

Propozycja listy roślin gatunków obcych, które mogą stanowić zagrożenie dla przyrody Polski i Unii Europejskiej

Barbara Tokarska-Guzik, Katarzyna Bzdęga, Teresa Nowak, Alina Urbisz,
Beata Węgrzynek, Zygmunt Dajdok



Katowice 2015

Uniwersytet Śląski w Katowicach
Wydział Biologii i Ochrony Środowiska

**Propozycja listy roślin gatunków obcych,
które mogą stanowić zagrożenie
dla przyrody Polski i Unii Europejskiej**

ZLECENIODAWCA:

Generalny Dyrektor Ochrony Środowiska

AUTORZY OPRACOWANIA:

Uniwersytet Śląski

Barbara Tokarska-Guzik

Katarzyna Bzdęga

Teresa Nowak

Alina Urbisz

Beata Węgrzynek

Uniwersytet Wrocławski

Zygmunt Dajdok

Katowice, 2015

Spis treści:

1.	Wprowadzenie.....	4
2.	Wykaz gatunków roślin obcego pochodzenia proponowanych do włączenia na listy	9
2.1.	Lista unijna	9
2.2.	Lista krajowa	9
2.3.	Lista gatunków 'do obserwacji' (<i>watch list</i>)	9
3.	Uzasadnienie propozycji włączenia gatunku do poszczególnych wykazów.....	10
4.	Charakterystyka gatunków roślin proponowanych do włączenia na listę unijną	19
4.1.	<i>Acer negundo</i> L.....	19
4.2.	<i>Ailanthus altissima</i> (Mill.) Swingle.....	28
4.3.	<i>Ambrosia artemisiifolia</i> L.	37
4.4.	<i>Azolla filiculoides</i> Lam.....	46
4.5.	<i>Crassula helmsii</i> (Kirk) Cockayne	52
4.6.	<i>Elodea nuttallii</i> (Planch.) H. St. John	57
4.7.	<i>Fallopia japonica</i> Houtt.....	63
4.8.	<i>Fallopia sachalinensis</i> (F. Schmidt) Nakai	75
4.9.	<i>Fallopia ×bohemica</i> Chrtek & Chrtková	84
4.10.	<i>Heracleum mantegazzianum</i> Sommier et Levier	92
4.11.	<i>Heracleum persicum</i> Desf. ex Fischer	106
4.12.	<i>Heracleum sosnowskyi</i> Manden.....	118
4.13.	<i>Solidago canadensis</i> L.	130
4.14.	<i>Solidago gigantea</i> Aiton.....	139
	Lista regionalna	147
4.15.	<i>Asclepias syriaca</i> L.	147
4.16.	<i>Cornus sericea</i> L. emend. Murray.....	155
4.17.	<i>Prunus serotina</i> Ehrh.....	161
4.18.	<i>Solidago graminifolia</i> (L.) Elliott	167
4.19.	<i>Spiraea tomentosa</i> L.	173
5.	Piśmiennictwo uzupełniające.....	178

Załącznik 1

1. Wprowadzenie

Opracowanie ma stanowić podstawę merytoryczną do wypracowania stanowiska Rzeczypospolitej Polskiej odnośnie wykazu inwazyjnych gatunków obcych stwarzających zagrożenie dla środowiska przyrodniczego Unii Europejskiej. Zakres opracowania odwołuje się do zapisów rozporządzenia Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) nr 1143/2014 z dnia 22 października 2014 r. w sprawie działań zapobiegawczych i zaradczych w odniesieniu do wprowadzania i rozprzestrzeniania inwazyjnych gatunków obcych.

Celem opracowania jest wskazanie tych gatunków roślin obcego pochodzenia, w przypadku których podjęcie działań na szczeblu Unii jest priorytetowe dla ochrony przyrody Polski.

Zakres opracowania i założenia metodyczne

Na opracowanie składa się lista gatunków roślin obcego pochodzenia, które mogą stanowić zagrożenie dla przyrody Polski i UE, w obrębie której wydzielono: (i) *listę unijną* (wraz z wydzieloną w jej obrębie *listą regionalną*); (ii) *listę krajową* i (iii) *listę gatunków 'do obserwacji'* (*watch list*) wraz z uzasadnieniem propozycji włączenia danego gatunku do wykazu (opis syntetyczny).

(i) Wykaz roślin kwalifikujących się do grupy inwazyjnych gatunków obcych stwarzających zagrożenie dla Unii – **Lista unijna** – sporządzono na podstawie następujących kryteriów:

- a) w oparciu o dostępne dowody naukowe uznano je za obce na terytorium Unii, z wyjątkiem regionów najbardziej oddalonych;
- b) w oparciu o dostępne dowody naukowe uznano, że mogą stworzyć zdolną do przeżycia populację i rozprzestrzenić się w środowisku w obecnych oraz przewidywalnych warunkach zmiany klimatu, w jednym regionie biogeograficznym wspólnym dla przynajmniej dwóch państw członkowskich lub w jednym podregionie morskim, z wyłączeniem ich regionów najbardziej oddalonych;
- c) dostępne dowody naukowe wskazują na prawdopodobieństwo, że mogą mieć znaczne niepożądane oddziaływanie na różnorodność biologiczną lub powiązane usługi ekosystemowe, a także mogą mieć niepożądane oddziaływanie na zdrowie ludzkie lub na gospodarkę;
- d) aby zapobiec ich wprowadzeniu, zdomowieniu się lub rozprzestrzenianiu, wymagane są skoordynowane działania na szczeblu unijnym;
- e) jest prawdopodobne, że włączenie do wykazu unijnego skutecznie zapobiegnie ich niepożądanemu oddziaływaniu, zminimalizuje je lub je złagodzi;
- f) włączenie ich do wykazu unijnego ma priorytetowe znaczenie dla ochrony przyrody Polski.

Analizą objęto zarówno gatunki już występujące (Tokarska-Guzik i in. 2012), jak i jeszcze nie stwierdzone w Polsce, szczególnie takie, które wykazały charakter

inwazyjny w krajach UE, w tym sąsiadujących z Polską (z uwzględnieniem krajów spoza UE).

Dla każdego gatunku zakwalifikowanego do zgłoszenia do wykazu unijnego przygotowano uzasadnienie, obejmujące w sposób ogólny:

- a) opis gatunku zawierający jego tożsamość taksonomiczną oraz jego historię, naturalny i potencjalny zasięg;
- b) opis wzorców i dynamiki jego rozmnażania i rozprzestrzeniania się, włącznie z oceną, czy istnieją ku temu odpowiednie warunki środowiskowe w Polsce i Unii;
- c) opis potencjalnych dróg wprowadzania i rozprzestrzeniania, zamierzonego i niezamierzonego, obejmujących – w stosownych przypadkach – towary, z którymi dany gatunek jest zazwyczaj powiązany;
- d) ocenę ryzyka wprowadzenia, zdomowienia się i rozprzestrzenienia w odpowiednich regionach biogeograficznych w obecnych warunkach i w przewidywalnych warunkach zmiany klimatu;
- e) opis obecnego rozmieszczenia gatunku, zawierający informacje, czy gatunek ten występuje już w Unii lub w krajach sąsiadujących, oraz prognozy kierunków jego migracji i prawdopodobnego rozmieszczenia w przyszłości;
- f) opis niepożądanego oddziaływania na różnorodność biologiczną i powiązane usługi ekosystemowe, włącznie z oddziaływaniem na gatunki rodzime, obszary chronione, siedliska zagrożone, jak również na zdrowie ludzkie, bezpieczeństwo i na gospodarkę; częścią opisu jest ocena potencjalnego oddziaływania w przyszłości, z uwzględnieniem dostępnej wiedzy naukowej;
- g) opis znanych sposobów wykorzystywania danego gatunku i płynących z nich korzyści społecznych i gospodarczych.

W obrębie listy unijnej wydzielono **listę regionalną** obejmującą gatunki występujące aktualnie w jednym (maksymalnie dwóch) regionie biogeograficznym, wspólnym dla przynajmniej dwóch państw członkowskich.

Opisy (karty gatunków) dla gatunków roślin zaproponowanych do włączenia na listę unijną przygotowano na podstawie zgromadzonej informacji z dostępnych źródeł publikowanych i niepublikowanych oraz danych własnych autorów opracowania. Zamieszczone w niniejszym opracowaniu charakterystyki gatunków odzwierciedlają aktualny stan wiedzy, nie wyczerpują jednak zagadnienia (dla części gatunków zgromadzone dane są wyczerpujące, w przypadku innych wymagają – często znaczących – uzupełnień, w tym przeprowadzenia badań).

Ad.a. Taksonomię podano za opracowaniem „*Flowering plants and pteridophytes of Poland a checklist*” [Krytyczna lista roślin naczyniowych Polski] (Mirek i in. 2002) - źródła stosowanego w Polsce, z uwzględnieniem nazewnictwa przyjętego w Europie; pozycję taksonomiczną za Takhtajan (2012). Opis zasięgu naturalnego i potencjalnego wraz z historią rozprzestrzenienia gatunku w Europie i na obszarze Polski przygotowano na podstawie dostępnych informacji publikowanych i niepublikowanych (źródła podano w końcowej części opisu/karty gatunku)

Ad. e. Informację dotyczącą aktualnego rozmieszczenia i status gatunku w danym kraju/regionie podano na podstawie dostępnych źródeł (por. tabelaryczne zestawienie

w opisach gatunków). Informacja ma najczęściej charakter ogólny/zgeneralizowany; dla pozyskania szczegółowej informacji dotyczącej rozmieszczenia w danym kraju należy sięgnąć do cytowanego źródła (np. w tabelarycznym zestawieniu pominięto informację o sposobie rozmieszczenia gatunku, możliwe są sytuacje, kiedy gatunek o tym samym statusie jest rozpowszechniony lub występuje na ograniczonym obszarze). Analogicznie postąpiono podając status gatunku – przytaczano autorskie klasyfikacje, zatem kategoryzacja gatunku nie jest przeprowadzona na podstawie identycznych kryteriów. Przykładowo status gatunku: ‘inwazyjny’ – najczęściej oznacza, że – niezależnie od stopnia zdomowienia i częstości występowania/skali rozprzestrzenienia w danym kraju/regione gatunek stanowi zagrożenie dla różnorodności biologicznej i funkcjonowania ekosystemów (ale por. np. *Acer negundo* w Belgii – ‘inwazyjny’ – tu definicja: gatunek zdomowiony wnikający do zbiorowisk naturalnych, niekoniecznie powodując zagrożenie; zasięg ograniczony – Verloove 2006¹).

Inni autorzy (m.in. Pyšek i in. 2012) status gatunku przyjmowali za definicją zawartą w pracach Richardson i in. 2000, 2011; Richardson i Pyšek 2006 czy Blackburn i in. 2011, charakteryzując proces inwazji w odniesieniu do zdolności gatunku do pokonywania barier geograficznych, środowiskowych i biotycznych (por. także Tokarska-Guzik i in. 2012).

Kategoria wyszczególniona w tabelach: ‘zdomowiony/nie inwazyjny’ – analogicznie może zawierać zróżnicowaną informację: zaliczono tu gatunek w przypadku kiedy źródło podawało tak określony status, ale także kiedy informacja źródłowa nie określała statusu, a jedynie sposób rozmieszczenia: ‘obecny’, ‘zdomowiony’, ‘częsty’, ‘pospolity’.

Każdy opis uzupełnia wykaz piśmiennictwa na podstawie którego przygotowano charakterystykę gatunku. Przywołana literatura nie stanowi pełnej bibliografii istniejących źródeł (szczególnie uwaga odnosi się do gatunków intensywnie badanych, dla których zebrano wyniki badań w licznych publikacjach)².

(ii) Gatunki zaproponowane do włączenia na **listę krajową** obejmują rośliny obcego pochodzenia, których status wymaga zgromadzenia dalszych informacji, potwierdzających, że podjęcie skoordynowanych działań na poziomie UE lub jej regionów może znacząco ograniczyć rozmiary ich populacji i/lub złagodzić efekty negatywnego oddziaływania (por. rozdz. 2.2);

(iii) Gatunki roślin zaproponowane do włączenia na listę ‘do obserwacji’ (*watch list*) obejmują rośliny obcego pochodzenia nie odnotowane dotąd na stanowiskach spontanicznych w Polsce lub podane dotąd z nielicznych stanowisk, w przypadku których potwierdzono inwazyjny charakter na innych obszarach, i w przypadku

¹ Verloove 2006 – przyjęta terminologia: Inv. (invasive): naturalized taxa that penetrate and proliferate in (semi-) natural habitats, not necessarily causing damage. Taxa that are found only occasionally or temporarily in (semi-) natural habitats are not considered as such (for instance *Coronopus didymus*). Some invasive species actually cause severe damage in various ways: impact on biodiversity (aliens out-competing natives,...), health (aliens causing hay fever, photodermatitis) and/or economy (aliens disturbing watercourses,...). Such taxa are indicated as “Inv.*”. Noxious agricultural weeds are not included in this group as they only proliferate in man-made habitats.

² Informacja powinna być systematycznie uzupełniana z uwzględnieniem opracowań najnowszych czy o ograniczonym dostępie, np. Lazarević P., Stojanović V., Jelić I., Perić R., Krsteski B., Ajtić R., Sekulić N., Branković S., Sekulić G. & Bjedov V. 2012. Preliminarni spisak invazivnih vrsta u Republici Srbiji sa opštim merama kontrole i suzbijanja kao potpora budućim zakonskim aktima. *Zaštita prirode*, 62(1): 5–31.

których istnieje prawdopodobieństwo pojawienia się i/lub rozprzestrzenienia na obszarze kraju (por. rozdz. 2.3).

Dla gatunków zaproponowanych do zamieszczenia na listach: *krajowej* i *'do obserwacji'* przygotowano syntetyczne uzasadnienie (rozdz. 3).

Definicje i terminologia

W opracowaniu przyjęto terminologię za zapisami dokumentów międzynarodowych (*Konwencja o Różnorodności Biologicznej*) i krajowych (*Ustawa o ochronie przyrody* z dnia 16 kwietnia 2004 r., Dz. U. z 2009 r. Nr 151, poz. 1220, z późn. zm.).

Zgodnie z ich brzmieniem w odniesieniu do roślin:

- **gatunek obcy** (ang. *alien plant species*) - to gatunek, podgatunek lub takson niższej rangi, introdukowany (wprowadzony) poza swym naturalnym zasięgiem w postaci osobników lub zdolnych do przeżycia zarodników, nasion lub części osobników (propagule wegetatywne tj. cebule, rozmnóżki i części roślin zdolne do przetrwania i reprodukcji), dzięki którym mogą one rozmnażać się.

Definicja ta interpretowana jest analogicznie jak przyjęto w publikacjach poświęconych problematyce inwazyjnych gatunków obcego pochodzenia:

- Polski kodeks dobrych praktyk „*Ogrodnictwo wobec roślin inwazyjnych obcego pochodzenia*”
- Tokarska-Guzik B., Dajdok Z., Zając M., Zając A., Urbisz A., Danielewicz W., Hołdyński Cz. 2012. *Rośliny obcego pochodzenia w Polsce ze szczególnym uwzględnieniem gatunków inwazyjnych*. Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska, Warszawa

dostępnych na stronie internetowej Generalnej Dyrekcji Ochrony Środowiska (<http://www.gdos.gov.pl/igo>).

„Innymi słowy, jest to gatunek obcy dla naturalnej flory danego obszaru – a w przypadku niniejszego opracowania obcy dla całego terenu Polski. Gatunki te pochodzą często z innych kontynentów lub innych rejonów tego samego kontynentu.

Rośliny te zostały wprowadzone na nowy obszar albo w efekcie celowej działalności człowieka, np. jako rośliny ozdobne, uprawne lub lasotwórcze, albo zostały tu zawleczone mimo jego woli, np. wwieszone w mieszankach nasion czy podczas transportu i przeładunku towarów”.

- **inwazyjny gatunek obcy (gatunek inwazyjny)** (ang. *invasive alien species*) definiowany jest jako ten, „*którego wprowadzenie lub rozprzestrzenianie się zagraża różnorodności biologicznej i powiązanym usługom ekosystemowym lub oddziałuje na nie w niepożądany sposób*” (Decyzja VI/23 Konferencji Stron Konwencji o Różnorodności Biologicznej).

„Niejednokrotnie gatunki te jednocześnie są szkodliwe dla gospodarki lub zdrowia człowieka. Rośliny należące do gatunków inwazyjnych charakteryzują się intensywnym tempem rozmnażania i niekiedy rozprzestrzeniają się na znaczną odległość w relatywnie krótkim czasie”.

Gatunki zaproponowane do włączenia na listę krajową obejmują rośliny obcego pochodzenia, których status wymaga zgromadzenia dalszych informacji

Skróty

Rozporządzenie UE – Rozporządzenie Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) nr 1143/2014 z dnia 22 października 2014 r. w sprawie działań zapobiegawczych i zaradczych w odniesieniu do wprowadzania i rozprzestrzeniania inwazyjnych gatunków obcych (Dz.U.U.E.L.2014.317.35).

Rozporządzenie Ministra Środowiska – Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 września 2011 r. w sprawie listy roślin i zwierząt gatunków obcych, które w przypadku uwolnienia do środowiska przyrodniczego mogą zagrozić gatunkom rodzimym lub siedliskom przyrodniczym (Dz. U. Nr 210, poz. 1260).

UE – Unia Europejska

PL - Polska

2. Wykaz gatunków roślin obcego pochodzenia proponowanych do włączenia na listy

2.1. Lista unijna

Acer negundo
Ailanthus altissima
Ambrosia artemisiifolia
Azolla filiculoides
Crassula helmsii
Elodea nuttalli
Fallopia spp. = *Reynoutria* ssp.
 F. japonica
 F. sachalinensis
 F. ×bohemica
 F. sachalinensis 'Igniscum'
Heracleum spp.
 H. mantegazzianum
 H. sosnowskyi
 H. persicum
Solidago spp.
 S. canadensis
 S. gigantea

w tym: regionalna

Asclepias syriaca
Cornus sericea
Padus (Prunus) serotina
Solidago graminifolia
Spiraea tomentosa

2.2. Lista krajowa

Amelanchier lamarckii
Amelanchier spicata
Bromus carinatus
Echinocystis lobata
Fraxinus pennsylvanica
Impatiens glandulifera
Robinia pseudoacacia
Rosa rugosa
Rudbeckia laciniata
Xanthium albinum

2.3. Lista gatunków 'do obserwacji' (*watch list*)

Akebia quinata
Cabomba caroliniana
Galega orientalis
Grindelia squarrosa
Senecio inaequidens
Spartina alternifolia
Spartina anglica

3. Uzasadnienie propozycji włączenia gatunku do poszczególnych wykazów

Lista unijna

Gatunki roślin uwzględnione w wykazie spełniają wszystkie kryteria wymienione w punktach a-f (str. 5), występują na terenie Polski (ich współczesny zasięg jest zróżnicowany: od szeroko rozprzestrzenionych po występujące na pojedynczych stanowiskach) lub nie występują na terenie kraju lecz istnieją przesłanki wskazujące na możliwość ich pojawienia się i dalszego spontanicznego rozprzestrzenienia, przede wszystkim jednak dostępne dowody naukowe potwierdzają, że mogą mieć niepożądane oddziaływanie na różnorodność biologiczną i/lub powiązane usługi ekosystemowe, a także mogą mieć niepożądane oddziaływanie na zdrowie ludzi i/lub na gospodarkę (Załącznik 1).

***Acer negundo* L.** (klon jesionolistny) – gatunek o cechach pionierskich i szerokiej skali tolerancji na czynniki środowiskowe, co – w powiązaniu z cechami biologicznymi (m.in. wysoka rozrodczość, możliwości rozprzestrzeniania propagul, szybkie tempo wzrostu, zdolność do konkutowania z innymi gatunkami, zmienność genetyczna przejawiająca się obecnością dobrze identyfikowalnych ras geograficznych) sprzyja szybkiemu kolonizowaniu różnych typów siedlisk i zajmowaniu nowych obszarów.

Występuje powszechnie niemal na terenie całej Polski, z wyjątkiem wyżej położonych rejonów górskich; szczególnie liczny w dolinach rzecznych; wnikający w zbiorowiska półnaturalne i naturalne; wykazuje właściwości allelopatyczne; stanowi duże zagrożenie dla walorów obszarów chronionych (w tym siedlisk przyrodniczych).

Klasyfikowany jako inwazyjny w wielu krajach UE, w tym sąsiadujących z Polską (por. załącznik 1 i opis gatunku).

Ze względu na powszechne występowanie, zwalczanie należy ograniczać do obszarów chronionych; w dolinach średniej wielkości rzek jeszcze nie opanowanych przez gatunek, prawdopodobne są efektywne działania zapobiegawcze (monitoring szczególnie cennych odcinków dolin – np. w ramach PZO dla obszarów Natura 2000, usuwanie stanowisk, gdzie populacje mają charakter inicjalny).

Ailanthus altissima (Mill.) Swingle (bożodrzew gruczołowaty; ajlant gruczołowaty) – gatunek zwiększający swój areał na obszarze Polski; sukces kolonizacyjny związany z możliwością rozmnażania generatywnego i wegetatywnego. Sadzany jako drzewo ozdobne, przede wszystkim w Polsce zachodniej (na zachód od Wisły). Obecnie na terenie Polski największe populacje znajdują się na terenach zurbanizowanych zachodniej części kraju (por. opis gatunku), jednak zwiększa się prawdopodobieństwo wnikania gatunku do zbiorowisk roślinnych w dolinach rzecznych (w dolinie górnego odcinka Odry oraz Wisły). Na podstawie prognozowanych zmian klimatycznych, spodziewane jest także stopniowe przesuwanie granicy krajowego zasięgu w kierunku wschodnim. Bożodrzew gruczołowaty, rozprzestrzeniając się poza terenami zurbanizowanymi może stanowić zagrożenie dla bioróżnorodności ekosystemów, zwłaszcza dolin rzecznych. Właściwości allelopatyczne tego gatunku mogą mu sprzyjać w konkurencji z roślinami rodzimymi. Jednak na obecnym etapie brak doniesień/publikacji nt. sytuacji w obrębie dużych populacji tego gatunku w Polsce, poza terenami zurbanizowanymi. Gatunek stwierdzony na terenie UE (w wielu

regionach jako inwazyjny), jak też krajów sąsiadujących z nią (por. załącznik 1 i opis gatunku).

Ambrosia artemisiifolia L. (ambrozja bylicolistna) – gatunek zwiększający dynamicznie swój areał w ostatnich latach; najwięcej stanowisk odnotowano dotąd w Polsce południowo-zachodniej (m.in. na Wyżynie Śląskiej); poza tym na pojedynczych stanowiskach (w tym w populacjach liczących setki osobników) przede wszystkim w środkowej, południowo-zachodniej, południowo-wschodniej i wschodniej części kraju; zawlekany z roślinami użytkowymi; rozprzestrzeniający się wzdłuż szlaków komunikacyjnych i opanowujący tereny otwarte; gatunek powodujący poważne straty społeczne (pyłek jest silnym alergenem) oraz gospodarcze (chwast upraw).

Gatunek występuje w wielu krajach UE oraz sąsiadujących z Polską (por. załącznik 1 i opis gatunku). W przypadku tego gatunku, ze względu na rodzaj zagrożenia, decyzje związane z ograniczeniem jego występowania w skali Europy powinny mieć charakter priorytetowy.

Ograniczanie populacji przynajmniej na niektórych stanowiskach w Polsce wydaje się jeszcze prawdopodobne; na poziomie UE wskazane byłoby działania zmierzające do eliminacji diaspor gatunku z mieszanek nasion stanowiących np. składniki karmy dla ptaków. Realizowany aktualnie program COST Smarter “Sustainable management of *Ambrosia artemisiifolia* in Europe” powinien dostarczyć rozwiązań (poradnik dobrych praktyk) pozwalających na ograniczenie rozprzestrzeniania się tego gatunku w skali Europy (<http://ragweed.eu/>).

Azolla filiculoides Lam. (azolla paprotkowa, a. drobna) – gatunek wykorzystywany jako roślina akwariowa, pojawia się w zbiornikach wodnych, do których został przypadkowo zawleczony lub celowo przeniesiony (wyrzucony) z akwariów; w Polsce odnotowany dotąd na nielicznych stanowiskach (przede wszystkim południowo-zachodnia część kraju – Dolny Śląsk); gatunek potwierdzony w kilkunastu krajach UE, w kilku zamieszczony na listach gatunków inwazyjnych (por. załącznik 1 i opis gatunku); powodujący zagrożenia społeczne i ekonomiczne oraz przyrodnicze (zagrożenie życia człowieka i zwierząt poprzez imitowanie stałego ładu na zarośniętych zbiornikach wodnych; zmiana warunków siedliskowych w opanowywanych zbiornikach). Ze względu na rodzaj powodowanego zagrożenia gatunek powinien zostać objęty działaniami zmierzającymi do ograniczania dalszego rozprzestrzeniania, a w rejonach w których nie został jeszcze stwierdzony działaniami prewencyjnymi.

Crassula helmsii A. Berger (grubosz Helmsa) – w Polsce nie stwierdzono dotychczas jego spontanicznego występowania; roślina w ofercie akwarystycznej polecana do oczek wodnych, wg opinii hodowców jest w stanie przetrwać zimę, a latem silnie i bujnie się rozwija; ma duże zdolności regeneracyjne i łatwość rozmnażania wegetatywnego; warunki klimatyczne w Polsce mogą sprzyjać jej rozprzestrzenianiu się; gatunek potwierdzony w kilku krajach UE, w tym jako gatunek inwazyjny (por. załącznik 1 i opis gatunku), powodujący zagrożenia społeczne i ekonomiczne (podobnie jak *Azolla filiculoides*); stwarza zagrożenie dla półnaturalnych siedlisk wodno-błotnych.

Elodea nuttalli (Planch.) H. St. John (moczarka delikatna, m. Nuttalla) – w Polsce pojedyncze stanowiska odnotowano w środkowej i północnej części kraju; roślina polecana przez sklepy akwarystyczne i centra ogrodnicze do oczek wodnych; duże zdolności regeneracyjne i łatwość rozmnażania wegetatywnego; gatunek potwierdzony

w kilkunastu krajach UE, w kilku zamieszczony na listach gatunków inwazyjnych (m.in. Belgia, Niemcy) (por. załącznik 1 i opis gatunku); warunki klimatyczne w Polsce mogą sprzyjać jego rozprzestrzenianiu się; stanowi potencjalne zagrożenie społeczne i ekonomiczne (utrudnienia – turystyka i rekreacja); stwarza zagrożenie dla półnaturalnych siedlisk wodnych.

Fallopia spp. = *Reynoutria* ssp. (*F. japonica*, *F. sachalinensis*, *F. ×bohemica*, *F. sachalinensis* 'Igniscum') (rdestowiec: ostrokończysty, pośredni, sachaliński) – trzy pierwsze taksony spotykane w całej Polsce (najliczniej *F. japonica*), także w niższych położeniach górskich, rzadziej w części północnej kraju; klasyfikowane jako inwazyjne w wielu krajach UE, w tym sąsiadujących z Polską (por. załącznik 1 i opisy gatunków). Główną rolę w rozprzestrzenianiu odgrywa rozmnażanie wegetatywne i wysoka zdolność do regeneracji (z fragmentów kłaczy, a nawet pędów); możliwe także rozmnażanie generatywne, w tym tworzenie mieszańców z gatunkami spokrewnionymi; taksony charakteryzują się szerokim spektrum zajmowanych siedlisk; stwarzają zagrożenie szczególnie w dolinach rzecznych (w tym na obszarach chronionych); powodują także straty ekonomiczne (niszczenie nawierzchni dróg, chodników, wałów przeciwpowodziowych); ze względu na powszechne występowanie w wielu rejonach kraju, zwalczanie należy ograniczyć do obszarów cennych przyrodniczo; na obszarach nie opanowanych (a kontrolowanych w ramach np. PZO, gosp. leśnej i in.) celowe wydaje się wprowadzanie wymogu monitoringu i usuwania stanowisk inicjalnych.

Heracleum spp. (*H. mantegazzianum* Sommier et Levier, *H. sosnowskyi* Manden.) (barszcz Mantegazziego, barszcz Sosnowskiego) – gatunki zwiększające dynamicznie swój areał w ostatnich latach zwłaszcza w rejonach, gdzie były uprawiane w drugiej połowie XX w. *Heracleum sosnowskyi* notowany na stanowiskach rozproszonych na obszarze całego kraju, z ich koncentracją w części południowej (np. Podhale); w przypadku *H. mantegazzianum* znana jest mniejsza liczba stanowisk (choć może to wynikać z błędnej identyfikacji); stanowiska tego gatunku skoncentrowane są przede wszystkim w dolinach rzecznych w Polsce południowo-zachodniej (Nysa Kłodzka i N. Łużycka). Gatunki przynoszące straty społeczne – zagrożenie dla zdrowia ludzi (uczulenia fotochemiczne) i zwierząt; potwierdzono także negatywne oddziaływanie na różnorodność biologiczną (działanie allelopatyczne); Gatunki potwierdzone z wielu krajów europejskich (w Europie zachodniej najczęściej jest to *H. mantegazzianum*), klasyfikowane często jako inwazyjne (por. załącznik 1 i opisy gatunków). Ze względu na rodzaj powodowanych zagrożeń ograniczanie ich rozprzestrzeniania i minimalizowanie wpływu powinno mieć rangę priorytetu. Biorąc pod uwagę wysoką liczbę stanowisk, zwalczanie należy prowadzić przede wszystkim (w pierwszej kolejności) w miejscach publicznie dostępnych oraz na terenie i w pobliżu obszarów chronionych.

H. persicum Desf. ex Fisch. (barszcz perski) – w Polsce występuje sporadycznie lub go brak (dane niepublikowane z północno-wschodniej Polski; wymagające weryfikacji); podawany jako stwarzający zagrożenie (uciążliwy) przede wszystkim w krajach skandynawskich; powodujący analogiczne zagrożenia jak pozostałe dwa gatunki z tego rodzaju (por. załącznik 1 i opis gatunku). Podjęcie działań monitoringowych i wdrożenie systemu wczesnego ostrzegania może zminimalizować/wykluczyć możliwość pojawienia się i rozprzestrzenienia tego gatunku w kraju.

Solidago spp. (*S. canadensis*, *S. gigantea*) (nawłoc kanadyjska, nawłoc późna) – gatunki szeroko rozpowszechnione w całej Polsce (najmniej stanowisk w części północno-wschodniej);

Solidago canadensis L. – występuje na terenie całego kraju. Liczne stanowiska zgrupowane są zwłaszcza w południowo-wschodniej i środkowej części Polski.

Solidago gigantea Aiton. – występuje niemal na całym terytorium Polski, z wyjątkiem wyższych położeń górskich, rzadziej w północno-wschodniej części kraju (Warmia i Mazury). Gatunek jest najbardziej rozpowszechniony w Polsce południowo-wschodniej i południowej, w tym w dolinie Wisły i w dolinach innych rzek.

Oba gatunki szeroko rozpowszechnione w Europie, klasyfikowane jako inwazyjne w wielu krajach UE, w tym sąsiadujących z Polską (por. załącznik 1 i opisy gatunków).

Gatunki wnikają do zbiorowisk półnaturalnych zagrażając rodzimej różnorodności biologicznej; potwierdzono ich działanie allelopatyczne oraz konkurencję o zapylaczy; ze względu na powszechne występowanie, zwalczanie należy koncentrować na obszarach cennych przyrodniczo. Ograniczenie areału nieużytków (w tym porolnych) może znacząco ograniczyć rozmiary ich populacji.

Lista unijna - regionalna (do podjęcia działań POMIĘDZY REGIONAMI UE)

Asclepias syriaca L. (trojeść amerykańska) – gatunek rozprzestrzeniający się w krajach Europy Środkowej (m.in. Węgry); (por. załącznik 1 i opisy gatunków), w Polsce uznawany za potencjalnie inwazyjny; notowany dotychczas na rozproszonych stanowiskach (na pn.-zach. i pd.-wschodzie) – ich aktualne rozmieszczenie wskazuje na brak bariery klimatycznej i możliwość rozprzestrzeniania się gatunku na terenie całego kraju; rozmnaża się generatywnie i wegetatywnie (podziemne rozłogi); może kolonizować m.in. pobocza dróg, tereny kolejowe oraz brzegi cieków; stwarza zagrożenie dla zbiorowisk murawowych; toksyczny dla człowieka i roślinożerców; roślina miododajna – na części stanowisk wprowadzona celowo przez pszczelarzy.

Cornus sericea L. Emend. Murray (dereń rozłogowy) – sadzony jako krzew ozdobny; gatunek rozprzestrzeniający się w niektórych rejonach Polski (m.in. w części północno-wschodniej i zachodniej) z miejsc introdukcji; o wysokim potencjale rozmnażania generatywnego i wegetatywnego. Informacje o pojedynczych stanowiskach, gdzie zdziczał pochodzą z Polski zachodniej - Wielkopolski, Ziemi Lubuskiej i Dolnego Śląska; wkracza do siedlisk półnaturalnych (łąki) i naturalnych (lasy i zarośla łęgowe); zwalczany w Biebrzańskim PN. Na tym etapie rozprzestrzenienia możliwe jest wyeliminowanie lub znaczące ograniczenie rozmiarów lokalnych populacji tego gatunku. Gatunek stwierdzony na terenie UE (w wielu regionach jako inwazyjny), jak też krajów sąsiadujących z nią (por. załącznik 1 i opis gatunku).

Padus (Prunus) serotina (Ehrh.) Borkh. (czeremcha amerykańska) – gatunek stwierdzony na terenie UE i krajów sąsiadujących z nią (w wielu regionach jako inwazyjny), (por. załącznik 1 i opis gatunku); w Polsce szeroko rozpowszechniony, do niedawna sadzony w ramach planowej gospodarki leśnej; szczególnie liczne stanowiska zlokalizowane są w Polsce środkowej i południowo-zachodniej; zagraża rodzimej różnorodności biologicznej, szczególnie w lasach mieszanych; duży potencjał reprodukcyjny; rozprzestrzenianie głównie poprzez zoochorię (źródło pożywienia dla zwierząt); wektor patogenów grzybowych; zwalczanie możliwe w ograniczonym

zakresie – na obszarach cennych przyrodniczo; w najbliższym czasie na rozważenie zasługują ewentualne zalecenia działań zmniejszających populację w ramach gospodarki leśnej.

Solidago graminifolia (L.) Elliot (nawłoc wąskolistna) – gatunek przypadkowo zawleczony w okolicach Opolą, w ostatnich latach zwiększa swój areał, szczególnie w Polsce południowo-zachodniej (Dolny i Górny Śląsk); w wielu miejscach tworzy wielkopowierzchniowe płaty zarówno na siedliskach antropogenicznych, jak też w zbiorowiskach półnaturalnych i naturalnych, zagrażając m.in. rodzimym gatunkom i zbiorowiskom łąkowym; występuje w szerokim spektrum siedlisk m.in. w zbiorowiskach łąk i torfowisk. Widoczna jest tendencja do zwiększania zasięgu tego gatunku na obszarze kraju, w kierunku północnym i wschodnim. Podjęcie działań na tym etapie może wykluczyć/ograniczyć tempo rozprzestrzeniania się gatunku i kolonizowania nowych obszarów. Gatunek stwierdzony na terenie UE jak też krajów sąsiadujących z nią (w kilku regionach jako inwazyjny) (por. załącznik 1 i opis gatunku).

