowym. s. 24. Wigierski Park Narodowy, Krzywe.

- DAJDOK Z., NOWAK A., BENA W., DANIELEWICZ W. & KUJAWA-PAWLACZYK J. Tawuła kutnerowata – *Spiraea tomentosa* L. – W: Z. Mirek & B. Tokarska-Guzik (red.), *Rośliny inwazyjne*. – W: Z. Mirek (red.), *Polska Księga gatunków inwazyjnych* (w druku).
- DONG M., LU J. Z., ZHANG W. J., CHEN J. K. & LI B. 2006. Canada goldenrod (*Solidago canadensis*): an invasive alien weed rapidly spreading in China. – *Acta Phytotaxon. Sin.* 44: 72–85.
- DOSTÁL L. 1978. Weitere Fundorte von *Typha laxmannii* Lepech. in der Ostslowakei. – *Acta Botanica Slovaca, Ser. A.* 3: 35–40.
- DREVER J. C. & HUNTER J. A. 1970. Giant Hogweed dermatitis. – *Scot. Med. J.* 15: 315–319.
- DUINEN VAN G-J, BROUWER E, NIJSSEN M. & ESSELINK H. (red.) 2006. LIFE Nature Co-op Project “Dissemination of ecological knowledge and practical experiences for sound planning and management in raised bogs and sea dunes”. Report of the second workshop, 22–26 August 2005, Jūrmala (Latvia) i Kabli, Estonia.
- EICHLER B. & ŁAPCZYŃSKI K. 1892. Korespondencja do Wszechświata. – *Wszechświat* 11: 814–815.
- EKSTROM M., FOWLER H. J., KILSBY C. G. & JONES P. D. 2005. New estimates of future changes in extreme rainfall across the UK using regional climate model integrations. 2. Future estimates and use in impact studies. – *J. Hydrol.* 300: 234–251.
- ESSL F. & RABITSCH W. 2002. Neobiota in Österreich. Umweltbundesamt, Wien.
- FABISZEWSKI J. 1985. Zagrożenia wpływające na obniżenie wartości przyrodniczych Karkonoskiego Parku Narodowego. – W: K. Grodzińska & R. Olaczek (red.), *Zagrożenie parków narodowych w Polsce*, s. 37–62. PWN, Warszawa.
- FABISZEWSKI J. & CEBRAT J. 2003. *Coleanthus subtilis* (Tratt.) Seidel – a new species to the polish vascular flora. – *Acta Soc. Bot. Pol.* 72(2): 135–138.
- FABISZEWSKI J. & KWIATKOWSKI P. 2001. Gatunki inwazyjne we florze roślin naczyniowych Sudetów. – *Ann. Silesiae* 31: 123–127.
- FALIŃSKI J. B. 1998. Invasive alien plants, vegetation dynamics and neophytism. – *Phytocoenosis* 10 (N. S), Suppl. Cartogr. Geobot. 9: 163–186.
- FALIŃSKI J. B. 2000. Rzeczne wędrówki roślin. – W: J. Kultuniak (red.), *Rzeki* 9: 143–186.
- FALIŃSKI J. B. 2004. Inwazje w świecie roślin: mechanizmy, zagrożenia, projekt badań. *Phytocoenosis* 10 (N. S.) *Seminarium Geobotanicum*. 16: 3–31.
- FALIŃSKI J.B., ĆWIKLIŃSKI E. & GŁOWACKI Z. 2000. Atlas geobotaniczny doliny Bugu. *Phytocoenosis* 12 (N.S.), Suppl. Cartogr. Geobot. 12: 1–320.
- FEHÉR A. 2008. *Aster* species from North America (*Aster novi-belgii* agg.). – W: Z. Botta-Dukát & L. Balogh (red.), *The most important invasive plants in Hungary*. s. 179–187. Institute of Ecology and Botany, Hungarian Academy of Sciences, Vácrátót, Hungary.
- FIALA K. & JANKOVSKÁ V. 1968. *Typha laxmannii* Lepech. – nový druh československé květeny. – *Preslia* 40: 192–197.
- FIEK E. & SCHUBE T. 1898. Ergebnisse der Durchforschung d. Schlesischen Phanerogamenflora im Jahre 1898. – *Jahres-Ber. d. schl. Ges. f. vaterl. Cultur.* 76: 35–50.
- FIEK E. 1881. Flora von Schlesien preussischen und österreichischen Antheils, enthaltend die wildwachsenden, verwilderten und angebauten Phanerogamen und Gefäss-Cryptogamen. s. 571. J. U. Kerns Verlag, Breslau.
- FOJCIK B. & TOKARSKA-GUZIŁ B. 2000. *Reynoutria xbohemica* (Polygonaceae) - nowy takson we florze Polski. – *Fragm. Flor. Geobot. Polonica* 7: 63–71.
- FRANČÍRKOVÁ T. 2001. Contribution to the invasive ecology of *Rudbeckia laciniata*. – W: G. Brundu, J. Brock, I. Camarada, L. Child & M. Wade (red.), *Plant Invasions: Species Ecology and Ecosystem Management*. s. 89–98. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands.
- GENOVESI P. & SHINE C. 2004. European Strategy on Invasive Alien Species. *Nature and Environment*. 137. Council of Europe Publishing, Strasbourg.
- GENOVESI P. 2007. Limits and potentialities of eradication as a tool for addressing biological invasions. – W: W. Nentwig (red.), *Biological Invasions. Ecological Studies* 193: 384–402.
- GERBER E., BILAT J. SCHAFFNER U., AZENS J., THEVENOT M., PELT M-P. & HEUER-KLUG H. 2009. Non-chemical management methods against invasive knotweeds (*Fallopia* spp.): Impact on target weed and recovery of native biodiversity. – W: World Conference on Biological Invasions and Ecosystem Functioning. *Book of Abstracts*. s. 121. Biolief, Candeias Artes Graficas, Braga, Portugal.

- GERBER E., KREBS C., MURRELL C., MORETTI M., ROCKLIN R. & SCHAFFNER U. 2007. Exotic invasive knotweeds (*Fallopia* spp.) negatively affect native plant and invertebrate assemblages in European riparian habitats. – Biol. Conserv. 41: 646–654.
- GIVEN D. R. 1984. Checklist of dicotyledons naturalised in New Zealand. – New Zeal. J. Bot. 22: 183–190.
- GLEASON H. A. & CRONQUIST A. 1991. Manual of Vascular Plants of Northeastern United States and Adjacent Canada. The New York Botanical Garden, Bronx, New York.
- GNIAZDOWSKA A. 2005. Oddziaływania allelopacyjne – „nowa broń” roślin inwazyjnych. – Kosmos 54(2–3): 221–261.
- GÓRSKI P., CZARNA A. & TOKARSKA-GUZIŁ B. 2003. Distribution of *Erechtites hieracifolia* (L.) Raf. ex DC. (*Asteraceae*) in Poland. – W: A. Zajęc, M. Zajęc & B. Zemanek (red.), Phytogeographical problems of synanthropic plants. s. 147–153. Institute of Botany Jagiellonian University, Cracow.
- GRAEBNER P. 1897. Gliederung der westpreussischen Vegetationsformationen. s. 1–43, Kreuz.
- GRATWICKE B. & MARSHALL B. E. 2001. The impact of *Azolla filiculoides* Lam. on animal biodiversity in streams in Zimbabwe. – Afr. J. Ecol. 39: 216–218.
- GRODZIŃSKA K. 1976. Rząd *Cucurbitales*, Dyniowce. – W: B. Pawłowski (red.), Flora Polska. Rośliny naczyniowe Polski i ziem ościennych. 11, s. 271–279. Państwowe Wydawnictwo Naukowe, Warszawa-Kraków.
- GUDŽINSKAS Z. 1999. Conspectus of alien plant species of Lithuania. 12. *Amaranthaceae* and *Polygonaceae*. – Botanica Lithuanica 5(4): 313–326.
- GUDŽINSKAS Z. 2000. Conspectus of alien plant species of Lithuania. 15. *Azollaceae*, *Pinaceae*, and *Salicaceae*. – Botanica Lithuanica 6(3): 235–242.
- GÜSEWELL S., G. JAKOBS G. & WEBER E. 2006. Native and introduced populations of *Solidago gigantea* differ in shoot production but not in leaf traits or litter decomposition. – Funct. Ecol. 20: 575–584.
- GUZIŁ J. & PAUL W. 2000. *Veronica peregrina* (*Scrophulariaceae*) in Kraków – rediscovered after a century. – Fragm. Flor. Geobot. 45(1–2): 513–539.
- GUZIŁ J. & SUDNIK-WÓJCIKOWSKA B. 1994. Nowe lub rzadkie w Polsce rośliny synantropijne. 1. *Eragrostis multicaulis* (*Poaceae*). – Fragm. Flor. Geobot. Polonica 1: 209–222.
- GUZIŁ J. & SUDNIK-WÓJCIKOWSKA B. 2005. Critical review of species of the genus *Eragrostis* in Poland. – W: L. Frey (red.), Biology of grasses. s. 45–58. Instytut Botaniki im. W. Szafera, Polska Akademia Nauk, Kraków.
- GUZIKOWA M. & MAYCOCK P. F. 1986. The invasion and expansion of three North American species of goldenrod (*Solidago canadensis* L. *sensu lato*, *S. gigantea* Ait. and *S. graminifolia* (L.) Salisb.) in Poland. – Acta Soc. Bot. Pol. 55(3): 367–384.
- HALLMAN G. J. 2007. Phytosanitary measures to prevent the introduction of invasive species. – W: W. Nentwig (red.), Biological Invasions. Ecological Studies 193: 367–384.
- HANSEN A. 1976. *Helianthus* L. – W: T. G. Tutin, V. H. Heywood, N. A. Burges, D. M. Moore, D. H. Valentine, S. M. Walters & D. A. Webb (red.), Flora Europaea. 4, s. 141–142. Cambridge University Press, London, New York, Melbourne.
- HANTLEY J. C. 1990. *Robinia pseudoacacia* L. Black locust. – W: R. B. Burns & B. H. Honkala (red.), Silvics of North America. 2: hardwoods. s. 755–761. Agriculture Handbook. USDA, Forest Service, Washington DC.
- HARALDSON K. 1978. Anatomy and taxonomy in *Polygonaceae* subfam. *Polygonoideae* Meisn. emend. Jarretsky. – Acta Univ. Upsal., Symb. Bot. Upsal. 22: 1–93.
- HATTENDORF J., HANSEN S. O. & NENTWIG W. 2007. Defence Systems of *Heracleum mantegazzianum*. – W: P. Pyšek, M. J. W. Cock, W. Nentwig & H. P. Ravn (red.), Ecology and Management of Giant Hogweed (*Heracleum mantegazzianum*). s. 209–225. CAB International.
- HEDEBERG O. 1946. Pollen morphology in the genus *Polygonum* L. s. l. and its taxonomical significance. – Svensk Bot. Tidskr. 40: 371–404.
- HEGI G. 1910/12. Illustrierte Flora von Mittel-Europa. 3. s. 189–190. München.
- HEGI G. 1964. Illustrierte Flora von Mitteleuropa. 6(3). s. 27–29. Verlag Pul Parey, Berlin, Hamburg.
- HEGI G. 1965. Illustrierte Flora von Mittel-Europa. 6(1). s. 247–250. Carl Hanser Verlag München.
- HEJDA M. & PYŠEK P. 2006. What is the impact of *Impatiens glandulifera* on species diversity of invaded riparian vegetation? – Biol. Conserv. 132: 143–152.

- HEJDA M. 2006. *Impatiens glandulifera*. DAISIE - Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe fact sheet (<http://www.europe-aliens.org>).
- HELMISAARI H. 2006. NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Impatiens glandulifera*. – From: Online Database of the North European and Baltic Network on Invasive Alien Species – NOBANIS www.nobanis.org, Date of access 20/10/2009.
- HEREŻNIAK J. 1992. Amerykańskie drzewa i krzewy na ziemiach polskich. – W: M. Ławrynowicz & A. U. Warcholińska (red.), Rośliny pochodzenia amerykańskiego zdomowione w Polsce. Łódzkie Towarzystwo Naukowe. Szlakami Nauki 19: 97–150.
- HILL D. J. 1994. A practical strategy for the control of *Fallopia japonica* (Japanese knotweed) in Swansea and surrounding area, Wales. – W: L. C. de Waal, L. E. Child, M. P. Wade & J. H. Brock (red.), Ecology and management of invasive riverside plants. s. 195–198. John Wiley and Sons, Chichester.
- HILL M. P. & CILLIERS C. J. 1999. *Azolla filiculoides* Lamarck (Pteridophyta: Azollaceae), its status in South Africa and control. Hydrobiologia 415: 203–206.
- HOFFMANN M. H. 1996. Die Zentraleuropa verwilderten und kultivierten nordamerikanischen Asten. – Feddes Repert. 107(3–4): 136–188.
- HOLDEN A. N. G., FOWLER S. V. & SCHROEDER D. 1992. Invasive weeds of amenity land in the UK: Biological control - the neglected alternative. – Aspects Appl. Biol. 29: 325–330.
- HOLLINGSWORTH M. L. & BAILEY J. P. 2000. Evidence for massive clonal growth in the invasive weed *Fallopia japonica* (Japanese Knotweed). – Bot. J. Linn. Soc. 133: 463–472.
- HOLUB J. 1971. *Fallopia* Adans. 1763 instead *Bilderdykia* Dum. 1827. – Folia Geobot. Phytotax. 6: 171–177.
- HOWARD G. 1999. Invasive species and wetlands. Outline of a keynote presentation to the 7th Conference of the Contracting Parties to the Convention on Wetlands. Ramsar COP7 Background Document 24.
- HRIVNÁK RR., OTAHELOVÁ H., RYDLO J. & KOCHJAROVÁ J. 2007. Aktuálne údaje o výskyte niektorých vodných rastlín z územia slovenska. – Bulletin Slovenskej botanickej spoločnosti 29: 68–78.
- HULME P. E. & BREMMER E. T. 2005. Assessing the impact of *Impatiens glandulifera* on riparian habitats: partitioning diversity components following species removal. – J. Appl. Ecol. 43: 43–50.
- HULME P. E. 2007. Biological invasions in Europe: drivers, pressures, states, impacts and responses. – W: R. Hester & R. M. Harrison (red.), Biodiversity under threat. Issues in environmental science and technology. Royal Society of Chemistry, Cambridge. 25: 56–80.
- HULME P. E., PYŠEK P., NENTWIG W. & VILÀ M. 2009. Will threat of Biological Invasions Unite the European Union. – Science 324: 40–41.
- HULTEN E. & FRIES M. 1986. Atlas of North European vascular plants north of the Tropic of Cancer. 1–3. Koeltz Scientific Books, Königstein.
- HUSSNER A. 2006. NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Azolla filiculoides*. – From: Online Database of the North European and Baltic Network on Invasive Alien Species – NOBANIS www.nobanis.org, Date of access 10/10/2009.
- JACKOWIAK B. 1999. Modele ekspansji roślin synantropijnych i transgenicznych. Phytocoenosis 11 (N.S.), Sem. Geobot. 6: 3–16.
- JAHODOVÁ Š., FRÖMBERG L., PYŠEK P., GELTMAN D., TRYBUSH S. & KARP A. 2007. Taxonomy, Identification, Genetic Relationship and Distribution of Large *Heracleum* Species in Europe. – W: P. Pyšek, M. J.W. Cock, W. Nentwig & H. P. Ravn (red.), Ecology and management of Giant Hogweed (*Heracleum mantegazzianum*). s. 1–19. CAB International.
- JAKOBS G., WEBER E. & EDWARDS P. J. 2004. Introduced plants of the invasive *Solidago gigantea* (*Asteraceae*) are larger and grow denser than conspecifics in the native range. – Diversity Distrib. 10: 11–19.
- JALAS J. 1993. Problems concerning *Rudbeckia laciniata* (*Asteraceae*) in Europe. Fragm. Flor. Geobot. Suppl. 2(1): 289–297.
- JANES R., EATON, J. W. & HARDWICK K. 1996. The effects of floating mats of *Azolla filiculoides* Lam. and *Lemna minuta* Kunth on the growth of submerged macrophytes. – Hydrobiologia 340: 23–26.
- JASNOWSKI M. 1961. *Impatiens Roylei* Walpers - nowy składnik lasów łągowych w Polsce. – Fragm. Flor. Geobot. 6 (1): 77–80.
- JEDLIČKA J. & PRACH K. 2006. A comparison of two North-American asters invading in central Europe. – Flora 201: 652 – 657.