Spiraea tomentosa L. (tawuła kutnerowata) – gatunek występujący w trzech „centrach występowania” - potwierdzony w Borach Dolnośląskich i w Borach Niemodlińskich gdzie zajmuje już powierzchnie oceniane na setki hektarów, oraz w Puszczy Drawskiej; we wszystkich wymienionych rejonach jest silnie ekspansywny, zwłaszcza na przesuszonych torfowiskach, wnikający także do zbiorowisk naturalnych (torfowiska, podmokłe bory, lasy mieszane) i półnaturalnych (wilgotne łąki, wrzosowiska), stanowiący zagrożenie dla różnorodności biologicznej; utrudnia odnowienia w ramach gospodarki leśnej. Zwiększa zajmowany areał w regionach, gdzie był najwcześniej wprowadzony; rozprzestrzenia się wegetatywnie i za pomocą nasion, najczęściej przypadkowo zawlekany, niewykluczone także wprowadzanie do nasadzeń wraz z innymi gatunkami z rodzaju tawuła. Zwalczanie roślin tego gatunku jest utrudnione ze względu na duże możliwości regeneracji z nieusuniętych części podziemnych. Porównanie zasięgu wtórnego (Europa) i rodzimego (Ameryka Płn.) wskazuje, że roślina ta nie ma w Polsce bariery klimatycznej i może rozprzestrzenić się na teren całego kraju – jako jeden z niewielu gatunków obcych stanowi zagrożenie dla ekosystemów torfowiskowych. Gatunek stwierdzony dotychczas na terenie kilku krajów UE, w tym jako inwazyjny (por. załącznik 1 i opis gatunku).

Podjęcie skoordynowanych działań w skali UE lub jej regionów może znacząco ograniczyć rozmiary populacji wymienionych wyżej gatunków, a w przypadku niektórych gatunków także wyeliminować ich występowanie co najmniej w skali regionu/-ów.

Lista krajowa

Gatunki zaproponowane do włączenia na listę krajową obejmują rośliny obcego pochodzenia, których status wymaga zgromadzenia dalszych informacji potwierdzających, że podjęcie skoordynowanych działań na poziomie UE lub jej regionów może znacząco ograniczyć rozmiary ich populacji i/lub złagodzić efekty negatywnego oddziaływania.

Są to gatunki:

- (i) – rozpowszechnione w wielu rejonach kraju; wyraźnie zwiększające swój zasięg i areał w skali lokalnej/regionalnej (*Bromus carinatus*, *Echinocystis lobata*, *Impatiens glandulifera*, *Xanthium albinum*) lub posiadające aktualnie ograniczony zasięg lecz znajdujące się jednocześnie w uprawie jako rośliny użytkowe (*Amelanchier lamarckii*, *A. spicata*), jednak wszystkie o niewystarczająco udokumentowanym negatywnym wpływie na rodzime gatunki i ekosystemy (tj. w jak dużym stopniu wpływają, w porównaniu z gatunkami dla których zebrano wyczerpującą informację/przeprowadzono ocenę powodowanego zagrożenia);
- (ii) – rozpowszechnione w wielu rejonach kraju, o udokumentowanym negatywnym wpływie na rodzime gatunki i ekosystemy, przedstawiające jednocześnie dużą wartość jako rośliny użytkowe (*Fraxinus pennsylvanica*, *Robinia pseudoacacia*, *Rosa rugosa*).

Amelanchier lamarckii F.G. Schroed. (świdośliwka (świdośliwa) Lamarcka) – krzew pochodzenia północnoamerykańskiego o wielu pozytywnych zastosowaniach użytkowych (dawniej wprowadzany do lasów jako gatunek o znaczeniu fitomelioracyjnym i biocenotycznym; sadzony także dla jadalnych owoców); ze względu na możliwość efektywnego rozmnażania generatywnego stanowi zagrożenie dla rodzimej różnorodności biologicznej, zwłaszcza w zbiorowiskach leśnych; *wymaga zgromadzenia dowodów naukowych w jakim stopniu wpływa negatywnie na środowisko przyrodnicze.*

Amelanchier spicata (Lam.) K. Koch (świdośliwka (świdośliwa) kłosowa) – krzew ozdobny pochodzenia północnoamerykańskiego wykorzystywany niegdyś w Polsce w gospodarce leśnej. Stanowi zagrożenie na siedliskach borów mieszanych; w różnych regionach Polski, ale przede wszystkim w jej części zachodniej. Według wielu źródeł (m.in. EPPO) uznany za jeden z groźniejszych gatunków wpływających negatywnie na różnorodność biologiczną w Europie. Gatunek inwazyjny przede wszystkim w Europie Północnej (Dania, Estonia, Finlandia, Litwa, Łotwa, Szwecja); *wymaga zgromadzenia dowodów naukowych w jakim stopniu wpływa negatywnie na środowisko przyrodnicze.*

Bromus carinatus Hook. & Arn. (stokłosa spłaszczona) – gatunek pochodzący z Ameryki Północnej; do Polski sprowadzony został jako trawa uprawna w pierwszej połowie XX wieku. Obecnie występuje na terenie całego kraju: od niżu po regiel dolny w górach. W Polsce stwierdzono dwa centra jego występowania: Wielkopolska i Polska południowa. Najczęściej spotykany jest na obszarach rolnych (nieużytkach porolnych i obrzeżach pól, gdzie staje się gatunkiem dominującym) i siedliskach ruderalnych (pobocza dróg, trawniki na terenach zbudowanych). Sporadycznie notowany jest w półnaturalnych zbiorowiskach łąkowych. Dzięki cechom takim jak: odporność na niskie temperatury, szybki wzrost stymulowany przez koszenie, szybkie dojrzewanie do rozrodu, rozmnażanie wegetatywne i generatywne, gatunek znacznie zwiększa zasięg swojego występowania. Jako gatunek posiadający szerokie spektrum siedliskowe może w przyszłości zagrażać zaburzonym przez działalność człowieka zbiorowiskom roślinnym. Konieczne jest monitorowanie rozprzestrzeniania się *B. carinatus* na terenie Polski, szczególnie na terenach podgórskich i w górach, gdzie może zagrażać przede wszystkim zbiorowiskom o charakterze łąk górskich; *wymaga zgromadzenia dowodów naukowych w jakim stopniu wpływa negatywnie na środowisko przyrodnicze.*

Echinocystis lobata (F. Michx.) Torr. & A. Gray (kolczurka klapowana) – gatunek północnoamerykański, wykazywany w wielu krajach Europy (w tym w Polsce) jako inwazyjny; samorozsiewające się, szybko rosnące jednoroczne pnącze powszechne w zbiorowiskach naturalnych, półnaturalnych i antropogenicznych; może konkutować z gatunkami rodzimymi (w tym szczególnie w zbiorowiskach nadrzecznych); zawiera substancje toksyczne dla człowieka i zwierząt; *wymaga zgromadzenia dowodów naukowych w jakim stopniu wpływa negatywnie na środowisko przyrodnicze.*

Fraxinus pennsylvanica Marshall (jesion pensylwański) – gatunek pochodzenia północnoamerykańskiego, wykazywany w niektórych krajach Europy Środkowej (w tym w Polsce) jako inwazyjny, wkraczający na siedliska antropogeniczne (nieużytki porolne) oraz do zbiorowisk nadrzecznych; charakteryzuje się dużym potencjałem rozmnażania generatywnego (produkcja owoców) i różnymi sposobami rozprzestrzeniania diaspor; *wymaga zgromadzenia dowodów naukowych w jakim stopniu wpływa negatywnie na środowisko przyrodnicze.*

Impatiens glandulifera Royle (niecierpek gruczołowaty) – gatunek pochodzący z Azji, wykazywany w wielu krajach Europy (w tym w Polsce) jako inwazyjny; występuje masowo zwłaszcza na siedliskach wilgotnych (ziołorośla, łągi, zarośla); istniejące dane są sprzeczne co do jego wpływu na różnorodność gatunkową zbiorowisk, do których wnika; konkuruje z rodzimymi gatunkami o zapylacze; *na liście krajowej do czasu jednoznacznego rozstrzygnięcia znaczenia dla ekosystemów w dłuższej perspektywie czasowej.*

Robinia pseudoacacia L. (robinia [grochodrzew] akacja) – gatunek północnoamerykański, szeroko rozpowszechniony w wielu rejonach Europy, w tym w Polsce (w wielu regionach o statusie gatunku inwazyjnego), o udowodnionym negatywnym wpływie na rodzimą bioróżnorodność; ponadto wykazuje działanie allelopacyjne; drzewo o wielu zaletach uprawowych, m.in. ważna roślina miododajna; *ze wzgl. na aspekty "pozytywne" (pszczelarstwo) do decyzji czy umieścić na liście gatunków krajowych – postulowane podejmowanie działań w odniesieniu do konkretnych typów ekosystemów.*

Rosa rugosa Thunb. (róża pomarszczona) – gatunek pochodzenia azjatyckiego, potwierdzony z kilkunastu krajów europejskich, jako inwazyjny podawany przede wszystkim z krajów Europy północnej (Dania, Norwegia, Szwecja), stwarzający zagrożenie dla ekosystemów wydm; w Polsce jako krzew ozdobny i wytrzymały na skażenie gleby, chętnie stosowany do obsadzania szlaków komunikacyjnych, nasypów dróg i kolei, także o specyficznym wykorzystaniu użytkowym (dla ustabilizowania wydm nadmorskich oraz w celach rekultywacyjnych na terenach przemysłowych); znana roślina spożywcza – uprawiana na plantacjach wielkoobszarowych; *ze wzgl. na aspekty "pozytywne" (celowa uprawa) do decyzji czy umieścić na liście gatunków krajowych – postulowane podejmowanie działań w odniesieniu do konkretnych typów ekosystemów; konieczny monitoring na terenach nadmorskich.*

Rudbeckia laciniata L. (rudbekia naga) – gatunek północnoamerykański, występujący w wielu krajach europejskich; w Polsce rozprzestrzeniający się (przede wszystkim w części południowej kraju); występujący w zbiorowiskach o charakterze naturalnym i ruderalnym; poprzez łanowy sposób wzrostu zagraża rodzimej różnorodności biologicznej; toksyczny dla zwierząt; *wymaga zgromadzenia dowodów naukowych w jakim stopniu wpływa negatywnie na środowisko przyrodnicze.*

Xanthium albinum (Widder) H. Scholz & Sukopp. (rzepień włoski) – gatunek północnoamerykański; roślina jednoroczna, rozprzestrzeniająca się głównie zoochorycznie. 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: doliny Warty, Bugu, Odry, Wisły i Sanu. Najbardziej zagrożona przez ten gatunek jest roślinność brzegów rzek w strefie okresowych zalewów. Masowe występowanie rzepienia włoskiego na tych siedliskach może powodować dodatkowe zagrożenie dla roślinności aluwialnych. Podobne w skutkach jest rozprzestrzenianie się tej rośliny na łąkach i pastwiskach głównie obszarów zalewowych. Zjawisko to ma duże znaczenie gospodarcze. Opanowane przez rzepień łąki, stają się nieprzydatne, jako pastwiska lub miejsce żerowania dzikich zwierząt. Dotychczas istnieje niewiele danych o rezultatach działań podejmowanych w celu eliminacji rzepienia włoskiego. Ograniczenie inwazji tej rośliny polega na wczesnym koszeniu opanowanych przez nią łąk. Wskazane powinny być doraźne ograniczenia rozwoju rzepienia, polegające na mechanicznym usuwaniu (wyrwaniu) okazów na stanowiskach ze szczególnie cennymi elementami rodzimej flory np. nadbrzeżną nadrzeczną *Corrigiola litoralis*.

Lista gatunków do 'obserwacji' (watch list)

Do włączenia na listę gatunków wymagających obserwacji zaproponowano gatunki nie odnotowane dotąd na stanowiskach spontanicznych w Polsce (*Akebia quinata*, *Galega orientalis*, *Spartina alternifolia*, *S. anglica*) lub podane dotąd z nielicznych stanowisk (*Cabomba caroliniana*, *Grindellia squarrosa*, *Senecio inaequidens*), w przypadku których potwierdzono inwazyjny charakter na innych obszarach, a także w przypadku których istnieje prawdopodobieństwo pojawienia się i/lub rozprzestrzenienia na obszarze kraju oraz innych krajów UE.

Akebia quinata (Thunb. ex Houtt.) Decne. (akebia pięciolistkowa) – azjatyckie pnącze o półzimozielonych liściach; w zależności od warunków glebowych i wilgotnościowych, przyrasta o 1 do 3 metrów rocznie (nawet do 6 m). Preferuje siedliska nasłonecznione do półcienistych. Liście akebii pozostają zielone, gdy temperatura w okresie zimy nie spada poniżej -15°C . W Polsce roślina nie jest w pełni mrozoodporna i podczas ostrych zim może przemarzać, ale w takim wypadku wiosną zazwyczaj odrasta od podstawy. Gatunek oferowany przez sklepy ogrodnicze, jako roślina osłonowa (nadaje się do obsadzania altan, pergoli oraz wszelkich podpór ogrodniczych), polecana do uprawy w zieleni publicznej. Może spełniać funkcję rośliny okrywowej, zwłaszcza na dużych powierzchniach. Do tej pory nie odnotowano tego gatunku na stanowiskach spontanicznych w naszym kraju, jednakże zwiększenie jego uprawy może spowodować „ucieczkę” rośliny do siedlisk półnaturalnych, zwłaszcza okrajków lasów, gdzie jej szybki wzrost może zahamować rozwój gatunków rodzimych. W niektórych krajach (Belgia, Niemcy) gatunek umieszczony na listach roślin wymagających szczególnej obserwacji. *Wymaga badań w celu zgromadzenia jednoznacznych dowodów na negatywne oddziaływanie.*

Cabomba caroliniana Gray. (kabomba karolińska) – roślina wodna pochodząca z południowych rejonów Ameryki Północnej i Ameryki Środkowej; w ofercie akwarystycznej, polecana przede wszystkim do akwariów, ale również do oczek wodnych. Preferuje ciepły, wilgotny klimat z zakresie temperatur $13-27^{\circ}\text{C}$. W rejonach gdzie gatunek jest uznany za inwazyjny, powodujący zagrożenia społeczne i ekonomiczne, szybko zarasta zbiorniki wodne przyczyniając się do utrudnień w żegludze; zmniejsza ilość tlenu w zbiornikach, a rozkład roślin powoduje zmiany barwy wody (co jest szczególnie ważne w przypadku ujęć wody pitnej); stwarza zagrożenie dla półnaturalnych siedlisk wodnych (eliminuje gatunki rodzime tworząc jednogatunkowe zbiorowiska). Gatunek został potwierdzony w kilku krajach UE, a w niektórych umieszczony na listach roślin wymagających szczególnej obserwacji. Wprawdzie warunki klimatyczne w Polsce nie sprzyjają jej rozprzestrzenianiu się do siedlisk naturalnych (roślina prawdopodobnie nie jest w stanie przetrwać zimy), pojawiły się pierwsze doniesienia o występowaniu gatunku w zbiornikach wodnych w południowej części kraju.

Galega orientalis Lam. (rutwica wschodnia) – naturalnie występuje na Kaukazie. Ma status gatunku inwazyjnego w Estonii, na znacznych obszarach europejskiej i azjatyckiej części Rosji oraz potencjalnie inwazyjnego w Finlandii i na Łotwie. Zdomowiona w Szwajcarii. Gatunek bardzo tolerancyjny co do temperatury, gleby, odporny na suszę. Uprawiany jako roślina paszowa i miododajna. Diczając tworzy łanowe zbiorowiska. Wkracza na siedliska antropogeniczne oraz na łąki, murawy, step, lasostep, w doliny rzeczne, zarośla i widne lasy. W Polsce dostępna jedna odmiana.

Grindelia squarrosa Dunal (dogłędka (grindelia) nastroszona) – gatunek pochodzący z Ameryki Północnej; stosowany w ziołolecznictwie (wraz z innymi gatunkami z tego rodzaju); notowany w południowej i wschodniej Europie (m.in. Bułgaria, Rumunia, Ukraina, Litwa, Łotwa, europejska część Federacji Rosyjskiej); potencjalnie zagrażający siedliskom kserotermicznym; wymaga dalszych badań; w Polsce gatunek stwierdzony dotąd na jednym spontanicznym stanowisku (Polska pld.).

Senecio inaequidens DC. (starzec nierównozębny) – gatunek pochodzący z Płd. Afryki; zawleczony do Europy z importem wełny; występuje w wielu krajach Europy zachodniej; także północnej; w Polsce dotąd na rozproszonych stanowiskach; postępuje z zachodu i rozprzestrzenia się głównie z transportem kołowym i kolejowym; stanowi potencjalne zagrożenie dla muraw i suchych łąk; wpływ tego gatunku na rodzime gatunki i siedliska wymaga dalszych badań.

Spartina alternifolia Loisel. – naturalny zasięg gatunku obejmuje atlantyckie wybrzeża Ameryki Płn; zasięg wtórny wybrzeża zachodniej Ameryki Płn., Nową Zelandię i atlantyckie wybrzeża Europy Zachodniej. Dotychczas brak informacji o jego stanowiskach w Polsce. Ważny jest monitoring siedlisk przede wszystkim na wybrzeżu Bałtyku. Ze względu na fakt, że toleruje duże zasolenie, roślina bywa stosowana jako „przeciwozyjna” oraz w fitoremediacji metali ciężkich. Stanowi duże zagrożenie dla gatunków i siedlisk we wtórnym zasięgu, ponieważ jej zaschnięte pędy tworzą gruby, słabo rozkładający się wołok. Łatwo krzyżuje się z innymi gatunkami z rodzaju *Spartina* tworząc mieszańce o dużym potencjale inwazyjnym (np. *Spartina anglica* powstała ze skrzyżowania się z rodzimym w Wielkiej Brytanii gatunkiem – *S. maritima*).

Spartina anglica C. E. Hubbard. (*Spartina* × *townsendii*) – jest mieszańcem powstałym ze skrzyżowania *Spartina maritima* (gatunku rodzimego w Wielkiej Brytanii) ze *S. alternifolia* (gatunku pochodzącego z Ameryki Północnej). Roślina potwierdzona w kilku krajach UE (Anglii, Francji, Niemczech, Danii, Holandii) również jako inwazyjna. *Spartina anglica* została umieszczona przez Światową Unię Ochrony Przyrody (IUCN 2000) na liście 100 "najgroźniejszych gatunków inwazyjnych świata". Rozprzestrzenianie się rośliny może mieć poważne skutki ekonomiczne.

Ważny jest monitoring siedlisk przede wszystkim na wybrzeżu Bałtyku. Ze względu na fakt, że toleruje duże zasolenie, roślina bywa stosowana jako „przeciwozyjna” oraz w fitoremediacji metali ciężkich. Stanowi duże zagrożenie dla gatunków i siedlisk, ponieważ jej zaschnięte pędy tworzą gruby, słabo rozkładający się wołok. Zagraża przede wszystkim gatunkom i zbiorowiskom solnisk i wydm nadmorskich.

4. Charakterystyka gatunków roślin proponowanych do włączenia na listę unijną

4.1. *Acer negundo* L.



Klon jesionolistny

Fot. Teresa Nowak (po lewej) i Fot. Barbara Tokarska-Guzik (po prawej)

a) opis gatunku zawierający jego tożsamość taksonomiczną oraz jego historię, naturalny i potencjalny zasięg

***Acer negundo* L.**

Synonimy: *Negundo aceroides* Moench., *N. fraxinifolia* Nutt. *N. negundo*, *Rulac fraxinifolia* Adanson, *Rulac negundo* (L.) Hitchc.

Rodzina: Aceraceae

Rząd: Sapindales – mydleńcowce, myłodrzewowce

Klasa: Magnoliophyta - okrytonasienne

Najczęściej używana nazwa polska i angielska: *pl.* klon jesionolistny, *ang.* ashleaf maple; ash-leaved maple

Morfologia i biologia

Drzewo zwykle do ok. 20 m wysokości, w obrębie naturalnego zasięgu do 28 m. Korona szeroka, pień dość krótki, nierzadko pochylony i guzowaty. Liście ułożone naprzeciwległe, nieparzysto pierzaste, złożone zwykle z 5 (3–9) listków. Listek górny i dolne zwykle klapowane. Młode pędy tego gatunku są pokryte woskowym nalotem nadającym im charakterystyczne szaro-niebieskie zabarwienie. Gatunek dwupienny. Kwiaty pozbawione okwiatu, wiatropylne, wytwarzane są przed rozwojem liści (III-IV). Męskie kwiaty zwisają w pęczkach na nitkowatych szypułkach, żeńskie zebrane w wąskie, zwisające grona. Owocem są skrzydłaki, 2,5–3,5 cm długie. Skrzydełka ustawione pod kątem ostrym, często zachodzące na siebie. Owoce utrzymują się na drzewie do następnej wiosny (Seneta 1991). Drzewo szybko rosnące i krótkowieczne (do 100 lat, zazwyczaj do 75 lat). Gatunek wykazuje szeroką tolerancję na warunki środowiska (gleby, światło) i dużą odporność na suszę (Anon. 1963; Overton 1990; Sachse 1992).

Naturalny i potencjalny zasięg

Acer negundo pochodzi z umiarkowanych rejonów wschodniej i środkowej Ameryki Północnej (Mędrzycki 2011). Zasięg pierwotny obejmuje znaczny obszar Ameryki Północnej, gdzie *A. negundo* jest jednym z najpospolitszych gatunków klonów. Naturalny obszar występowania rozciąga się: od południowej Kanady (Ontario, Alberta) i Massachusetts na północy, po Nowy Meksyk i Florydę na południu. Poza zwartym zasięgiem pierwotnym, rozproszone, naturalne stanowiska znajdują się też w Kalifornii, górach Meksyku i Gwatemali (Little 1971; Scoggan 1978; Overton 1990).

Na kontynencie północnoamerykańskim, tam gdzie *Acer negundo* został wprowadzony na tereny poza swoim zasięgiem naturalnym, w wielu przypadkach ma on obecnie status gatunku inwazyjnego. Dotyczy to stanu Waszyngton, Maine, Oregon w USA, Quebec, Nowej Szkocji, Nowego Brunswiku i wyspy Księcia Edwarda w Kanadzie (Anon. 1963; Rosario 1988; CABI 2015).

Potencjalny zasięg obejmuje przede wszystkim rejon półkuli północnej o klimacie umiarkowanym. W rejonach świata, gdzie został celowo wprowadzony, rozprzestrzenił się w czasie ostatnich dwóch stuleci, powiększając zasięg występowania o rozległe obszary Eurazji, Nową Zelandię i zachodnią Australię.

Historia rozprzestrzenienia

Acer negundo został sprowadzony do Europy jako gatunek ozdobny, pod koniec XVII w., najpierw do ogrodów botanicznych Wielkiej Brytanii, następnie do Holandii, Niemiec, na tereny Czech i Słowacji, a w latach 70. XIX w. - na Węgry (Tokarska-Guzik 2005). W pierwszej połowie XX wieku klon jesionolistny był jednym z najczęściej sadzonych w Europie drzew obcego pochodzenia (Mędrzycki 2011). Wprowadzany do parków, zielni urządzonej i przyulicznej, czy przywodnej (Danielewicz i Wiatrowska 2014), ale także bezpośrednio na siedliska o charakterze naturalnym. Przykładowo na Węgrzech był sadzony na terasach zalewowych w dolinach rzecznych, na obszarach podmokłych wokół jeziora Balaton, ale także na siedliskach suchych, piaszczystych (Udvardy 2008).

Na ziemiach polskich *A. negundo* po raz pierwszy zaczęto sadzić na przełomie XVIII i XIX w. Pierwsze udokumentowane stanowisko pochodzi z 1808 r. z Ogrodu Botanicznego w Krakowie. *Acer negundo* poza miejscami uprawy obserwowany był w latach 80. XIX w., a po 1945 roku notowano już potwierdzone spontaniczne stanowiska gatunku. Obecnie klon jesionolistny jest pospolity na terenie prawie całego kraju. W górach notowany w Zachodnich Karpatach nad brzegami rzek. Brak go w wyżej położonych terenach górskich (Tokarska-Guzik 2005; Chmura 2009).

b) opis wzorców i dynamiki jego rozmnażania i rozprzestrzeniania się, włącznie z oceną, czy istnieją ku temu odpowiednie warunki środowiskowe w Polsce i Unii

Gatunek o szerokiej skali tolerancji na czynniki środowiskowe, o dużym potencjale

reprodukcyjnym, stąd istnieje duże prawdopodobieństwo, że nadal będzie powiększał swój stan posiadania.

Zaczyna owocować już w wieku 5 lat (Sachse 1992) i odznacza się bardzo dużą produktywnością nasion, które łatwo kiełkują w zróżnicowanych warunkach siedliskowych (Olson i Gabriel 1974). Podobnie jak inne klony gatunek jest wiatrosiewny. Utrzymywanie się skrzydlaków na gałęziach do wiosny umożliwia dyspersję w okresie bezlistnym i pokonywanie przez owoce znacznych odległości – nawet do kilkunastu kilometrów od rośliny macierzystej (Rosario 1988). Istotną rolę w rozprzestrzenianiu nasion odgrywa woda, zwłaszcza płynąca (Howell i Benson 2000). Nasiona zachowują żywotność nawet po 6 tygodniach spędzonych w wodzie (Mędrzycki 2011). W rozsiewaniu uczestniczą też ptaki i gryzonie. *Acer negundo* rozmnaża się także wegetatywnie poprzez odrosty korzeniowe i pędy, które ukorzeniają się przy kontakcie z podłożem (Anon. 1963; Binggeli 1992; Mędrzycki 2011).

W granicach naturalnego zasięgu występuje na bardzo zróżnicowanych siedliskach. Podawany był z 22 opisanych zbiorowisk roślinnych, tworzących się na 13 typach siedlisk. Są to m.in. lasy o charakterze łągowym, gdzie *A. negundo* towarzyszą inne gatunki klonów, wierzby, dęby, jesiony i wiązy, a także bory mieszane, sosnowe, świerkowe, tereny zalewowe, sawanny, prerie i murawy (Rosario 1988; Overton 1990; Mędrzycki 2011).

W obrębie zasięgu wtórnego, w tym również w Polsce, *Acer negundo* występuje często na siedliskach antropogenicznych, takich jak: nieużytki, tereny poprzemysłowe, hałdy i zwalę, gruzowiska, tereny kolejowe, nasypy kolejowe i drogowe, zaniedbane parki, cmentarze, nieużytkowane łąki, odłogi itp. Rozprzestrzeniając się wzdłuż rzek wkracza na siedliska lasów liściastych, często występuje na siedliskach nadrzecznych (np. łągów wierzbowo-topolowych), w ziołoroślach nadwodnych, a także w drągowinach sosnowych, brzoźowych i dębowych (Danielewicz 1993, 2008; Adamowski i in. 2002; Tokarska-Guzik 2005; Chmura 2009; Danielewicz i Wiatrowska 2014).

c) opis potencjalnych dróg wprowadzania i rozprzestrzeniania, zamierzonego i niezamierzonego, obejmujących – w stosownych przypadkach – towary, z którymi dany gatunek jest zazwyczaj powiązany

Acer negundo został celowo wprowadzony do uprawy jako roślina ozdobna, sadzony był w parkach, ogrodach (nadal rośnie w wielu zabytkowych parkach przypałacowych, a w niektórych regionach także wzdłuż dróg), wykorzystywany w zieleni urządzonej, sadzony także jako drzewo przyuliczne. Z miejsc celowej introdukcji rozprzestrzenił się na tereny sąsiadujące, zajmując różne siedliska antropogeniczne na terenach zurbanizowanych, skąd przenikał do siedlisk o charakterze naturalnym, wykorzystując w migracji zarówno korytarze naturalne (doliny rzeczne), jak i antropogeniczne (drogi i linie kolejowe).

Acer negundo w Polsce rozprzestrzeniał się głównie wzdłuż dużych rzek, takich jak Wisła, Odra, Warta czy Bug (Tokarska-Guzik 2005; Danielewicz 2008; Danielewicz i Wiatrowska 2014). Rozbudowa sieci dróg i intensyfikacja transportu drogowego może sprzyjać przenoszeniu się owoców na duże odległości.

Klon jesionolistny może również dziczeć z miejsc przyszłych nasadzeń – w kraju *A. negundo*, w tym jego ozdobne odmiany, znajdują się w ofercie szkółkarskiej. Są to zarówno klony męskie, jak i żeńskie. Dziczenie odmian pstrolistnych odnotowano w Australii (keys.lucidcentral.org.).

W Kodeksie dobrych praktyk „Ogrodnictwo wobec roślin inwazyjnych obcego pochodzenia” (2014) *Acer negundo* został zamieszczony na liście roślin stosowanych w ogrodnictwie należących do inwazyjnych gatunków obcych, w przypadku których uzgodniono potrzebę niewprowadzania ich do sprzedaży i do uprawy³.

³http://www.gdos.gov.pl/files/aktualnosci/31085/Kodeks_Dobrych_Praktyk_Ogrodnictwo_wobec_roslin_inwazyjnych_obcego_pochodzenia_www.pdf

d) ocena ryzyka wprowadzenia, zadomowienia się i rozprzestrzenienia w odpowiednich regionach biogeograficznych w obecnych warunkach i w przewidywalnych warunkach zmiany klimatu

Wrażliwość *Acer negundo* na niskie temperatury jest różna w zależności od miejsca naturalnego występowania (Demos 1973). Do uprawy w chłodniejszych rejonach Europy wykorzystano nasiona pochodzące od klonów jesionolistnych występujących w Kanadzie, które wykazują pełną mrozoodporność w miejscach, w które były wprowadzane (Demos 1973; Mędrzycki 2011). Gatunek obecnie występuje przede wszystkim w kontynentalnym, borealnym i atlantyckim regionie biogeograficznym. Jest zadomowiony również na terenie regionu śródziemnomorskiego i pannońskiego. Duża tolerancja na czynniki siedliskowe, w tym klimatyczne, może sprzyjać jego dalszemu rozprzestrzenianiu na nowe obszary, z wyjątkiem położonych w regionie alpejskim (np. Kadlečík 2014).

e) opis obecnego rozmieszczenia gatunku, zawierający informacje, czy gatunek ten występuje już w Unii lub w krajach sąsiadujących, oraz prognozy kierunków jego migracji i prawdopodobnego rozmieszczenia w przyszłości

Zasięg wtórny obejmuje zachodnią Australię, Nową Zelandię, oraz Eurazję aż po tereny zachodniej Syberii i północno-wschodnich Chin (CABI 2015). Na naszym kontynencie stanowiska gatunku koncentrują się w Europie Środkowej (Tokarska-Guzik 2005), jednak odnotowany został także w wielu innych krajach europejskich (por. Tab. 1 oraz Załącznik 1). Gatunek zaliczono do inwazyjnych w Nowej Zelandii, w południowo-wschodniej Australii (Nowa Południowa Walia, Victoria), kilkunastu krajach Europy (Mędrzycki 2011; CABI 2015) oraz na terenie zachodniej Syberii (Adamowski 1995).

Tab. 1. Występowanie i status *Acer negundo* w krajach UE oraz innych europejskich (w tym sąsiadujących z Polską)

Kraj	Status gatunku*				źródła
	inwazyjny	potencjalnie inwazyjny	zadomowiony/ nie inwazyjny	nie odnaleziony lub brak danych**	
<i>Albania</i>				x	
<i>Andora</i>				x	
Austria	x				Essl i Rabitsch 2003; Drechser i Magnes 2002
Belgia	x				Verloove 2006
Białoruś				x	
<i>Bośnia i Hercegowina</i>				x	
Bułgaria				x	CABI 2014
Chorwacja	x				Mitić 2013; FCD 2015
Cypr				x	
<i>Czarnogóra</i>	x				Stešević 2013
Dania				x	Mędrzycki 2011
Estonia			x		Mędrzycki 2011
Finlandia				x	Mędrzycki 2011
Francja	x				Aboucaya 1999; CABI 2014
Grecja	x				Arianoutsou i in. 2010
Hiszpania				x	CABI 2014
Holandia		x			NOBANIS 2015

Irlandia				x	Mędrzycki 2011
<i>Islandia</i>				x	Mędrzycki 2011
<i>Liechtenstein</i>				x	
Litwa	x				Mędrzycki 2011; Gudžinskas i in. 2014
Luksemburg				x	
Łotwa	x				NOBANIS 2015
<i>Macedonia</i>				x	
Malta				x	
<i>Mołdawia</i>				x	
<i>Monako</i>				x	
Niemcy	x				EPPO 2013; CABI 2014
<i>Norwegia</i>				x	Mędrzycki 2011
Polska	x				Tokarska-Guzik i in. 2012; CABI 2014
Portugalia				x	CABI 2014
Republika Czeska	x				Pyšek i in. 2012
Rosja	x (część europejska i zach. Syberia)				Adamowski 1995; Tzvelev 2000; CABI 2014
Rumunia	x				Dragota i in. 2011
<i>San Marino</i>				x	
<i>Serbia</i>				x	
Słowacja	x				Medvecká i in. 2012; Kadlečík 2014
Słowenia	x				Jogan 2013
<i>Szwajcaria</i>				x	CABI 2014
Szwecja		x			NOBANIS 2015
<i>Turcja</i>	x				Aksoy 2011
Ukraina	x				Protopopova i in. 2006; CABI 2014; Kadlečík 2014
<i>Watykan</i>				x	
Węgry	x				Udvary 2008; Kadlečík 2014
Wielka Brytania			x		CABI 2014
Włochy				x	CABI 2014

Objaśnienia: Kraje EU – prosta czcionka; *pozostałe kraje europejskie* – pochyła czcionka; **kraje sąsiadujące z PL** – pogrubiona czcionka

* - status gatunku podano na podstawie dostępnych źródeł; zastosowane tam kryteria mają charakter autorski (por. objaśnienia w rozdz. 1; ad.e)

** - w tej kolumnie uwzględniono także sytuacje, kiedy gatunek został odnotowany w danym kraju na pojedynczych stanowiskach i/lub został zaklasyfikowany do grupy gatunków niezadomowionych (diafit: efemerofit, ergazjofit / *casual species*) lub jego status nie został określony

f) opis niepożądanego oddziaływania na różnorodność biologiczną i powiązane usługi ekosystemowe, włącznie z oddziaływaniem na gatunki rodzime, obszary chronione, siedliska zagrożone, jak również na zdrowie ludzkie, bezpieczeństwo i na gospodarkę; częścią opisu jest ocena potencjalnego oddziaływania w przyszłości, z uwzględnieniem dostępnej wiedzy naukowej

Ze względu na szybkie tempo wzrostu *Acer negundo* wykazuje silną konkurencję w stosunku do innych gatunków. Młode osobniki i odrosty tworzą zwarte zakrzewienia, które utrudniają wzrost innych roślin (Chmura 2009; Mądrzycki 2010; Wołkowycki 2010; Mróz 2012). Liście zawierają kumarynę, która ma silne właściwości allelopatyczne, przejawiające się hamowaniem kiełkowania i wzrostu innych roślin (Yeryomenko 2014). W niektórych rejonach Ukrainy (Bukowina, Zakarpacie, Krym) gatunek zaliczono do grupy *transformers* (Protopopova i in. 2010, 2012). Jednocześnie stanowi ważne siedlisko życia wielu gatunków zwierząt; ptaki i wiewiórki zjadają jego nasiona (Udvardy 2008).

Utrudniając naturalne procesy regeneracji lasów, gatunek ten może również powodować straty gospodarcze (Chmura 2009). Pyłek ma właściwości alergenne (Esch 2011); przypuszcza się, że może być toksyczny dla zwierząt/bydła (Udvardy 2008). Na terenach zurbanizowanych, bez odpowiedniej interwencji, kolonizując nawet skrajne siedliska, jak np. szczeliny w murach budowli, może powodować ich uszkodzenie lub zniszczenie.

W Polsce stwarza zagrożenie w dolinach rzecznych, gdzie kolonizuje siedliska lasów łęgowych, stanowiąc problem dla siedliska przyrodniczego łągów wierzbowych, topolowych, olszowych i jesionowych (kod 91E0), w których znajduje się optimum jego występowania (Tokarska-Guzik i in. 2012; Danielewicz i Wiatrowska 2014). Należy także do gatunków obcych częściej notowanych na obszarach chronionych; obecność tego gatunku potwierdzono dotąd w 12 parkach narodowych (Bomanowska i in. 2014).

g) opis znanych sposobów wykorzystywania danego gatunku i płynących z nich korzyści społecznych i gospodarczych

Sprowadzony i wykorzystywany przede wszystkim jako drzewo ozdobne o bardzo małych wymaganiach. Miał również zastosowanie w rekultywacjach, chociaż ze względu na słaby wzrost na ubogich, zasadowych, a także kwaśnych glebach nie jest rekomendowany (Udvardy 2008). W okresie międzywojennym i tuż po wojnie był często wykorzystywany w różnego rodzaju zadrzewieniach: przydrożnych, przywodnych, miejskich i wiejskich (Danielewicz i Wiatrowska 2014). Pojawiający się wiosną pyłek zbierany jest przez owady, w tym pszczoły (miód klonowy). Zarówno w granicach naturalnego, jak i wtórnego zasięgu *Acer negundo* ma znikome znaczenie gospodarcze (Mądrzycki 2011). Miękkie drewno słabej jakości bywało wykorzystywane jako opał, materiał do wytwarzania ogrodzeń, przedmiotów codziennego użytku, nietrwałych mebli. W Ameryce Północnej liście dodawane były do paszy dla bydła (Rosario 1988).

h) wnioski wraz uzasadnieniem czy gatunek spełnia kryteria ujęcia na liście UE

Gatunek spełnia kryteria (a-e) przyjęte na potrzeby przygotowania wykazu inwazyjnych gatunków obcych stwarzających zagrożenie dla środowiska przyrodniczego Unii Europejskiej. Ze względu na powszechne występowanie w wielu krajach UE wskazane są skoordynowane działania zmierzające do ograniczenia rozprzestrzeniania gatunku (np. rezygnacja z nasadzeń lub wykorzystywanie do nich wyłącznie klonów męskich) oraz eliminowanie gatunku (w pierwszej kolejności) na obszarach cennych przyrodniczo.

Jest prawdopodobne, że włączenie gatunku do wykazu unijnego zminimalizuje lub złagodzi niepożądane oddziaływanie gatunku, a lokalnie/regionalnie je wyeliminuje.

Piśmiennictwo

Aboucaya A. 1999. Flore exotique et invasions végétales sur les berges du Rhône. La Garance Voyageuse 48: 35–40.

Adamowski W. 1995. Naturalization of *Acer negundo* in the environs of Novosibirsk (West Siberia). Phytocoenosis 3 (N.S.), Archivum Geobotanicum 3: 41–42.

Adamowski W., Dvorak L., Ramanjuk I. 2002. Atlas of alien woody species of the Białowieża

- Primaeval Forest. *Phytocoenosis* 14: 1–304.
- Aksoy N. 2011. Invasive Plants Which Threaten Natural Forest Ecosystems of Turkey. Abstracts Session 1 Causes and impacts of plant invasions. 3rd International Symposium on Environmental Weeds and Invasive Plants, Ascona, 2011, p. 26.
- Anon. 1963. Native trees of Canada. Bulletin No. 61. Canada: Department of Forestry, Ottawa
- Arianoutsou M., Bazos I., Delipetrou P., Kokkoris Y. 2010. The alien flora of Greece: taxonomy, life traits and habitat preferences. *Biol Invasions* 12: 3525–3549.
- Binggeli P. 1992. Patterns of invasion of sycamore (*Acer pseudoplatanus* L.) in relation to species and ecosystem attributes. DPhil Thesis. University of Ulster, Belfast, UK
- Bomanowska A., Kirpluk I., Adamowski W., Palus J., Otręba A. 2014. Problem inwazji roślin obcego pochodzenia w polskich parkach narodowych. [w:] A. Otręba, D. Michalska-Hejduk (red.) Inwazyjne gatunki roślin w Kampinoskim Parku Narodowym, ss. 9–14. Kampinoski Park Narodowy, Izabelin
- CABI Commonwealth Agricultural Bureau International. 2014. *Acer negundo* <http://www.cabi.org/isc/datasheet/2862#20057036149> (data dostępu 5.04.2015)
- Chmura D. 2009. Inwazyjne gatunki drzew mokradeł Polski – klon jesionolistny *Acer negundo* i jesion pensylwański *Fraxinus pennsylvanica*. [w:] Dajdok Z., Pawlaczyk P. (red.) Inwazyjne gatunki roślin ekosystemów mokradłowych Polski, ss. 119–122. Wyd. Klubu Przyrodników, Świebodzin
- Danielewicz W. 1993. Obce gatunki drzew i krzewów w dolinie Warty. Cz. I. Klon jesionolistny (*Acer negundo* L.). *Poznańskie Tow. Przyjaciół Nauk, Prace Komisji Nauk Leśnych* 76: 31–37.
- Danielewicz W. 2008. Ekologiczne uwarunkowania zasięgów drzew i krzewów na aluwialnych obszarach doliny Odry. Wyd. Uniwersytetu Przyrodniczego w Poznaniu, Poznań
- Danielewicz W., Wiatrowska B. 2014. Inwazyjne gatunki drzew i krzewów w lasach Polski. *Peckiana* 9: 59–67.
- Demos E.K., Peterson P., Williams G.J. 1973. Frost tolerance among populations of *Acer negundo* L. *American Midland Naturalist* 89: 223–228.
- Dragota C-S., Grigorescu I., Dumitrascu M., Mihai D., Mierla M., Nastase M. 2011. Climatic Potential and Key Meteorological Drivers for the Dynamics of Invasive Plant Species in Romanian Protected Areas. Abstracts Session 1 Causes and impacts of plant invasions. 3rd International Symposium on Environmental Weeds and Invasive Plants, Ascona, 2011, p. 24.
- Drescher A., Magnes M. 2002. Anthropochoren im Nationalpark Donau-Auen - Ziel von Bekämpfungsmaßnahmen oder Bereicherung der Biodiversität? *Osterreichisches Botanikertreffen*, ss. 141–144. Bundesanstalt für alpenländische Landwirtschaft Gumpenstein, Irdning, Germany
- EPPO 2013. Reporting Service - Invasive Plants NO. 11 PARIS, 2013-11-01: 2013/251 The German lists of invasive alien plants.
- Esch R.E., Hartsell C.J., Crenshaw R. and Jacobson R.S. 2001. Common Allergenic Pollens, Fungi, Animals, and Arthropods. *Clinical Reviews in Allergy and Immunology* 21: 261–292.
- Essl F., Rabitsch W. 2003. Neobiota in Österreich. Umweltbundesamt GmbH, Wien
- FCD Flora Croatica Database <http://hirc.botanic.hr/fcd/> (data dostępu 04.2015).
- Frączek J., Mudry K., Wróbel M. 2009. Klon jesionolistny *Acer negundo* L. – nowy potencjalny gatunek energetyczny *Acta Agrophysica* 14: 313–322.
- Gudžinskas Z., Kazlauskas M., Pilāte D., Balalaikins M., Pilāts M., Šaulys A., Šaulienė I., Šukienė L.

2014. Lietuvos ir Latvijos pasienio regiono invaziniai organizmai. Lietuvos un Latvijos pierobežas invazivie organismi. BMK Leidykla, Vilnius
- Höfle, R., Dullinger S., Essl F. 2014. Different factors affect the local distribution, persistence and spread of alien tree species in floodplain forests. *Basic and Applied Ecology* 5 (5): 26–43.
- Howell J., Benson D. 2000. Predicting potential impacts of environmental flows on weedy riparian vegetation of the Hawkesbury-Nepean River, south-eastern Australia. *Austral Ecology* 25(5): 463–475.
- Invasive species in Belgium <http://ias.biodiversity.be/species/show/103>
- Jogan N. 2013. Invasive alien plant taxa in the flora of Slovenia. EPPO, Belgrad <http://www.izbis.com/pdf-2013/invazivne-biljke/List%20IAS%20Plants%20SLOVENIA.pdf> (data dostępu 02.04.2014).
- Kadlečík J. (red.) 2014. Carpathian red list of forest habitats and species Carpathian list of invasive alien species. Draft list of invasive alien species of the Carpathian region, ss. 228–234. The State Nature Conservancy of the Slovak Republic
- keys.lucidcentral.org. http://keyserver.lucidcentral.org/weeds/data/03030800-0b07-490a-8d04-0605030c0f01/media/Html/Acer_negundo.htm
- Littre E.L. Jr. 1971. Atlas of United States Teres. U.S.D.A. Misc. Publ.
- Medvecká J., Kliment J., Májeková J., Halada L., Zaliberová M., Gojdičová E., Feráková V., Jarolímek I. 2012. Inventory of the alien flora of Slovakia. *Preslia* 84: 257–309.
- Mędrzycki P. 2011. NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Acer negundo* – From: Online Database of the European Network on Invasive Alien Species – NOBANIS www.nobanis.org (data dostępu 09.04.2015)
- Mitić B. 2013. Invasive alien plants in Croatia. International seminar “Lists of IAS plants in the Balkans with an EPPO training course on the prioritization process for IAS plants, Belgrade, July 08-11, 2013; <http://www.izbis.com/pdf-2013/invazivne-biljke/List%20IAS%20Plants%20CROATIA.pdf>
- Mróz M. 2012. Występowanie i zasoby *Acer negundo* L. w dolinie Warty w Poznaniu. Manuskrypt pracy magisterskiej, UAM Poznań
- NOBANIS 2015. North European and Baltic Network on Invasive Alien Species. <http://www.nobanis.org> (data dostępu 05.04.2015).
- Olson D.F., Gabriel W.J. 1974. *Acer* L. - Maple. US Department of Agriculture, Agriculture Handbook 450: 187–194.
- Overton R.P. 1990. *Acer negundo* L. Boxelder. [w:] R.B. Burns, B.H. Honkala (red.) *Silvics of North America 2: Hardwoods* ss. 41–45. Agriculture Handbook USDA, Forest Service Agric., Washington D.C.
- Protopopova V. V., Shevera M. V., Bagrikova N. A., Ryff L. E. 2012. Transformers species in the flora of the Soth Coast of Crimea. *Ukr. Botan. Journ.* 69(1): 54–68.
- Protopopova V. V., Shevera M. V., Chorney I. I., Tokaryuk A. I., BudzhakV. V., Korzhan K. V. 2010. The transformer species in the flora of the Bukovina Cis-Carpathian area. *Ukr. Botan. Journ.*, 67(6): 852–864.
- Protopopova V. V., Shevera M. V., Sergei L. Mosyakin S.L. 2006. Deliberate and unintentional introduction of invasive weeds: A case study of the alien flora of Ukraine. *Euphytica* 148: 17–33.
- Pyšek P., Danihelka J., Sádlo J., Chrtěk J. Jr., Chytrý M., Jarošík V., Kaplan Z., Krahulec F., Moravcová L., Pergl J., Štajerová K., Tichý L. 2012. Catalogue of alien plants of the Czech

- Republic (2nd edition): checklist update, taxonomic diversity and invasion patterns. *Preslia* 84: 155–255.
- Rosario L.C. 1988. *Acer negundo*. Fire Effects Information System, USDA Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Fire Sciences Laboratory. <http://www.fs.fed.us/database/feis/plants/tree/aceneg/>
- Sachse U. 1992. Invasion patterns of boxelder on sites with different levels of disturbance. *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie* 21: 103–111.
- Scoggan H.J. 1978. The flora of Kanada. Part 3. National Museum of Natural Science, Nat. Mus. Nat. Sc. Publ. Bot. Canada, Ottawa
- Seneta W. 1991. Drzewa i krzewy liściaste. T. I A-B. Wyd. Nauk. PWN, Warszawa
- Stešević D. 2013. The list of plant invaders in Montenegro. International seminar “Lists of IAS plants in the Balkans with an EPP0 training course on the prioritization process for IAS plants, Belgrade, July 08-11, 2013; <http://www.izbis.com/pdf-2013/invazivne-biljke/List%20IAS%20Plants%20MONTE%20NEGRO.pdf>
- Tokarska-Guzik B. 2005. The establishment and spread of alien plant species (kenophytes) in the flora of Poland. No 2372 Uniwersytet Śląski, Katowice
- Tokarska-Guzik B., Dajdok Z., Zając M., Zając A., Urbisz A., Danielewicz W., Hołdyński Cz. 2012. Rośliny obcego pochodzenia w Polsce ze szczególnym uwzględnieniem gatunków inwazyjnych. Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska, Warszawa
- Tzvelev N.N. 2000. Manual of the vascular plants of North-West Russia. State Chemical-Pharmaceutical Academy Press, St.-Petersburg
- Udvardy L. 2008. Boxelder (*Acer negundo* L.) [w:] Z. Botta-Dukát, L. Balogh (red.) The most important invasive plants in Hungary, ss. 115–120. HAS Institute of Ecology and Botany, Vácrátót, Hungary
- Verloove F. 2006. Catalogue of neophytes in Belgium (1800-2005). *Scripta Botanica Belgica* 39: 1–89.
- Wasowicz P., Przedpelska-Wasowicz E.M., Kristinsson H. 2013. Alien vascular plants in Iceland: Diversity, spatial patterns, temporal trends, and the impact of climate change. *Flora* 208: 648–673.
- Wołkowycki D. 2010. Operat zagrożeń Białowieskiego Parku Narodowego ze strony flory inwazyjnej. (maszynopis).
- Yeryomenko Y.A. 2014. Allelopathic activity of invasive arboreal species. *Russian Journal of Biological Invasions* 5 (3): 146–150.

4.2. *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle



Bożodrzew gruczołowaty na brzegu Odry we Wrocławiu

Fot. Zygmunt Dajdok

a) opis gatunku zawierający jego tożsamość taksonomiczną oraz jego historię, naturalny i potencjalny zasięg

***Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle**

Synonimy: *Ailanthus glandulosa* Desf., *A. cacodendron* (Ehrh.) Schinz & Thell., *A. giraldii* Dode, *A. peregrina* (Buc'hoz) F. A. Barkley, *A. sutchuensis* Dode, *A. vilmoriniana* Dode, *Albonia peregrina* Buc'hoz, *Pongelion glandulosum* (Ehrh) Degen, *Rhus cacodendron* Ehrh., *Toxicodendron altissimum* Mill.

Rodzina: Simarubaceae - bieguncznikowate

Rząd: Sapindales – mydleńcowce, mydłodrzewowce

Klasa: Magnoliophyta - okrytonasienne

Najczęściej używana nazwa polska i angielska: *pl.* bożodrzew gruczołowaty, ajlant gruczołowaty, bożodrzew gruczołkowany, bożodrzew chiński, *ang.* tree-of-heaven, Chinese sumac, stinking sumac.

Morfologia i biologia

Drzewo zwykle do 20(30) m, w Polsce zazwyczaj do 25 m wysokości. Niekiedy wytwarza odrosty korzeniowe. Kora gładka, tylko u najstarszych osobników spękana, z jasnymi podłużnymi prążkami. Liście ułożone skrętolegle, nieparzysto pierzaste, długie 45–60 cm, złożone z 13–25 listków. U nasady liści duże ząbki z wypukłymi gruczołkami, po roztarciu, podobnie jak młode pędy oraz kwiaty, zwłaszcza męskie, wydzielające nieprzyjemny zapach. Kwiaty drobne, poligamiczne, zielonkawożółte, zebrane w duże wiechy. Z każdego kwiatu powstaje kilka (do 6) owoców w postaci wydłużonych skrzydlaków. Nasienie położone w środku owocu (Seneta 1991).

Naturalny i potencjalny zasięg

Pierwotny zasięg *Ailanthus altissima* obejmuje umiarkowane ciepłe i subtropikalne rejony Azji północno-wschodniej i wschodniej, w tym znaczny obszar Chin, Tajwan i północną Koreę (Zheng 1978; Kowarik 2003; Kowarik i Säumel 2007). Na terytorium Chin *A. altissima* naturalnie występuje na terenie rozciągającym się od prowincji Liaoning i Hebei na północy po Guangxi i Fujian na południu oraz od Zhejiang na wschodzie po Gansu na zachodzie (Zheng 1978; Hu 1979; Liu i Liao 1988).

Ailanthus altissima charakteryzuje się wybitnie dużą tolerancją w stosunku do warunków środowiska. Preferuje gleby żyzne i bogate w węglan wapnia, ale dobrze rośnie też na innych typach gleb, w tym na glebach inicjalnych i w rumoszu skalnym. Z wyjątkiem ozonu, jest odporny na zanieczyszczenia i średnie zasolenie. Jest gatunkiem termofilnym, optymalna dla jego wzrostu średnia roczna temperatura waha się od 7° do 18° C. Dobrze rośnie jednak również w warunkach klimatu umiarkowanego chłodnego, niektóre ekotypy wykazują bardzo dużą mrozoodporność – (w północno-wschodnich Chinach nawet do -35°C – za Udvary 2008). Występuje w rejonach o średnich rocznych opadach od 400 do 1400 mm, toleruje też trwającą 4–8 miesięcy porę suchą. Jest zdolny do kolonizacji obszarów znajdujących się pod wpływem klimatu tropikalnego po umiarkowanie zimny, w zasięgu wysokościowym od 10 do 2 400 m n.p.m. (Cronk i Fuller 1995; Weber 2003; Kowarik i Säumel 2007).

Historia rozprzestrzenienia

Ailanthus altissima został sprowadzony do Europy w połowie XVIII w. Uprawiany był początkowo w Wielkiej Brytanii i we Włoszech (ogród botaniczny w Padwie), następnie sadzany był w innych krajach Europy jako drzewo ozdobne lub osłonowe (bariera przeciwwiatrowa), a także w celu tworzenia zadrzewień na zboczach i wydmach oraz plantacji dla pozyskiwania drewna. W 1902 r. odnotowano spontaniczne stanowiska gatunku w Berlinie. Po drugiej wojnie światowej zaczęto obserwować gwałtowną ekspansję gatunku w wielu krajach, początkowo głównie w Europie południowo-zachodniej oraz na terenach zurbanizowanych w miastach Europy Środkowej, m.in. w Niemczech, Austrii, Szwajcarii (Tokarska-Guzik 2005; Udvardy 2008).

W drugiej połowie XVIII w. *A. altissima* wprowadzono do Ameryki Północnej, gdzie szybko się zadomowił i rozprzestrzenił, stając się tam jednym z najbardziej niepożądanych i uciążliwych inwazyjnych gatunków drzewiastych (CABI 2015).

W Polsce pierwsze nasadzenia *A. altissima* pochodzą z początku XIX w. W tym czasie wprowadzano drzewo przede wszystkim na zachodzie kraju (na zachód od Wisły), ze względu na dogodniejsze warunki klimatyczne.

b) opis wzorców i dynamiki jego rozmnażania i rozprzestrzeniania się, włącznie z oceną, czy istnieją ku temu odpowiednie warunki środowiskowe w Polsce i Unii

Gatunek o ogromnych zdolnościach reprodukcyjnych. Już dziesięcioletnie okazy zdolne są do rozmnażania generatywnego, a starsze drzewo może produkować nawet do 1 000 000 owoców rocznie. Skrzydłaki rozprzestrzeniają się głównie na drodze anemochorii (wykorzystując niejednokrotnie ruch powietrza wzdłuż ciągów komunikacyjnych), mogą również być przenoszone przez wodę (hydrochoria) i zwierzęta na drodze dyszoochorii (Weber 2003). Rozmnażanie wegetatywne przez odrosty korzeniowe.

W Polsce dorosłe drzewa także obficie owocują, a o zdolności kiełkowania nasion świadczą licznie pojawiające się siewki w różnej odległości od drzew matecznych.

c) opis potencjalnych dróg wprowadzania i rozprzestrzeniania, zamierzonego i niezamierzonego, obejmujących – w stosownych przypadkach – towary, z którymi dany gatunek jest zazwyczaj powiązany

Drzewo nadal dostępne w sprzedaży (m.in. internetowej) jako ozdobne. W krajach UE i w Polsce rozprzestrzenia się obecnie w sposób spontaniczny z istniejących nasadzeń. Na obszarach zabudowanych, w drodze anemochorii kolonizuje otoczenie starych okazów – siewki i młode drzewa pojawiają się na torowiskach, w żywopłotach, w szczelinach pomiędzy murami i płytami chodnikowymi, w spękaniach murowanych lub betonowych nabrzeży rzek (jak np. w centrum Wrocławia – por. fot. 1). Poza obszary zabudowane zazwyczaj wydostaje się w drodze hydrochorii. Z obszaru Polski obecnie brakuje jednoznacznych danych wskazujących na inne (antropogeniczne) sposoby rozprzestrzeniania.

Ailanthus altissima wymieniony został w Rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 9 września 2011 r. w sprawie listy roślin i zwierząt gatunków obcych, które w przypadku uwolnienia do środowiska przyrodniczego mogą zagrozić gatunkom rodzimym lub siedliskom przyrodniczym (Dz. U. 2011 nr 210 poz. 1260) i jako taki nie może być importowany, rozmnażany czy sprzedawany bez zezwolenia GDOŚ lub RDOŚ.

d) ocena ryzyka wprowadzenia, zadomowienia się i rozprzestrzenienia w odpowiednich regionach biogeograficznych w obecnych warunkach i w przewidywalnych warunkach zmiany klimatu

Gatunek aktualnie rozprzestrzeniony w wielu krajach Europy południowej i środkowej, a tym samym w kilku regionach biogeograficznych. Powiększaniu zasięgu gatunku w Polsce i Europie północnej sprzyjać mogą zmiany klimatyczne, urbanizacja i industrializacja (tworzenie się i powiększanie „wysp cieplnych”), rozbudowa sieci komunikacyjnych, intensyfikacja transportu lądowego. W najbliższym czasie na obszarze kraju prawdopodobne jest zwiększanie liczby stanowisk gatunku w obrębie, jak też poblizu aglomeracji miejskich, gdzie obecnie obsiewa się spontanicznie. Spodziewane jest także stopniowe przesuwanie granicy krajowego zasięgu w kierunku wschodnim.

Ailanthus altissima najliczniej występuje w regionie śródziemnomorskim i panońskim. W przypadku zmian klimatycznych lub pojawienia się ekotypów o wyższej tolerancji na niskie temperatury możliwa jest dalsza ekspansja w regionie atlantyckim, kontynentalnym, a nawet borealnym.

e) opis obecnego rozmieszczenia gatunku, zawierający informacje, czy gatunek ten występuje już w Unii lub w krajach sąsiadujących, oraz prognozy kierunków jego migracji i prawdopodobnego rozmieszczenia w przyszłości

Zasięg wtórny gatunku jest bardzo rozległy. *Ailanthus altissima* jest obecnie szeroko rozpowszechniony w Ameryce Północnej (Kanada, wszystkie stany USA, łącznie z Alaską i Hawajami), gdzie ma status gatunku inwazyjnego. Zadomowiony w Meksyku, Chile i Argentynie. Inwazyjny w Afryce Południowej oraz na znacznych obszarach Australii, w Japonii i Pakistanie. Ponadto w Azji uprawiany i zadomowiony w niektórych regionach Indii (Jammu, Kaszmir, Himachal Pradesh na północy i Kerala na południu kraju), w Indonezji, Iranie, Korei Południowej. Zadomowiony w Gruzji, w Izraelu i w Turcji (Weber 2003; EPPO 2014; CABI 2015). **W Europie** bożodrzew gruczołowaty zaliczono do grupy 21 najszerzej rozpowszechnionych i najbardziej uciążliwych gatunków inwazyjnych (DAISIE 2015). Najliczniej występuje w Europie południowej i środkowej, nie notowany lub rzadki w północnej części kontynentu (Skandynawia, Irlandia, Islandia). W Europie ma status gatunku inwazyjnego w 26 krajach (por. Tab. 2 i Załącznik 1).

Ailanthus altissima w obrębie zasięgu wtórnego występuje często na siedliskach antropogenicznych, takich jak: tereny miejskie, przydroża, nasypy kolejowe i drogowe, brzegi cieków wodnych, nieużytki przemysłowe, nieużytkowane łąki, odłogi, miedze, ale również wkracza na siedliska o charakterze półnaturalnym i naturalnym – murawy, łąki, zarośla, lasy (CABI 2015).

Polska. Obecnie stanowiska gatunku obserwuje się na terenie większości kraju, z wyjątkiem Polski północnej i północno-wschodniej. *Ailanthus altissima*, jako gatunek termofilny, rozprzestrzenia się głównie w dużych miastach pełniących rolę „wysp cieplnych”, m.in. w Warszawie, Wrocławiu, Łodzi, Poznaniu (Bąbelewski i Czekalski 2005; Tokarska-Guzik 2005; Tokarska-Guzik i in. 2012). Notowany jest też w Krakowie i na terenie aglomeracji górnośląskiej.

Tab. 2. Występowanie i status *Ailanthus altissima* w krajach UE oraz innych europejskich (w tym sąsiadujących z Polską)

Kraj	Status gatunku*				źródła
	inwazyjny	potencjalnie inwazyjny	zadomowiony/ nie inwazyjny	nie odnaleziony lub brak danych**	
<i>Albania</i>			x		EPPO 2014; CABI 2015
<i>Andora</i>				x	
Austria	x				Essl i Rabitsch 2003; NOBANIS 2015; EPPO 2014; CABI 2015
Belgia	x				Verloove 2006; EPPO 2014; CABI 2015
Białoruś				x	
<i>Bośnia i Hercegowina</i>	x				Kovačević i in. 2013
Bułgaria	x				Petrova i in. 2013; EPPO 2014; CABI 2015
Chorwacja	x				Mitić 2013; FCD 2015
Cypr	x				Hadjikyriakou, Hadjisterkotis 2002; CABI 2015
<i>Czarnogóra</i>	x				EPPO 2003; Vasic 2006; Stešević 2013
Dania		x			NOBANIS 2015
Estonia				x	NOBANIS 2015
Finlandia				x	NOBANIS 2015
Francja	x				EPPO 2014; CABI 2015
Grecja	x				Arianoutsou i in. 2010; EPPO 2014; CABI 2015
Hiszpania	x				Sanz-Elorza i in. 2004; DAISIE 2014; EPPO 2014; CABI 2015
Holandia			x		EPPO 2014; CABI 2015
Irlandia				x	
<i>Islandia</i>				x	Wąsowicz i in. 2013
<i>Liechtenstein</i>				x	
Litwa				x	NOBANIS 2015
Luksemburg				x	
Łotwa				x	NOBANIS 2015
<i>Macedonia</i>	x				CABI 2015
Malta	x				DAISIE 2014; EPPO 2014; CABI 2015
<i>Mołdawia</i>	x				DAISIE 2014; EPPO 2014; CABI 2015
<i>Monako</i>				x	
Niemcy	x				DAISIE 2014; EPPO 2014; CABI 2015
<i>Norwegia</i>				x	NOBANIS 2015
Polska	x				Tokarska-Guzik i in. 2012
Portugalia	x				EPPO 2014; CABI 2015
Republika Czeska	x				Pyšek i in. 2012; DAISIE 2014; EPPO 2014; Kadlečík 2014; CABI 2015
Rosja	x				EPPO 2014

Rumunia	x				Dragota i in. 2011; Sîrbu, Oprea 2011; DAISIE 2014; EPPO 2014; CABI 2015
<i>San Marino</i>				x	
<i>Serbia</i>	x				EPPO 2003, 2014; Vasic 2006; CABI 2015
Słowacja	x				Medvecká i in. 2012; Kadlečík 2014
Słowenia	x				Jogan 2013; EPPO 2014; CABI 2015
<i>Szwajcaria</i>			x		EPPO 2014; CABI 2015
Szwecja				x	NOBANIS 2015
<i>Turcja</i>	x				Aksoy 2011
Ukraina	x				Protopopova i in. 2006, 2012; DAISIE 2014; EPPO 2014
<i>Watykan</i>				x	
Węgry	x				EPPO 2014; Kadlečík 2014; CABI 2015
Wielka Brytania			x		EPPO 2014; GB NNRA 2015; CABI 2015
Włochy	x				Celesti-Grapow i in. 2009; EPPO 2014; CABI 2015

Objaśnienia: Kraje EU – prosta czcionka; *pozostałe kraje europejskie* – pochyła czcionka; **kraje sąsiadujące z PL** – pogrubiona czcionka

* - status gatunku podano na podstawie dostępnych źródeł; zastosowane tam kryteria mają charakter autorski (por. objaśnienia w rozdz. 1; ad.e)

** - w tej kolumnie uwzględniono także sytuacje, kiedy gatunek został odnotowany w danym kraju na pojedynczych stanowiskach i/lub został zaklasyfikowany do grupy gatunków niezadomowionych (diafit: efemerofit, ergazjofit / *casual species*) lub jego status nie został określony

W związku z bardzo szeroką skalą tolerancji co do warunków środowiska i łatwością rozprzestrzeniania się, istnieje prawdopodobieństwo, że w przypadku braku środków zaradczych i zwalczania gatunek może rozprzestrzeniać się i zwiększać stan posiadania na skolonizowanych już obszarach. W przypadku Polski dotyczy zarówno obszaru zachodniej części kraju, gdzie obecnie istnieją wyspowe stanowiska, związane głównie z obszarami dużych miast. Stopniowo, w miarę postępowania zmian klimatycznych, dostępny dla gatunku może się stać także obszar wschodniej części kraju.

f) opis niepożądanego oddziaływania na różnorodność biologiczną i powiązane usługi ekosystemowe, włącznie z oddziaływaniem na gatunki rodzime, obszary chronione, siedliska zagrożone, jak również na zdrowie ludzkie, bezpieczeństwo i na gospodarkę; częścią opisu jest ocena potencjalnego oddziaływania w przyszłości, z uwzględnieniem dostępnej wiedzy naukowej

Wyniki licznych badań wskazują, że *Alianthus altissima* w istotny sposób wpływa na obniżenie różnorodności gatunkowej w zdominowanych przez siebie fitocenozach (Henderson 2001; Anon 2002; Kowarik i Säumel 2007; Constán-Nava 2012; Boer 2013; CABI 2015). Jako szybko rosnące drzewo, wykazuje silną konkurencję w stosunku do gatunków rodzimych (zacienianie, pobieranie dużej ilości soli mineralnych i wody). Ponadto w rejonach, gdzie zrzuca liście wytwarza duże ilości wolno rozkładającej się nekromasy (Westbrooks 1998; Basnou i Vilà 2006). Obecność *A. altissima* utrudnia naturalne procesy regeneracji w zbiorowiskach krzewiastych i lasach (Henderson 2001). Korzenie i liście wykazują silne właściwości

allelopatyczne. Zawierają inhibitory, m.in. kumaryny, które ograniczają kiełkowanie i wzrost innych gatunków i mogą się kumulować w glebie (Heisey 1990; Lawrence i in. 1991). Na Krymie *A. altissima* zaliczono do grupy gatunków mogących przekształcać zbiorowiska i siedliska – *transformers* (Prototopova i in. 2012). Szybko rosnące części podziemne rośliny mogą uszkadzać fundamenty budynków, ogrodzenia, chodniki, stanowiska archeologiczne itp. (Celesti-Grapow i Blasi 2004; EPPO 2012). Walory dekoracyjne gatunku obniża nieprzyjemny zapach wydzielany zwłaszcza przez kwiaty i młode liście. Istnieją też doniesienia o alergicznym działaniu pyłku bożodrzewa i wywoływaniu dermatoz przez związki wytwarzane w jego tkankach (Boer 2013). Wprawdzie w Polsce gatunek podawany przede wszystkim z siedlisk antropogenicznych, jednak jego występowanie potwierdzono także na terenach chronionych, w tym w 1 parku narodowym (Bomanowska i in. 2014).

g) opis znanych sposobów wykorzystywania danego gatunku i płynących z nich korzyści społecznych i gospodarczych

Roślina o walorach dekoracyjnych, miododajna. Jako gatunek bardzo tolerancyjny w stosunku do warunków siedliskowych, dobrze znoszący suszę, zanieczyszczenia powietrza i gleby oraz średnie zasolenie wykorzystywany był w komponowaniu zieleni urządzonej, w rekultywacjach terenów zdegradowanych, do umacniania wydm i skarp w wielu krajach Europy, Azji, USA i w Kanadzie (CABI 2015). W Polsce początkowo sadzony głównie w parkach i arboretach, później również w zieleni ulicznej (Seneta 1991).

Drewno słabej jakości, pozyskiwano je m.in. w USA i Indiach. W granicach naturalnego zasięgu korzenie oraz olej z nasion wykorzystywany był w lecznictwie, natomiast liście jako pokarm dla jedwabników (Zheng 1978; CABI 2015).

h) wnioski wraz uzasadnieniem czy gatunek spełnia kryteria ujęcia na liście UE

Gatunek spełnia kryteria (a-e) przyjęte na potrzeby przygotowania wykazu inwazyjnych gatunków obcych stwarzających zagrożenie dla środowiska przyrodniczego Unii Europejskiej. Ze względu na powszechne występowanie w wielu krajach UE wskazane są skoordynowane działania zmierzające do ograniczania rozprzestrzeniania gatunku (w tym rezygnacja z nasadzeń) oraz eliminowanie gatunku (w pierwszej kolejności) na obszarach cennych przyrodniczo.

Jest prawdopodobne, że włączenie gatunku do wykazu unijnego zminimalizuje lub złagodzi niepożądane oddziaływanie gatunku, a regionalnie je wyeliminuje (Europa północna i część środkowej). W niektórych krajach, w tym w Polsce, obserwuje się początkowe stadium inwazji i na tym etapie realne jest jej powstrzymanie.

Piśmiennictwo

Aksoy N. 2011. Invasive Plants Which Threaten Natural Forest Ecosystems of Turkey. Abstracts Session 1 Causes and impacts of plant invasions. 3rd International Symposium on Environmental Weeds and Invasive Plants, Ascona, 2011, p. 26.

Anon. 2002. Invasive Alien Plant Species of Virginia - Tree of Heaven (*Ailanthus altissima* (Miller) Swingle). USA: Virginia Department of Conservation and Recreation (DCR). <http://www.dcr.state.va.us/dnh/fsaial.pdf> (data dostępu 09.04.2015).

Arianoutsou M., Bazos I., Delipetrou P., Kokkoris Y. 2010. The alien flora of Greece: taxonomy, life traits and habitat preferences. *Biol Invasions* 12: 3525–3549.

Badalamenti E., Mantia T. 2013. Stem-injection of herbicide for control of *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle: a practical source of power for drilling holes in stems. *Forest*. <http://www.sisef.it/iforest/contents?id=ifor0693-006> (data dostępu 09.04.2015).