- JOGAN N. (red.) 2001. Gradivo za Atlas flore Slovenije. Center za kartografijo favne in flore, Miklavž na Dravskem polju.
- KĄCKI Z. & DAJDOK Z. 2003. Kenophytes of the Odra riversides. – W: A. Zajac, M. Zajac & B. Zemanek (red.), Phytogeographical Problems of Synanthropic Plants. s. 131–136, Institute of Botany Jagiellonian University, Cracow.
- KAMIŃSKA A. 2004. Rozpoznanie możliwości implantacji tataraku zwyczajnego (*Acorus calamus* L.) w warunkach szklarniowych i polowych. – W: T. Hesse & W. Puchalski (red.), Bliskie naturze kształtowanie dolin rzecznych. Monografia Wydziału Budownictwa i Inżynierii Środowiska, 103: 303–314, Wyd. Uczelniane Politechniki Koszalińskiej.
- KEELER K. H. 1978. Intra-population differentiation in annual plants. II. Electrophoretic variation in *Veronica peregrina*. – *Evolution* 32(3): 639–645.
- KENNEDY H. E. JR. 1990. *Fraxinus pensylvanica* Marsh. Green Ash. – W: R. B. Burns & B. H. Honkala (red.), Silvics of North America. 2: hardwoods. s. 348–354. Agriculture Handbook. USDA, Forest Service, Washington DC.
- KIRSCHNER J. & ŠIDA O. 2004. *Helianthus* L. – W: B. Slavik & J. Štěpánková (red.), Květena České Republiky. 7, s. 322–331. Academia, Praha.
- KITOH S., SHIOMI N. & UHEDA E. 1993. The growth and nitrogen fixation of *Azolla filiculoides* Lam. in polluted water. – *Aquat. Bot.* 46: 129–139.
- KLAUCK E.-J. 1988. Das *Urtico-Heracleetum mantegazziani*. Eine neue Pflanzengesellschaft der nitratophytischen Stauden- und Saumgesellschaften. – *Tuexenia* 8: 263–267.
- KLOKOV V. M. & VOLKOVA T. F. 1988. Overgrowth of the Irtysh-Karaganda canal. – *Gidrobiol. Zh. Kiev.* 24 (2): 7–10.
- KLOTZ S. 2007. *Echinocystis lobata*. DAISIE - Delivering Alien Invasive Species Inventories Europe fact sheet (<http://www.europe-aliens.org>).
- KLUCZYŃSKI B. 1990. Badanie przydatności wybranych gatunków drzew i krzewów do rekultywacji Torfowiska Gać-Krakulice. s. 11. Pracownia Naukowo-Badawcza SPN na zlecenie Koszalińskiego Przedsiębiorstwa Produkcji Leśnej „Las” (maszynopis).
- KNAPP J. A. 1872. Die bisher bekannten Pflanzen Galiziens und der Bukovina. s. 520. Wilhelm Braumüller, Wien.
- KOMPAŁA-BĄBA A. & BĄBA W. 2006. *Solidago graminifolia* (L.) Elliott on anthropogenic sites of the Silesian Upland (Poland). – *Biodiv. Res. Conserv.* 3–4: 329–332.
- KORNAŚ J. 1954. Niektóre interesujące rośliny synantropijne znalezione w południowej Polsce w latach 1939–1952. – *Fragm. Flor. Geobot.* 1(1): 32–41.
- KORNAŚ J. 1960. *Bidens melanocarpus* Wieg. in ditone oppidi Brest inventus. – *Bot. Matier. Gierbar. Bot. Inst. im. W. L. Komarowa* 20: 337–339.
- KORNAŚ J. 1977. Analiza flor synantropijnych. – *Wiad. Bot.* 21: 85–91.
- KORNAŚ J. 1981. Oddziaływanie człowieka na florę: mechanizmy i konsekwencje. – *Wiad. Bot.* 25(3): 165–182.
- KORNAŚ J. 1990. Plant invasions in Central Europe: historical and ecological aspects. – W: F. di Castri, A. J. Hansen & M. Debussche (red.), Invasion in Europe and the Mediterranean Basin. s. 19–36. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- KORNAŚ J. & MEDWECKA-KORNAŚ A. 2003. Geografia roślin. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- KORNAŚ J., LEŚNIEWSKA I. & SKRZYWANEK A. 1959. Obserwacje nad florą linii kolejowych i dworców towarowych w Krakowie. – *Fragm. Flor. Geobot.* 5(2): 199–216.
- KORNIAK T. & ŚRODA M. 1996. Występowanie *Heracleum sosnowskyi* Manden. w północno-wschodniej Polsce. – *Zesz. Nauk. ATR Bydgoszcz, Rolnictwo*, 38: 157–163.
- KOSTECKA-MĄDALSKA O. 1962. *Heracleum sosnowskyi* Manden. w Ogrodzie Roślin Lecznicych A.M. we Wrocławiu. – *Wiad. Bot.* 6(2): 175–177.
- KOSZELA K. & TOKARSKA-GUZIŁ B. 2008. Alien plant species in the protected landscape area of the Odra river meanders: habitat preferences and threats. – *Biodiv. Res. Conserv.* 9–10: 73–80.
- KOSZELA K. 2008. Stan i zagrożenia Obszaru Chronionego Krajobrazu „Meandry rzeki Odry”. Praca magisterska wykonana w Zakładzie Botaniki Systematycznej Uniwersytetu Śląskiego, Katowice (maszynopis).

- KOTT S. 2009. Neophytische *Spiraea*-Arten in der Kernzone „Daubaner Wald” des Biosphärenreservates „Oberlausitzer Heide- und Teichlandschaft“. – *Berichte der Naturforschenden Gesellschaft der Oberlausitz* 17: 21–36.
- KOVANDA M. & KUBÁT K. 2004. *Aster* L. – hvězdnice. – W: B. Slavika, J. Štěpánková. Květena České Republiky. Academia Praha.
- KROCKER A. J. 1790. Flora Silesiaca renovata, emendata, continens plant. Silesiae indigenas, de nova descriptas. 2, s. 1–522. Vratislaviae. Sumpt. Gvilielmi Theophili Kornii.
- KRUMBIEGEL A. 2002. Zur Soziologie und Ökologie von *Eragrostis albensis* Scholz (*Poaceae*) an der unteren Mittelalbe (Deutschland). – *Feddes Repertorium* 113(5–6): 354–366.
- KUBÁT K. 2002. *Azollaceae*. – W: K. Kubát (red.), Klíč ke květeně České republiky. Academia, Praha.
- KUCHARCZYK M. 2001. Distribution Atlas of Vascular Plants in the Middle Vistula River Valley. Maria Curie-Skłodowska Univ. Press, Lublin.
- KUCHARCZYK M. 2003. Phytogeographical Roles of Lowland Rivers on the Example of Middle Vistula, s. 127. Maria Curie-Skłodowska Univ. Press, Lublin.
- KUCHARCZYK M. & KRAWCZYK R. 2004. Kenophytes as river corridor plants in the Vistula river and the San river valleys. – *Teka Kom. Ochr. Kszt. Środ.* 1: 110–115.
- KUCHARSKI L. 1992. Rośliny pochodzenia amerykańskiego zadomowione w wodach i na siedliskach wilgotnych Polski. – W: M. Ławrynowicz & A. U. Warcholińska (red.), Rośliny pochodzenia amerykańskiego zadomowione w Polsce. Łódzkie Towarzystwo Naukowe, Szlakami Nauki 19: 17–31.
- KUHNLEIN H. V. & TURNER N. J. 1991. Traditional plant foods of Canadian indigenous peoples: nutrition, botany and use. s. 619. Gordon and Breach Publishers.
- KÜHN I. & KLOTZ S. 2002. Floristischer Status und gebietsfremde Arten. Schriftenreihe für Vegetationskunde. Bundesamt für Naturschutz, Bonn. 38: 47–56.
- KWIATKOWSKI P. 2003. Zespół *Veronico beccabungae-Mimuletum guttati* w Dolinie Bobru (Sudety Zachodnie). – *Przyroda Sudetów Zachodnich* 6: 59–66.
- KWIATKOWSKI P. 2006. Current state, separateness and dynamics of vascular flora of the Góry Kaczawskie (Kaczawa Mts.) and Pogórze Kaczawskie (Kaczawa Plateau). I. Distribution atlas of vascular plants. s. 467. W. Szafer Institute of Botany, Polish Academy of Sciences, Kraków.
- LHOTSKÁ M. 1966. Der älteste Fund der Arten *Bidens frondosa* L. in Europa. – *Folia Geobot. Phytotax.* 1: 186–189.
- LOHMEYER W. & SUKOPP H. 1992. Agriophytes in der Vegetation Mitteleuropas. – *Schriftenreihe für Vegetationskunde*. 25: 1–185.
- LUKEN O. J. & THIERET J. W. 1997. Assessment and Management of Plant Invasions. s. 324. Springer-Verlag, New York.
- LUMPKIN T.A. 1993. *Azollaceae* Wettstein. – W: Flora of North America, 2. New York and Oxford. <http://www.efloras.org/florataxon.aspx>
- MALECKI R. A., BLOSSEY B., HIGHT S. D., SCHROEDER D., KOK D. T & COULSON J. R. 1993. Biological control of purple loosestrife. – *BioScience* 43(10): 680–686.
- MANDENOVA I. P. 1950. Caucasian Species of the Genus *Heracleum*. – Georgian Academy of Sciences, Tbilisi.
- MARCINIUK P. & WIERZBA M. 2006. Chosen synanthropic plant species in the Bug river valley: routes and effects of expansion. – *Biodiv. Res. Conserv.* 1–2: 82–85.
- MATUSZKIEWICZ W. 2001. Przewodnik do oznaczania zbiorowisk roślinnych Polski. *Vademecum Geobotanicum* 3. s. 537. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- MCCONNACHIE A. J., HILL M. P. & BYRNE M. J. 2004. Field assesment of a frond-feeding weevil, a succesful biological control of *Azolla filiculoides* in South Africa. – *Biol. Control* 29: 326–331.
- MCCONNACHIE A. J., WIT M. P. DE, HILL M. P. & BYRNE M. J. 2003. Economic evaluation of the successful biological control of *Azolla filiculoides* in South Africa. – *Biol. Control* 28: 25–32.
- MCGREGOR R. L., BARKLEY T. M., BROOKS R. E. & SCHOFIELD E. K. 1986. Flora of the Great Plains. University Press of Kansas, USA.
- MEUSEL H., JÄGER E. J., BRÄUTIGAM S., KNAPP H. D., RAUSCHERT S. & WEINERT E. 1992. Vergleichende Chorologie der zentraleuropäischen Flora. 3. G. Fischer Verl., Jena