- Basnou C., Vilà M. 2006. *Ailanthus altissima*. DAISIE factsheet. http://www.europe-aliens.org/pdf/Ailanthus_altissima.pdf (data dostępu 09.04.2015).
- Bąbalewski P., Czekalski M. 2005. Distribution of tree-of-heaven, *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle, in Wrocław, Lower Silesia, Poland. *Acta Sci. Pol., Hortorum Cultus* 4(2): 45–57.
- Boer E. 2013. Risk assessment *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle. Naturalis Biodiversity Center, Leiden, the Netherlands
- Bomanowska A., Kirpluk I., Adamowski W., Palus J., Otręba A. 2014. Problem inwazji roślin obcego pochodzenia w polskich parkach narodowych. [w:] A. Otręba, D. Michalska-Hejduk (red.) *Inwazyjne gatunki roślin w Kampinoskim Parku Narodowym*, ss. 9–14. Kampinoski Park Narodowy, Izabelin
- CABI Commonwealth Agricultural Bureau International. *Ailanthus altissima* (2015) <http://www.cabi.org/isc/datasheet/3889#> (data dostępu 05.04.2015).
- Celesti-Grapow L., Blasi C. 2004. The role of alien and native weeds in the deterioration of archaeological remains in Italy. *Weed Technol.* 18: 1508–1513.
- Celesti-Grapow L., Pretto F., Brundu G., Carli E., Blasi C. (red.).2009. A thematic contribution to the National Biodiversity Strategy Plant invasion in Italy an overview. Ministry of Environment, Land and Sea Protection, Nature Protection Directorate, Rome
- Constán-Nava S. 2012. Ecology of the invasive species *Ailanthus altissima*. Alicante, Spain: University of Alicante. <http://rua.ua.es/dspace/handle/10045/24861> (data dostępu 03.04.2015).
- Constán-Nava S., Bonet A., Pastor E., Lledó M.J. 2010. Long-term control of the invasive tree *Ailanthus altissima*: insights from Mediterranean protected forests. *Forest Ecology and Management*, 260(6): 1058–1064.
- Cronk Q.C.B., Fuller J.L. 1995. *Plant invaders: the threat to natural ecosystems*. Chapman & Hall Ltd, London, UK
- DAISIE Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe. <http://www.europe-aliens.org/speciesTheWorst.do> (data dostępu 05.04.2015).
- DAISIE 2014. Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe. European Invasive Alien Species Gateway. www.europe-aliens.org/default.do
- Dragota C-S., Grigorescu I., Dumitrascu M., Mihai D., Mierla M., Nastase M. (2011). Climatic Potential and Key Meteorological Drivers for the Dynamics of Invasive Plant Species in Romanian Protected Areas. Abstracts Session 1 Causes and impacts of plant invasions. 3rd International Symposium on Environmental Weeds and Invasive Plants, Ascona, 2011, p. 24.
- EPPO 2003. Invasive species in Serbia and Montenegro: a threat for biodiversity. Reporting Service no. 03 - 2006 Num. article: 2006/072.
- EPPO 2012. *Ailanthus altissima*. EPPO data sheet on invasive plants. http://www.eppo.org/QUARANTINEPest_Risk_Analysis/PRAdocs_plants/drafts/05-11828%20Ailanthus%20altissima.doc. (data dostępu 08.04.2015).
- EPPO 2013. Reporting Service - Invasive Plants NO. 11 PARIS, 2013-11-01: 2013/251 The German lists of invasive alien plants.
- EPPO 2014. PQR database. Paris, France: European and Mediterranean Plant Protection Organization. <http://www.eppo.int/DATABASES/pqr/pqr.htm> (data dostępu 04.2015).
- Essl F., Rabitsch W. 2003. *Neobiota in Österreich*. Umweltbundesamt GmbH, Wien
- FCD Flora Croatica Database <http://hirc.botanic.hr/fcd/> (data dostępu 04.2015).

- GB NNRA 2015. <http://www.nonnativespecies.org/factsheet/factsheet.cfm?speciesId=101> (data dostępu 04.2015).
- Hadjikyriakou G., Hadjisterkotis E. 2002. The adventive plants of Cyprus with new records of invasive species. *Z. Jagdwiss.* 48 Supplement, 59–71.
- Heisey R.M. 1990. Allelopathic and herbicidal effects of extracts from tree of heaven (*Ailanthus altissima*). *American Journal of Botany* 77(5): 662–670.
- Henderson L. 2001. Alien weeds and invasive plants. Plant Protection Research Institute Handbook No. 12. Paarl Printers, Cape Town, South Africa
- Hu S.Y. 1979. *Ailanthus*. *Arnoldia* 39(2): 29–50.
- Hunter, J.C. 1995. *Ailanthus altissima* (Miller) Swingle: Its Biology and Recent History. *Cal. EPPC News* 5(3): 4–5.
- Jogan N. 2013. Invasive alien plant taxa in the flora of Slovenia. EPPO, Belgrad <http://www.izbis.com/pdf-2013/invazivne-biljke/List%20IAS%20Plants%20SLOVENIA.pdf> (data dostępu 02.04.2014).
- Kadlečík J. (red.) 2014. Carpathian red list of forest habitats and species Carpathian list of invasive alien species. Draft list of invasive alien species of the Carpathian region. ss. 228–234. The State Nature Conservancy of the Slovak Republic
- Kowarik, I., 1995. Clonal growth in *Ailanthus altissima* on a natural site in West Virginia. *Journal of Vegetation Science* 6(6): 853–856.
- Kowarik I. 2003. *Biologische Invasionen - Neophyten und Neozoen in Mitteleuropa*. Verlag Eugen Ulmer.
- Kowarik I., Säumel, I. 2007. Biological flora of Central Europe: *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 8(4): 207–237.
- Kovačević Z., Mitrić S., Vučković B. 2013. Presentation of the list of invasive plants in Bosna and Herzegovina. <http://www.izbis.com/pdf-2013/invazivne-biljke/List%20IAS%20Plants%20republika%20srbska.pdf> (data dostępu 04.04.2015).
- Lawrence J.G., Colwell A., Sexton O.J. 1991. The ecological impact of allelopathy in *Ailanthus altissima* (Simaroubaceae). *Amer. J. Bot.* 78: 948–958.
- Liu Tang Rui, Liao Rijng, 1988. *Dendrology*. Taiwan Commercial Press, Taipei, Taiwan
- Medvecká J., Kliment J., Májeková J., Halada L., Zaliberová M., Gojdičová E., Feráková V., Jarolímek I. 2012. Inventory of the alien flora of Slovakia. *Preslia* 84: 257–309.
- Meloche C., Murphy S.D. 2006. Managing tree-of-heaven (*Ailanthus altissima*) in parks and protected areas: a case study of Rondeau Provincial Park (Ontario, Canada). *Environmental Management* 37(6): 764–72.
- Mitić B. 2013. Invasive alien plants in Croatia. International seminar “Lists of IAS plants in the Balkans with an EPPO training course on the prioritization process for IAS plants, Belgrade, July 08-11, 2013; <http://www.izbis.com/pdf-2013/invazivne-biljke/List%20IAS%20Plants%20CROATIA.pdf>
- NOBANIS 2015. North European and Baltic Network on Invasive Alien Species. <http://www.nobanis.org> (data dostępu 05.04.2015).
- Petrova A., Vladimirov V., Georgiev V. 2013. Invasive alien species of vascular plants in Bulgaria. Bulgarian Academy of Sciences, Sofia
- Protopopova V. V., Shevera M. V., Sergei L. Mosyakin S.L. 2006. Deliberate and unintentional introduction of invasive weeds: A case study of the alien flora of Ukraine. *Euphytica* 148:

17–33.

- Protopopova V. V., Shevera M. V., Bagrikova N. A., Ryff L. E. 2012. Transformers species in the flora of the South Coast of Crimea. *Ukr. Botan. Journ.* 69(1): 54–68.
- Pyšek P., Danihelka J., Sádlo J., Chrtěk J. Jr., Chytrý M., Jarošík V., Kaplan Z., Krahulec F., Moravcová L., Pergl J., Štajerová K., Tichý L. 2012. Catalogue of alien plants of the Czech Republic (2nd edition): checklist update, taxonomic diversity and invasion patterns. *Preslia* 84: 155–255.
- Sanz-Elorza M., Dana Sanchez ED, Sobrino Vesperinas E., 2004. Atlas de las plantas aloctonas invasoras en España. Dirección General para la Biodiversidad, Madrid, Spain
- Seneta W. 1991. Drzewa i krzewy liściaste. T. I A-B. Wyd. Nauk. PWN, Warszawa
- Sîrbu C., Oprea A. 2011. Contribution to the study of plant communities dominated by *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle, in the eastern Romania (Moldavia). *Cercetări Agronomice În Moldova* Vol. XLIV, 3 (147): 51–74.
- Stešević D. 2013. The list of plant invaders in Montenegro International seminar “Lists of IAS plants in the Balkans with an EPPO training course on the prioritization process for IAS plants, Belgrade, July 08-11, 2013; <http://www.izbis.com/pdf-2013/invazivne-biljke/List%20IAS%20Plants%20MONTE%20NEGRO.pdf>
- Tokarska-Guzik B. 2005. The establishment and spread of alien plant species (kenophytes) in the flora of Poland. No 2372, Uniwersytet Śląski, Katowice
- Tokarska-Guzik B., Dajdok Z., Zając M., Zając A., Urbisz A., Danielewicz W., Hołdyński Cz. 2012. Rośliny obcego pochodzenia w Polsce ze szczególnym uwzględnieniem gatunków inwazyjnych. Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska, Warszawa
- Udvardy L. 2008. Tree of Heaven (*Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle) [w:] Z. Botta-Dukát, L. Balogh (red.) The most important invasive plants in Hungary, ss. 121–127. HAS Institute of Ecology and Botany, Vácrátót, Hungary
- Vasic O. 2006. Invasive adventive species in Serbia and Montenegro - a threatening factor for the natural diversity of flora and vegetation. [w:] S. Brunel (red.). Invasive plants in Mediterranean Type Regions of the World. Council of Europe publishing, Strasbourg
- Verloove F. 2006. Catalogue of neophytes in Belgium (1800-2005). *Scripta Botanica Belgica* 39: 1–89.
- Weber E. 2003. Invasive plant species of the world: A reference guide to environmental weeds. CAB International, Wallingford, UK
- Westbrooks R.G. 1998. Invasive plants, changing the landscape of America: Fact book. Federal Interagency Committee for the Management of Noxious and Exotic Weeds (FICMNEW), Washington DC, USA
- Zheng Wan Jun. 1978. Silviculture of Chinese Trees. China Agriculture Press, Beijing, China

4.3. *Ambrosia artemisiifolia* L.



Ambrozja bylicolistna – zdjęcia z terenu Górnego Śląska

Fot. Barbara Tokarska-Guzik

a) opis gatunku zawierający jego tożsamość taksonomiczną oraz jego historię, naturalny i potencjalny zasięg

***Ambrosia artemisiifolia* L.**

Synonimy: *Ambrosia elatior* L., *Ambrosia elata* Salisbury, *Ambrosia paniculata* Michaux

Rodzina: Asteraceae – astrowate (złożone)

Rząd: Asterales – astrowce

Gromada: Magnoliophyta – okrytonasienne

Najczęściej używana nazwa polska i angielska: *pl.*: ambrozja bylicolistna; *ang.*: annual ragweed, common ragweed

Morfologia i biologia

Roślina roczna 30–150 cm wysoka, o liściach do 10 cm długości, krótko owłosionych, 1–2 pierzastodzielnych z lancetowatymi odcinkami, ustawionych dołem naprzeciwlegle, a górą skrętolegle na owłosionych pędach. Koszyczki o kwiatach rozdzielнопłciowych, zestawione w szczytowych gronach, w górnej ich części męskie, 5–25 kwiatowe, w dolnej 1–2 kwiatowe żeńskie (w grupach po 5–6). Roślina wiatropylna. Niełupki bez puchu kielichowego, jajowate wyciągnięte w dzióbek, 3,5 mm długie i 2,5 mm szerokie, opatrzone 4–7 cierniami ok. 1 mm długimi. Ambrozja bylicolistna kwitnie od lipca do października, a zaczyna owocować od połowy sierpnia (Löve 1976; Rutkowski 2011; Slavik 2004).

Naturalny i potencjalny zasięg: *Ambrosia artemisiifolia* pochodzi ze wschodniej części Ameryki Północnej (USA, Kanada) (Löve 1976; Lorenzi i Jeffrey 1989). Występuje ona pomiędzy 30 a 50 stopniem szerokości geograficznej, zarówno północnej jak i południowej (King 1966 za CABI 2015). Biorąc pod uwagę cechy biologiczne, należy stwierdzić, że potencjalny zasięg omawianego gatunku jest bardzo szeroki i obejmuje prawie wszystkie kontynenty.

Historia rozprzestrzenienia: We florze Europy ambrozja bylicolistna jest notowana od XIX w. Została zawleczona wraz z importowanymi zbożami, soją, koniczyną, lucerną i z balastem

(Schwartz 1967). W Europie wschodniej także wprowadzana celowo, jako roślina lecznicza i zawleczona z transportem bydła (Abramova 2012). Z Francji rozprzestrzeniła się w ciągu kilkudziesięciu lat, w południowej, w południowo-zachodniej, wschodniej i środkowej Europie (np. Protopopova 2002; Chłopek, Tokarska-Guzik 2006; Coutinot i in. 2006).

b) opis wzorców i dynamiki jego rozmnażania i rozprzestrzeniania się, włącznie z oceną, czy istnieją ku temu odpowiednie warunki środowiskowe w Polsce i Unii

Ambrosia artemisiifolia jest roczną rośliną wiatropylną. Czynnikiem limitującym jej występowanie jest temperatura. Ambrozja bylicolistna nie jest rośliną mrozoodporną (Basset i Crompton 1975). Rozmnaża się generatywnie za pomocą niełupek (owoców stanowiących diasporę), których charakterystyczna budowa przyczynia się do wykorzystywania różnych wektorów do rozprzestrzeniania się. Niełupki mogą być przenoszone przez wiatr (niewielkie rozmiary) lub przez wodę. Utrzymują się one na powierzchni wody do 2 godzin (Moskalenko 2001 za CABI 2015). Należy także do epizoochorów, jak również wykorzystuje w rozprzestrzenianiu się szlaki komunikacyjne (Tokarska-Guzik i in. 2011, Bullock i in. 2012). Nasiona są bardzo odporne na niekorzystne warunki (niskie temperatury zimą w niektórych rejonach), mogą zalegać w glebie kilka lat, nie tracąc zdolności kiełkowania (Miklaszewska, Walczak 1976). Pędy po przycięciu w pełni wegetacji (w zależności od wysokości cięcia) tworzą odrosty boczne i ponownie zakwitają (dane autorów).

Dzięki wielokrotnym zawleczeniom utrzymuje się wysoka zmienność genetyczna populacji we wtórnym zasięgu, co zapewnia roślinie większy potencjał w kolonizacji nowych obszarów (Genton i in. 2005). Temperatura i tempo kiełkowania diaspor są kolejnym czynnikiem decydującym o sukcesie tej inwazyjnej rośliny. Pod tym względem populacje we wtórnym zasięgu w Europie są lepiej dostosowane i siewki mają szerszy zakres tolerancji na niską temperaturę niż w naturalnym zasięgu (Leiblein-Wild i in. 2013).

W Polsce i większości pozostałych krajów UE istnieją odpowiednie warunki do rozwoju ambrozji bylicolistnej, czemu sprzyjają także zmiany klimatyczne (Cunze i in. 2013).

Zajmowane siedliska: Omawiany gatunek ma dość szeroki zakres tolerancji w odniesieniu do warunków siedliskowych – może występować na glebach suchych i piaszczystych, a także gliniastych i mokrych, o pH 6,0-7,0 (Basset i Crompton 1975). Ambrozja bylicolistna występuje przede wszystkim na siedliskach ruderalnych i w zbiorowiskach segetalnych (Basset i Crompton 1975). W zasięgu wtórnym kolonizuje przede wszystkim siedliska antropogeniczne. Bardzo szybko pojawia się na podłożu naruszonym mechanicznie. Występuje na polach (w różnego typu uprawach), w sadach, ogrodach, na odłogach, nieużytkowanych pastwiskach, przydrożach, wzdłuż cieków wodnych, na różnego typu nieużytkach (Weber i Gut 2005; Fărcășescu i Lauer 2007; CABI 2015), wkracza na murawy i brzegi wód. Na obszarach o chłodniejszym klimacie nie zadomawia się (Bullock i in. 2012).

c) opis potencjalnych dróg wprowadzania i rozprzestrzeniania, zamierzonego i niezamierzonego, obejmujących – w stosownych przypadkach – towary, z którymi dany gatunek jest zazwyczaj powiązany

Ambrozja bylicolistna rozprzestrzeniła się bez zamierzonego udziału człowieka. Główną drogą jest transport produktów rolnych: zbóż, roślin oleistych, mieszanki karmy dla ptaków, jak również z roślinami wykorzystywanymi w ogrodnictwie (w podłożu ogrodniczym) (CABI 2015). W Polsce, jeszcze w Rozporządzeniu Ministra Rolnictwa i Gospodarki Żywnościowej z dn. 31 maja 1990 zawierającym „Wykaz chorób, szkodników i chwastów, przeciw którym stosuje się kwarantannę roślin” (Dz.U. Nr 40, poz. 235), znajdowały się trzy gatunki z rodzaju *Ambrosia*. Obligowało ono nasze państwo do kontrolowania importowanych towarów pod względem zanieczyszczenia diasporami gatunków ambrozji. Towarami, z którymi najczęściej była zawleczana ambrozja bylicolistna były wówczas: kukurydza, zboża, nasiona soi i słonecznika, a także śruty paszowe (Miklaszewska i Walczak 1976). Po kolejnej zmianie rozporządzenia,

zostały one usunięte z tej listy. W ostatnich latach obserwuje się zawlekanie ambrozji z niektórymi wymienionymi wcześniej towarami np. niełupki słonecznika jak również wzrasta rola transportu drogowego i kolejowego w rozprzestrzenianiu tego gatunku (Tokarska-Guzik i in. 2011).

d) ocena ryzyka wprowadzenia, zadomowienia się i rozprzestrzenienia w odpowiednich regionach biogeograficznych w obecnych warunkach i w przewidywalnych warunkach zmiany klimatu

Na podstawie dostępnych danych (wzrost liczby stanowisk, zmiany klimatyczne) można stwierdzić, że ryzyko wprowadzenia, zadomowienia się i rozprzestrzeniania ambrozji bylicolistnej w najbliższych latach jest wysokie. Obecnie występuje na terenie krajów, prawie we wszystkich regionach biogeograficznych w Europie (borealnym, atlantyckim, kontynentalnym, stepowym, pannońskim, czarnomorskim) (DAISIE 2014). Modelowanie jej zasięgu potwierdza dalsze rozprzestrzenianie się (Bullock i in. 2012)

e) opis obecnego rozmieszczenia gatunku, zawierający informacje, czy gatunek ten występuje już w Unii lub w krajach sąsiadujących, oraz prognozy kierunków jego migracji i prawdopodobnego rozmieszczenia w przyszłości

W Polsce gatunek zwiększający dynamicznie swój areal w ostatnich latach (Tokarska-Guzik i in. 2011). Najwięcej stanowisk odnotowano dotąd w Polsce południowo-zachodniej (Zajac i Zajac 2001), poza tym na pojedynczych stanowiskach (w tym w populacjach liczących setki osobników) w środkowej, południowo-zachodniej, południowo-wschodniej i wschodniej części kraju, brak publikowanych danych o występowaniu gatunku na Pojezierzu Pomorskim i Mazurskim. Warunki klimatyczne w Polsce odpowiadają wymaganiom ambrozji bylicolistnej (Karnkowski 2001), toteż można prognozować rozprzestrzenianie się gatunku w pozostałych częściach kraju.

Ambrosia artemisiifolia występuje w większości krajów UE oraz w krajach sąsiadujących z Polską nie będących jej członkami. W większości przypadków zyskała ona już status gatunku inwazyjnego (Tab. 3). Ponadto jej zasięg wtórny obejmuje, Amerykę Południową, Australię i Oceanię oraz Azję (CABI 2015).

Tab. 3. Występowanie i status *Ambrosia artemisiifolia* w krajach UE oraz innych europejskich (w tym sąsiadujących z Polską)

Kraj	Status gatunku*				źródła
	inwazyjny	potencjalnie inwazyjny	zadomowiony/ nie inwazyjny	nie odnaleziony lub brak danych**	
<i>Albania</i>				x	
<i>Andora</i>				x	
<i>Austria</i>		x			Essl i Rabitsch 2003
<i>Belgia</i>			x		Verloove 2006; CABI 2015
<i>Białoruś</i>			x		Umanets 2015
<i>Bośnia i Hercegowina</i>	x				Kovačević i in. 2013; Maslo 2014
<i>Bułgaria</i>	x				Petrova i in. 2013
<i>Chorwacja</i>	x				Boršić i in. 2008; Mitić 2013
<i>Cypr</i>				x	

<i>Czarnogóra</i>	x				Stešević i Petrović 2010; Stešević 2013
Dania	x				NOBANIS 2015; EPPO 2015
Estonia	x				DAISIE 2015; List of invasive species (in Estonian): https://www.riigiteataja.ee/akt/12828512
Finlandia	x				NOBANIS 2015; EPPO 2015
Francja	x				GISD 2010
Grecja				x	Arianoutsou i in. 2010
Hiszpania	x				Sanz-Elorza i in. 2001
Holandia	x				Q-bank 2015
Irlandia				x	ISI 2015
<i>Islandia</i>				x	Wąsowicz i in. 2013
<i>Liechtenstein</i>	x				Waldburger, Staub 2006
Litwa		x			NOBANIS 2015; EPPO 2015
Luksemburg	x				neobiota.lu
Łotwa			x		NOBANIS 2015; EPPO 2015
<i>Macedonia</i>	x				CABI 2015
Malta				x	
<i>Mołdawia</i>				x	CABI 2015
<i>Monako</i>				x	
Niemcy		x			EPPO 2015
<i>Norwegia</i>			x		CABI 2015
Polska	x				Tokarska-Guzik i in. 2012
Portugalia				x	CABI 2015
Republika Czeska	x				Pyšek i in. 2012; Kadlečík 2014
Rosja	x				CABI 2015
Rumunia	x				Pele i in. 2006
<i>San Marino</i>				x	
<i>Serbia</i>	x				CABI 2015
Słowacja	x				Medvecká i in. 2012; Kadlečík 2014
Słowenia	x				Jogan 2013
<i>Szwajcaria</i>	x				GISD 2010
Szwecja		x			NOBANIS 2015; EPPO 2015
<i>Turcja</i>	x				GISD 2010
Ukraina	x				Protopopova i in. 2002, 2006; Kadlečík 2014
<i>Watykan</i>				x	
Węgry	x				Wittenberg 2005; Kadlečík 2014
Wielka Brytania				x	CABI 2015
Włochy	x				Celesti-Grapow i in. 2009; GISD 2010

Objaśnienia: Kraje EU – prosta czcionka; pozostałe kraje europejskie – pochyła czcionka; kraje sąsiadujące z PL – pogrubiona czcionka

* - status gatunku podano na podstawie dostępnych źródeł; zastosowane tam kryteria mają charakter autorski (por. objaśnienia w rozdz. 1; ad.e)

** - w tej kolumnie uwzględniono także sytuacje, kiedy gatunek został odnotowany w danym kraju na pojedynczych stanowiskach i/lub został zaklasyfikowany do grupy gatunków niezadomowionych (diafit: efemerofit, ergazjofit / *casual species*) lub jego status nie został określony

f) opis niepożądanego oddziaływania na różnorodność biologiczną i powiązane usługi ekosystemowe, włącznie z oddziaływaniem na gatunki rodzime, obszary chronione, siedliska zagrożone, jak również na zdrowie ludzkie, bezpieczeństwo i na gospodarkę; częścią opisu jest ocena potencjalnego oddziaływania w przyszłości, z uwzględnieniem dostępnej wiedzy naukowej

Pyłek ambrozji bylicolistnej należy do najgroźniejszych alergenów. Już 5–10 ziaren pyłku w 1 m³ jest już uznawanych za szkodliwe (m.in. Jäger 1991; Bosquet i in. 2001; Kozłowska i in. 2007; Boehme i in. 2009). Wywołuje on gorączkę sienną m.in. z objawami wysokiej temperatury i astmy. Wpływa negatywnie na zdrowie ludzi i zwierząt (szczególnie istotne w aspekcie zwierząt hodowlanych), powodując w konsekwencji straty ekonomiczne. Jako masowo pojawiający się chwast w wielu uprawach powoduje obniżenie plonów (Reinhardt i in. 2003). W Polsce odnotowywany był dotąd wyłącznie na siedliskach ruderalnych i segetalnych, toteż trudno ocenić skalę oddziaływania na obszary chronione i siedliska zagrożone. Jego występowanie stwierdzono dotąd w 1 parku narodowym (Bomanowska i in. 2014).

Może spowodować natomiast zubożenie różnorodności gatunkowej w zbiorowiskach chwastów segetalnych. Szczegółową analizę danych dotyczących negatywnego oddziaływania ambrozji bylicolistnej i jego skali w poszczególnych krajach Unii Europejskiej zestawiono w obszernym opracowaniu przygotowanym dla Komisji Europejskiej jako rezultat projektu „Assesing and controlling the spread and the effects of common ragweed in Europe” w latach 2011-2012 (Bullok i in. 2012).

Ambrosia artemisiifolia jest na tyle uciążliwym gatunkiem w Europie, że zarówno w krajach, gdzie występuje bardzo często, jak i w pozostałych, gdzie jej stanowisk jest niewiele lub ich brak, opracowywano zalecenia dotyczące postępowania w celu prewencji lub ograniczenia jej występowania (Karnkowski 2001; Bohren 2006, 2008; Buttenschøn i in. 2010; Garber i in. 2011; Podberezko i in. 2013). Skuteczne ograniczanie populacji - przynajmniej na niektórych stanowiskach - w Polsce wydaje się jeszcze prawdopodobne. Na poziomie UE wskazane byłoby działania zmierzające do eliminacji diaspor gatunku z mieszanek nasion stanowiących np. składniki karmy dla ptaków. Realizowany aktualnie program COST Smarter “Sustainable management of *Ambrosia artemisiifolia* in Europe” powinien dostarczyć rozwiązań (poradnik dobrych praktyk) pozwalających na ograniczenie rozprzestrzeniania się tego gatunku w skali Europy. <http://ragweed.eu/>

g) opis znanych sposobów wykorzystywania danego gatunku i płynących z nich korzyści społecznych i gospodarczych

Spotyka się dane odnośnie wykorzystania *Ambrosia artemisiifolia* w medycynie ludowej. Zawiera specyficzne związki chemiczne m.in. laktony seskwiterpenowe i ma działanie przeciwbakteryjne i przeciwwirusowe (Harmatha 2004).

h) wnioski wraz uzasadnieniem czy gatunek spełnia kryteria ujęcia na liście UE

Gatunek spełnia kryteria (a-e) przyjęte na potrzeby przygotowania wykazu inwazyjnych gatunków obcych stwarzających zagrożenie dla środowiska przyrodniczego Unii Europejskiej. Najważniejszym argumentem do włączenia na listę UE powinno być zagrożenie zdrowia człowieka, a w efekcie istotne straty ekonomiczne wykazywane w dostępnych raportach (w tym

koszty leczenia).

Pomimo stosunkowo szerokiego wtórnego zasięgu, nie we wszystkich państwach Europy jest to gatunek zadomowiony, a prognozy (modelowanie zasięgu) wskazują na dalsze rozprzestrzenianie się. Tak więc podjęcie natychmiastowych działań na tym etapie może dać oczekiwane rezultaty. W Polsce możliwe ograniczenie, a nawet wyeliminowanie istniejących populacji.

Piśmiennictwo

- Abramova L.M. 2012. Expansion of Invasive Alien Plant Species in the Republic of Bashkortostan, the Southern Urals: Analysis of Causes and Ecological Consequences. *Russian Journal of Ecology* 43(5): 352–357.
- Arianoutsou M., Bazos I., Delipetrou P., Kokkoris Y. 2010. The alien flora of Greece: taxonomy, life traits and habitat preferences. *Biol. Invasions* 12: 3525–3549.
- Basset I.J., Crompton C. W. 1975. The biology of Canadian weeds. *Ambrosia artemisiifolia* L. and *Ambrosia psilostachya* DC. *Can. J. Plant Sci.*, 55: 463–476.
- Boehme M.W., Gabrio T., Dierkesmann R., Felder-Kennel A., Flicker-Klein A., Joggerst B., Kersting G., König M., Link B., Meisner V., Wetzig J., Weidner U., Behrendt H. 2009. Sensitization to airborne ragweed pollen – a cause of allergic respiratory diseases in Germany? *Deutsche Medizinische Wochenschrift*, 134(28–29): 1457–63.
- Bohren C. 2006. *Ambrosia artemisiifolia* L.- in Switzerland: concerted action to prevent further spreading, *Nachrichtenbl. Deut. Pflanzenschutzd.*, 58 (11), S.304-308, 2006, ISSN 0027-7479; Bohren, C. 2008. *Ambrosia artemisiifolia* – a motivation for European-wide control. http://www.ewrs.org/iw/doc/ambrosia_motivation.pdf (data dostępu 5.04.2015).
- Bomanowska A., Kirpluk I., Adamowski W., Palus J., Otręba A. 2014. Problem inwazji roślin obcego pochodzenia w polskich parkach narodowych. [w:] A. Otręba, D. Michalska-Hejduk (red.) *Inwazyjne gatunki roślin w Kampinoskim Parku Narodowym*, ss. 9–14. *Kampinoski Park Narodowy, Izabelin*
- Boršić I., Milović M., Dujmović I., Bogdanović S., Cigić P., Rešetnik I., Nikoli T., Mitić B. 2008. Preliminary check-list of invasive alien plant species (IAS) in Croatia. *Nat. Croat.* 17(2): 55–71.
- Bosquet D., van Cauenberge P., Khaltayev N. 2001. Allergic rhinitis and its impact on asthma. *J. Allergy Clin. Immunol.* 108(5): 147–334.
- Bullock J.M., Chapman D., Schafer S., Roy D., Girardello M., Haynes T., Beal S., Wheeler B., Dickie I., Phang Z., Tinch R., Čivić, Delbaere B., Jones-Walters L., Hilbert A., Schrauwen A., Prank M., Sofiev M., Niemelä S., Räisänen P., Lees B., Skinner M., Finch S., Brough C. 2012. Assessing and controlling the spread and the effects of common ragweed in Europe. Final report to the European Commission, DG Environment NERC Centre for Ecology and Hydrology. http://ec.europa.eu/environment/nature/invasivealien/docs/Final_Final_Report.pdf (data dostępu 5.04.2015).
- Buttenschøn R.M., Waldspühl S., Bohren C. 2010. Guidelines for management of common ragweed, *Ambrosia artemisiifolia*. University of Copenhagen
- CABI 2015. Invasive species Compendium. *Ambrosia artemisiifolia* (common ragweed). <http://www.cabi.org/isc/datasheet/4691> (data dostępu 5.04.2015).
- Celesti-Grapow L., Pretto F., Brundu G., Carli E., Blasi C. (red.).2009. A thematic contribution to the National Biodiversity Strategy Plant invasion in Italy an overview. Ministry of Environment, Land and Sea Protection, Nature Protection Directorate, Rome

- Chłopek K., Dąbrowska K., Tokarska-Guzik B. 2011. An assessment of the *Ambrosia* L. pollen threat at a regional scale using the example of the town of Sosnowiec (Silesian Uplands, Poland). *Acta Agrobotanica* 64(2): 51–62.
- Coutinot D., Starfinger U., McFadyen R., Volkovitch, M.G., Kiss L., Cristofaro L., Ehret P. 2006. Feasibility of biological control of common ragweed (*Ambrosia artemisiifolia*) a noxious and highly allergenic weed in Europe. Presentation of results of the international meeting of experts, Vienna (AGES), 27 September 2006 (Uwe Starfinger). (pdf) (data dostępu 5.04.2015).
- Cunze S., Leiblein M.C., Tackenberg O. 2013. Range Expansion of *Ambrosia artemisiifolia* in Europe Is Promoted by Climate Change. *ISRN Ecology Volume 2013* (2013), Article ID 610126, 9 pages <http://dx.doi.org/10.1155/2013/610126> (data dostępu 5.04.2015).
- DAISIE. Delivering Alien Invasive Species Inventories Europe. *Ambrosia artemisiifolia*. Species Factsheet. <http://www.europe-aliens.org/speciesFactsheet.do?speciesId=21692#>. (data dostępu 5.04.2015).
- EPPO 2015. European and Mediterranean Plant Protection Organization http://www.eppo.int/INVASIVE_PLANTS/ias_plants.htm (data dostępu 4.05.2015).
- Essl F., Rabitsch W. 2003. Neobiota in Österreich. Umweltbundesamt GmbH, Wien
- Fărcășescu A.M., Lauer K.F. 2007. *Ambrosia artemisiifolia* L. a segetal species with a tendency to expansion in the Timis county. *Scientifical papers*, ss. 477–482. Faculty of Agriculture Timișoara
- Gerber E., Schaffner U., Gassmann A., Hinz H.L., Seierm M., Müller-Shärer H. 2011. Prospects for biological control of *Ambrosia artemisiifolia* in Europe: learning from the past. *Weed Research*
- Genton B.J., Shykoff J.A., Giraud T. 2005. High genetic diversity in French invasive populations of common ragweed, *Ambrosia artemisiifolia*, as a result of multiple sources of introduction. *Molecular Ecology* 14(14): 4275–4285.
- GISD Global Invasive Species Database 2010. *Ambrosia artemisiifolia*. <http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=1125&fr=1&sts=sss&lang=EN> (data dostępu 04.04.2015).
- Gudzinskas Z. 1997. Conspectus of alien plant species of Lithuania. 4. Asteraceae. *Botanica Lithuanica* 3(4): 335–366.
- Harmatha J. 2004. *Ambrosia* W: Štěpánek J., Štěpánková (red.), Květena České Republiky. 7 s. 47. Academia, Praha
- ISI Invasive species Ireland 2015. <http://invasivespeciesireland.com/toolkit/risk-assessment/amber-list-recorded-species/> (data dostępu 05.04.2015).
- Jäger S. 1991. Allergenic significance of *Ambrosia* (Ragweed). [w:] G.D. Amato, F.Th.M. Spieksma, S. Bonini (red.), *Allergenic Pollen and Pollinosis in Europe*, ss. 121–124. Blackwell Sci. Publ., Oxford
- Jogan N. 2013. Invasive alien plant taxa in the flora of Slovenia. EPPO, Belgrad <http://www.izbis.com/pdf-2013/invazivne-biljke/List%20IAS%20Plants%20SLOVENIA.pdf> (data dostępu 02.04.2014).
- Kadlečík J. (red.) 2014. Carpathian red list of forest habitats and species Carpathian list of invasive alien species. Draft list of invasive alien species of the Carpathian region, ss: 228–234. The State Nature Conservancy of the Slovak Republic
- Karnkowski W. 2001. Pest risk analysis and pest risk assessment for the territory of the Republic of Poland (as PRA area) on *Ambrosia* spp. Main Inspectorate of Plant Protection, Central Laboratory, Poland
- King L.J. 1966. *Weeds of the World. Biology and Control*. New York, USA

- Kozłowska A., Majkowska-Wojciechowska B., Kowalski M.L. 2007. Uczulenia poliwalentne i monowalentne na alergeny pyłku u chorych z alergią. *Alergia Astma Immunologia* 12(2): 81–86.
- Kovačević Z., Mitrić S., Vučković B. 2013. Presentation of the list of invasive plants in Bosna and Herzegovina. <http://www.izbis.com/pdf-2013/invazivne-biljke/List%20IAS%20Plants%20republika%20srbska.pdf> (data dostępu 05.04.2015).
- Leiblein-Wild M.C., Kaviani R., Tackenberg O. 2013. Erhöhte Frosttoleranz und vorteilhafte Keimeigenschaften in europäischen *Ambrosia artemisiifolia* Populationen. <http://www.cabi.org/isc/FullTextPDF/2015/20153013721.pdf> (data dostępu 04.04.2015).
- Lorenzi H.J., Jeffery L.S. (red.). 1987. Weeds of the United States and their control. Van Nostrand Reinhold Co. Ltd. New York, USA
- Löve D. 1976. *Ambrosia* L. W: T.G. Tutin, V.H. Heywood, N.A. Burges, D.M. Moore, D.H. Valentine, S.M. Walters, D. A. Webb. *Flora Europaea* 4. Cambridge University Press, Cambridge
- Maslo S. 2014. Alien flora of Hutovo Blato National Park (South Bosnia and Herzegovina). *Herbologia* 14(1): 1–13.
- Medvecká J., Kliment J., Májeková J., Halada L., Zaliberová M., Gojdičová E., Feráková V., Jarolímek I. 2012. Inventory of the alien flora of Slovakia. *Preslia* 84: 257–309.
- Miklaszewska K., Walczak F. 1976. Metody obserwacji i zwalczania ambrozji – *Ambrosia* spp. Aneks do Instrukcji – Rejestracja ogólna i szczegółowa chorób i szkodników chorób uprawnych. Instytut Ochrony Roślin. Poznań. (maszynopis).
- Mitić B. 2013. Invasive alien plants in Croatia. International seminar “Lists of IAS plants in the Balkans with an EPPO training course on the prioritization process for IAS plants, Belgrade, July 08-11, 2013; <http://www.izbis.com/pdf-2013/invazivne-biljke/List%20IAS%20Plants%20CROATIA.pdf>
- Moskalenko G.P. 2001. Quarantine Weeds for Russia. Plant Quarantine Inspectorate, Moscow, Russia
- NOBANIS 2015. North European and Baltic Network on Invasive Alien Species. <http://www.nobanis.org> (data dostępu 05.04.2015).
- Pele G., Ardelean A., Turcuş V. 2006. Invasive plants in the Arad Country (south-west Romania). *Annals of West University of Timişara, Biologia* 9: 81–90.
- Petrova A., Vladimirov V., Georgiev V. 2013. Invasive alien species in Bulgaria. Institute of Biodiversity and Ecosystem Research, Bulgarian Academy of Sciences, Sofia
- Podberezko I.M., Pylypenko L.A., Mar’uschkina V.Y., Borzykh O.I. 2013. Practical and economic efficacy of *Amrosia artemisiifolia* L. surveillance in compliance with the international standards. *Journal of Plant Protection Research* 53(4): 392–398.
- Protopopova V.V., Mosyakin S.L., Shevera M.V. 2002. Plant invasions in Ukraine as a threat to biodiversity: the present situation and tasks for the future. M. G. Kholodny Institute of Botany, National Academy of Sciences of Ukraine, Kiev
- Protopopova V. V., Shevera M. V., Sergei L. Mosyakin S.L. 2006. Deliberate and unintentional introduction of invasive weeds: A case study of the alien flora of Ukraine. *Euphytica* 148: 17–33.
- Pyšek P., Danihelka J., Sádlo J., Chrtek J. Jr., Chytrý M., Jarošík V., Kaplan Z., Krahulec F., Moravcová L., Pergl J., Štajerová K., Tichý L. 2012. Catalogue of alien plants of the Czech Republic (2nd edition): checklist update, taxonomic diversity and invasion patterns. *Preslia* 84: 155–255.

- Q-bank 2015. Comprehensive databases on quarantine plant pest and diseases. Invasive plant. [http://www.q-bank.eu/Plants/Biolomics.aspx?Table=available%20factsheets%20 \(English\) &genlist=t&fields=name](http://www.q-bank.eu/Plants/Biolomics.aspx?Table=available%20factsheets%20 (English) &genlist=t&fields=name) (data dostępu 05.04.2015).
- Sanz-Elorza M., Dana E.D., Sobrino E. 2001. Aproximación al listado de plantas alóctonas invasoras reales y potenciales en España. *Lazaroa* 22: 121–131.
- Schwarz Z. 1967. Badania nad florą synantropijną Gdańska i okolicy. Study on the synanthropic flora of Gdańsk and the neighbouring areas. *Acta Biol. Med. Soc. Sc. Gedan.* 11: 363–494.
- Slavík B. 2004. *Ambrosia* L. – ambrózie. [w:] J. Štěpánek, Štěpánková (red.), Květena České Republiky. 7 ss. 468–474. Academia, Praha
- Stešević D., Petrović D. 2010. Preliminary list of plant invaders in Montenegro. *Biologica Nyssana* 1(1-2): 35-42.
- Stešević D. 2013. The list of plant invaders in Montenegro. International seminar “Lists of IAS plants in the Balkans with an EPPO training course on the prioritization process for IAS plants, Belgrade, July 08-11, 2013; <http://www.izbis.com/pdf-2013/invazivne-biljke/List%20IAS%20Plants%20MONTE%20NEGRO.pdf>
- Tokarska-Guzik B., Bzdęga K., Koszela K., Żabińska K., Krzuś B., Sajan M., Sendek A. 2011. Allergenic plant *Ambrosia artemisiifolia* L. in Poland: threat and selected aspects of biology. *Biodiv. Res. Conserv.* 21: 39–48.
- Tokarska-Guzik B., Dajdok Z., Zając M., Zając A., Urbisz A., Danielewicz W., Hołdyński Cz. 2012. Rośliny obcego pochodzenia w Polsce ze szczególnym uwzględnieniem gatunków inwazyjnych. Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska, Warszawa
- Verloove F. 2006. Catalogue of neophytes in Belgium (1800-2005). *Scripta Botanica Belgica* 39: 1–89.
- Vrbničanin S. 2013. List of adventive invasive weed species in Serbia. <http://www.izbis.com/pdf-2013/invazivne-biljke/List%20of%20IAS%20Plants%20Serbia.pdf> (data dostępu 04.04.2015).
- Waldburger E., Staub R. 2006. Neophyten im Fürstentum Liechtenstein. *Bericht Botanisch-Zoologische Gesellschaft Liechtenstein-Sargans-Werdenberg* 32: 95–112.
- Wąsowicz P., Przedpelska-Wasowicz E.M., Kristinssona H. 2013. Alien vascular plants in Iceland: Diversity, spatial patterns, temporal trends, and the impact of climate change. *Flora* 208: 648–673.
- Umanets O. 2015. Informacja ustna.
- Weber E., Gut D. 2005. A survey of weeds that are increasingly spreading in Europe. – *Agron. Sust. Dev.* 25: 109–121.
- Wittenberg R. (red.) 2005. An inventory of alien species and their threat to biodiversity and economy in Switzerland. CABI Bioscience Switzerland Centre report to the Swiss Agency for Environment, Forests and Landscape
- Zając A., Zając M. (red.). 2001. Atlas rozmieszczenia roślin naczyniowych w Polsce. Nakładem Pracowni Chorologii Komputerowej Instytutu Botaniki Uniwersytetu Jagiellońskiego, Kraków

4.4. *Azolla filiculoides* Lam.



Azolla paprotkowa – barwa w okresie letnim i wczesnowiosennym

Fot. Zygmunt Dajdok

a) opis gatunku zawierający jego tożsamość taksonomiczną oraz jego historię, naturalny i potencjalny zasięg

***Azolla filiculoides* Lam.**

Synonimy: *Crassula caroliniana* Willd, *A. rubra* R.Br, *A. japonica* Franch. & Sav., *A. squamosa* Molina.

Rodzina: Azollaceae – azollowate

Klasa: Polypodiopsida – paprociowe

Gromada: Polypodiophyta – paprocie

Najczęściej używana nazwa polska i angielska: *pl.* azolla paprotkowa, azolla karolińska lub azolla drobna; *ang.* large mosquito fern, red-water fern, Pacific azolla

Morfologia i biologia

Drobna, różnobarwnikowa paproć wodna, unosząca się biernie na powierzchni wody. Roślina nie przekracza zazwyczaj 3–4 cm średnicy (Szczęśniak 2009, Szczęśniak i in. 2009).

Naturalny i potencjalny zasięg: *Azolla filiculoides* jest gatunkiem rodzimym dla umiarkowanej, ciepłej i subtropikalnej części Ameryki Północnej i Południowej. W granicach naturalnego zasięgu występuje w Ameryce Północnej (zachodnia Kanada, północno-i południowo-zachodnia część USA, Alaska), Ameryce Południowej i Środkowej (Costa Rica, Gwatemala, Honduras, Nikaragua, Wenezuela, Boliwia, Kolumbia, Ekwador, Peru, Argentyna, Chile, Paragwaj).

Potencjalny zasięg – jako gatunku wodnego – jest szeroki i może objąć analogiczne strefy klimatyczne na pozostałych kontynentach (co potwierdza współczesny wtórny zasięg gatunku).

Historia rozprzestrzenienia: We florze Europy gatunek występował do zlodowaceń, kiedy to wymarł i w czwartorzędzie nie był już obecny (Szczęśniak i in. 2009). Do Europy *Azolla filiculoides* została sprowadzona pod koniec XIX wieku (Wilmanns 1976), a ściślej w 1880 roku w pobliżu Bordeaux (West 1953), skąd rozprzestrzeniła się głównie w krajach śródziemnomorskich. Według innych danych roślina pojawiła się jednocześnie i niezależnie w wielu miejscach (Szczęśniak i in. 2009), jako gatunek zawleczony z wodami balastowymi, narybkiem oraz świadomie wprowadzany do zbiorników wodnych.

b) opis wzorców i dynamiki jego rozmnażania i rozprzestrzeniania się, włącznie z oceną, czy istnieją ku temu odpowiednie warunki środowiskowe w Polsce i Unii

W Europie (w tym w Polsce) roślina rozmnaża się przede wszystkim wegetatywnie: jej łodyga łatwo ulega fragmentacji, przez co szybko się rozprzestrzenia i zwiększa liczebność populacji. W ciepłym klimacie wytwarza zarodniki zebrane w kulistych sporokarpjach; w Polsce nie zaobserwowano jak dotychczas wytwarzania zarodników (Szczęśniak 2009, Szczęśniak i in. 2009). *Azolla* paprotkowa jest najbardziej mrozoodpornym gatunkiem w obrębie rodzaju. Populacja jest w stanie odbudować się nawet po 15-stopniowym mrozie (Wong i in. 1987). Toleruje temperatury zimą nawet do -15°C . Stwierdzono, że przy temperaturze powietrza -10°C (Janes 1998 a,b) rośliny są w stanie przeżyć w lodzie, przez co najmniej tydzień. Odnotowano ponadto przypadki skutecznego zimowania przy temperaturze -22°C (Szczęśniak i in. 2009). Rozprzestrzenianie się gatunku w Europie wskazuje na to, że roślina przystosowała się do warunków klimatycznych i siedliskowych klimatu umiarkowanego.

Zajmowane siedliska: *Azolla filiculoides* występuje w eutroficznych zbiornikach wodnych (stawach, rowach, mokradłach, kanałach i płynących powoli rzekach). Gatunek ten rośnie najlepiej w wodach o temperaturze $15\text{--}20^{\circ}\text{C}$ i pełnym naświetleniu (Watanabe i Berja 1983; Janes 1998).

c) opis potencjalnych dróg wprowadzania i rozprzestrzeniania, zamierzonego i niezamierzonego, obejmujących – w stosownych przypadkach – towary, z którymi dany gatunek jest zazwyczaj powiązany

W Europie rozmnaża się wegetatywnie z niewielkich fragmentów pędów przenoszonych przez ptaki i inne zwierzęta oraz przez płynącą wodę (Hussner 2010). Gatunek może być przypadkowo lub intencjonalnie wprowadzany przez człowieka. *Azolla filiculoides* rozprzestrzenia się na nowe tereny zoo-, anemo- lub hydrochorycznie (głównie za pośrednictwem ptactwa wodnego i z wodą balastową statków) oraz świadomą lub nieświadomą działalnością człowieka (Szczęśniak i in. 2009).

Azolla filiculoides wymieniona została w *Rozporządzeniu Ministra Środowiska z dn. 9 września 2011 r. w sprawie listy roślin i zwierząt gatunków obcych, które w przypadku uwolnienia do*

środowiska przyrodniczego mogą zagrozić gatunkom rodzimym lub siedliskom przyrodniczym (Dz.U. 2011 nr 210 poz. 1260) i jako taki gatunek, nie może być importowany, rozmnażany czy sprzedawany bez zezwolenia GDOŚ lub RDOŚ.

d) ocena ryzyka wprowadzenia, zdomowienia się i rozprzestrzenienia w odpowiednich regionach biogeograficznych w obecnych warunkach i w przewidywalnych warunkach zmiany klimatu

Obserwacje rozprzestrzeniania się tego gatunku wskazują, że prawdopodobnie w wyniku zmian klimatu oraz wzrostu mrozoodporności gatunek dostosował się do kontynentalnej strefy biogeograficznej Europy (Szczeńiak i in 2009).

e) opis obecnego rozmieszczenia gatunku, zawierający informacje, czy gatunek ten występuje już w Unii lub w krajach sąsiadujących, oraz prognozy kierunków jego migracji i prawdopodobnego rozmieszczenia w przyszłości

Jako gatunek obcy i zdomowiony, występuje w Południowej Afryce, południowo-wschodniej Azji, Australii i Nowej Zelandii oraz Europie (USDA, ARS 2015; Hussner 2010).

W niektórych krajach UE Europy Środkowej gatunek posiada status inwazyjnego lub potencjalnie inwazyjnego; jednak w większości nie stwierdzono spontanicznego występowania tej rośliny lub brak takich danych (Tab. 4.).

W Polsce azolla paprotkowa występuje na Dolnym Śląsku (oczka wodne we Wrocławiu i jego okolicy i starorzecze Nysy Łużyckiej w rejonie Zgorzelca) oraz w starorzeczach w dolinie środkowej Odry w okolicach miejscowości Siedlisko koło Nowej Soli (Rozsadniński 2008; Szczeńiak i in. 2009). Efemeryczne stanowisko jest również znane z północnowschodniej części kraju, gdzie w latach 90. XX wieku było odnalezione w Bielsku Podlaskim (Wołkowycki 1999). Jednak w późniejszym okresie nie zostało potwierdzone (Wołkowycki 1999; Szczeńiak i in. 2009).

Tab. 4. Występowanie i status *Azolla filiculoides* w krajach UE oraz innych europejskich (w tym sąsiadujących z Polską)

Kraj	Status gatunku*				źródła
	inwazyjny	potencjalnie inwazyjny	zdomowiony/ nie inwazyjny	nie odnaleziony lub brak danych**	
Albania				x	
Andora				x	
Austria				x	Essl i Rabitsch 2003; Hussner 2012
Belgia	x				Verloove 2006
Białoruś				x	
Bośnia i Hercegowina		x			Kovačević i in. 2013
Bułgaria				x	DAISIE 2015; Hussner 2012
Chorwacja				x	
Cypr				x	
Czarnogóra				x	
Dania			x		Hussner 2010
Estonia				x	
Finlandia				x	
Francja				x	Hussner 2012

Grecja				x	Arianoutsou i in. 2010; Hussner 2012
Hiszpania			x		DAISIE 2015
Holandia				x	Hussner 2012
Irlandia			x		DAISIE 2015
<i>Islandia</i>				x	
<i>Liechtenstein</i>				x	
Litwa				x	Hussner 2012
Luksemburg				x	
Łotwa				x	Hussner 2012
<i>Macedonia</i>				x	
Malta				x	
<i>Mołdawia</i>				x	
<i>Monako</i>				x	
Niemcy	x				Rabitsch i in. 2013; Hussner 2010
<i>Norwegia</i>				x	
Polska		x			Tokarska-Guzik i in. 2012
Portugalia	x				CABI 2015
Republika Czeska			x		Hussner 2012; Pyšek i in. 2012; DAISIE 2015
Rosja				x	
Rumunia				x	DAISIE 2015
<i>San Marino</i>				x	
<i>Serbia</i>				x	
Słowacja			x		Medvecká i in. 2012
Słowenia				x	
<i>Szwajcaria</i>					
Szwecja			x		DAISIE 2015; Hussner 2010
<i>Turcja</i>				x	
Ukraina			x		Protopopova i in. 2006
<i>Watykan</i>				x	
Węgry				x	Lukács i in. 2014. DAISIE 2015
Wielka Brytania	x				CABI 2015
Włochy			x		DAISIE 2015; Hussner 2012

Objaśnienia: Kraje EU – prosta czcionka; *pozostałe kraje europejskie* – pochyła czcionka; **kraje sąsiadujące z PL** – pogrubiona czcionka

* - status gatunku podano na podstawie dostępnych źródeł; zastosowane tam kryteria mają charakter autorski (por. objaśnienia w rozdz. 1; ad.e)

** - w tej kolumnie uwzględniono także sytuacje, kiedy gatunek został odnotowany w danym kraju na pojedynczych stanowiskach i/lub został zaklasyfikowany do grupy gatunków niezadomowionych (diafit: efemerofit, ergazjofit / *casual species*) lub jego status nie został określony

f) opis niepożądanego oddziaływania na różnorodność biologiczną i powiązane usługi ekosystemowe, włącznie z oddziaływaniem na gatunki rodzime, obszary chronione, siedliska zagrożone, jak również na zdrowie ludzkie, bezpieczeństwo i na gospodarkę; częścią opisu jest ocena potencjalnego oddziaływania w przyszłości, z uwzględnieniem dostępnej wiedzy naukowej

Dzięki bardzo dużej żywotności i tempie rozmnażania wegetatywnego roślina tworzy jednogatunkowe agregacje. Warstwa utworzona na powierzchni wody przez azolla może osiągać

nawet 10 cm grubości. Osobniki tego gatunku żyją w symbiozie z sinicami z rodzaju *Anabaena* wiążącymi azot atmosferyczny, dlatego gatunek jest wykorzystywany (np. na plantacjach ryżu w południowo-wschodniej Azji) jako zielony nawóz. Dzięki obecności sinic azolla ma zdolność bardzo szybkiego przyrostu i podwajania swojej masy (Kitoń i in. 1993). Gatunek jest również wykorzystywany w oczyszczaniu wód, a także jako karma dla zwierząt (Pabby i in. 2004; Hussner 2010). Negatywny efekt rozwoju *Azolla* w zbiornikach wodnych dotyczy sytuacji gdy gatunek tworzy zwarte, pływające maty odcinające dopływ światła do wnętrza zbiornika, powodujące spadek poziomu tlenu i eutrofizację wody, co skutkuje spadkiem różnorodności biologicznej takich zbiorników wodnych. Brak danych nt. negatywnego oddziaływania na zdrowie ludzi.

g) opis znanych sposobów wykorzystywania danego gatunku i płynących z nich korzyści społecznych i gospodarczych

Gatunek wprowadzany do „oczek wodnych” i stawów hodowlanych, jako roślina ozdobna. W szczególnych przypadkach w sztucznych zbiornikach w obrębie obszarów zabudowanych odpowiednio gruba mata azolli może być korzystna, gdyż nie dopuszcza do rozwoju larw komarów (Szczęśniak 2009). Potencjalnie może być wykorzystywana do zwiększenia żyzności zbiorników wodnych, pozyskania „zielonego nawozu” lub wykorzystania w tzw. fitoremediacjach - do oczyszczaniu ścieków (Pabby i in. 2004; Banach i in. 2012).

h) wnioski wraz uzasadnieniem czy gatunek spełnia kryteria ujęcia na liście UE

Gatunek spełnia kryteria (a-e) przyjęte na potrzeby przygotowania wykazu inwazyjnych gatunków obcych stwarzających zagrożenie dla środowiska przyrodniczego Unii Europejskiej. W związku z tym, że gatunek ten znajduje się na początkowych etapach rozprzestrzeniania na terenie Polski (oraz innych krajów europejskich), włączenie go do wykazu unijnego oraz odpowiednio wczesne podjęcie działań związanych z eliminacją rośliny, w miejscach gdzie już występuje, skutecznie zapobiegnie dalszemu przenoszeniu jej do kolejnych zbiorników wodnych, a tym samym rozprzestrzenianiu na siedliskach półnaturalnych.

Piśmiennictwo

- Arianoutsou M., Bazos I., Delipetrou P., Kokkoris Y. 2010. The alien flora of Greece: taxonomy, life traits and habitat preferences. *Biol Invasions* 12: 3525–3549.
- Banach A.M., Banach K., Stępniewska Z. 2012. Phytoremediation as a promising technology for water and soil purification: *Azolla caroliniana* Willd. as a case study. *Acta Agrophysica* 19(2): 241–252.
- CABI Commonwealth Agricultural Bureau International. *Azolla filiculoides* (2015) <http://www.cabi.org/isc/datasheet/8119>, (data dostępu 06.05.2015).
- Essl F., Rabitsch W. 2003. Neobiota in Österreich. Umweltbundesamt GmbH, Wien
- Hill M.P., Ciliers C.J. 1999. *Azolla filiculoides* Lamarck (Pteridophyta: Azollaceae), its status in South Africa and control. *Hydrobiologia* 415: 203–206.
- Hussner A. 2010. NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Azolla filiculoides*. - From Online Database of the European Network on Invasive Alien Species – NOBANIS www.nobanis.org, Date of access 25/10/2010.
- Hussner A. 2012. Alien aquatic plant species in European countries. *Weed Research* 52: 297–306.
- Janes R. 1998a. Growth and survival of *Azolla filiculoides* in Britain. 1. Vegetative reproduction. *New Phytologist* 138: 367–376.
- Janes R. 1998b. Growth and survival of *Azolla filiculoides* in Britain. 1. Sexual reproduction. *New*

Phytologist 138: 377–384.

- Kovačević Z., Mitrić S., Vučković B. 2013. Presentation of the list of invasive plants in Bosna and Herzegovina. <http://www.izbis.com/pdf-2013/invazivne-biljke/List%20IAS%20Plants%20republika%20srbska.pdf> (data dostępu 05.04.2015).
- Lukács B.A., Mesterházy A., Vidéki R., Király G. 2014. Alien aquatic vascular plants in Hungary (Pannonian ecoregion): Historical aspects, data set and trends. *Plant Biosystems*, <http://dx.doi.org/10.1080/11263504.2014.987846>
- Medvecká J., Kliment J., Májeková J., Halada L., Zaliberová M., Gojdičová E., Feráková V., Jarolímek I. 2012. Inventory of the alien flora of Slovakia. *Preslia* 84: 257–309.
- Pabby A., Prasanna R., Singh P.K. 2004. Biological significance of *Azolla* and its utilization in Agriculture. *Proc. Indian Nat. Sci. Acad.* 3: 299–333.
- Protopopova V. V., Shevera M. V., Sergei L. Mosyakin S.L. 2006. Deliberate and unintentional introduction of invasive weeds: A case study of the alien flora of Ukraine. *Euphytica* 148: 17–33.
- Pyšek P., Danihelka J., Sádlo J., Chrtěk J. Jr., Chytrý M., Jarošík V., Kaplan Z., Krahulec F., Moravcová L., Pergl J., Štajerová K., Tichý L. 2012. Catalogue of alien plants of the Czech Republic (2nd edition): checklist update, taxonomic diversity and invasion patterns. *Preslia* 84: 155–255.
- Rabitsch W., Gollasch S., Isermann M., Starfinger U., Nehring S. 2013. Erstellung einer Warnliste in Deutschland noch nicht vorkommender invasiver Tiere und Pflanzen. *BfN-Skripten* 331: 1–158.
- Szczeńniak E. 2009. Charakterystyka wybranych gatunków rozprzestrzeniających się na obszarach mokradłowych Polski – *Azolla filiculoides*. [w:] Z. Dajdok, P. Pawlaczyk (red.). *Inwazyjne gatunki roślin ekosystemów mokradłowych Polski*, ss. 32–35. Wydawnictwo Klubu Przyrodników, Świebodzin
- Szczeńniak E., Błachuta J., Krukowski M., Picińska-Fałtynowicz J. 2009. Distribution of *Azolla filiculoides* Lam. (Azollaceae) in Poland. *Acta Societatis Botanicorum Poloniae* 78(3): 241–246.
- Tokarska-Guzik B., Dajdok Z., Zając M., Zając A., Urbisz A., Danielewicz W., Hołdyński Cz. 2012. Rośliny obcego pochodzenia w Polsce ze szczególnym uwzględnieniem gatunków inwazyjnych. Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska, Warszawa
- USDA, ARS, National Genetic Resources Program. *Germplasm Resources Information Network - (GRIN)* [Online Database]. National Germplasm Resources Laboratory, Beltsville, Maryland. <http://www.ars-grin.gov/4/cgi-bin/npgs/html/taxon.pl?400375> (12 April 2015).
- Verloove F. 2006. Catalogue of neophytes in Belgium (1800-2005). *Scripta Botanica Belgica* 39: 1–89.
- Watanabe I., Berja N.S. 1983. The growth of four species of *Azolla* as affected by temperature. *Aquatic botany* 15: 175–185.
- West R.G. 1953. The occurrence of *Azolla* in British interglacial deposits. *New Phytologist* 52: 267–272.
- Wilmanns O. 1976. *Die Farnpflanzen Zentraleuropas*. Gustav Fisher Verlag, Stuttgart . s. 304.
- Wołkowycki D. 1999. *Azolla filiculoides* (Pteridophyta, Azollaceae) w Polsce. *Fragm. Flor. Geobot. Ser. Pol.* 6: 165–170.
- 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.

4.5. *Crassula helmsii* (Kirk) Cockayne



Grubosz Helmsa nie został dotąd stwierdzony w Polsce – Wyspy Brytyjskie. Fot. Barbara Tokarska-Guzik

a) opis gatunku zawierający jego tożsamość taksonomiczną oraz jego historię, naturalny i potencjalny zasięg

Crassula helmsii (Kirk) Cockayne

Synonimy: *Crassula recurva* (Hook. F.) Ostenf. non N/E Br., *Tillaea recurva* (Hook F) Hook F., *Tillaea helmsii* Kirk

Rodzina: Crassulaceae – gruboszowate

Rząd: Rosales – różowe

Klasa: Magnoliopsida – dwuliścienne

Najczęściej używana nazwa polska i angielska: *pl.* grubosz Helmsa; *ang.*: swamp stonecrop; New Zealand pigmyweed

Morfologia i biologia

Drobna, wieloletnia roślina wodna, charakterystyczna dla zbiorników słodkowodnych. Rośnie bardzo szybko tworząc rozległe zwarte płyty, unoszące się na powierzchni wody. Łodyga okrągła w przekroju, osiąga długość 10–130 cm. Liście drobne 4–20 mm długie i 0,7–1,6 szerokie, siedzące, lancetowate lub jajowato-lancetowate zazwyczaj ostro zakończone. Kwiaty drobne (o średnicy 3–3,5 mm), białe lub różowawe, wyrastają w kątach liści (Minchin 2008; NOBANIS 2015). W Europie rozmnaża się wegetatywnie za pomocą ukorzenionych niewielkich fragmentów pędów (nawet 0,5 mm długich), przenoszonych przez zwierzęta (ptaki i ssaki).

Naturalny i potencjalny zasięg

Crassula helmsii jest gatunkiem rodzimym w Oceanii: Australia (Nowa Południowa Walia, Południowa Australia, Tasmania, Viktoria, Zachodnia Australia) i Nowa Zelandia. Stwierdzona również w USA i północno-wschodniej Azji (Q-bank 2015). W Europie dotychczas jej występowanie odnotowano w głównie w zachodniej i środkowej części.

Historia rozprzestrzenienia

Gatunek sprowadzony do Wielkiej Brytanii z Tasmanii, jako roślina ozdobna (OEPP/Eppo 2007). W stanie dzikim stwierdzona po raz pierwszy w stawie Greensted (Essex, Wielka Brytania) w 1950 roku. Z tego stanowiska rozprzestrzenił się prawdopodobnie na teren Wielkiej Brytanii, a stąd do innych krajów Europy północnej (Dawson 1994).

b) opis wzorców i dynamiki jego rozmnażania i rozprzestrzeniania się, włącznie z oceną, czy istnieją ku temu odpowiednie warunki środowiskowe w Polsce i Unii

W Europie rozmnaża się wegetatywnie za pomocą ukorzenionych niewielkich fragmentów pędów (nawet 5–10 mm długich), przenoszonych przez zwierzęta oraz przez płynącą wodę i błoto. Możliwość, że roślina może być rozprzestrzeniana przez ptaki brodzące pozostaje nieudowodniona (Leach i Dawson 1999; Watson 2001).

Zajmowane siedliska: Roślina kolonizuje śródlądowe tereny podmokłe (bagna i torfowiska), strefy przybrzeżne wód śródlądowych, błotniste brzegi stawów oraz cieki i wolno płynące rzeki (Dawson, Warman 1987).

c) opis potencjalnych dróg wprowadzania i rozprzestrzeniania, zamierzonego i niezamierzonego, obejmujących – w stosownych przypadkach – towary, z którymi dany gatunek jest zazwyczaj powiązany

Roślina może być przypadkowo wprowadzona (bezpośrednio do siedlisk naturalnych i półnaturalnych) przez działalność człowieka, do zbiorników wodnych, a następnie przenoszona w naturalny sposób przez zwierzęta (Leach i Dawson 1999).

Gatunek może być przypadkowo wprowadzany w wyniku działalności człowieka, „uciekając z centrów ogrodniczych”, przez wędkarzy i ich wyposażenie (zestawy rybackie, wodery, łodzie itp.).

Crassula helmsii wymieniona została w *Rozporządzeniu Ministra Środowiska z dn. 9 września 2011 r. w sprawie listy roślin i zwierząt gatunków obcych, które w przypadku uwolnienia do środowiska przyrodniczego mogą zagrozić gatunkom rodzimym lub siedliskom przyrodniczym* (Dz.U. 2011 nr 210 poz. 1260) i jako taki gatunek, nie może być importowany, rozmnażany czy sprzedawany bez zezwolenia GDOŚ lub RDOŚ.

d) ocena ryzyka wprowadzenia, zadomowienia się i rozprzestrzenienia w odpowiednich regionach biogeograficznych w obecnych warunkach i w przewidywalnych warunkach zmiany klimatu

Rozprzestrzenianie się gatunku w Europie wskazuje na to, że roślina przystosowała się do warunków klimatycznych i siedliskowych klimatu umiarkowanego. W granicach naturalnego zasięgu (Huckle 2005), wykazuje szeroki zakres tolerancji w stosunku do temperatury (+30 do –6°C).

e) opis obecnego rozmieszczenia gatunku, zawierający informacje, czy gatunek ten występuje już w Unii lub w krajach sąsiadujących, oraz prognozy kierunków jego migracji i prawdopodobnego rozmieszczenia w przyszłości

Na terenie Polski do tej pory nie stwierdzono występowania grubosza Helmsa w „stanie dzikim”. W niektórych krajach UE Środkowej gatunek posiada status inwazyjnego lub potencjalnie inwazyjnego, jednak w większości krajów nie stwierdzono spontanicznego występowania tej rośliny lub brak takich danych (Tab. 5.).

Potencjalnie może występować we wszystkich krajach Europy (Minchin 2008).

Tab. 5. Występowanie i status *Crassula helmsii* w krajach UE oraz innych europejskich (w tym sąsiadujących z Polską)

Kraj	Status gatunku*				źródła
	inwazyjny	potencjalnie inwazyjny	zadomowiony/ nie inwazyjny	nie odnaleziony lub brak danych**	
<i>Albania</i>				x	
<i>Andora</i>				x	
Austria				x	Essl i Rabitsch 2003
Belgia	x				Verloove 2006; Branquart i in. 2007; GISD 2010
Białoruś				x	
<i>Bośnia i Hercegowina</i>				x	
Bułgaria				x	
Chorwacja				x	
Cypr				x	
<i>Czarnogóra</i>				x	
Dania	x				NOBANIS 2015; CABI 2015
Estonia				x	
Finlandia				x	
Francja			x		GISD 2010; DAISIE 2015
Grecja				x	Arianoutsou i in. 2010
Hiszpania	x				GISD 2010
Holandia	x				OEPP/EPPO 2007; GISD 2010
Irlandia	x				OEPP/EPPO 2007; GISD 2010
<i>Islandia</i>				x	
<i>Liechtenstein</i>				x	
Litwa				x	
Luksemburg				x	
Łotwa				x	
<i>Macedonia</i>				x	
Malta				x	
<i>Mołdawia</i>				x	
<i>Monako</i>				x	
Niemcy	x				OEPP/EPPO 2007; Rabitsch i in. 2013
<i>Norwegia</i>				x	
Polska		x			Tokarska-Guzik i in. 2012
Portugalia			x		DAISIE 2015
Republika Czeska				x	Pyšek i in. 2012
Rosja	x				GISD 2010
Rumunia				x	
<i>San Marino</i>				x	
<i>Serbia</i>				x	
Słowacja				x	Medvecká i in. 2012
Słowenia				x	
<i>Szwajcaria</i>				x	
Szwecja				x	

Turcja				x	
Ukraina				x	
Watykan				x	
Węgry				x	
Wielka Brytania	x				CABI 2015; GISD 2010
Włochy			x		GISD 2010

Objaśnienia: Kraje EU – prosta czcionka; *pozostałe kraje europejskie* – pochyła czcionka; **kraje sąsiadujące z PL** – pogrubiona czcionka

* - status gatunku podano na podstawie dostępnych źródeł; zastosowane tam kryteria mają charakter autorski

** - w tej kolumnie uwzględniono także sytuacje, kiedy gatunek został odnotowany w danym kraju na pojedynczych stanowiskach i/lub został zaklasyfikowany do grupy gatunków niezadomowionych (diafit: efemerofit, ergazjofit / *casual species*) lub jego status nie został określony

f) opis niepożądanego oddziaływania na różnorodność biologiczną i powiązane usługi ekosystemowe, włącznie z oddziaływaniem na gatunki rodzime, obszary chronione, siedliska zagrożone, jak również na zdrowie ludzkie, bezpieczeństwo i na gospodarkę; częścią opisu jest ocena potencjalnego oddziaływania w przyszłości, z uwzględnieniem dostępnej wiedzy naukowej

Jako roślina wodna, gatunek zagraża przede wszystkim naturalnym i półnaturalnym zbiornikom siedlisk wodnych. Pokrywając 100 % powierzchni zbiornika powoduje zmniejszenie ilości tlenu w wodzie oraz dopływu światła, przez co zmniejsza liczbę rodzimych gatunków wodnych i ogranicza ich rozwój (Huckle 2005). Wody całkowicie zarośnięte przez roślinę tracą również atrakcyjność rekreacyjną. Maty tworzone przez osobniki gatunku zarastają stawy i rowy melioracyjne (OEPP/Eppo 2007), co potencjalnie może powodować problemy m.in. w gospodarce rybackiej. Poza tym pływające maty mogą być niebezpieczne dla zwierząt oraz dzieci, które mogą potraktować taką powierzchnię jak ląd.

g) opis znanych sposobów wykorzystywania danego gatunku i płynących z nich korzyści społecznych i gospodarczych

Sprzedawany jest w centrach ogrodniczych i szkółkach, jako roślina „dotleniająca” do akwariów i stawów.

h) wnioski wraz uzasadnieniem czy gatunek spełnia kryteria ujęcia na liście UE

Gatunek spełnia kryteria (a-e) przyjęte na potrzeby przygotowania wykazu inwazyjnych gatunków obcych stwarzających zagrożenie dla środowiska przyrodniczego Unii Europejskiej. W związku z tym, że gatunek ten nie został jeszcze stwierdzony na terenie Polski „stanie dzikim”. Włączenie go do wykazu unijnego, oraz wczesne podjęcie odpowiednich działań (edukacja społeczeństwa, zakaz sprzedaży) skutecznie zapobiegnie wprowadzaniu rośliny do zbiorników wodnych a tym samym jej rozprzestrzenianiu na siedliskach półnaturalnych.