- MEUSEL H., JÄGER E., RAUSCHERT S. & WEINERT E. 1978. Vergleichende Chorologie der zentraleuropäischen Flora. 2 (Karten), s. 421. G. Fischer Verl., Jena.
- MICHAŁEWSKA A. & NOBIS M. 2005. Ekspansja *Eragrostis albensis* (Poaceae) na antropogenicznych siedliskach w południowo-wschodniej Polsce. – *Fragm. Flor. Geobot. Polonica* 12(1):45–55.
- MIREK Z. & PIĘKOŚ-MIRKOWA H. 1987. Flora synantropijna Kotliny Zakopiańskiej. – *Stud. Nat. Ser. A.* 30: 1–182.
- MIREK Z., PIĘKOŚ-MIRKOWA H., ZAJĄC A. & ZAJĄC M. 2002. Flowering plants and pteridophytes of Poland – a checklist. – W: Z. Mirek (red.), *Biodiversity of Poland* 1, s. 442. W. Szafer Institute of Botany, Polish Academy of Sciences, Kraków.
- MODRÝ M. (red.) 2008. Likvidace invazních rostlin v teorii a praxi. s. 103. Librečský kraj, Tiskárna IRBIS.
- MOONEY H. A. 1999. The Global Invasive Species Programme (GISP). – *Biol. Invasions* 1: 97–98.
- MORSE, L.E., J.M. RANDALL, N. BENTON, R. HIEBERT, AND S. LU. 2004. An Invasive Species Assessment Protocol: Evaluating Non-Native Plants for Their Impact on Biodiversity. Version 1. Str. 40, NatureServe, Arlington, Virginia.
- MOTLEY T. J. 1994. The Ethnobotany of Sweet Flag, *Acorus calamus* (Araceae). – *Econ. Bot.* 48(4): 397–412.
- MRÓZ W. 2004. Ziołorośla górskie i ziołorośla nadrzeczne. – W: J. Herbich (red.), *Murawy, łąki, ziołorośla, wrzosowiska, zarośla. Poradnik ochrony siedlisk i gatunków Natura 2000 – podręcznik metodyczny*, 3: 171–184. Ministerstwo Środowiska, Warszawa.
- NATURE CONSERVANCY 2009. Assessing and managing of invasive species within protected areas. A quick guide for protected area practitioners. Nature Conservancy, 20 str.
- NIELSEN C., RAVN H. P., COCK M. & NENTWIG W. (red.) 2005. The Giant Hogweed Best Practice Manual. Guidelines for the Management and Control of an Invasive Alien Weed in Europe. s. 44. Forest and Landscape Denmark, Hørsholm, Denmark.
- NIEZNAŃSKI P. (red.) 2006. Nasza Odra. Przewodnik turystyczno-przyrodniczy po granicznych meandrach Odry. WWF Polska, Urząd Gminy Krzyżanowice.
- NOBIS A. 2008. Rośliny naczyniowe wschodniej części Kotliny Sandomierskiej. – *Zesz. Nauk. Uniw. Jagiellońskiego, Prace Bot.* 42: 1–340.
- NOBIS M. 2007. Rośliny naczyniowe zachodniej części Przedgórze Iłżeckiego (Wyżyna Małopolska). – *Zesz. Nauk. Uniw. Jagiellońskiego, Prace Bot.* 40: 1–458.
- NOBIS M., NOBIS A. & NOWAK A. 2006. *Typhetum laxmanii* (Ubrizy 1961) Nedelcu 1968 – the new plant association in Poland. – *Acta Soc. Bot. Pol.* 75(4): 325–332.
- NOVO F. G., CRAWFORD R. M. M. & BARRADAS M. C. D. 1997. The ecology and conservation of European dunes. s. 373. Universidad de Sevilla.
- NOWAK A. & NOWAK S. 2007. Stanowiska *Lathyrus nissolia* L. subsp. *pubescens* (Beck) Soják oraz innych interesujących gatunków synantropijnych na Śląsku Opolskim. – W: J. A. Lis & M. A. Mazur (red.), *Przyrodnicze wartości polsko-czeskiego pogranicza jako wspólne dziedzictwo Unii Europejskiej*. s. 113–129. Centrum Studiów nad Bioróżnorodnością, Uniwersytet Opolski.
- NOWAK A. 2004. The distribution of *Typha laxmannii* Lepech. – new kenophyte in the Opole Silesia. *Opole Sc. Soc. – Nature Journal* 37: 23–28.
- NOWAKOWSKI P., DOBICKI A. & MIKOŁAJCZAK Z. 2008. Baza pokarmowa bydła mięsnego wypasanego w systemie ekstensywnym Parku Narodowego „Ujście Warty”. – *Pam. Puł.* 147: 181–187.
- OBRDLÍK P. (red.) 2005. „Przestrzeń dla rzeki” w granicznych meandrach Odry. WWF Niemcy, Frankfurt/M (materiały informacyjne).
- OBRDLÍK P. 2003. Graniczne meandry Odry – fenomen o znaczeniu europejskim (raport za okres od marca 2001 do kwietnia 2003). WWF-Auen-Institut, Rastatt.
- OLACZEK R. 2000. Antropogeniczne czynniki przekształcania dolin rzecznych. – W: J. Kułtuniak (red.), *Rzeki* 9: 119–142.
- OTAHELOVÁ H. 1995. *Lemnetea*. – W: M. Valachovič (red.), *Rastlinné spoločenstvá Slovenska*. 1. Pionierska vegetácia. s. 131–152. VEDA, Vydavateľstvo Slovenskej Akadémie Vied, Bratislava.
- OVCZINNIKOV P. N. 1957. Flora Tadzijskiej SSR. 1, s. 398. Wyd. Akad. Nauk SSSR, Moskwa-Leningrad.
- OVERTON R. P. 1990. *Acer negundo* L. Boxeleader. – W: R. B. Burns & B. H. Honkala (red.), *Silvics of North America*. 2: hardwoods. s. 41–45. Agriculture Handbook USDA, Forest Service, Washington DC.