Piśmiennictwo

Arianoutsou M., Bazos I., Delipetrou P., Kokkoris Y. 2010. The alien flora of Greece: taxonomy, life traits and habitat preferences. *Biol Invasions* 12: 3525–3549.

Branquart E., Stiers I., Triest L., Vanderhoeven S., Van Landuyt W., Van Rossum F., Verloove F. 2007. Harmonia database *Crassula helmsii*. Belgian Forum on Invasive Species, accessed on

- 11 December 2013, from: <http://ias.biodiversity.be/species/show/50>
- Dawson F.H. 1994. Spread of *Crassula helmsii* in Britain. In: de Waal L.C., Child L.E., Wade P.M., Brock J.H. (eds.) *Ecology and Management of Invasive Riverside Plants*, pp. 1–13.
- Dawson F.H., Warman E.A. 1987. *Crassula helmsii* (T. Kirk) Cockayne is it an Aggressive Alien Aquatic Plant in Britain? *Biological Conservation* 42: 247–272.
- Essl F., Rabitsch W. 2003. Neobiota in Österreich. Umweltbundesamt GmbH, Wien
- GISD 2010. *Crassula helmsii*. <http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=1517&fr=1&sts=sss&lang=EN>
- Huckle J. 2005. *Crassula helmsii* New Zealand Pygmyweed. Invasive Aliens in Northern Ireland. University of Liverpool (GB). <http://www.habitas.org.uk/invasive/species.asp?item=4639> (accessed in November 2006).
- Leach J., Dawson H. 1999. *Crassula helmsii* in the British Isles – an unwelcome invader. *British Wildlife* 10: 234–239.
- Medvecká J., Kliment J., Májeková J., Halada L., Zaliberová M., Gojdičová E., Feráková V., Jarolímek I. 2012. Inventory of the alien flora of Slovakia. *Preslia* 84: 257–309.
- Minchin D. 2008. *Crassula helmsii*. DAISIE European Invasive Alien Species Gateway. http://www.europe-aliens.org/pdf/Crassula_helmsii.pdf
- NOBANIS 2015. *Crassula helmsii* (Crassulaceae). Regional portal on invasive alien species. North European and Baltic Network on Invasive Alien Species. <http://www.nobanis.org/speciesInfo.asp?taxaID=3959>
- OEPP/EPP0 2007. *Crassula helmsii*. Bulletin OEPP/EPP0 Bulletin 37: 225–229.
- Q-bank 2015. *Crassula helmsii*. Q-bank Invasive Plants. Software Copyright 1999-2015 BioAware SA/NV. <http://www.q-bank.eu/Plants/BioloMICS.aspx?Table=Plants%20-%20Species&Rec=47&Fields=All>
- Pyšek P., Danihelka J., Sádlo J., Chrtěk J. Jr., Chytrý M., Jarošík V., Kaplan Z., Krahulec F., Moravcová L., Pergl J., Štajerová K., Tichý L. 2012. Catalogue of alien plants of the Czech Republic (2nd edition): checklist update, taxonomic diversity and invasion patterns. *Preslia* 84: 155–255.
- Tokarska-Guzik B., Dajdok Z., Zając M., Zając A., Urbisz A., Danielewicz W., Hołdyński Cz. 2012. Rośliny obcego pochodzenia w Polsce ze szczególnym uwzględnieniem gatunków inwazyjnych. Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska, Warszawa
- Verloove F. 2006. Catalogue of neophytes in Belgium (1800-2005). *Scripta Botanica Belgica* 39: 1–89.
- Watson WRC. 2001. An unwelcome aquatic invader! *Worcestershire Record*, issue 10. <http://www.wbrc.org.uk/WorcRecd/Issue10/invader.htm> (accessed in November 2006).

4.6. *Elodea nuttallii* (Planch.) H. St. John



Elodea nuttallii



Elodea canadensis (z prawej) i *E. nuttallii* (po lewej)

Zdjęcia z www.nobanis.org, fotograf: Poul Evald Hansen; (Photo from www.nobanis.org, photographer Poul Evald Hansen)

a) opis gatunku zawierający jego tożsamość taksonomiczną oraz jego historię, naturalny i potencjalny zasięg

***Elodea nuttallii* (Planch.) H. St. John**

Synonimy: *Anacharis occidentalis* (Pursh) St. John, *Anacharis nuttallii* Planchon, *Elodea columbiana*, *Elodea minor* Farw., *Anacharis occidentalis* (Pursh) Marie-Victorin, *Serpicula occidentalis* Pursh, *Elodea canadensis* var. *angustifolia* (Britton ex Rydb.) Farw.

Rodzina: Hydrocharitaceae – żabiściekowate

Rząd: Hydrocharitales – żabiściekowce

Gromada: Magnoliophyta – okrytonasienne

Najczęściej używana nazwa polska i angielska: *pl.* moczarka delikatna; *ang.* Nuttall's waterweed

Morfologia i biologia

Roślina wodna, zanurzona w wodzie. Bardzo podobna do moczarki kanadyjskiej (*Elodea canadensis*). Jej liście są jednak krótsze (6–13 mm) i węższe (1,5 mm); są one złożone wzdłuż nerwu i wygięte jak szpony. *Elodea nuttallii* jest generalnie mniejsza i jaśniejsza w porównaniu z *E. canadensis*, a jej łodyga jest często bardziej rozgałęziona (Josefsson 2011). Moczarka delikatna jest gatunkiem dwupiennym.

Naturalny i potencjalny zasięg: *Elodea nuttallii* jest gatunkiem rodzimym w umiarkowanej części Ameryki Północnej.

Historia rozprzestrzenienia

Moczarka delikatna prawdopodobnie przywędrowała do Europy z Ameryki Północnej w XX wieku. Pierwszy raport o występowaniu gatunku, pochodzi z Wielkiej Brytanii z 1914 roku. Roślina ta została jednak błędnie zidentyfikowana, jako *Hydrilla verticillata*. Dopiero w 1974 r. poprawnie oznaczono gatunek, jako *Elodea nuttallii*. Pierwsze dane dotyczące występowania gatunku w Europie środkowej pochodzą z 1939 roku z Belgii. W 1941 roku roślinę odnotowano w Holandii, a w 1953 roku w Niemczech. Jest bardzo możliwe, że *E. nuttallii* wcześniej pojawiła się w krajach europejskich, ale ze względu na jej podobieństwo do *E. canadensis* mogła zostać

błędnie zidentyfikowana (Josefsson 2011).

b) opis wzorców i dynamiki jego rozmnażania i rozprzestrzeniania się, włącznie z oceną, czy istnieją ku temu odpowiednie warunki środowiskowe w Polsce i Unii

Moczarka delikatna jest gatunkiem dwupiennym. W Europie i Japonii stwierdzono wyłącznie osobniki męskie, zatem roślina rozmnaża się wyłącznie wegetatywnie przez niewielkie fragmenty ukorzenionych w węzłach pędów (Cook i Urmi-König 1985). Najczęściej wegetatywnie rozmnaża się również w granicach naturalnego zasięgu (Lawrence 1976). Roślina może być przypadkowo wprowadzona/zawleczona do zbiorników wodnych (a więc bezpośrednio do siedlisk naturalnych i półnaturalnych) przez działalność człowieka, a następnie przenoszona dalej w naturalny sposób przez zwierzęta.

c) opis potencjalnych dróg wprowadzania i rozprzestrzeniania, zamierzonego i niezamierzonego, obejmujących – w stosownych przypadkach – towary, z którymi dany gatunek jest zazwyczaj powiązany

Elodea nuttallii rozprzestrzenia się na nowe tereny zoo-, anemo- lub hydrochorycznie oraz świadomą lub nieświadomą działalność człowieka (Sand-Jensen 2000); istotnym wektorem może być ruch małych łodzi rekreacyjnych między jeziorami. Gatunek wprowadzony za pośrednictwem handlu żywymi roślinami akwariowymi (Bowmer i in. 1995) i rozprzestrzenił się „uciekając” z oczek wodnych oraz w wyniku działalności człowieka poprzez np. deponowanie odpadów z ogrodów w pobliżu cieków wodnych (Preston i Croft 1997).

Gatunek został wymieniony w *Rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 9 września 2011 r. w sprawie listy roślin i zwierząt gatunków obcych, które w przypadku uwolnienia do środowiska przyrodniczego mogą zagrozić gatunkom rodzimym lub siedliskom przyrodniczym* (Dz. U. 2011 nr 210 poz. 1260) i jako taki nie może być importowany, rozmnażany czy sprzedawany bez zezwolenia GDOŚ lub RDOŚ.

d) ocena ryzyka wprowadzenia, zadomowienia się i rozprzestrzenienia w odpowiednich regionach biogeograficznych w obecnych warunkach i w przewidywalnych warunkach zmiany klimatu

Jako gatunek charakterystyczny dla strefy klimatu umiarkowanego, może w szybki niekontrolowany sposób zwiększać zasięg swojego występowania. EPP0 (2009) zaleca krajom potencjalnie zagrożonym inwazją tej rośliny, aby kontrolowały wprowadzanie gatunku w celu zapobieżenia zawleczenia tej rośliny do siedlisk naturalnych i półnaturalnych. Zaleca się stosowanie kontroli, jeśli chodzi o promocję i sprzedaż moczarki delikatnej.

e) opis obecnego rozmieszczenia gatunku, zawierający informacje, czy gatunek ten występuje już w Unii lub w krajach sąsiadujących, oraz prognozy kierunków jego migracji i prawdopodobnego rozmieszczenia w przyszłości

Elodea nuttallii stwierdzono w wielu krajach Europy, jako gatunek obcy i zadomowiony (Josefsson 2011) oraz w Japonii (Cook i Urmi-König 1985).

W Polsce gatunek występuje sporadycznie lub nie został prawidłowo zidentyfikowany (Tokarska-Guzik i in. 2012). W niektórych krajach UE Europy Środkowej gatunek posiada status inwazyjnego lub potencjalnie inwazyjnego, jednak w większości nie stwierdzono spontanicznego występowania lub brak takich danych (Tab. 6.).

Tab. 6. Występowanie i status *Elodea nuttallii* w krajach UE oraz innych europejskich (w tym sąsiadujących z Polską)

Kraj	Status gatunku*				źródła
	inwazyjny	potencjalnie inwazyjny	zadomowiony/ nie inwazyjny	nie odnaleziony lub brak danych**	
<i>Albania</i>				x	
<i>Andora</i>				x	
Austria		x			Essl i Rabitsch 2003, 2004
Belgia	x				Verloove 2006; Hussner 2012
Białoruś				x	
<i>Bośnia i Hercegowina</i>				x	
Bułgaria	x				Petrova i in. 2013
Chorwacja				x	
Cypr				x	
<i>Czarnogóra</i>				x	
Dania			x		Hussner 2012; Josefsson 2011
Estonia	x				List of invasive species (in Estonian); https://www.riigiteataja.ee/akt/12828512
Finlandia				x	
Francja			x		EPPO 2014; Hussner 2012
Grecja				x	Arianoutsou i in. 2010
Hiszpania				x	
Holandia			x		CABI 2015; EPPO 2014
Irlandia			x		EPPO 2014; NOBANIS 2010
<i>Islandia</i>				x	
<i>Liechtenstein</i>				x	
Litwa				x	
Luksemburg				x	
Łotwa				x	
<i>Macedonia</i>				x	
Malta				x	
<i>Mołdawia</i>				x	
<i>Monako</i>				x	
Niemcy	x				EPPO 2014
<i>Norwegia</i>	x				EPPO 2014
Polska		x			Tokarska-Guzik i in. 2012
Portugalia				x	
Republika Czeska				x	Pyšek i in. 2012; DAISIE 2015
Rosja				x	
Rumunia			x		DAISIE 2015; Sârbu i in. 2006
<i>San Marino</i>				x	
<i>Serbia</i>				x	
Słowacja			x		Medvecká i in. 2012
Słowenia			x		Grudnik i in. 2004

<i>Szwajcaria</i>			x		GISD 2010
Szwecja	x (lokalnie)				Josefsson 2011
<i>Turcja</i>				x	
Ukraina				x	
<i>Watykan</i>				x	
Węgry	x				Király i in. 2008; Mesterházy i in. 2009; Lukács i in. 2014; CABI 2015
Wielka Brytania			x		EPPO 2014
Włochy			x		GISD 2010; DAISIE 2009

Objaśnienia: Kraje EU – prosta czcionka; *pozostałe kraje europejskie* – pochyła czcionka; **kraje sąsiadujące z PL** – pogrubiona czcionka

* - status gatunku podano na podstawie dostępnych źródeł; zastosowane tam kryteria mają charakter autorski (por. objaśnienia w rozdz. 1; ad.e)

** - w tej kolumnie uwzględniono także sytuacje, kiedy gatunek został odnotowany w danym kraju na pojedynczych stanowiskach i/lub został zaklasyfikowany do grupy gatunków niezadomowionych (diafit: efemerofit, ergazjofit / *casual species*) lub jego status nie został określony

f) opis niepożądanego oddziaływania na różnorodność biologiczną i powiązane usługi ekosystemowe, włącznie z oddziaływaniem na gatunki rodzime, obszary chronione, siedliska zagrożone, jak również na zdrowie ludzkie, bezpieczeństwo i na gospodarkę; częścią opisu jest ocena potencjalnego oddziaływania w przyszłości, z uwzględnieniem dostępnej wiedzy naukowej

Masowe wystąpienia *Elodea nuttallii* ma negatywny wpływ na bioróżnorodność siedlisk wodnych, utrudnia żeglugę oraz wędkowanie i pływanie. Moczarka delikatna, podobnie jak kanadyjska, może zarastać rury służące do poboru wody do celów przemysłowych i gospodarczych, skutecznie ograniczając jej pobór (Josefsson 2011; Sand-Jensen 2000).

Zajmowane siedliska:

Moczarka delikatna występuje w eutroficznym jeziorach, stawach i rzekach płynących (Best i in. 1996). Jest spotykana w płytkiej wodzie, ale odnotowano ją nawet na głębokości 5–6 m (Josefsson 2011). *Elodea nuttallii* toleruje słabe oświetlenie i dobrze rośnie nawet w mętnej wodzie (Mielecki i Pieczyńska 2005).

g) opis znanych sposobów wykorzystywania danego gatunku i płynących z nich korzyści społecznych i gospodarczych

Elodea nuttallii jest sprzedawana w całej Europie, w centrach ogrodniczych, jako roślina akwariowa i do „oczek wodnych” (Brunel 2009).

h) wnioski wraz uzasadnieniem czy gatunek spełnia kryteria ujęcia na liście UE

Gatunek spełnia kryteria (a-e) przyjęte na potrzeby przygotowania wykazu inwazyjnych gatunków obcych stwarzających zagrożenie dla środowiska przyrodniczego Unii Europejskiej. W związku z tym, że gatunek ten w Polsce występuje sporadycznie włączenie go do wykazu unijnego oraz odpowiednio wczesne podjęcie działań związanych z eliminacją rośliny w miejscach gdzie już występuje, skutecznie zapobiegnie wprowadzaniu jej do zbiorników wodnych a tym samym dalszemu rozprzestrzenianiu.

Piśmiennictwo

- Arianoutsou M., Bazos I., Delipetrou P., Kokkoris Y. 2010. The alien flora of Greece: taxonomy, life traits and habitat preferences. *Biol Invasions* 12: 3525–3549.
- Best E.P.H., Woltman, H., Jacobs, F.H.H. 1996. Sediment related growth limitations of *Elodea nuttallii* as indicated by a fertilization experiment. *Freshwater Biology* 36: 33, 44.
- Bowmer K.H, Jacobs S.W.L., Sainty G.R., 1995. Identification, biology and management of *Elodea canadensis*, Hydrocharitaceae. *Journal of Aquatic Plant Management* 33:13–19.
- Brunel S. 2009. Pathway analysis: aquatic plants imported in 10 EPPO countries. *Bulletin OEPP/EPPO Bulletin* 39:201–213.
- CABI Commonwealth Agricultural Bureau International. *Elodea nuttallii* (2015) <http://www.cabi.org/isc/datasheet/20761> (data dostępu 05.04.2015).
- Cook C.D.K., Urmi-König K, 1985. A revision of the genus *Elodea* (Hydrocharitaceae). *Aquatic Botany* 21(2):111–156.
- DAISIE Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe 2015. Species Factsheet *Elodea nuttallii*. <http://www.europe-aliens.org/speciesFactsheet.do?speciesId=1091#>
- Di Nino F., Thiébaud G., Muller S., 2005. Response of *Elodea nuttallii* (Planch.) H. St. John to manual harvesting in the north-east of France. *Hydrobiologia* 551:147–157.
- EPPO 2014. PQR database. Paris, France: European and Mediterranean Plant Protection Organization. <http://www.eppo.int/DATABASES/pqr/pqr.htm>
- Essl F., Rabitsch W. 2003. Neobiota in Österreich. Umweltbundesamt GmbH, Wien
- Essl F., Rabitsch W. 2004. Austrian Action Plan on Invasive Alien Species. Federal Ministry of Agriculture, Forestry, Environment and Water Management Stubenbastei 5, 1010 Vienna, Austria
- GISD The Global Invasive Species Database 2010. *Elodea nuttallii*. <http://issg.org/database/species/ecology.asp?si=290&fr=1&sts=sss&lang=EN>.
- Grudnik Z.M, Jelenko I., Germ M. 2014. Influence of abiotic factors on invasive behaviour of alien species *Elodea nuttallii* in the Drava River (Slovenia). *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology*, 50(1): 1–8. <http://www.limnology-journal.org/action/displayAbstract?fromPage=online&aid=9077500&fulltextType=RA&fileId=S0003408813000654>
- Hussner A. 2012. Alien aquatic plant species in European countries. *Weed Research* 52: 297–306.
- Josefsson, M. 2011. NOBANIS - Invasive Species Fact Sheet – *Elodea canadensis*, *Elodea nuttallii* and *Elodea callitrichoides* – From: Online Database of the European Network on Invasive Alien Species – NOBANIS www.nobanis.org, Date of access 07/02/2011.
- Kadlečík J. (red.) 2014. Carpathian Red List of forest habitats and species Carpathian list of Invasive Alien Species (draft): Draft List of Invasive Alien Species of the Carpathian Region. The State Nature Conservancy of the Slovak Republic. http://www.researchgate.net/publication/268080796_Draft_List_Of_Invasive_Alien_Species_Of_The_Carpathian_Region_Carpathian_Red_List_Of_Forest_Habitats_And_Species_Carpathian_List_Of_Invasive_Alien_Species. (Date of access 28/08/2014).
- Király G., Steták D., Bányász Á. 2008. Spread of invasive macrophytes in Hungary. [w:] W. Rabitsch, F. Essl, F. Klingenstein (red.) *Biological Invasions – from Ecology to Conservation*. NEOBIOTA 7: 123–130.
- Lawrence D.K., 1976. Morphological variation of *Elodea* in western Massachusetts: field and

- laboratory studies. *Rhodora* 78(816): 739–749.
- Lukács B.A., Mesterházy A., Vidéki R., Király G. 2014. Alien aquatic vascular plants in Hungary (Pannonian ecoregion): Historical aspects, data set and trends. *Plant Biosystems*, <http://dx.doi.org/10.1080/11263504.2014.987846>
- Medvecká J., Kliment J., Májeková J., Halada L., Zaliberová M., Gojdičová E., Feráková V., Jarolímek I. 2012. Inventory of the alien flora of Slovakia. *Preslia* 84: 257–309.
- Mesterházy A., Király G., Vidéki R., Steták D., Csiky J. 2009. Actual report on spread of invasive macrophytes in Hungary. [w:] A. Pieterse, A.M. Rytkönen, S. Hellsten (red.) Proceedings of the 12th European Weed Research Society Symposium, Jyväskylä, Finland, 24-28 August 2009
- Mielecki M., Pieczyńska E. 2005. The influence of fragmentation on the growth of *Elodea canadensis* Michx. in different light conditions. *Polish Journal of Ecology* 53:155–164.
- Newman JR, 2009. Information sheet 25: *Elodea nuttallii*, Nuttall's Pondweed. Information sheet 25: *Elodea nuttallii*, Nuttall's Pondweed. Centre for Ecology and Hydrology, 2 pp. <http://www.nercwallingford.ac.uk/research/capm/information%20sheets.htm> (data dostępu 05.04.2015).
- Petrova A., Vladimirov V., Georgiev V. 2013. Invasive alien species of vascular plants in Bulgaria. Bulgarian Academy of Sciences, Sofia
- Preston C.D, Croft J.M., 1997. Aquatic plants in Britain and Ireland. Aquatic plants in Britain and Ireland. Harley Books, Colchester, UK
- Pyšek P., Danihelka J., Sádlo J., Chrtěk J. Jr., Chytrý M., Jarošík V., Kaplan Z., Krahulec F., Moravcová L., Pergl J., Štajerová K., Tichý L. 2012. Catalogue of alien plants of the Czech Republic (2nd edition): checklist update, taxonomic diversity and invasion patterns. *Preslia* 84: 155–255.
- Rabitsch W., Gollasch S., Isermann M., Starfinger U., Nehring S. 2013. Erstellung einer Warnliste in Deutschland noch nicht vorkommender invasiver Tiere und Pflanzen. BfN-Skripten 331: 1–158.
- Sand-Jensen, K. 2000. An introduced vascular plant – the Canadian waterweed (*Elodea canadensis*). [w:] I. Weidema (red.). 2000 Introduced species in the Nordic countries. *NordTema* 13: 96–100.
- Sârbu A., Smarandache D., Janauer G., Pascale G. 2006. *Elodea nuttallii* (Planchon) St. John - a competitive hydrophyte in the Romanian Danube river corridors. In: Proceedings 36th International Conference of IAD. Austrian Committee DanubeResearch / IAD, Vienna, 4-8 September 2006
- Tokarska-Guzik B., Dajdok Z., Zając M., Zając A., Urbisz A., Danielewicz W., Hołdyński Cz. 2012. Rośliny obcego pochodzenia w Polsce ze szczególnym uwzględnieniem gatunków inwazyjnych. Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska, Warszawa
- Verloove F. 2006. Catalogue of neophytes in Belgium (1800-2005). *Scripta Botanica Belgica* 39: 1–89.

4.7. (*Fallopia*) *Reynoutria japonica* Houtt.



Owocujący pęd rdestowca ostrokończystego.

Fot. Barbara Tokarska-Guzik

a) opis gatunku zawierający jego tożsamość taksonomiczną oraz jego historię, naturalny i potencjalny zasięg

***Reynoutria japonica* Houtt.**

Synonimy: *Fallopia japonica* (Houtt.) Ronse Decraense, *Polygonum compactum* Hook.f., *Polygonum cuspidatum* Sieb. & Zucc., *Polygonum confertum* Hook.f., *Polygonum japonicum* Meissn., *Polygonum reynoutria* Makino, *Polygonum sieboldii* Reinw. ex de Vries non Meissn., *Polygonum zuccarinii* Small, *Pleuropterus cuspidatus* (Sieb. & Zucc.) Moldenke, *Pleuropterus zuccarinii* (Small) Small, *Reynoutria yabeana* Honda, *Reynoutria uzenensis* (Honda) Honda, *Reynoutria japonica* var. *uzenensis* Honda, *Reynoutria hastata* Nakai, *Tiniaria cuspidata* (Houtt.) Hedb., *Tiniaria japonica* (Houtt.) Hedb.

Rodzina: Polygonaceae – rdestowate

Podklasa: Caryophyllidae – goździkowe

Klasa: Magnoliopsida – dwuliścienne

Najczęściej używana nazwa polska i angielska: *pl.* rdestowiec (rdest) ostrokończysty; *ang.*: japanese knotweed, crimson beauty, donkey rhubarb, fleece flower, german sausage, hancock's curse, japanese bamboo, japanese fleece flower, japanese polygonum, kontiki bamboo, mexican bamboo, pea-shooter plant, sally rhubarb, reynoutria fleece flower, wild rhubarb (Alberternst i Böhmer 2011; Tokarska-Guzik 2005).

Morfologia i biologia

Reynoutria japonica to wieloletnia bylina o tęgich, pustych w środku łodygach osiągających do 3 m wysokości (intensywny wzrost przypada na okres maja–czerwca). Rośliny introdukowane są zwykle wyższe od występujących w zasięgu rodzimym (0,3–1,5 m wysokości) (Alberternst i Böhmer 2011). Pędy wyrastają z kłączy o długich podziemnych rozłogach i mogą wrastać w podłoże na głębokość 3 m, a także rozrastać się na odległość 7 m od osobnika macierzystego (Tokarska-Guzik i Dajdok 2004). Roślina dwupienna o kwiatach obupłciowych lub męskosterylnych (żeńskich). Cechuje się występowaniem zjawiska gynodiecji, czyli obecnością dwóch grup osobników, jedna wytwarza kwiaty obupłciowe a druga męskosterylne (Pashley i in. 2003; Forman i Kesseli 2003; Alberternst i Böhmer 2011). W Europie odnotowano dotąd występowanie jednego szeroko rozpowszechnionego żeńskiego klonu *R. japonica*. W nielicznych krajach (Japonia, USA, Niemcy) notowano również obecność roślin o kwiatach męskich (Child i Wade 2000).

Naturalny i potencjalny zasięg

Reynoutria japonica pochodzi z Wschodniej Azji (Ohwi 1984; Jäger 1995). Pierwotny zasięg obejmuje Japonię, Koreę, Tajwan, Wietnam oraz północno-zachodnie Chiny (Bailey 2003; Alberternst i Böhmer 2011). Jako obcy gatunek odnotowany został w wielu krajach Europy, gdzie zajmuje obszar pomiędzy 42° a 63° szerokości geograficznej północnej, co odpowiada podobnej strefie klimatycznej w Azji między 22° a 45° szerokości geograficznej północnej, która stanowi obszar naturalnego występowania *R. japonica*. Licznie występuje także w Ameryce Północnej, Australii i Nowej Zelandii (Alberternst i Böhmer 2011; CABI 2015).

Historia rozprzestrzenienia:

Do Europy gatunek został sprowadzony z Japonii, jako roślina ozdobna, prawdopodobnie przez Philippe von Siebolda, w pierwszej połowie XIX wieku. W roku 1847 roślinę uznano za najbardziej interesującą i nagrodzono złotym medalem przyznany przez Towarzystwo Rolnicze i Ogrodnicze (*Society of Agriculture i Horticulture*) w Utrechcie (Bailey i Conolly 2000). Od roku 1848 była dostępna w sprzedaży m.in. ze szkółki w Leiden (Holandia), oferującej sadzonki *R. japonica* ogrodom botanicznym z 25% rabatem. Przyjmuje się, że to jest prawdopodobne miejsce, rozpoczęcia introdukcji gatunku do wielu europejskich krajów (Tokarska-Guzik i in. 2009). Poważny udział w dalszym rozpowszechnianiu rośliny miały ogrody botaniczne, ogrodnicy i prywatni kolekcjonerzy zachwalający dekoracyjne walory rośliny w fachowych czasopismach (Bailey i Conolly 2000). Pierwsze doniesienia o „ucieczkach” rośliny z upraw pochodzą z drugiej połowy XVIII w., z terenu Niemiec i Wielkiej Brytanii (Bailey 1999; Hollingsworth i Bailey 2000).

W Polsce pierwsze wzmianki o dzikich stanowiskach rdestowca pochodzą z drugiej połowy XIX wieku z terenu Wielkopolski (Gniezno), Dolnego Śląska (Wrocław) i Pobrzeża Bałtyku, a następnie z terenu Górnego Śląska (Tokarska-Guzik 2005). Najprawdopodobniej już wtedy roślina występowała częściej, niż wskazują na to dane, szczególnie w większych miastach w zachodniej i środkowej części Polski. Okres intensywnego wzrostu liczby stanowisk przypada na drugą połowę XX w. (Sudnik-Wojcikowska 1998; Tokarska-Guzik 2005). Aktualnie największe zagęszczenie stanowisk *R. japonica* obserwowane jest na południu i w południowo-zachodniej części kraju (Tokarska-Guzik 2005; obserwacje autorów).

b) opis wzorców i dynamiki jego rozmnażania i rozprzestrzeniania się, włącznie z oceną, czy istnieją ku temu odpowiednie warunki środowiskowe w Polsce i Unii

Roślina rozmnażająca się przede wszystkim w sposób wegetatywny poprzez pomnażanie kłączy (rozrost, fragmentacja) (Bailey i in. 1995; Child i Wade 1999; Shaw i Seiger 2002; Forman i Kesseli 2003), które umożliwiają szybkie i skuteczne zajmowanie nowych obszarów. Zwykle rosną one na odległość 5–7 m od rośliny macierzystej, notowano jednak przypadki kłączy

osiągających długość nawet 20 m (Fuchs 1957). Kłęcza odznaczają się szybkim wzrostem i dużymi zdolnościami regeneracyjnymi. W ciągu jednego sezonu wegetacyjnego ich rozmiar może powiększyć się o 2,5 m (Kretz 1994). Nowa roślina może rozwinąć się z fragmentu kłęcza o wadze nie przekraczającej 0,7 g, podobnie jak z niewielkiego odcinka pędu zawierającego pojedynczy węzeł umieszczonego w glebie lub wodzie (Alberternst i Böhmer 2011; CABI 2015). W zasięgu wtórnym rozmnażanie generatywne nie jest zjawiskiem częstym. Rośliny odznaczają się wysoką produkcją zdolnych do kiełkowania nasion (Forman i Kesseli 2003; Tiébré i in. 2007b; Alberternst i Böhmer 2011; Bailey 2013). Produkcja dużej liczby żywotnych i zróżnicowanych pod względem genetycznym nasion nie ma przełożenia na liczbę odnajdowanych w naturze siewek. Dużą ich liczbę odnajdywaną w Ameryce Północnej, tłumaczy się faktem występowania obok męskosterylnych roślin *R. japonica*, roślin o kwiatach hermafrodytycznych, oraz możliwością zimowania powstałych nasion (Forman i Kesseli 2003; Bram i McNair 2004; Grimsby i in. 2007). Z kolei w europejskim zasięgu rdestowców, siewki były notowane rzadko np. w Niemczech (Funkenberg i in. 2012). Powodem mogą być nieodpowiednie warunki klimatyczne w Europie: zbyt wilgotne i nie wystarczająco chłodne zimy podczas których większość nasion gnije w ziemi (Bailey i in. 2009). Wykazano ponadto, że inne czynniki mogą wpływać na rośliny: zbyt późna wiosna, susze w okresie letnim czy wczesne przymrozki jesienią (Beerling i in. 1994). Potwierdzono, że zbyt mała ilość wody powoduje całkowite zamieranie siewek, a temperatura -5°C utrzymująca się przez okres 2 dni eliminuje połowę z nich (Funkenberga 2012). Dla przetrwania siewek w warunkach naturalnych ważny jest ich dostęp do światła i wody (Forman i Kesseli 2003). Mimo niesprzyjających warunków naturalnych dla kiełkowania nasion i rozwoju siewek, potwierdzono obecność procesu rozmnażania seksualnego wśród rdestowców. Dowodem jest duże zróżnicowanie genetyczne w obrębie mieszańca *R. × bohemica*, potwierdzone m.in. w Belgii (Tiébré i in. 2007a), w Niemczech i Szwajcarii (Krebs i in. 2010) oraz w Polsce (Bzdęga i in. 2012). Nasiona rdestowców mogą być transportowane z wiatrem lub wodą cieków wodnych. Fragmenty kłęczy zwykle są zawlekane na znaczne odległości nieświadomie przez człowieka, wraz z transportem zanieczyszczonej ziemi, używanej następnie w innych miejscach, np. w dolinach rzecznych do umacniania brzegów po obfitych deszczach czy powodziach, w parkach czy podczas prac budowlanych (np. dróg) (Alberternst i Böhmer 2011, Śliwiński i Czarniecka 2011).

Zajmowane siedliska

Rdestowiec ostrokończysty, w swoim naturalnym zasięgu występuje do wysokości 2 400 m n.p.m. (Japonia) do 3 300 m n.p.m. (Tajwan) (Shaw, Seiger 2002). Preferuje obszary otwarte i wilgotne, porasta nasłonecznione stoki wzgórz i skraje lasów, spotykany jest na brzegach rowów i poboczach dróg. Jest rośliną pionierską dominującą na zboczach wulkanów (Podbielkowski 1995; Seiger 1995). We wtórnym zasięgu występowania *R. japonica* wykazuje szerokie spektrum siedliskowe od siedlisk antropogenicznych (m.in. przydroża, nasypy kolejowe, różne typy nieużytków miejskich i przemysłowych, parki, cmentarze i ogródki) do naturalnych (np. brzegi rzek, skraje lasów i zarośli). Gatunek wnika do przekształconych lasów łęgowych, rzadziej występuje na terenach rolniczych (Zajac 1992; Tokarska-Guzik 2005). Roślina dobrze radzi sobie na różnych typach gleb (muły, ility, piaski, podłoże wapienne) o zróżnicowanym pH od kwaśnego do lekko zasadowego (3,5–7,4) (Shaw i Seiger 2002; Alberternst i Böhmer 2011). Wykazuje także tolerancję na wysoką temperaturę, suszę, zasolenie i okresowe wylewy wód (Shaw i Seiger 2002). Ponadto odznacza się wysoką odpornością na zanieczyszczenia gleb, m.in. na wysokie stężenie związków siarki (Child i Wade 1999).

c) opis potencjalnych dróg wprowadzania i rozprzestrzeniania, zamierzonego i niezamierzonego, obejmujących – w stosownych przypadkach – towary, z którymi dany gatunek jest zazwyczaj powiązany

Nasiona rdestowców są przenoszone na nowe tereny na drodze anemo- lub hydrochorii, natomiast kłęcza najczęściej wskutek nieświadomej działalności człowieka (np. wraz z transportem ziemi). Szczególnie efektywny jest transport nasion z wodą, spływem

powierzchniowym – na małe odległości oraz z biegiem rzek i strumieni czy wodami powodziowymi. Z tego względu populacje zlokalizowane w górnych odcinkach biegu rzek oraz znajdujące się na wyniesieniach terenu, mogą stanowić potencjalne źródło propagul dla nowych populacji i powinny być eliminowane w pierwszej kolejności. Prawdopodobieństwo pojawienia się rdestowców na terenie dolin rzecznych jest wyższe, niż na obszarach pozbawionych wód płynących, dodatkowo roślina szybko rozprzestrzenia się z terenów nadrzecznych na obszary przyległe. Każda forma transportu ziemi z miejsc występowania tych roślin i ich okolic (np. po usunięciu z ogrodów, parków, na skutek udrażniania lub pogłębiania rowów melioracyjnych itd.) stwarza realne ryzyko przeniesienia zawartych w niej fragmentów kłączy.

Zgodnie z *Rozporządzeniem Ministra Środowiska z dn. 9 września 2011 r. w sprawie listy roślin i zwierząt gatunków obcych, które w przypadku uwolnienia do środowiska przyrodniczego mogą zagrozić gatunkom rodzimym lub siedliskom przyrodniczym* (Dz.U. 2011 nr 210 poz. 1260), azjatyckie gatunki rdestowców nie powinny być importowane, rozmnażane i sprzedawane bez zezwolenia GDOŚ lub RDOŚ.

d) ocena ryzyka wprowadzenia, zadomowienia się i rozprzestrzenienia w odpowiednich regionach biogeograficznych w obecnych warunkach i w przewidywalnych warunkach zmiany klimatu

Dane dotyczące rozmieszczenia i rozprzestrzeniania się gatunku w Polsce i innych krajach Europy oraz cechy związane z jego biologią i ekologią, jednoznacznie wskazują na dużą tolerancję i łatwość adoptowania się rośliny do różnych warunków klimatycznych i siedliskowych. W Europie rdestowiec ostrokończysty choć powszechny, częściej występuje w północnych i środkowych rejonach kontynentu, co zależne jest od określonych parametrów klimatycznych.

Północną granicę występowania wyznaczają takie czynniki jak: długość sezonu wegetacyjnego i minimalne temperatury w okresie zimy, z kolei granicę południową dostępność wody w glebie i temperatura (Beerling 1993; Beerling i in. 1995).

e) opis obecnego rozmieszczenia gatunku, zawierający informacje, czy gatunek ten występuje już w Unii lub w krajach sąsiadujących, oraz prognozy kierunków jego migracji i prawdopodobnego rozmieszczenia w przyszłości

Rdestowiec ostrokończysty rozpowszechniony jest w całym kraju, na niżu i w górach (po regiel dolny). Największa koncentracja stanowisk rośliny znajduje się w południowo-zachodnich i południowych rejonach kraju (Zajac i Zajac 2001; Tokarska-Guzik 2005).

W większości krajów UE i poza nią, gatunek posiada status inwazyjnego; często znajduje się na tzw. *Black List* (m.in. w Belgii, Dani, Niemczech). W części krajów europejskich nie obserwowano spontanicznego występowania rośliny lub brak takich danych (Tab. 7).

Ogromne możliwości wegetatywnego rozprzestrzeniania się, szybkie tempo wzrostu, małe wymagania siedliskowe i duże zdolności adaptacji nawet do skrajnych warunków, sprzyjają szybkiej inwazji gatunku, który zajmuje nowe miejsca i sukcesywnie zwiększa liczbę swoich stanowisk. Rdestowiec ostrokończysty jest zdolny w krótkim czasie utworzyć duże wielkopowierzchniowe płyty. Z dużym prawdopodobieństwem należy przyjąć, że w Polsce wzrost liczby stanowisk azjatyckich rdestowców będzie postępował. Z uwagi na ich dużą inwazyjność są one uznawane za wymagające zwalczania. Szczególnie alarmujące są raporty brytyjskie, w których podkreśla się zagrożenie stwarzane przez *R. japonica* m.in. w rezerwach przyrody (Child i Wade 1999, 2000; Tokarska-Guzik i in. 2009).

Tab. 7. Występowanie i status *Fallopia (Reynoutria) japonica* w krajach UE oraz innych europejskich (w tym sąsiadujących z Polską)

Kraj	Status gatunku*				źródła
	inwazyjny	potencjalnie inwazyjny	zadomowiony/ nie inwazyjny	nie odnaleziony lub brak danych**	
<i>Albania</i>				x	GISD 2015
<i>Andora</i>				x	GISD 2015
Austria	x				Essl i Rabitsch 2002, 2004; EPPO 2013
Belgia	x				Verloove 2006; EPPO 2013; BFIS 2014
Białoruś				x	GISD 2015
<i>Bośnia i Hercegowina</i>	x				Kovačević i in. 2013
Bułgaria				x	GISD 2015
Chorwacja	x				Boršić i in. 2008; Mitić 2013; GISD 2015
Cypr				x	GISD 2015
<i>Czarnogóra</i>	x				Stešević 2013
Dania	x				GISD 2010; Madsen i in. 2014
Estonia	x				List of invasive species (in Estonian); https://www.riigiteataja.ee/akt/12828512
Finlandia	x				Niemivuo-Lahti 2012
Francja	x				GISD 2010; EPPO 2013
Grecja				x	Arianoutsou i in. 2010; GISD 2015
Hiszpania	x				CABI 2014
Holandia	x				CABI 2014
Irlandia	x				GISD 2010; CABI 2014
<i>Islandia</i>				x	GISD 2015
<i>Liechtenstein</i>				x	GISD 2015
Litwa				x	EPPO 2013
Luksemburg				x	GISD 2015
Łotwa				x	EPPO 2013
<i>Macedonia</i>				x	GISD 2015
Malta				x	GISD 2015
<i>Mołdawia</i>				x	GISD 2015
<i>Monako</i>				x	GISD 2015
Niemcy	x				GISD 2010; EPPO 2013
<i>Norwegia</i>	x				CABI 2014; EPPO 2014
Polska	x				Tokarska-Guzik i in. 2012
Portugalia				x	GISD 2015
Republika Czeska	x				Pyšek i in. 2012; EPPO 2013; Kadlečík 2014
Rosja				x	CABI 2014
Rumunia	x				Kovács 2006; Pele i in. 2006
<i>San Marino</i>				x	GISD 2015
<i>Serbia</i>				x	GISD 2015; CABI 2014

Słowacja	x				Medvecká i in. 2012; Kadlečík 2014
Słowenia	x				Jogan 2013
<i>Szwajcaria</i>	x				CABI 2014
Szwecja	x				NOBANIS 2015
<i>Turcja</i>				x	GISD 2015
Ukraina	x				Protopopova i in. 2006
<i>Watykan</i>				x	GISD 2015
Węgry	x				Balogh 2008
Wielka Brytania	x				GISD 2010; CABI 2014
Włochy	x				Celesti-Grapow i in. 2009

Objaśnienia: Kraje EU – prosta czcionka; *pozostałe kraje europejskie* – pochyła czcionka; **kraje sąsiadujące z PL** – pogrubiona czcionka

* - status gatunku podano na podstawie dostępnych źródeł; zastosowane tam kryteria mają charakter autorski

** - w tej kolumnie uwzględniono także sytuacje, kiedy gatunek został odnotowany w danym kraju na pojedynczych stanowiskach i/lub został zaklasyfikowany do grupy gatunków niezadomowionych (diafit: efemerofit, ergazjofit / *casual species*) lub jego status nie został określony

f) opis niepożądanego oddziaływania na różnorodność biologiczną i powiązane usługi ekosystemowe, włącznie z oddziaływaniem na gatunki rodzime, obszary chronione, siedliska zagrożone, jak również na zdrowie ludzkie, bezpieczeństwo i na gospodarkę; częścią opisu jest ocena potencjalnego oddziaływania w przyszłości, z uwzględnieniem dostępnej wiedzy naukowej

Rośliny rdestowca ostrokończystego stwarzają obecnie poważne zagrożenie w dolinach rzecznych, przyczyniając się do spadku bogactwa gatunkowego poprzez tworzenie zwartych, gęstych i rozległych jednogatunkowych agregacji (w wyniku wegetatywnego rozprzestrzeniania się) na siedliskach dawnych łągów i zarośli wierzbowych i ziołorośli nadrzecznych. Skutecznie konkurują z rodzimymi gatunkami roślin, często uniemożliwiając im regenerację (Tokarska-Guzik i in. 2009). Ponadto ograniczają dostęp do wód i niszczą przeciwpowodziowe zabezpieczenia. Liście i pędy rozkładają się wolno tworząc grubą warstwę uniemożliwiającą kiełkowanie siewek wielu gatunków roślin rodzimych. Silne kłaczka przerastają podłoże na głębokość 2 m, a szacowana biomasa podziemnych części do głębokości 25 cm wynosi 14 000 kg/ha (Brock 1994). Na terenach miejskich rdestowce opanowują przydroża i tereny kolejowe, ograniczając tym samym widoczność. Powodują niszczenie nawierzchni dróg, chodników (mogą nawet przerastać asfalt i penetrować fundamenty do wnętrza budynków). Wśród innych niepożądanych oddziaływań należy wymienić m.in. przenikanie na obszary chronione czy zmniejszanie atrakcyjności obszarów turystycznych i inwestycyjnych. W Polsce obecność tego gatunku stwierdzono dotąd w 15 parkach narodowych (Bomanowska i in. 2014).

Nie wykazano negatywnego wpływu rdestowców na zdrowie człowieka (Alberternst i in. 2011) jednak rośliny powodują ogromne straty ekonomiczne m.in. koszty ponoszone w związku z ich zwalczaniem (Child i Wade 2000; Alberternst i in. 2011).

W obrębie naturalnego zasięgu występowania rośliny nie stanowią zagrożenia dla naturalnych ekosystemów. Ich rozprzestrzenianie ograniczone jest poprzez konkurencję z rodzimymi dla tego obszaru gatunkami roślin (m.in. *Miscanthus*, *Wisteria*, *Pueraria* i *Cuscuta*) oraz aktywność naturalnych wrogów (Bailey 2003).

g) opis znanych sposobów wykorzystywania danego gatunku i płynących z nich korzyści społecznych i gospodarczych

Rdestowiec ostrokończysty został sprowadzony do Europy celowo, jako roślina dekoracyjna.

(atrakcyjny wygląd, duże rozmiary) oraz jako roślina miododajna. Był uprawiany w ogrodach botanicznych i parkach dworskich, a także w ogródkach działkowych i na nieużytkach przez pszczelarzy, dla których był cenną rośliną miododajną (późny okres kwitnienia). Obecnie na terenie kraju jest wycofywany z oferty sprzedaży w szkółkach i centrach ogrodnictwa. Wykorzystywany także do umacniania wydm i hałd, maskowania ambon strzelniczych, jako pasza dla bydła (Bailey i Conolly 2000; Tokarska-Guzik 2005) oraz w fitoremediacji do oczyszczania gleb skażonych metalami ciężkimi (Alberternst i in. 2011). Na obszarach miejskich z uwagi na szybki wzrost i małe wymagania siedliskowe, sadzony do niedawna jako roślina dekoracyjna ekranów dźwiękochłonnych. Obecnie pędy i liście roślin znajdują szerokie zastosowanie we florystyce (niewskazane szczególnie w odniesieniu do świeżego materiału, ze względu na możliwość tworzenia potencjalnych nowych miejsc introdukcji). Rdestowce należą do grupy obcych gatunków roślin energetycznych. Jednak z uwagi na niebezpieczeństwo jakie stwarzają, ich uprawa jest bezwzględnie niepożądana na terenie całego kraju. Mogą być one wykorzystywane na opał, lecz tylko w przypadku pozyskiwania roślin z miejsc, gdzie obecnie już występują (Tokarska-Guzik i in. 2009).

h) wnioski wraz z uzasadnieniem czy gatunek spełnia kryteria ujęcia na liście UE

Gatunek spełnia kryteria (a-e) przyjęte na potrzeby przygotowania wykazu inwazyjnych gatunków obcych stwarzających zagrożenie dla środowiska przyrodniczego Unii Europejskiej. Z uwagi na dużą inwazyjność rdestowca ostrokończystego jest on uznawany za gatunek wymagający zwalczania (Child i Wade 2000). Brak działań ograniczających jego występowanie i/lub eliminujących obecność tych rośliny może sprzyjać dalszej ich inwazji i powodować jej nasilenie.

Piśmiennictwo

- Alberternst B., Böhmer H.J. 2011. NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Fallopia japonica*. Online Database of the North European and Baltic Network on Invasive Alien Species – NOBANIS
- Alberternst B., Konold W., Böcker R. 1995. Genetische und morphologische Unterschiede bei der Gattung *Reynoutria*. [w:] R. Böcker, H. Gebhardt, W. Konold, S. Schmidt-Fischer (red.) Gebietsfremde Pflanzenarten: Auswirkungen auf einheimische Arten, Lebensgemeinschaften und Biotope, ss. 113–124. Kontrollmöglichkeiten und Management, Landsberg
- Arianoutsou M., Bazos I., Delipetrou P., Kokkoris Y. 2010. The alien flora of Greece: taxonomy, life traits and habitat preferences. *Biol Invasions* 12: 3525–3549.
- 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, A. Andow (red.) *Biological Invasions of Ecosystem by Pests and Beneficial Organisms*, ss. 27–37. National Institute of Agro-Environmental Sciences, Tsukuba, Japan
- Bailey J.P. 2003. Japanese Knotweed *s.l.* at home and abroad. [w:] L. Child, J.H. Brock, K. Prach, P. Pyšek, P.M. Wade, M. Williamson (red.) *Plant Invasions – ecological threats and management solutions*, ss. 183–196. Backhuys, Leiden, The Netherlands
- Bailey J.P. 2013. The Japanese knotweed invasion viewed as a vast unintentional hybridization experiment. *Heredity* 110(2): 105–110.
- Bailey J.P., Bímová K., Mandák B. 2009. Asexual spread versus sexual reproduction and evolution in Japanese Knotweed *s.l.* sets the stage for the “Battle of the Clones”. *Biological Invasions*, 11: 1189–1203.
- Bailey J.P., Child L.E., Conolly A.P. 1996. A survey of the distribution of *Fallopia ×bohemica*

- (CHRTEK ET CHRTKOVÁ) J. Bailey (*Polygonaceae*) in the British Isles. *Watsonia* 21:187–198.
- Bailey J.P., Child, L. E., Wade, M. 1995. Assessment of the genetic variation and spread of British populations of *Fallopia japonica* and its hybrid *Fallopia ×bohemica*. [w:] P. Pyšek P, K. Prach, M. Rejmánek, M. Wade (red.) *Plant Invasions - General Aspects and Special Problems*, ss. 141–150. SPB Academic Publishing, Amsterdam
- 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.
- Balogh L. 2008. Japanese, giant and bohemian knotweed. [w:] Z. Botta-Dukát, L. Balogh (red.), *The most important invasive plants in Hungary*, ss. 13–33. Institute of Ecology and Botany, Hungarian Academy of Sciences, Vácrátót, Hungary
- Berling 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. *Journal of Biogeography* 20: 45–53.
- Berling D.J., Bailey J.P., Conolly A.P. 1994. Biological Flora of the British Isles. No 183 *Fallopia japonica*. *Journal of Ecology* 82: 959–979.
- Berling D.J., Bailey J. P., Conolly A.P. 1995. *Fallopia japonica* (HOUTT.) RONSE DECREAENE (*Reynoutria japonica* HOUTT.; *Polygonum cuspidatum* SIEB. & ZUCC.). *Journal of Ecology* 82: 959–979.
- BFIS 2010. The Belgian Forum on Invasive Species - Invasive Alien Species in Belgium Species List. <http://ias.biodiversity.be/species/show/10> (data dostępu 19.04.2015).
- Boršić I., Milović M., Dujmović I., Bogdanović S., Cigić P., Rešetnik I., Nikolić T., Mitić B. 2008. Preliminary check-list of invasive alien plant species (IAS) in Croatia. *Nat. Croat.* 17 (2): 55–71.
- Bomanowska A., Kirpluk I., Adamowski W., Palus J., Otręba A. 2014. Problem inwazji roślin obcego pochodzenia w polskich parkach narodowych. [w:] A. Otręba, D. Michalska-Hejduk (red.) *Inwazyjne gatunki roślin w Kampinoskim Parku Narodowym*, ss. 9–14. Kampinoski Park Narodowy, Izabelin
- Bram M.R., McNair J.N. 2004. Seed germinability and its seasonal onset of Japanese Knotweed (*Polygonum cuspidatum*). *Weed Science* 52: 759–767.
- Brock J.H. 1994. Technical note. Standing crop of *Fallopia japonica* in the autumn of 1991 in the United Kingdom. *Preslia* 66: 337–343.
- Bzdęga K., Janiak A., Tarłowska S., Kurowska M., Tokarska-Guzik B., Szarejko I. 2012. Unexpected genetic diversity of *Fallopia japonica* from Central Europe revealed after AFLP analysis. *Flora* 207: 636–645.
- CABI Commonwealth Agricultural Bureau International. 2014. Datasheet: *Fallopia japonica* <http://www.cabi.org/isc/datasheet/23875> (data dostępu 20.04.2015).
- Child L., Wade M. 1999. *Fallopia japonica* in the British Isles: the traits of an invasive species and implications for management. [w:] E. Yano, K. Matsuo, M. Shiyomi, A. Andow (red.) *Biological Invasions of Ecosystem by Pests and Beneficial Organisms*, ss. 200–210. National Institute of Agro-Environmental Sciences, Tsukuba, Japan
- Child L., Wade M. 2000. *The Japanese Knotweed Manual. The Management and Control of an Invasive Alien Weed*. Packard Publishing Limited, Chichester
- Engler J., Abt K., Buhk C. 2011 Seed characteristics and germination limitations in the highly invasive *Fallopia japonica s.l.* (*Polygonaceae*). *Ecological Research* 26: 555–562.
- Essl F., Rabitsch W. 2002. *Neobiota in Österreich*. Umweltbundesamt GmbH, Wien

- Essl F., Rabitsch W. 2004. Austrian Action Plan on Invasive Alien Species. Federal Ministry of Agriculture, Forestry, Environment and Water Management Stubenbastei 5, 1010 Vienna, Austria
- EPPO 2013. PQR database. Paris, France: European and Mediterranean Plant Protection Organization. <http://www.eppo.int/DATABASES/pqr/pqr.htm>
- EPPO 2014. Reporting Service - Invasive alien species in Norway, (2014\060) <https://gd.eppo.int/reporting/article-2780>
- Forman J., Kesseli R. 2003. Sexual reproduction in the invasive species *Fallopia japonica* (Polygonaceae). *American Journal of Botany* 90: 586–592.
- Fuchs C. 1957. Sur le développement des structures de l'appareil souterrain du *Polygonum cuspidatum* SIEB. ET ZUCC. *Bulletin de la Société Botanique de France* 104: 141–147.
- Funkenberg T., Roderus D., Buhk C. 2012. Effects of climatic factors on *Fallopia japonica* s.l. seedling establishment: evidence from laboratory experiments. *Plant Species Biology* 27(3): 218–225.
- GISD The Global Invasive Species Database 2010. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?sts=sss&st=sss&fr=1&x=9&y=10&sn=&rn=germany&hci=-1&ei=-1&lang=EN>
- GISD The Global Invasive Species Database 2010. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?sts=sss&st=sss&fr=1&x=31&y=4&sn=&rn=France&hci=-1&ei=-1&lang=EN>
- GISD The Global Invasive Species Database 2010. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?sts=sss&st=sss&fr=1&x=6&y=6&sn=&rn=denmark&hci=-1&ei=-1&lang=EN>
- GISD The Global Invasive Species Database 2010. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?sts=sss&st=sss&fr=1&x=0&y=0&sn=&rn=england&hci=-1&ei=-1&lang=EN>
- GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?st=sss&sn=&rn=Belarus&ri=18433&hci=-1&ei=-1&fr=1&sts=&lang=EN> (data dostępu 20.04.2015).
- GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?sts=sss&st=sss&fr=1&sn=&rn=albania&hci=-1&ei=-1&lang=EN&x=16&y=10> (data dostępu 27.04.2015).
- GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?st=sss&sn=&rn=Andorra&ri=18478&hci=-1&ei=-1&fr=1&sts=&lang=EN> (data dostępu 27.04.2015).
- GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?sts=sss&st=sss&fr=1&sn=&rn=Bulgaria&hci=-1&ei=-1&lang=EN&x=17&y=16> (data dostępu 27.04.2015).
- GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?sts=sss&st=sss&fr=1&sn=&rn=croatia&hci=-1&ei=-1&lang=EN&x=11&y=7> (data dostępu 27.04.2015).
- GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?sts=sss&st=sss&fr=1&sn=&rn=cyprus&hci=-1&ei=-1&lang=EN&x=18&y=5> (data dostępu 27.04.2015).
- GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?sts=sss&st=sss&fr=1&sn=&rn=Greece&hci=-1&ei=-1&lang=EN&x=10&y=15> (data dostępu 27.04.2015).
- GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?sts=sss&st=sss&fr=1&sn=&rn=Iceland&hci=-1&ei=-1&lang=EN>

(data dostępu 27.04.2015).

- GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?sts=sss&st=sss&fr=1&x=20&y=11&sn=&rn=Liechtenstein&hci=-1&lang=EN>
(data dostępu 27.04.2015)
- GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?sts=sss&st=sss&fr=1&sn=&rn=Luxembourg+&hci=-1&lang=EN&x=22&y=11>
(data dostępu 27.04.2015)
- GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?sts=sss&st=sss&fr=1&sn=&rn=Malta&hci=-1&ei=-1&lang=EN&x=11&y=8>
(data dostępu 27.04.2015)
- GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?sts=sss&st=sss&fr=1&x=0&y=0&sn=&rn=Macedonia&hci=-1&ei=-1&lang=EN>
(data dostępu 27.04.2015).
- GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?st=sss&sn=&rn=Moldova%2C%20Republic%20of&ri=18619&hci=-1&ei=-1&fr=1&lang=EN&sts=sss> (data dostępu 27.04.2015).
- GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?sts=sss&st=sss&fr=1&sn=&rn=Monaco&hci=-1&ei=-1&lang=EN&x=20&y=12>
(data dostępu 27.04.2015).
- GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?sts=sss&st=sss&fr=1&x=9&y=4&sn=&rn=Portugal&hci=-1&ei=-1&lang=EN>
(data dostępu 27.04.2015).
- GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?sts=sss&st=sss&fr=1&sn=&rn=San+marino&hci=-1&ei=-1&lang=EN>
(data dostępu 27.04.2015).
- GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?sts=sss&st=sss&fr=1&x=0&y=0&sn=&rn=serbia&hci=-1&ei=-1&lang=EN>
(data dostępu 27.04.2015).
- GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?st=sss&sn=&rn=Holy%20See%20%28Vatican%20City%20State%29&ri=18275&hci=-1&ei=-1&fr=1&lang=EN&sts=sss> (data dostępu 27.04.2015).
- Grimsby J.L., Tsirelson D., Gammon M.A., Kesseli R. 2007. Genetic diversity and clonal vs sexual reproduction in *Fallopia* spp. (Polygonaceae). *American Journal of Botany* 94(6): 957–96.
- Hollingsworth M.L., Bailey J.P. 2000. Evidence for massive clonal growth in the invasive weed *Fallopia japonica* (Japanese Knotweed). *Botanical Journal of the Linnean Society* 133(4): 463–472.
- Jäger E.J. 1995. Die Gesamtareale von *Reynoutria japonica* Houtt. und *R. sachalinensis* (F. Schmidt) Nakai, ihre klimatische Interpretation und Daten zur Ausbreitungsgeschichte. *Schr.-R. f. Vegetationskde., Sukopp-Festschrift* 27: 395–403
- Jogan N. 2013. Invasive alien plant taxa in the flora of Slovenia. EPPO, Belgrad
<http://www.izbis.com/pdf-2013/invazivne-biljke/List%20IAS%20Plants%20SLOVENIA.pdf>

- Kadlečík J. (red.) 2014. Carpathian red list of forest habitats and species carpathian list of invasive alien species. Draft list of invasive alien species of the Carpathian region, ss. 228–234. The State Nature Conservancy of the Slovak Republic
- Kovács J.A. 2006. Distribution of invasive alien species stands in eastern Transylvania. *Kanitzia* 14: 109–136.
- Kovačević Z., Mitrić S., Vučković B. 2013. Presentation of the list of invasive plants in Bosna and Herzegovina. Faculty of Agriculture. Republic of Srpska District Brčko Federacion of BiH. <http://www.izbis.com/pdf-2013/invazivne-biljke/List%20IAS%20Plants%20republika%20srbska.pdf>
- Krebs C., Mahy G., Matthies D., Schaffner U., Tiébré M.S., Bizoux J.P. 2010. Taxa distribution and RAPD markers indicate different origin and regional differentiation of hybrids in the invasive *Fallopia* complex in central-western Europe. *Plant Biology* 12: 215–223.
- Kretz M. 1994. Kontrolle des Japan-Knöterichs an Fließgewässern. I. Erprobung ausgewählter Methoden. W: Landesanstalt f. Umweltschutz Baden-Württemberg: Handbuch Wasser 2, No. 10.
- Madsen C.L., Dahl C.M., Thirslund K.B., Grousset F., Johannsen V.K., Ravn, H. 2014. Pathways for non-native species in Denmark. Department of Geosciences and Natural Resource Management, University of Copenhagen, Frederiksberg
- Medvecká J., Kliment J., Májeková J., Halada L., Zaliberová M., Gojdičová E., Feráková V., Jarolímek I. 2012. Inventory of the alien flora of Slovakia. *Preslia* 84: 257–309.
- Mitić B. 2013. Invasive alien plants in Croatia. International seminar “Lists of IAS plants in the Balkans with an EPPO training course on the prioritization process for IAS plants, Belgrade, July 08-11, 2013; <http://www.izbis.com/pdf-2013/invazivne-biljke/List%20IAS%20Plants%20CROATIA.pdf>
- Niemivuo-Lahti J. (ed.) 2012. Finland’s National Strategy on Invasive Alien Species. Ministry of Agriculture and Forestry in Finland, Helsinki. 5–126 pp. http://www.mmm.fi/en/index/frontpage/natural_resources/invasive_alien_species.html
- NOBANIS European Network on Invasive Alien Species 2015. <http://www.nobanis.org/speciesInfo.asp?taxaID=2782> (data dostępu 20.04.2015).
- Ohwi J., Meyer F.G., Walker E.H. (eds.). 1984. *Flora of Japan*. Washington.
- Pashley C.H., Bailey J.P., Ferris C. 2003. Further evidence of the role of Dolgellau in the production and dispersal of Japanese Knotweed *s.l.* [w:] L. Child, J.H. Brock, K. Prach, P. Pyšek (red.). *Plant Invasions – ecological threats and management solutions*, ss. 197–211. Backhuys, Leiden, The Netherlands
- Pele G., Ardelean A., Turcuş V. 2006. Invasive plants in the Arad Country (south-west Romania). *Annals of West University of Timişara, Biologia* 9: 81–90.
- Podbielkowski Z. 1995. *Wędrówki roślin*. Wyd. Szkolne i Pedagogiczne, Warszawa
- Protopopova V. V., Shevera M. V., Sergei L. Mosyakin S.L. 2006. Deliberate and unintentional introduction of invasive weeds: A case study of the alien flora of Ukraine. *Euphytica* 148: 17–33.
- Pyšek P., Danihelka J., Sádlo J., Chrtěk J. Jr., Chytrý M., Jarošík V., Kaplan Z., Krahulec F., Moravcová L., Pergl J., Štajerová K., Tichý L. 2012. Catalogue of alien plants of the Czech Republic (2nd edition): checklist update, taxonomic diversity and invasion patterns. *Preslia* 84: 155–255.
- Shaw R.H., Seiger L.A. 2002. Japanese Knotweed. [w:] R. van Driesche, S. Lyon, B. Blossey, M. Hoddle, R. Reardon 2002. *Biological Control of Invasive Plants in the Eastern United States*,

- ss. 159–166. USDA Forest Service Publication FHTET-2002-04.
- Seiger L. 1995. Element stewardship abstract: *Polygonum cuspidatum*. Nature Conservancy, Arlington, Virginia, USA. <http://www.consci.tnc.org/src/weeds/polycusp.htm>.
- Seiger L. 1997. The status of *Fallopia japonica* (*Reynoutria japonica*, *Polygonum cuspidatum*) in North America. [w:] J.H. Brock, P.M. Wade, P. Pyšek, D. Green (red.). Plant Invasions – Studies from North America and Europe, ss. 95–102. Backhuys, Leiden, The Netherlands
- Stešević D. 2013. The list of plant invaders in Montenegro. International seminar “Lists of IAS plants in the Balkans with an EPPO training course on the prioritization process for IAS plants, Belgrade, July 08-11, 2013; <http://www.izbis.com/pdf-2013/invazivne-biljke/List%20IAS%20Plants%20MONTE%20NEGRO.pdf>
- Suda J., Trávníček P., Mandák B., Berchová-Bímová K. 2010. Genome size as a marker for identifying the invasive alien taxa in *Fallopia* section *Reynoutria*. Preslia 82: 97–106.
- Sudnik-Wojcikowska B. 1998. Czasowe i przestrzenne aspekty procesu synantropizacji flory na przykładzie wybranych miast Europy Środkowej. Wydawnictwo Uniwersytetu Warszawskiego, Warszawa
- Śliwiński, Czarniecka M. 2011. Stanowisko *Fallopia japonica* (Houtt.) Ronse Decr. w rejonie Tworzyjanowa (Dolny Śląsk). Acta Botanica Silesiaca 7: 219.225.
- Tiébré M.-S., Bizoux J.-P., Hardy O.J., Bailey J.P., Mahy G. 2007a. Hybridisation and morphogenetic variation in the invasive alien *Fallopia* (Polygonaceae) Complex in Belgium (Western Europe). American Journal of Botany 94: 1900–1910.
- Tiébré M.S., Vanderhoeven S., Saad L., Mahy G. 2007b. Hybridization and sexual reproduction in the invasive alien *Fallopia* (Polygonaceae) complex in Belgium. Annals of Botany 99(1): 193–203.
- Tokarska-Guzik B. 2005. The establishment and spread of alien plant species (kenophytes) in the flora of Poland. Nr 2372, Wydawnictwo Uniwersytetu Śląskiego, Katowice
- Tokarska-Guzik B., Bzdęga K., Tarłowska S., Koszela K. 2009. Charakterystyka wybranych gatunków rozprzestrzeniających się na obszarach mokradłowych Polski – Gatunki z rodzaju rdestowiec *Reynoutria* ssp. [w:] Z. Dajdok, P. Pawlaczyk (red.). Inwazyjne gatunki roślin ekosystemów mokradłowych Polski, ss. 87–99. Wydawnictwo Klubu Przyrodników, Świebodzin
- Tokarska-Guzik 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, ss. 277–303. Wydawnictwo Uniwersytetu Opolskiego, Opole
- Verloove F. 2006. Catalogue of neophytes in Belgium (1800-2005). Scripta Botanica Belgica 39: 1–89.
- Zajac A. 1992. *Reynoutria* Houtt. (*Polygonum* L. pro p.). [w:] A. Jasiewicz (red.), Flora Polski. Rośliny naczyniowe, ss. 127–129. Instytut Botaniki im. W. Szafera, PAN, Kraków
- Zajac M., Zajac 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, ss. 271–280. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands

4.8. (*Fallopia*) *Reynoutria sachalinensis* (F. Schmidt) Nakai



Rdestowiec sachaliński



Fot. Barbara Tokarska-Guzik

a) opis gatunku zawierający jego tożsamość taksonomiczną oraz jego historię, naturalny i potencjalny zasięg

***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

Rodzina: Polygonaceae – rdestowate
Podklasa: Caryophyllidae – goździkowe
Klasa: Magnoliopsida – dwuliścienne

Najczęściej używana nazwa polska i angielska: *pl.* rdestowiec sachaliński; *ang.*: Giant Knotweed, Sakhalin Knotweed

Morfologia i biologia

Reynoutria sachalinensis to wieloletnia bylina o tęgich, pustych w środku łodygach osiągających do 4 m wysokości. Różni się od *R. japonica*: rozmiarem, kształtem i owłosieniem liści (Fojcik i Tokarska-Guzik 2000). W Europie stwierdzono obecność roślin o kwiatach męskosterylnych (żeńskich) i obupłciowych (Bailey i Stace 1992; Bailey i in. 1995). Podobnie jak w przypadku *R. japonica*, generatywna reprodukcja jest zjawiskiem rzadkim (Forman i Kesseli 2003). Występowanie nielicznych siewek stwierdzono w Europie (m.in. w Czechach, Francji, Niemczech) i Ameryce Północnej (USA). Są one najczęściej pochodzenia mieszańcowego i powstają jako efekt krzyżowania się *R. sachalinensis* z *R. japonica* (Forman i Kesseli 2003; Engler 2011).

Naturalny i potencjalny zasięg:

Gatunek pochodzenia wschodnioazjatyckiego. Występuje naturalnie wzdłuż wąwozów i cieków na obszarach górskich Sachalinu, południowych Kuryłach, w Japonii oraz na izolowanej wyspie

Ullynng pomiędzy Japonią a Koreą (Bailey i Conolly 2000). W Japonii stwierdzony na wysokości od poziomu morza do 1 050 m (Miyawaki 1989). Zasięg wtórny obejmuje Europę (Sukopp i Starfinger 1995), Nową Zelandię (Owen 1996) oraz Australią i Południową Afrykę (Gibbs i in. 1987; CABI 2015). Roślina występuje obecnie również w większości stanów USA (Sukopp i Starfinger 1995; Tokarska-Guzik 2005; CABI 2015).

Historia rozprzestrzenienia

Gatunek sprowadzony do Europy prawdopodobnie ok. 1863 roku (Sukopp i Starfinger 1995). Pierwsze kolekcje powstały w Europie w XIX w., trudno jednak jednoznacznie stwierdzić czy rdestowiec sachaliński został introdukowany do Europy za pośrednictwem Ogrodu Botanicznego w Petersburgu, gdzie gatunek ten sprowadzono do uprawy w 1864 (Regel 1864), czy z Kew w 1860 (Bailey i Conolly 2000). Pierwsze zdziczałe stanowiska pochodzą z roku 1869 z terenu Niemiec i Czech (Hegi 1910/1912; 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).

b) opis wzorców i dynamiki jego rozmnażania i rozprzestrzeniania się, włącznie z oceną, czy istnieją ku temu odpowiednie warunki środowiskowe w Polsce i Unii

Reynoutria sachalinensis wykazuje dużą tolerancją w stosunku do warunków środowiska i ma podobne do *R. japonica* preferencje względem wymagań glebowych czy pH.

Roślina rozmnażająca się przede wszystkim w sposób wegetatywny poprzez pomnażanie kłączy (Bailey i in. 1995), które umożliwiają szybkie i skuteczne zajmowanie nowych obszarów. Zwykle rosną one na odległość 5–7 m od rośliny macierzystej. Kłącza odznaczają się szybkim wzrostem i dużymi zdolnościami regeneracyjnymi. W badaniach eksperymentalnych wykazano, że fragment kłącza o wadze 130 g i 2 cm średnicy, w ciągu jednego sezonu wegetacyjnego, może wnikać na głębokość 1,5 m (Alberternst i in. 1995). Fragmenty kłączy zawlekane są na znaczne odległości nieświadomie przez człowieka, wraz z transportem zanieczyszczonej ziemi, używanej następnie w innych miejscach np. w dolinach rzecznych do umacniania brzegów po obfitych deszczach czy powodziach, w parkach do nasadzeń czy podczas prac budowlanych (np. dróg). W zasięgu wtórnym rozmnażanie generatywne nie jest zjawiskiem częstym.