- PAWLACZYK P., WOŁĘJKO L., JERMACZEK A. & STAŃKO R. 2002. Poradnik ochrony mokradeł. s. 272. Wyd. Lubuskiego Klubu Przyrodników, Swiebodzin.
- PIĘKOŚ H. 1972. Rodzaj *Mimulus* L. w Polsce. – *Fragm. Flor. Geobot.* 18(3–4): 343–351.
- PIESIK D. & WENDA-PIESIK A. 2005a. Możliwość wykorzystania *Mamestra dissimilis* Knoch. do regulacji zachwaszczenia przez *Rumex confertus* Willd. – *Acta Sci. Pol.* 4(1): 97–106.
- PIESIK D. & WENDA-PIESIK A. 2005b. *Gastroidea viridula* Deg. potential to control mossy sorrel (*Rumex confertus* Willd.). – *J. Plant Protection Res.* 45(2).
- PIESIK D. 2001. Biological control of *Rumex confertus* Willd. – *Post. Nauk Roln.* 3: 85–98.
- PIESIK D. 2004. Uszkodzenia powodowane przez owady zasiedlające *Rumex confertus* Willd. – *Acta Sci. Pol.* 3(2): 247–256.
- PIMENTAL D. (red.) 2002. Biological invasions: economic and environmental costs of alien plant, animal, and microbe species. CRC Press, Boca Raton – London – New York – Washington DC.
- PIOTROWSKA H., ŻUKOWSKI W. & JACKOWIAK B. 1997. Rośliny naczyniowe Słowińskiego Parku Narodowego. – *Pr. Zakł. Taks. Roślin UAM w Poznaniu* 6: 1–216.
- PODBIELKOWSKI Z. & TOMASZEWICZ H. 1996. *Zarys hydrobotaniki*. s. 531. Państwowe Wydawnictwo Naukowe, Warszawa.
- PODBIELKOWSKI Z. 1995. *Wędrowniki roślin*. s. 239 + 16 zdj., Wyd. Szkolne i Pedagogiczne, Warszawa.
- POLAKOWSKA M. 1976. *Rośliny wodne*. Wyd. Szkolne i Pedagogiczne, Warszawa.
- POPIELA A. 1997. Zbiorowiska namułkowe z klasy *Isoëto-Nanojuncetea* Br. Br. et Tx. 1943 w Polsce. – *Monogr. Bot.* 80: 1–59.
- POTT R. 1995. *Die Pflanzengesellschaften Deutschlands*. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- PRATONONOWA B. B. 1994. *Helianthus* L. – W: Tselev N. N. (red.), *Flora europejskiej części CCCP*. 7, s. 27–32.
- PRICE J. S., BEVER J. D. & CLAY K. 2004. Genotype, environment, and genotype by environment interactions determine quantitative resistance to leaf rust (*Coleosporium asterum*) in *Euthamnia graminifolia* (Asteraceae). – *New Phytologist* 162: 729–743.
- PUCHALSKI W. Poradnik utrzymania i ochrony siedliska przyrodniczego Natura 2000. Nizinne i podgórskie rzeki ze zbiorowiskami włosieniczników (kod 3260). Zeszyty Metodyczne, Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska (w druku).
- PYŠEK P. & PRACH K. 1993. Plant invasions and the role of riparian habitats: a comparison of four species alien to central Europe. – *J. Biogeogr.* 20: 413–420.
- PYŠEK P. 1994. Ecological aspect of invasion by *Heracleum mantegazzianum* in the Czech Republic. – W: L.C. de Waal, L. E. Child, P. M. Wade & J. H. Brock (red.), *Ecology and Management of Invasive Riverside Plants*. s. 45–54. John Wiley & Sons Ltd.
- QUAISER M. 1982. *Scrophulariaceae*. – W: S. M. H. Jafri & A. El-Gadi (red.), *Flora of Libya*. 88.
- REED E. L. 1930. Vegetation of the Playa Lakes in the Staked Plains of Western Texas. – *Ecology* 11(3): 597–600.
- REJMÁNEK M. & PITCAIRN M. J. 2002. When is eradication of exotic pest plants a realistic goal? – W: C. R. Veitch & M. N. Clout (red.), *Turning the tide: the eradication of invasive species*. s. 249–253. International Union for the Conservation of Nature and Natural Resources, Gland, Switzerland.
- PALMER J. P. 1990. Japanese knotweed (*Reynoutria japonica*) in Wales. Report to the Welsh Development Agency. Richards Moorehead & Laing Ltd, Ruthin, Clywd, Wales.
- ROBIN E. 1988. Chemical control of Japanese knotweed (*Reynoutria japonica*) on river banks in South Wales. – *Aspects of Applied Biology* 16: 201–206.
- RONSE DECRAENE L. P. & AKEROYD J. R. 1988. Generic limits in *Polygonum* and related genera (*Polygonaceae*) on the basis of floral characters. – *Bot. J. Linn. Soc.* 98: 321–371.
- ROOM P. M. 1981. Successful biological control of the floating weed *Salvinia*. – *Nature* 294: 78–80.
- ROSADZIŃSKI S. 2008. *Azolla* w dolinie środkowej Odry. – *Bociek* 94(2): 9–10.
- ROSTAFIŃSKI J. 1872 [1873]. *Flora Polonae Prodrum.* Verh. k. k. Zool.-Bot. Ges. Wien 22: 3–128.
- ROSTAŃSKI K. & SOWA R. 1986–1987. *Alfabetyczny wykaz efemerofitów Polski*. – *Fragm. Flor. Geobot.* 31–32(1–2): 151–203.

- ROSTAŃSKI K. 1971a. *Aster* L., Aster. – W: B. Pawłowski & A. Jasiewicz (red.), Flora Polska. Rośliny naczyniowe Polski i ziem ościennych, 12 s. 123–135. Państwowe Wydawnictwo Naukowe, Warszawa – Kraków.
- ROSTAŃSKI K. 1971b. *Solidago* L. Nawłoc. – W: B. Pawłowski & A. Jasiewicz (red.), Flora Polska. Rośliny naczyniowe Polski i ziem ościennych, 12. s. 116–121. Państwowe Wydawnictwo Naukowe, Warszawa – Kraków.
- RÖTHLISBERGER J. 2005. Die Gattung *Eragrostis* in der Schweiz – eine Standortbestimmung. – *Bauhinia* 19: 15–28.
- RUTKOWSKI L. 1998. Klucz do oznaczania roślin naczyniowych Polski niżowej. s. 812. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- SCHOLZ H. 1995. *Eragrostis albensis* (Gramineae), das Elb-Liebesgras – ein neuer Neo-Endemit Mitteleuropas. – *Verh. Bot. Berlin Brandenburg* 128: 73–82.
- SCHOLZ H., MAVRODIEV E. V. & ALEXEEV YU. E. 2002. *Eragrostis albensis* H. Scholz (*Poaceae*) a new alien species in Russian flora and diagnostics of European species of *E. pilosa* (L.) Beauv. complex. – *Biul. Mosk. Obs. Isp. Prir. Otd. Biol.* 107(3): 74–78.
- SCHUBE T. 1903. Ergebnisse der Durchforschung der schlesischen Gefäßpflanzenwelt im Jahre 1902. – *Jahres-Bericht der Schles. Ges. Vaterl. Cultur* 80: 33–59.
- SCHUBE T. 1928. Ergebnisse der Durchforschung der schlesischen Gefäßpflanzenwelt im Jahre 1927. – *Jahres-Bericht der Schles. Ges. Vaterl. Cultur.* 101: 30–37.
- SCHUMACHER A. 1942. Die fremden *Bidens*-Arten in Mitteleuropa. – *Repert. spec. nov. regni veg. Beih.* 131: 42–93.
- SCOTT D., ROBERTSON J. S. & ARCHI W. J. 1990. Plant dynamics of New Zealand tussock grassland infested with *Hieracium pilosella*. 1. Effects of seasonal grazing, fertilizer, and overdrilling. – *J. Appl. Ecol.* 27: 224–234.
- SEIGER L. A. 1997. The status of *Fallopia japonica* (*Reynoutria japonica*; *Polygonum cuspidatum*) in North America. – W: J. H. Brock, M. Wade, P. Pyšek & D. Green (red.), *Plant Invasions: Studies from North America and Europe*. s. 95–102. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands.
- SENETA W. & DOLATOWSKI J. 1997. *Dendrologia*. Państwowe Wydawnictwo Naukowe, Warszawa.
- SHAW R. H., BRYNER S. & TANNER R. 2009. The life history and host range of the Japanese Knotweed psyllid, *Aphalaría itadori* Shinji: Potentially the first classical biological weed control agent for the European Union. – *Biol. Control* 49: 105–113.
- SHINE C., KETTUNEN M., TEN BRINK P., GENOVESI P. & GOLLASCH S. 2009. Recommendations on policy options to minimize the negative impacts of invasive alien species on biodiversity in Europe and the EU. Final Report of Service Contract No 070307/2007/483544/MAR/B2. Institute for European Environmental Policy i European Commission, <http://ec.europa.eu/environment/nature/invasive-alien/>
- SILVERTOWN J. W. & CHARLESWORTH D. 2001. *Introduction to Plant Population Biology*. Fourth Edition. s. 347. Blackwell Science, Oxford, UK.
- SLAVÍK B. & LHOŠKÁ M. 1967. Chorologie und Verbreitungsbiologie von *Echinocystis lobata* (Michx) Torr. Gray mit besonderer Berücksichtigung ihres Vorkommens in der Tschechoslowakei. – *Folia Geobot. Phytotax.* 2: 255–282.
- SLAVÍK B. 2004. *Solidago* L. – zlatobýl. – W: J. Štěpánek & J. Štěpánková (red.), *Květena České Republiky*. 7, s. 114–122. Academia, Praha.
- SOBISZ Z. 2007. Phytocoenoses with *Heracleum sosnowskyi* Manden. in Central Pomerania. – *Roczn. AR Pozn., Bot.-Steciana* 11: 53–56.
- SOLARZ W. 2001. Praktyka zarządzania inwazyjnymi gatunkami obcymi w Europie w kontekście aktualnej sytuacji w Polsce. *Mat. konferencji naukowej KOP PAN "Gatunki inwazyjne we florze i faunie Polski w kontekście ochrony różnorodności biologicznej"*, s. 14. Kraków (maszynopis).
- SOLARZ W., TOKARSKA-GUZIŁ B., ZAJĄC K., CHMURA D., CIERLIK G. & KRÓL W. 2005. *Zasady postępowania z gatunkami roślin i zwierząt obcymi rodzimej faunie i florze*. Instytut Ochrony Przyrody, Polska Akademia Nauk, Kraków (maszynopis).
- STACE C. A. 1997. *New flora of the British Isles*. Second edition. s. 1130. Cambridge Univ. Press, The Bath Press, Bath.

- STEIGER T. L. 1930. Structure of Praire Vegetation. *Ecology* 11(1): 170–217.
- STOSIK T. 2007. Spatial Structure of *Rumex confertus* Willd. populations. – *Electronic Journal of Polish Agriculture Universities* 10(4) Online: <http://www.ejpau.media.pl/volume10/issue4/art-43.html>
- SUDNIK-WÓJCIKOWSKA B. 1995. Antropofity z rodzaju *Eragrostis* N. M. Wolf. w Warszawie. – W: Z. Mirek & J. Wójcicki (red.), *Szata roślinna Polski w procesie przemian*. s. 383. Materiały konferencji i sympozjów 50 Zjazdu PTB, Kraków.
- SUDNIK-WÓJCIKOWSKA B. 1998. Czasowe i przestrzenne aspekty procesu synantropizacji flory na przykładzie wybranych miast Europy Środkowej. s. 167. Wyd. Uniwersytetu Warszawskiego, Warszawa.
- SUDNIK-WÓJCIKOWSKA B. & KOŹNIEWSKA B. 1988. Słownik z zakresu synantropizacji szaty roślinnej. s. 93. Wyd. Uniwersytetu Warszawskiego, Warszawa.
- SUKOPP H. & STARFINGER U. 1995. *Reynoutria sachalinensis* in Europe and in the far East: a comparison of the species ecology in its native and adventive distribution range. – W: P. Pyšek, K. Prach, M. Rejmánek & M. Wade (red.), *Plant invasions - general aspects and special problems*. s. 151–159. SPB Academic Publishing, Amsterdam, The Netherlands.
- SYMONIDES E. 2007. *Ochrona przyrody*. s. 765. Wyd. Uniwersytetu Warszawskiego
- SZAFER W., KULCZYŃSKI S. & PAWŁOWSKI B. 1953. *Rośliny Polskie*. s. 1019. Państwowe Wydawnictwo Naukowe, Warszawa.
- SZCZĘŚNIAK E. 2008. Endangered, expansive and invasive species in pteridoflora of the Lower Silesia. – W: E. Szczęśniak & E. Gola (red.), *Club-mosses, horsetails and ferns in Poland – resources and protection*. s. 213–223. Polish Botanical Society & Institute of Plant Biology, University of Wrocław, Wrocław.
- SZCZĘŚNIAK E., BŁACHUTA J., KRUKOWSKI M. & PICIŃSKA-FAŁTYNOWICZ J. 2009. Distribution of *Azolla filiculoides* Lam. (Azollaceae) in Poland. – *Acta Soc. Bot. Pol.* 78 (3): 241–246.
- SZWAGRZYK J. 2000. Potencjalne korzyści i zagrożenia związane z wprowadzaniem do lasów obcych gatunków drzew. – *Sylwan* 144(2): 99–106.
- SZWEYKOWSKA A. & SZWEYKOWSKI J. (red.) 2003. *Słownik botaniczny*. Wyd. II., Państwowe Wydawnictwo Wiedza Powszechna, Warszawa.
- SZYMANOWSKI T. 1960. Kiedy zostały wprowadzone obce gatunki drzew do uprawy w Polsce? – *Rocz. Dendr.* 14: 81–99.
- ŚLIWIŃSKI M. 2008a. Selected anthropophytes of Bystrzyca riversides of the section Krasków - Jarnołów. – *Acta Botanica Silesiaca* 3: 121–136.
- ŚLIWIŃSKI M. 2008b. Occurrence of anthropophytes along streams of Sowie Mountains and Dzierżoniów Basin (South-Western Poland) in dependence on land use. – *Biodiv. Res. Conserv.* 11–12: 33–40.
- ŚWIERKOSZ K. 2005. Doliny rzek jako integralny element Europejskiej Sieci Ekologicznej Natura 2000. – W: L. Tomiałojć & A. Drabiński (red.), *Środowiskowe aspekty gospodarki wodnej*. s. 265–273. Komitet Ochrony Przyrody PAN, Wydz. Inżynierii Kształtowania Środowiska i Geodezji AR we Wrocławiu.
- TACIK T. 1971. *Helianthus* L., Słonecznik. – W: B. Pawłowski & A. Jasiewicz (red.), *Flora Polska. Rośliny naczyniowe Polski i ziem ościennych*. 7. s. 192–196. Państwowe Wydawnictwo Naukowe, Warszawa – Kraków.
- TACIK T. 1992. *Rumex* L. Szczaw. – W: A. Jasiewicz (red.), *Flora Polski. Rośliny naczyniowe*. 3. s. 90–102. Instytut Botaniki im. W. Szefflera, Polska Akademia Nauk, Kraków.
- TACIK T. & TRZCIŃSKA-TACIKOWA H. 1963. *Veronica* L. – W: B. Pawłowski (red.), *Flora Polska. Rośliny naczyniowe Polski i ziem ościennych*. 10, s. 280–338. Państwowe Wydawnictwo Naukowe, Warszawa-Kraków.
- TANNER R. A. 2008. A review on the potential for the biological control of the invasive weed, *Impatiens glandulifera* in Europe. – W: B. Tokarska-Guzik, J. H. Brock, G. Brundu, L. Child, C. C. Daehler & P. Pyšek (red.), *Plant Invasions: Human perception, ecological impacts and management*. s. 343–354. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands.
- The knotweed code of practice. Managing Japanese knotweed on development sites. 2006. Environment Agency, Rio House. s. 68. Bristol.
- THELLUNG A. 1912. *La Flore Adventice de Montpellier*. Cherbourg Impr. E. Le Maout. 513, 595.
- THEOHARIDES K. A. & DUKES J. S. 2007. Plant invasion across space and time: factors affecting non-indigenous species success during four stages of invasion. – *New Phytologist* 176: 256–273.

- THIELE J. & OTTE A. 2007. Impact of *Heracleum mantegazzianum* on Invaded Vegetation and Human Activities. – W: P. Pyšek, M. J. W. Cock, W. Nentwig & H. P. Ravn (red.), Ecology and management of Giant Hogweed (*Heracleum mantegazzianum*). s. 144–156. CAB International.
- TILEY G. E. D., DODD F. S. & WADE P. M. 1996. *Heracleum mantegazzianum* Sommier & Levier. Biological flora of the British Isles. – J. Ecol. 84: 297–319.
- TOCKNER K., MALARD F. & WARD J. V. 2000. An extension of the flood pulse concept. – Hydrol. Processes. 14: 2861–2883.
- TOKARSKA-GUZIŁ B. Rdestowiec ostrokończysty – *Reynoutria japonica* Houtt. – W: Z. Mirek & B. Tokarska-Guzik (red.), Rośliny inwazyjne. – W: Z. Mirek (red.), Polska Księga gatunków inwazyjnych (w druku).
- TOKARSKA-GUZIŁ B. 2002. „Zielone Widmo” i „Natrętny Mongoł” - czyli o przybyszach i przybłędach we florze. – W: M. Nakonieczny & P. Miguła P. (red.), Problemy środowiska i jego ochrony. 10: 101–127. Centrum Studiów nad Człowiekiem i Środowiskiem, Uniwersytet Śląski, Katowice.
- TOKARSKA-GUZIŁ B. 2003. The expansion of some alien plants species (neophytes) in Poland. – W: L. Child, J. H. Brock, K. Prach, P. Pyšek, P. M. Wade & M. Williamson (red.), Plant Invasion - ecological threats and management solution, s. 147–167. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands.
- TOKARSKA-GUZIŁ B. 2005. The Establishment and Spread of Alien Plant Species (Kenophytes) in the Flora of Poland. s. 1–192. Prace Naukowe Uniw. Śląskiego w Katowicach.
- TOKARSKA-GUZIŁ B. 2005a. Invasive ability of kenophytes occurring in Poland: a tentative assessment. – W: W. Nentwig, S. Bacher, M. J. W. Cock, H. Dietz, A. Gigon & R. Wittenberg (red.), Biological Invasions - from Ecology to Control. – Neobiota 6: 47–65.
- TOKARSKA-GUZIŁ B. 2006. Wdrożenie programu zwalczania rdestowca (*Reynoutria* sp.) na Obszarze Chronionego Krajobrazu „Przygraniczne Meandry Odry”. (maszynopis).
- TOKARSKA-GUZIŁ B. 2009. Globalizacja w świecie roślin zagrożeniem dla bioróżnorodności. – W: M. Nakonieczny & P. Miguła (red.), Problemy środowiska i jego ochrony 17: 93–110. Centrum Studiów nad Człowiekiem i Środowiskiem, Uniwersytet Śląski, Katowice.
- TOKARSKA-GUZIŁ B. & DAJDOK Z. 2004. Rośliny obcego pochodzenia – udział i rola w szacie roślinnej Opolszczyzny. – W: A. Nowak & K. Spałek (red.), Ochrona szaty roślinnej Śląska Opolskiego, s. 277–303. Wyd. Uniwersytetu Opolskiego.
- TOKARSKA-GUZIŁ B. & DADOK Z. 2007. NOBANIS – Invasive alien Species Fact Sheet – *Mimulus guttatus*. From Online Database of the North European and Baltic Network on Invasive Alien Species – NOBANIS. www.nobanis.org, Date of access 20/10/2009.
- TOKARSKA-GUZIŁ B., BZDĘGA K. & KOSZELA K. 2007. Zróżnicowanie gatunkowe flory i zagrożenia wywołane inwazyjnymi gatunkami roślin na obszarze chronionego krajobrazu polsko-czeskich meandrów Odry. – W: J. A. Lis & M. A. Mazur (red.), Przyrodnicze wartości polsko-czeskiego pogranicza jako wspólne dziedzictwo Unii Europejskiej. s. 151–166. Centrum Studiów nad Bioróżnorodnością, Katedra Biosystematyki, Uniwersytet Opolski, Opole.
- TOKARSKA-GUZIŁ B., BZDĘGA K., KNAPIK D. & JENCZAŁA G. 2006. Changes in plant species richness in some riparian plant communities as a result of their colonization by taxa of *Reynoutria* (*Fallopia*). – Biodiv. Res. Conserv. 1–2: 123–130.
- TOKARSKA-GUZIŁ B., URBISZ A., URBISZ A., WĘGRZYNEK B., NOWAK T. & PASIERBIŃSKI A. 2008. Regional scale assessment of alien plant invasions: a case study for the Silesian Upland (southern Poland). – W: B. Tokarska-Guzik, J. H. Brock, G. Brundu, L. Child, C. C. Daehler & P. Pyšek (red.), Plant Invasions: Human perception, ecological impacts and management, s. 171–188. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands.
- TOKARSKA-GUZIŁ B., ZAJĄC A. & ZAJĄC M. 2008. Geographical and ecological aspects of the spread of alien plant species in Poland. – W: W. Rabitsch, F. Essl & F. Klingenstein (red.), Biological Invasions – from Ecology to Conservation. – Neobiota 7: 143–152.
- TOMIAŁOJĆ L. 1993. Uwagi wstępne i podsumowujące. – W: L. Tomiałojć (red.), Ochrona przyrody i środowiska w dolinach nizinnych rzek Polski. s. 7–12. Komitet Ochrony Przyrody, Instytut Ochrony Przyrody, Polska Akademia Nauk, Kraków.
- TOMIAŁOJĆ L. & DYRCZ A. 1993. Przyrodnicza wartość dużych rzek i ich dolin w Polsce w świetle badań ornitologicznych. – W: L. Tomiałojć (red.), Ochrona przyrody i środowiska w dolinach nizinnych

- rzek Polski. s. 13–38. Komitet Ochrony Przyrody, Instytut Ochrony Przyrody, Polska Akademia Nauk, Kraków.
- TOPIĆ J. & ILJANIĆ L. 2003. *Veronica peregrina* L. and *Veronica scardica* Griseb. (*Scrophulariaceae*), new species in Croatian flora. – Nat. Croat., 12(4): 253–258.
- TÖRÖK K., BOTTA-DUKÁT Z., DANCZA I., NÉMETH I., KISS J., MIHÁLY B. & MAGYAR D. 2003. Invasion gateways and corridors in the Carpathian Basin: biological invasions in Hungary. – Biol. Invasions 5: 349–356.
- TOUZA J., DEHNEN-SCHMUTZ K. & JONES G. 2007. Economic analysis of invasive species policies. – W: W. Nentwig (red.), – Biol. Invasions. Ecological Studies 193: 353–366.
- TRUSCOTT A-M., SOULSBY C., PALMER S. C. F., NEWELL L. & HULME P. E. 2006. The dispersal characteristics of the invasive plant *Mimulus guttatus* and the ecological significance of increased occurrence of high-flow events. – J. Ecol. 94: 1080–1091.
- TRUSCOTT A-M., SOULSBY C., PALMER S. C. F., NEWELL L. & HULME P. E. 2006. The dispersal characteristics of the invasive plant *Mimulus guttatus* and the ecological significance of increased occurrence of high-flow events. – J. Ecol. 94: 1080–1091.
- TRZCIŃSKA H. 1961. Badania nad zasięgami roślin synantropijnych. 1. *Bidens melanocarpus* Wieg. w Polsce. – Fragm. Flor. Geobot. 7: 161–168.
- TRZCIŃSKA-TACIK H. 1963. Badania nad zasięgami roślin synantropijnych. 2. *Rumex confertus* Willd. w Polsce. – Fragm. Flor. Geobot. 9(1): 73–84.
- TRZCIŃSKA-TACIK H. 1971. *Bidens* L., Uczep. – W: B. Pawłowski & A. Jasiewicz (red.), Flora Polska. Rośliny naczyniowe Polski i ziem ościennych. 12, s. 200–208. Państwowe Wydawnictwo Naukowe, Warszawa – Kraków.
- TSCHIEDEL K. 2005. Wenn Neophyten zum Problem werden (invasive Pflanzenarten in Ostachsen). s. 34. Naturschutzbehörde des Landeskreis Löbau-Zittau, Naturschutzzentrum „Zittauer Gebirge” gGmbH und TÜV Rheinland Akademie GmbH.
- TUTIN G. T. 1968. *Echinocystis* Torrey Et A. Gray. – W: G. T. Tutin (red.), *Cucurbitaceae*, – W: G. T. Tutin, H. V. Heywood, A. N. Burges, M. D. Moore, H. D. Valentine, M. S. Walters & A. D. Webb (red.), Flora Europaea 2. s. 297–299. University Press, Cambridge.
- TUTIN T. G., HEYWOOD V.H., BURGESS N. A., MOORE D. M., VALENTINE D. H., WALTERS S. M. & WEBB D. A. (red.) 1964. *Lycopodiaceae* to *Platanaceae*. Flora Europaea, 1. xxxiv + 464 s. Maps. Cambridge University Press, New York.
- TUTIN T. G., HEYWOOD V.H., BURGESS N. A., MOORE D. M., VALENTINE D. H., WALTERS S. M. & WEBB D. A. (red.) 1976. Flora Europaea, 4. s. 1 – 505. Cambridge University Press.
- URBISZ A. 2001. Atlas rozmieszczenia roślin naczyniowych południowo-zachodniej części Wyżyny Katowickiej. s. 235. Wyd. Uniw. Śląskiego, Katowice.
- UZIĘBŁO B. 2008. Invasion of *Impatiens glandulifera* in the surroundings of the Babia Góra National Park (Western Carpathians, Poland). – W: B. Tokarska-Guzik, J. H. Brock, G. Brundu, L. Child, C. C. Daehler & P. Pyšek (red.), Plant Invasions: Human perception, ecological impacts and management, s. 161–167. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands.
- WAAL L. C. DE, CHILD L. E., WADE P. M. & BROCK J. H. (red.) 1994. Ecology and Management of Invasive Riverside Plants. s. 217. John Wiley and Sons, Chichester.
- WALTER J., ESSL F., ENGLISCH T. & KIEHN M. 2005. Neophytes in Austria: Habitat preferences and ecological effects. – W: W. Nentwig, S. Bacher, M. J. W. Cock, H. Dietz, A. Gigon & R. Wittenberg (red.), Biological Invasions – From Ecology to Control. Neobiota 6: 13–25.
- WAWIŁOW P., KONDRATIEW A. A. & DOCENKO A. I. 1976. Naukowe podstawy agrotechniki kultur pastewnych. Barszcz Sosnowskiego. s. 146–158. Min. Rol. ZSRR i WANR im. Lenina, Moskwa.
- WEBB D. A. & CHATER A. O. 1963. Generic limits in the *Polygonaceae*. – Reprint Nov. Spec. Regni Veg. 68: 187–188.
- WEBER E. & JACOBS G. 2005. Biological flora of central Europe: *Solidago gigantea* Aiton. – Flora 200: 109–118.
- WEBER E. 1998. The dynamics of plant invasions: a case study of tree exotic goldenrod species (*Solidago* L.) in Europe. – J. Biogeogr. 25: 147–154.

- WEBER E. 2001. Current and Potential Ranges of Three Exotic Goldenrods (*Solidago*) in Europe. – *Cons. Biology* 15(1): 122–128.
- WEBER E. 2003. Invasive Plant Species of the World. A Reference Guide to Environmental Weeds. s. 548. CABI Publishing, Wallingford, UK.
- WEIDEMAN I. R. (red.) 2000. Introduced species in the Nordic countries. Nordic Council of Ministers, Copenhagen.
- WILMANN O. 1976. Die Farnpflanzen Zentraleuropas. s. 304. G. Fischer Verl., Stuttgart.
- WOCH M. 2005. Rozprzestrzenianie się nowego kenofita *Typha laxmannii* (Typhaceae) na Wyżynie Śląskiej. – *Fragm. Flor. Geobot. Polonica* 12 (1): 176–179.
- WOJTKOWIAK R., KAWALEC H. & DUBOWSKI A. P. 2008. Barszcz Sosnowskiego (*Heracleum sosnowskyi* Manden.). – *Journal of Research and Application in Agricultural Engineering* 53(4): 137–142.
- WOLF F. T. 1971. The growth rate of *Polygonum cuspidatum*. – *Journal of the Tennessee Academy of Science* 46: 80.
- WOŁKOWYCKI D. 1999. *Azolla filiculoides* (Pteridophyta, Azollaceae) w Polsce. – *Fragm. Flor. Geobot. Polonica* 6: 165–170.
- WOLSKI T., ZWOLAN W. & LEWANDOWSKA A. 2006. Rzepień pospolity (*Xanthium strumarium* L.) – surowiec zielarski o wielokierunkowym działaniu farmakologicznym. Analiza fitochemiczna związków fenolowych. – *Postępy Fitoterapii* 3: 118–130.
- WONG FONG SANG H. W., VU VAN VU, KIJNE J. W., VU T. T. & PLANQUE K. 1987. Use of *Azolla* as a test organism in a growth chamber of simple design. – *Plant Soil* 99: 219–230.
- WRÓBEL I. 2008. Barszcz Sosnowskiego (*Heracleum sosnowskyi* Manden.) w Pieninach. – *Pieniny – Przyroda i Człowiek* 10: 37–43.
- WRÓBEL M. 2006. Origin and spatial distribution of roadside vegetation within the forest and agricultural areas in Szczecin Lowland (West Poland). – *Pol. J. Ecol.* 54(1): 137–144.
- WYSOCKI C. & SIKORSKI P. 2002. Fitosocjologia stosowana. Wyd. SGGW, Warszawa.
- YAVORSKA O. 2008. New records of some alien plants in the Kyiv urban area. *Visnyk of Lviv Univ. Biology Series.* 48: 44–48.
- YEO P. F. 1976. *Aster* L. – W: T. G. Tutin, V. H. Heywood, N. A. Burges, D. M. Moore, D. H. Valentine, S. M. Walters & D. A. Webb (red.), *Flora Europaea* 4. s. 112–115. Cambridge University Press, London, New York, Melbourne.
- ZAJĄC A. & ZAJĄC M. (red.) 2001. Atlas rozmieszczenia roślin naczyniowych w Polsce. s. xii + 714. Nakładem Pracowni Chorologii Komputerowej Instytutu Botaniki Uniwersytetu Jagiellońskiego, Kraków.
- ZAJĄC A. 1992. *Reynoutria* Hoult. – W: A. Jasiewicz (red.), *Flora Polski. Rośliny naczyniowe*. 3. s. 127–129. Instytut Botaniki im. W. Szafera, Polska Akademia Nauk, Kraków
- ZAJĄC A., TOKARSKA-GUZIŁ B. & ZAJĄC M. 2009. The role of rivers and streams in the migration of alien plants into the Carpathians. – W: *World Conference on Biological Invasions and Ecosystem Functioning. Book of Abstracts*, s. 61. Biolief, Candeias Artes Graficas, Braga, Portugal.
- ZAJĄC A., ZAJĄC M. & TOKARSKA-GUZIŁ B. 1998. Kenophytes in the flora of Poland: list, status and origin. *Phytocoenosis* 10 (N. S), Suppl. Cartogr. Geobot. 9: 107–116.
- ZAJĄC E. U. & ZAJĄC A. 1973. Badania nad zasięgami roślin synantropijnych. 3. *Corydalis lutea* DC. 4. *Linaria cymbalaria* (L.) Mill. 5. *Impatiens roylei* Walp. – *Zesz. Nauk. Uniw. Jagiellońskiego, Prace Bot.* 1: 41–55.
- Zajęc M., Zajęc A. & Zemanek B. 2006. *Flora Cracoviensis Secunda* (Atlas). Pracownia chorologii komputerowej Instytutu Botaniki Uniwersytetu Jagiellońskiego, Kraków.
- ZAJĄC M. & ZAJĄC A. 1988. Zbiorowiska z klasy *Isoëto-Nanojuncetea* na dnach wysychających stawów w południowej części Kotliny Oświęcimskiej. – *Zesz. Nauk. Uniw. Jagiellońskiego, Prace Bot.* 17: 155–160.
- ZAJĄC M. & ZAJĄC A. 2001. Success Factors enabling the penetration of Mountain areas by kenophytes: an example from the northern Polish Carpathians. – W: G. Brundu, J. Brock, I. Camara, L. Child & M. Wade (red.), *Plant Invasions: Species Ecology and Ecosystem Management*, s. 271–280. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands.

- ZARZYCKI K., TRZCIŃSKA-TACIK H., RÓŻAŃSKI W., SZELĄG Z., WOŁEK J. & KORZENIAK U. 2002. Ecological indicator values of vascular plants of Poland. W. Szafer Institute of Botany, Polish Academy of Sciences, Kraków.
- ZEMANEK B. & WINNICKI T. 1999. Rośliny naczyniowe Bieszczadzkiego Parku Narodowego. – *Monografie Bieszczadzkie* 3: 1–249.
- ZHANG S., JIN Y., TANG J. & CHEN X. 2009. The invasive plant *Solidago canadensis* L. suppresses local soil pathogens through allelopathy. – *Appl. Soil Ecology* 41: 215–222.
- ŻUKOWSKI W., LATOWSKI K., JACKOWIAK B. & CHMIEL J. 1995. Rośliny naczyniowe Wielkopolskiego Parku Narodowego. – *Pr. Zakł. Taks. Roślin UAM w Poznaniu* 4: 1–229.

Strony i materiały internetowe:

- A SYNONYMISED CHECKLIST OF THE VASCULAR FLORA OF THE UNITED STATES, PUERTO RICO, AND THE VIRGIN ISLANDS <http://www.csdl.tamu.edu/FLORA/b98/check98.htm>
- BIODIVERSITY CLEARING HOUSE MECHANISM IN POLAND, <http://www.biodiversity-chm.org.pl/agrobiodiversity/pdf/priorytet2b.pdf>; W: <http://www.biodiversity-chm.org.pl/>, 2007
- DAISE – 100 OF THE WORST <http://www.europe-aliens.org/speciesTheWorst.do>
- E-FLORA BC: Electronic Atlas of Plants of British Columbia <http://www.eflora.bc.ca/>
- FARMAPOL <http://www.farmapol.pl>
- FLORA OF CHINA, http://www.efloras.org/florataxon.aspx?flora_id=2&taxon_id=242414811, : <http://www.efloras.org/>, 2008
- FLORA OF NORTH AMERICA, www.efloras.org/florataxon.aspx?flora_id=1&taxon_id=242414811; W: <http://www.efloras.org/>, 2008
- FLORIDATA <http://www.floridata.com>
- GATUNKI OBCE W POLSCE <http://www.iop.krakow.pl/ias>
- GLOBAL INVASIVE SPECIES DATABASE <http://www.issg.org/database>
- I3N TOOL FOR PREVENTION OF ECOLOGICAL INVASION 2009. IABIN Invasives Information Network (I3N), <http://www.iabin.net/>
- INVASIVE ALIEN SPECIES. Countdown 2010 tematea <http://www.tematea.org/?q=node/14>
- LINKING ECOLOGY & HORTICULTURE TO PREVENT PLANT INVASIONS. Voluntary codes of conduct for minimizing and use and spread of invasive alien species: for government, nursery professionals, gardening public, landscape architects, and botanic gardens and arboreta. <http://www.centerforplantconservation.org/invasives/codesN.html>; 2009
- MORSE, L.E., J.M. RANDALL, N. BENTON, R. HIEBERT, AND S. LU. 2004. An Invasive Species Assessment Protocol: Evaluating Non-Native Plants for Their Impact on Biodiversity. Version 1. <http://www.natureserve.org/library/invasiveSpeciesAssessmentProtocol.pdf>
- MULTILINGUAL MULTISCRIPIT PLANT NAME DATABASE <http://www.plantnames.unimelb.edu.au>
- NATURE CONSERVANCY 2009. Assessing and managing of invasive species within protected areas. A quick guide for protected area practitioners. <http://www.cbd.int/invasive/doc/ias-tnc-guide-2009-en.pdf>
- Полная энциклопедия фитотерапии, <http://urology.com.ua/pagesid-1303.html>; W: <http://urology.com.ua/>, 2006
- PREVENTING THE SPREAD OF AQUATIC INVASIVE SPECIES: MUSIC WITH A MESSAGE 2009. <http://www.uwex.edu/erc/music>
- PRIJATELJI NARAVE, http://sodja.net/clanki/flora/druzina/Dresnovke_DR34.html; W: <http://sodja.net/>, 2008
- USDA, ARS, National Genetic Resources Program. Germplasm Resources Information Network - (GRIN) [Online Database], <http://www.ars-grin.gov/cgi-bin/npgs/html/taxon>
- WILDFLOWERS OF ILLINOIS IN SAVANNAS & THICKETS http://www.illinoiswildflowers.info/savanna/savanna_index.htm#cl_coneflower
- ZIPCODEZOO, http://www.zipcodezoo.com/Plants/R/Rumex_confertus.asp; W: <http://www.zipcodezoo.com/>, 2008