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 (Tokarska-Guzik i in. 2009).

c) opis potencjalnych dróg wprowadzania i rozprzestrzeniania, zamierzonego i niezamierzonego, obejmujących – w stosownych przypadkach – towary, z którymi dany gatunek jest zazwyczaj powiązany

Podobnie jak w przypadku *R. japonica*, nasiona *Reynoutria sachalinensis* mogą być zawleczone na nowe tereny na drodze anemo- lub hydrochorii, natomiast kłącza najczęściej wskutek nieświadomej działalności człowieka (np. wraz z transportem ziemi). Szczególnie skuteczny jest transport nasion z wodą, spływem powierzchniowym – na małe odległości oraz z biegiem rzek i strumieni czy wodami powodziowymi. Z tego względu populacje zlokalizowane w górnych odcinkach biegu rzek oraz znajdujące się na wyniesieniach terenu, mogą stanowić potencjalne źródło propagul dla nowych populacji i powinny być eliminowane w pierwszej kolejności. Prawdopodobieństwo pojawienia się rdestowców na terenie dolin rzecznych jest wyższe, niż na obszarach pozbawionych wód płynących, dodatkowo roślina szybko rozprzestrzenia się z terenów nadrzecznych na obszary przyległe. Każda forma transportu ziemi z miejsc występowania tych roślin i ich okolic (np. po usunięciu z ogrodów, parków, na skutek udrażniania lub pogłębiania rowów melioracyjnych itd.) stwarza realne ryzyko rozprzestrzenienia zawartych w niej fragmentów kłączy. Gatunek nadal spotykany – wprawdzie

sporadycznie – w uprawie (głównie w ogrodach przydomowych).

Gatunek został uwzględniony w *Rozporządzeniu Ministra Środowiska z dn. 9 września 2011 r. w sprawie listy roślin i zwierząt gatunków obcych, które w przypadku uwolnienia do środowiska przyrodniczego mogą zagrozić gatunkom rodzimym lub siedliskom przyrodniczym* (Dz.U. 2011 nr 210 poz. 1260) i jako taki, nie może być importowany, rozmnażany czy sprzedawany bez zezwolenia GDOŚ lub RDOŚ.

d) ocena ryzyka wprowadzenia, zadomowienia się i rozprzestrzenienia w odpowiednich regionach biogeograficznych w obecnych warunkach i w przewidywalnych warunkach zmiany klimatu

Stanowiska tego gatunku rozproszone są na terenie całego kontynentu (w nielicznych przypadkach lokalnie częste), z wyłączeniem obszaru śródziemnomorskiego (Sukopp i Starfinger 1995; Tokarska-Guzik 2005). Dane dotyczące rozmieszczenia i rozprzestrzeniania się rośliny w Polsce i Europie oraz cechy związane z jej biologią i ekologią, jednoznacznie wskazują na dużą tolerancję i łatwość adoptowania się rośliny do różnych warunków klimatycznych i siedliskowych.

e) opis obecnego rozmieszczenia gatunku, zawierający informacje, czy gatunek ten występuje już w Unii lub w krajach sąsiadujących, oraz prognozy kierunków jego migracji i prawdopodobnego rozmieszczenia w przyszłości

Rdestowiec sachaliński posiada rozproszone stanowiska na terenie Polski. Koncentrację stanowisk tego gatunku obserwujemy na terenie Wyżyny Śląskiej i na Opolszczyźnie. (Zajac i Zajac 2001; Tokarska-Guzik 2005).

W większości krajów UE, gatunek posiada status inwazyjnego (Tab. 8.). Ogromne możliwości wegetatywnego rozprzestrzeniania się, szybkie tempo wzrostu, małe wymagania siedliskowe i duże zdolności adaptacji nawet do skrajnych warunków, sprzyjają szybkiej inwazji rośliny, która zajmuje nowe miejsca i sukcesywnie zwiększa liczbę swoich stanowisk. Gatunek jest zdolny utworzyć wielkopowierzchniowe płyty. Z dużym prawdopodobieństwem należy przyjąć, że w Polsce wzrost liczby stanowisk azjatyckich rdestowców będzie postępował.

Tab. 8. Występowanie i status *Fallopia (Reynoutria) sachalinensis* w krajach UE oraz innych europejskich (w tym sąsiadujących z Polską)

Kraj	Status gatunku*				źródła
	inwazyjny	potencjalnie inwazyjny	zadomowiony /nie inwazyjny	nie odnaleziony lub brak danych**	
Albania				x	GISD 2015
Andora				x	GISD 2015
Austria		x			Essl i Rabitsch 2002, 2004; EPPO 2013
Belgia			x		Verloove 2006
Białoruś				x	GISD 2015
Bośnia i Hercegowina				x	GISD 2015
Bułgaria				x	CABI 2015
Chorwacja	x				Boršić i in. 2008; Mitić 2013; CABI 2015
Cypr				x	CABI 2015

<i>Czarnogóra</i>				x	GISD 2015
Dania	x				Madsen i in. 2014
Estonia	x				EPPO 2014; List of invasive species (in Estonian); https://www.riigiteataja.ee/akt/12828512
Finlandia	x				EPPO 2014
Francja	x				EPPO 2014
Grecja				x	Arianoutsou i in. 2010
Hiszpania	x				CABI 2015
Holandia	x				CABI 2015
Irlandia	x				EPPO 2014; CABI 2015
<i>Islandia</i>				x	Wasowicz i in. 2013; GISD 2015
<i>Liechtenstein</i>				x	GISD 2015
Litwa				x	GISD 2015
Luksemburg	x				CABI 2015
Łotwa		x			NOBANIS 2015
<i>Macedonia</i>				x	GISD 2015
Malta				x	GISD 2015
<i>Mołdawia</i>				x	GISD 2015
<i>Monako</i>				x	GISD 2015
Niemcy	x				EPPO 2014
<i>Norwegia</i>	x				EPPO 2014; CABI 2015
Polska	x				Tokarska-Guzik i in. 2012
Portugalia				x	GISD 2015
Republika Czeska	x				Pyšek i in. 2012; EPPO 2013; Kadlečík 2014
Rosja				x	CABI 2015
Rumunia				x	CABI 2015
<i>San Marino</i>				x	GISD 2015
<i>Serbia</i>	x				Hlavati Širka i in. 2013
Słowacja			x		Medvecká i in. 2012; Kadlečík 2014
Słowenia	x				Jogan 2013
<i>Szwajcaria</i>	x				EPPO 2014; CABI 2015
Szwecja	x				NOBANIS 2015
<i>Turcja</i>				x	GISD 2015
Ukraina				x	Kadlečík 2014
<i>Watykan</i>				x	GISD 2015
Węgry	x				Kadlečík 2014
Wielka Brytania	x				CABI 2015
Włochy	x				CABI 2015

Objaśnienia: Kraje EU – prosta czcionka; *pozostałe kraje europejskie* – pochyła czcionka; **kraje sąsiadujące z PL** – pogrubiona czcionka

* - status gatunku podano na podstawie dostępnych źródeł; zastosowane tam kryteria mają charakter autorski (por. objaśnienia w rozdz. 1; ad.e)

** - w tej kolumnie uwzględniono także sytuacje, kiedy gatunek został odnotowany w danym kraju na pojedynczych stanowiskach i/lub został zaklasyfikowany do grupy gatunków niezadomowionych (diafit: efemerofit, ergazjofit / *casual species*) lub jego status nie został określony

f) opis niepożądanego oddziaływania na różnorodność biologiczną i powiązane usługi ekosystemowe, włącznie z oddziaływaniem na gatunki rodzime, obszary chronione, siedliska zagrożone, jak również na zdrowie ludzkie, bezpieczeństwo i na gospodarkę; częścią opisu jest ocena potencjalnego oddziaływania w przyszłości, z uwzględnieniem dostępnej wiedzy naukowej

Rdestowiec sachaliński, podobnie jak pozostałe dwa gatunki, stwarza duże zagrożenie dla rodzimej różnorodności biologicznej. Skutecznie konkurując z rodzimą roślinnością znacznie ogranicza lub uniemożliwia jej regenerację. Najbardziej dotknięte są rośliny występujące w aluwialnych rzekach, w zbiorowiskach okrajowych i leśnych. Gatunek tworzy zwarte, jednogatunkowe fitocenozy, często zajmując rozległe powierzchnie na siedliskach łąkowych i zarośli wierzbowych (Tokarska-Guzik i in. 2006). Ogranicza również dostęp do brzegów wód, niszcząc zabezpieczenia przeciwpowodziowe i uniemożliwia rolnicze wykorzystanie gruntów (Tokarska-Guzik i in. 2009). Jego występowanie stwierdzono dotąd w 7 parkach narodowych (Bomanowska i in. 2014).

g) opis znanych sposobów wykorzystywania danego gatunku i płynących z nich korzyści społecznych i gospodarczych

Ze względu na szybki wzrost i walory ozdobne (efektowne kwiatostany i nasiona), rdestowiec sachaliński może stanowić w środowisku miejskim atrakcyjny element dekoracyjny. Podnosi walor estetyczny gruzowisk, wysypisk i różnego rodzaju nieużytków. Jako roślina późno kwitnąca stanowi też źródło nektaru dla wielu gatunków owadów (roślina miododajna). Rdestowce należą do grupy obcych gatunków roślin energetycznych. Jednak z uwagi na niebezpieczeństwo jakie stwarzają (Anioł-Kwiatkowska i Śliwiński 2009), ich uprawa jest bezwzględnie niepożądana na terenie całego kraju. Mogą być one wykorzystywane na opał, lecz tylko w przypadku pozyskiwania roślin z natury (Tokarska-Guzik i in. 2009).

h) wnioski wraz z uzasadnieniem czy gatunek spełnia kryteria ujęcia na liście UE

Gatunek spełnia kryteria (a-e) przyjęte na potrzeby przygotowania wykazu inwazyjnych gatunków obcych stwarzających zagrożenie dla środowiska przyrodniczego Unii Europejskiej. Z uwagi na dużą inwazyjność rdestowca sachalińskiego jest on uznawany za gatunek wymagający zwalczania (Child i Wade 2000). Brak działań ograniczających jego występowanie i/lub eliminujących obecność tych rośliny może sprzyjać dalszej ich inwazji i powodować wzrost jej nasilenia.

Piśmiennictwo

- Alberternst B., Böhmer H.J. 2011. NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Fallopia japonica*. Online Database of the North European and Baltic Network on Invasive Alien Species – NOBANIS
- Alberternst B., Konold W., Böcker R. 1995. Genetische und morphologische Unterschiede bei der Gattung *Reynoutria*. [w:] R. Böcker, H. Gebhardt, W. Konold, S. Schmidt-Fischer (red.), Gebietsfremde Pflanzenarten: Auswirkungen auf einheimische Arten, Lebensgemeinschaften und Biotope, ss. 113–124. Kontrollmöglichkeiten und Management, Landsberg
- Anioł-Kwiatkowska J., Śliwiński M. 2009. Obce rośliny energetyczne – zagrożenie dla lory Polski. Pamiętnik Puławski 150: 35–44.
- Arianoutsou M., Bazos I., Delipetrou P., Kokkoris Y. 2010. The alien flora of Greece: taxonomy, life traits and habitat preferences. Biol Invasions 12: 3525–3549.
- Bailey J.P. 2003. Japanese Knotweed *s.l.* at home and abroad. [w:] L. Child, J.H. Brock, K. Prach, P.

- Pyšek, P.M. Wade, M. Williamson (red.), Plant Invasions – ecological threats and management solutions, ss. 183–196. Backhuys, Leiden, The Netherlands
- Bailey J.P., Child, L.E., Wade M. 1995. Assessment of the genetic variation and spread of British populations of *Fallopia japonica* and its hybrid *Fallopia ×bohemica*. [w:] P. Pyšek, K. Prach, M. Rejmánek, M. Wade (red.), Plant Invasions - General Aspects and Special Problems, ss.141–150. SPB Academic Publishing, Amsterdam
- 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., Conolly A.P. 2000. Prize-winners to pariahs - A history of Japanese Knotweed *s.l.* (*Polygonaceae*) in the British Isles. *Watsonia* 23: 93–110.
- BFIS 2014. The Belgian Forum on Invasive Species - Invasive Alien Species in Belgium Species List. <http://ias.biodiversity.be/species/show/144> (data dostępu 22.04.2015).
- Bomanowska A., Kirpluk I., Adamowski W., Palus J., Otręba A. 2014. Problem inwazji roślin obcego pochodzenia w polskich parkach narodowych. [w:] A. Otręba, D. Michalska-Hejduk (red.) Inwazyjne gatunki roślin w Kampinoskim Parku Narodowym, ss. 9–14. Kampinoski Park Narodowy, Izabelin
- Boršić I., Milović M., Dujmović I., Bogdanović S., Cigić P., Rešetnik I., Nikolić T., Mitić B. 2008. Preliminary check-list of invasive alien plant species (IAS) in Croatia. *Nat. Croat.* 17 (2): 55–71.
- CABI Commonwealth Agricultural Bureau International. 2015. Datasheet: *Fallopia sachalinensis* <http://www.cabi.org/isc/datasheet/107744#20067202348> (data dostępu 22.04.2015).
- Child L., Wade M. 2000. The Japanese Knotweed Manual: The Management and Control of an Invasive Alien Weed. Packard Publishing Limited, Chichester
- EPPO 2013. PQR database. Paris, France: European and Mediterranean Plant Protection Organization. <http://www.eppo.int/DATABASES/pqr/pqr.htm>
- EPPO 2014. PQR database. Paris, France: European and Mediterranean Plant Protection Organization. <http://www.eppo.int/DATABASES/pqr/pqr.htm>
- Engler J., Abt K., Buhk C. 2011 Seed characteristics and germination limitations in the highly invasive *Fallopia japonica s.l.* (*Polygonaceae*). *Ecological Research* 26: 555–562.
- Essl F., Rabitsch W. 2003. Neobiota in Österreich. Umweltbundesamt GmbH, Wien
- Essl F., Rabitsch W. 2004. Austrian Action Plan on Invasive Alien Species. Federal Ministry of Agriculture, Forestry, Environment and Water Management Stubenbastei 5, 1010 Vienna, Austria. 3–25 pp.
- Forman J., Kesseli R. 2003. Sexual reproduction in the invasive species *Fallopia japonica* (*Polygonaceae*). *American Journal of Botany* 90: 586–592.
- Fojcik B., Tokarska-Guzik B. 2000. *Reynoutria xbohemica* (*Polygonaceae*) - nowy takson we florze Polski. – *Fragm. Flor. Geobot. Polonica* 7: 63–71.
- Gibbs Russell GE, Welman WG, Reitief E, Immelman KL, Germishuizen G, Pienaar BJ, Wyk Mvan, Nicholas A, 1987. List of species of southern African plants. *Memoirs of the Botanical Survey of South Africa*, 2(1,2):1–152, 1–270.
- GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/> (data dostępu 27.04.2015)
- GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?sts=sss&st=sss&fr=1&sn=&rn=albania&hci=-1&ei=-1&lang=EN&x=16&y=10> (data dostępu 27.04.2015).

GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?st=sss&sn=&rn=Andorra&ri=18478&hci=-1&ei=-1&fr=1&sts=&lang=EN> (data dostępu 27.04.2015).

GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?sts=sss&st=sss&fr=1&sn=&rn=belarus&hci=-1&ei=-1&lang=EN&x=28&y=11> (data dostępu 27.04.2015).

GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?st=sss&sn=&rn=Bosnia%20and%20Herzegovina&ri=18488&hci=-1&ei=-1&fr=1&sts=&lang=EN> (data dostępu 27.04.2015).

GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?sts=sss&st=sss&fr=1&sn=&rn=montenegro&hci=-1&ei=-1&lang=EN&x=30&y=13> (data dostępu 27.04.2015).

GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?sts=sss&st=sss&fr=1&sn=&rn=Iceland&hci=-1&ei=-1&lang=EN> (data dostępu 27.04.2015).

GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?sts=sss&st=sss&fr=1&x=20&y=11&sn=&rn=Liechtenstein&hci=-1&ei=-1&lang=EN> (data dostępu 27.04.2015).

GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?sts=sss&st=sss&fr=1&sn=&rn=Lithuania&hci=-1&ei=-1&lang=EN&x=12&y=14> (data dostępu 27.04.2015).

GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?sts=sss&st=sss&fr=1&sn=&rn=Malta&hci=-1&ei=-1&lang=EN&x=11&y=8> (data dostępu 27.04.2015).

GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?sts=sss&st=sss&fr=1&x=0&y=0&sn=&rn=Macedonia&hci=-1&ei=-1&lang=EN> (data dostępu 27.04.2015).

GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?st=sss&sn=&rn=Moldova%2C%20Republic%20of&ri=18619&hci=-1&ei=-1&fr=1&lang=EN&sts=sss> (data dostępu 27.04.2015).

GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?sts=sss&st=sss&fr=1&sn=&rn=Monaco&hci=-1&ei=-1&lang=EN&x=20&y=12> (data dostępu 27.04.2015).

GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?sts=sss&st=sss&fr=1&x=9&y=4&sn=&rn=Portugal&hci=-1&ei=-1&lang=EN> (data dostępu 27.04.2015).

GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?sts=sss&st=sss&fr=1&sn=&rn=San+marino&hci=-1&ei=-1&lang=EN> (data dostępu 27.04.2015).

GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?sts=sss&st=sss&fr=1&x=0&y=0&sn=&rn=Turkey&hci=-1&ei=-1&lang=EN> (data dostępu 27.04.2015).

GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?st=sss&sn=&rn=Holy%20See%20%28Vatican%20City%20State%29&ri=18275&hci=-1&ei=-1&fr=1&lang=EN&sts=sss> (data dostępu 27.04.2015).

- Hlavati Širka V., Lakušić D., Šinžar-Sekulić J., Nikolić T., Jovanović S. 2013. *Reynoutria sachalinensis*: a new invasive species to the flora of Serbia and its distribution in SE Europe. *Botanica Serbica* 37(2): 105–112.
- Hegi G. 1910/12. *Illustrierte Flora von Mittel-Europa*. 3. s. 189–190. München
- Hlavati Širka V., Lakušić D., Šinžar-Sekulić J., Nikolić T., Jovanović S. 2013. *Reynoutria sachalinensis*: a new invasive species to the flora of Serbia and its distribution in SE Europe. *Botanica Serbica* 37(2): 105–112.
- Jäger, E.J. (1995): Die Gesamtareale von *Reynoutria japonica* Houtt. und *R. sachalinensis* (F. Schmidt) Nakai, ihre klimatische Interpretation und Daten zur Ausbreitungsgeschichte. *Schr.-R. f. Vegetationskde., Sukopp-Festschrift* 27: 395–403.
- Jogan N. 2013. Invasive alien plant taxa in the flora of Slovenia. EPPO, Belgrad
<http://www.izbis.com/pdf-2013/invazivne-biljke/List%20IAS%20Plants%20SLOVENIA.pdf>
- Kadlečík J. (red.) 2014. Carpathian red list of forest habitats and species Carpathian list of invasive alien species. Draft list of invasive alien species of the Carpathian region, ss. 228–234. The State Nature Conservancy of the Slovak Republic
- Madsen C.L., Dahl C.M., Thirslund K.B., Grousset F., Johannsen V.K., Ravn, H. 2014. Pathways for non-native species in Denmark. Department of Geosciences and Natural Resource Management, University of Copenhagen, Frederiksberg
- Medvecká J., Kliment J., Májeková J., Halada L., Zaliberová M., Gojdičová E., Feráková V., Jarolímek I. 2012. Inventory of the alien flora of Slovakia. *Preslia* 84: 257–309.
- Mitić B. 2013. Invasive alien plants in Croatia. International seminar “Lists of IAS plants in the Balkans with an EPPO training course on the prioritization process for IAS plants, Belgrade, July 08-11, 2013; <http://www.izbis.com/pdf-2013/invazivne-biljke/List%20IAS%20Plants%20CROATIA.pdf>
- Miyawaki A. 1989. *Vegetation of Japan: Volume 9. Hokkaido, Japan: Shibundo*, 563 pp.
- NOBANIS European Network on Invasive Alien Species 2015. <http://www.nobanis.org/speciesInfo.asp?taxalD=2782> (data dostępu 20.04.2015).
- Owen S.J. 1996. Ecological weeds on conservation land in New Zealand: a database. Department of Conservation, Wellington, New Zealand: DOC Science Publications. http://www.hear.org/weedlists/other_areas/nz/nzcoweeds.htm
- Pyšek P., Danihelka J., Sádlo J., Chrtěk J. Jr., Chytrý M., Jarošík V., Kaplan Z., Krahulec F., Moravcová L., Pergl J., Štajerová K., Tichý L. 2012. Catalogue of alien plants of the Czech Republic (2nd edition): checklist update, taxonomic diversity and invasion patterns. *Preslia* 84: 155–255.
- 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.
- Regel E. 1864. *Polygonum sachalinense* F. Schmidt. *Gartenflora* 13: 68.
- Shaw R.H., Seiger L.A. 2002. Japanese Knotweed. [w:] R. van Driesche, S. Lyon, B. Blossey, M. Hoddle, R. Reardon 2002. *Biological Control of Invasive Plants in the Eastern United States*, ss. 159–166. USDA Forest Service Publication FHTET-2002-04.
- 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. Rejmanek, M. Wade (red.), *Plant invasions: general aspects and special problems*, ss. 151–159. SPB Academic Publishing, Amsterdam, The Netherlands
- Tokarska-Guzik B. 2005. The establishment and spread of alien plant species (kenophytes) in the

flora of Poland. Nr 2372, Wydawnictwo Uniwersytetu Śląskiego, Katowice

- Tokarska-Guzik B., Bzdęga K., Tarłowska S., Koszela K. 2009. Gatunki z rodzaju rdestowiec – *Reynoutria* Houtt. (= Fallopia). [w:] Z. Dajdok, P. Pawlaczyk (red.), s. 87–99. Inwazyjne gatunki roślin ekosystemów mokradłowych Polski. Wydawnictwo Klubu Przyrodników, Świebodzin
- Tokarska-Guzik i in. 2012 Tokarska-Guzik B., Dajdok Z., Zając M., Zając A., Urbisz A., Danielewicz W., Hołdyński Cz. 2012. Rośliny obcego pochodzenia w Polsce ze szczególnym uwzględnieniem gatunków inwazyjnych. Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska, Warszawa
- Verloove F. 2006. Catalogue of neophytes in Belgium (1800-2005). Scripta Botanica Belgica 39: 1–89.
- Wasowicz P., Przedpelska-Wasowicz E.M., Kristinsson H. 2013. Alien vascular plants in Iceland: Diversity, spatial patterns, temporal trends, and the impact of climate change. Flora 208: 648–673.
- Zając A., Zając M. 2001. Atlas rozmieszczenia roślin naczyniowych w Polsce. Distribution Atlas of Vascular Plants in Poland. Nakładem Pracowni Chorologii Komputerowej Instytutu Botaniki UJ, Kraków

4.9. (*Fallopia*) *Reynoutria ×bohemica* Chrtek & Chrtková

[= *R. japonica* Houtt. var. *japonica* × *R. sachalinensis* (F. Schmidt) Nakai]



Rdestowiec pośredni



Fot. Barbara Tokarska-Guzik

a) opis gatunku zawierający jego tożsamość taksonomiczną oraz jego historię, naturalny i potencjalny zasięg

***Reynoutria ×bohemica* Chrtek & Chrtková**

Synonimy: *Fallopia ×bohemica* (Chrtek & Chrtková) J. Bailey, *Reynoutria ×vivax* J. Schmitz & Strank, *Reynoutria ×vivax* J. Schmitz & Strank

Rodzina: Polygonaceae – rdestowate

Podklasa: Caryophyllidae – goździkowe

Klasa: Magnoliopsida – dwuliścienne

Najczęściej używana nazwa polska i angielska: *pl.* rdestowiec pośredni; *ang.* bohemian knotweed; hybrid knotweed

Morfologia i biologia

Reynoutria ×bohemica charakteryzuje się cechami morfologicznymi o charakterze pośrednim w stosunku do gatunków rodzicielskich *R. japonica* i *R. sachalinensis* (Fojcik i Tokarska-Guzik 2000). W granicy wtórnego zasięgu występowania, podobnie jak w przypadku *R. sachalinensis*, stwierdzono u mieszańca obecność dwóch typów roślin: o kwiatach męskosterylnych oraz hermafrodytycznych (obupłciowych). W zależności od warunków pogodowych roślina kwitnie od sierpnia do października, czasem do pierwszych przymrozków (obserwacje autorów). Podobnie jak w przypadku gatunków rodzicielskich, generatywna reprodukcja nie należy do częstych, a występujące nieliczne siewki są pochodzenia mieszańcowego i powstają jako efekt krzyżówek wstecznych mieszańca z jedną z form rodzicielskich.

Naturalny i potencjalny zasięg:

Reynoutria ×bohemica jest mieszańcem powstałym na drodze zapylenia męskosterylnych kwiatów *R. japonica* pyłkiem pochodzącym z kwiatów obupłciowych *R. sachalinensis*. W granicy naturalnego zasięgu występowania, *R. ×bohemica* została odnotowana dopiero pod koniec XX wieku w północno-zachodniej części wyspy Honsiu. Wówczas gatunek opisano pod

nazwą *Reynoutria ×mizushimae* Yokouchi (Bailey 2003). Zasięg wtórny mieszańca nie jest dokładnie znany. Dotąd roślina była notowana w północnej i środkowej Europie (Bailey 2003). Podawana jest m. in. z Czech (Chrtek i Chrtková 1983), Wielkiej Brytanii (Bailey i in. 1995), Niemiec (Keil i Alberternst 1995), Węgier (Balogh 1998), Danii, Finlandii (NOBANIS 2015), także z Polski (Fojcik i Tokarska-Guzik 2000). Występuje również w Ameryce Północnej, Nowej Zelandii i Australii (Bailey 2003; CABI 2015). Jednak w niektórych rejonach Europy (także w Polsce) nie należy wykluczać, że mieszańiec może być częstszy niż *R. japonica* gdyż liczba jego stanowisk jest zaniżana z powodu błędnej identyfikacji roślin w obrębie rodzaju.

Pod względem preferencji siedliskowych taksony nie wykazują znaczących różnic. *Reynoutria ×bohemica* odznacza się dużą tolerancją w stosunku do warunków środowiskowych, a jej wymagania względem typu gleby, pH czy wilgotności, nie odbiegają do preferencji gatunków rodzicielskich (CABI 2015).

Historia rozprzestrzenienia

Po raz pierwszy mieszańiec został opisany w latach 80. XX wieku, z Czech (Chrtek i Chrtková 1983). Następnie został podany z innych krajów Europy i spoza niej. Występowanie mieszańca najczęściej związana jest z obecnością gatunków rodzicielskich.

b) opis wzorców i dynamiki jego rozmnażania i rozprzestrzeniania się, włącznie z oceną, czy istnieją ku temu odpowiednie warunki środowiskowe w Polsce i Unii

Podobnie jak formy rodzicielskie, tak i mieszańiec rozmnaża się przede wszystkim w sposób wegetatywny poprzez pomnażanie kłączy, co umożliwia szybkie i skuteczne zajmowanie nowych obszarów. Kłącza i pędy odznaczają się także szybkim tempem wzrostu i dużymi zdolnościami regeneracyjnymi. Nowa roślina może rozwinąć się z niewielkiego fragmentu kłączy lub odcinka pędu zawierającego pojedynczy węzeł umieszczonego w glebie lub wodzie. Na przełomie sierpnia i września rdestowiec rozpoczyna kwitnienie trwające do wystąpienia pierwszych przymrozków. Na pojedynczym pędzie roślina może produkować ogromne ilości kwiatów. W zasięgu wtórnym rozmnażanie generatywne nie jest zjawiskiem częstym. Fragmenty kłączy zawlekane są na znaczne odległości nieświadomie przez człowieka, wraz z transportem zanieczyszczonej ziemi, używanej następnie w innych miejscach np. w dolinach rzecznych do umacniania brzegów po obfitych deszczach czy powodziach, w parkach do nasadzeń czy podczas prac budowlanych (np. dróg).

Zajmowane siedliska: Gatunek występuje na brzegach rzek i stawów, skrajach zarośli, jak również na przydrożach, nieużytkach, na nasypach kolejowych, w rowach (Fojcik i Tokarska-Guzik 2000). O ostatnim czasie obserwowany również na terenach rolniczych (Tokarska-Guzik i in. 2009).

c) opis potencjalnych dróg wprowadzania i rozprzestrzeniania, zamierzonego i niezamierzonego, obejmujących – w stosownych przypadkach – towary, z którymi dany gatunek jest zazwyczaj powiązany

Podobnie jak w przypadku *R. japonica* i *R. sachalinensis*, nasiona mieszańca mogą być zawlekane na nowe tereny na drodze anemo- lub hydrochorii, natomiast kłącza najczęściej wskutek nieświadomej działalności człowieka (np. wraz z transportem ziemi). W przypadku rdestowców szczególnie efektywny jest transport nasion z wodą, spływem powierzchniowym – na małe odległości oraz z biegiem rzek i strumieni czy wodami powodziowymi. Populacje zlokalizowane w górnych odcinkach biegu rzek lub zlokalizowane na wyniesieniach terenu, mogą więc stanowić potencjalne źródło propagul dla nowych populacji dlatego powinny być eliminowane w pierwszej kolejności. Prawdopodobieństwo pojawienia się rdestowców na terenie dolin rzecznych jest wyższe, niż na obszarach pozbawionych wód płynących, dodatkowo roślina szybko rozprzestrzenia się z terenów nadrzecznych na obszary przyległe. Każda forma transportu ziemi z miejsc występowania tych roślin i ich okolic (np. po usunięciu z ogrodów,

parków, na skutek udrażniania lub pogłębiania rowów melioracyjnych itd.) stwarza realne ryzyko przeniesienia zawartych w niej fragmentów kłączy.

Takson *Reynoutria ×bohemica* wymieniony został w *Rozporządzeniu Ministra Środowiska z dn. 9 września 2011 r. w sprawie listy roślin i zwierząt gatunków obcych, które w przypadku uwolnienia do środowiska przyrodniczego mogą zagrozić gatunkom rodzimym lub siedliskom przyrodniczym* (Dz.U. 2011 nr 210 poz. 1260) i jako taki, nie może być importowany, rozmnażany czy sprzedawany bez zezwolenia GDOŚ lub RDOŚ.

d) ocena ryzyka wprowadzenia, zadomowienia się i rozprzestrzenienia w odpowiednich regionach biogeograficznych w obecnych warunkach i w przewidywalnych warunkach zmiany klimatu

Stanowiska tego gatunku rozproszone są na terenie całego kontynentu. Dane dotyczące rozmieszczenia i rozprzestrzeniania się rośliny w Polsce i Europie oraz cechy związane z jej biologią i ekologią, jednoznacznie wskazują na dużą tolerancję i łatwość adoptowania się rośliny do różnych warunków klimatycznych i siedliskowych.

e) opis obecnego rozmieszczenia gatunku, zawierający informacje, czy gatunek ten występuje już w Unii lub w krajach sąsiadujących, oraz prognozy kierunków jego migracji i prawdopodobnego rozmieszczenia w przyszłości

Aktualnie nie można określić zasięgu *Reynoutria ×bohemica* na terenie Polski z uwagi na niepełne dane. Badania przeprowadzone w skali lokalnej, wykazały, że prawie połowa jego stanowisk znajdowała się w bliskim sąsiedztwie jednego z gatunków rodzicielskich – *R. japonica*, przy czym mieszańiec występował rzadziej od *R. japonica* a częściej niż *R. sachalinensis* (Fojcik i Tokarska-Guzik 2000).

W wielu krajach UE Europy Środkowej i poza nią, gatunek posiada status inwazyjnego (Tab. 9.). Ogromne możliwości wegetatywnego rozprzestrzeniania się, szybkie tempo wzrostu, małe wymagania siedliskowe i duże zdolności adaptacji nawet do skrajnych warunków, sprzyjają szybkiej inwazji rośliny, która zajmuje nowe miejsca i sukcesywnie zwiększa liczbę swoich stanowisk. Gatunek jest zdolny utworzyć rozległe wielkopowierzchniowe płyty. Z dużym prawdopodobieństwem należy przyjąć, że w Polsce wzrost liczby stanowisk azjatyckich rdestowców będzie szybko postępował.

Tab. 9. Występowanie i status *Fallopia (Reynoutria) ×bohemica* w krajach UE oraz innych europejskich (w tym sąsiadujących z Polską)

Kraj	Status gatunku*				źródła
	inwazyjny	potencjalnie inwazyjny	zadomowiony/ nie inwazyjny	nie odnaleziony lub brak danych**	
Albania				x	GISD 2015
Andora				x	GISD 2015
Austria		x			Essl i Rabitsch 2002, 2004
Belgia			x		Verrloove 2006
Białoruś				x	GISD 2015
Bośnia i Hercegowina				x	GISD 2015
Bułgaria	x				Petrova i in. 2013
Chorwacja				x	CABI 2015
Cypr				x	CABI 2015

<i>Czarnogóra</i>				x	GISD 2015
Dania	x				Bailey, Wisskirchen 2006
Estonia	x				List of invasive species (in Estonian); https://www.riigiteataja.ee/akt/12828512
Finlandia				x	CABI 2015
Francja	x				EPPO 2014
Grecja				x	Arianoutsou i in. 2010 GISD 2015
Hiszpania				x	CABI 2015
Holandia				x	CABI 2015
Irlandia	x				CABI 2015
<i>Islandia</i>				x	GISD 2015
<i>Liechtenstein</i>				x	GISD 2015
Litwa				x	GISD 2015
Luksemburg				x	GISD 2015
Łotwa				x	GISD 2015
<i>Macedonia</i>				x	GISD 2015
Malta				x	GISD 2015
<i>Mołdawia</i>				x	GISD 2015
<i>Monako</i>				x	GISD 2015
Niemcy	x				EPPO 2014
<i>Norwegia</i>				x	CABI 2015
Polska	x				Tokarska-Guzik i in. 2012
Portugalia				x	GISD 2015
Republika Czeska	x				Pyšek i in. 2012; EPPO 2014; Kadlečík 2014
Rosja					CABI 2015
Rumunia	x				Kovács 2006
<i>San Marino</i>				x	GISD 2015
<i>Serbia</i>				x	GISD 2015
Słowacja			x		Medvecká i in. 2012
Słowenia	x				Jogan 2013
<i>Szwajcaria</i>				x	CABI 2015
Szwecja	x				NOBANIS 2015
<i>Turcja</i>				x	GISD 2015
Ukraina				x	Kadlečík 2014
<i>Watykan</i>				x	GISD 2015
Węgry	x				Kadlečík 2014
Wielka Brytania				x	CABI 2015
Włochy	x				CABI 2015

Objaśnienia: Kraje EU – prosta czcionka; *pozostałe kraje europejskie* – pochyła czcionka; **kraje sąsiadujące z PL** – pogrubiona czcionka

* - status gatunku podano na podstawie dostępnych źródeł; zastosowane tam kryteria mają charakter autorski

** - w tej kolumnie uwzględniono także sytuacje, kiedy gatunek został odnotowany w danym kraju na pojedynczych stanowiskach i/lub został zaklasyfikowany do grupy gatunków niezadomowionych (diafit: efemerofit, ergazjofit / *casual species*) lub jego status nie został określony

f) opis niepożądanego oddziaływania na różnorodność biologiczną i powiązane usługi ekosystemowe, włącznie z oddziaływaniem na gatunki rodzime, obszary chronione, siedliska zagrożone, jak również na zdrowie ludzkie, bezpieczeństwo i na gospodarkę;

częścią opisu jest ocena potencjalnego oddziaływania w przyszłości, z uwzględnieniem dostępnej wiedzy naukowej

Rdestowiec pośredni podobnie jak pozostałe dwa gatunki, stanowi duże zagrożenie dla rodzimej różnorodności biologicznej. Skutecznie konkurując z rodzimą roślinnością znacznie ogranicza lub uniemożliwiają ich regenerację. Najbardziej narażone są rośliny występujące w aluwiach rzecznych, w zbiorowiskach okrajkowych i leśnych. Gatunek tworzy zwarte, jednogatunkowe monokultury, często zajmując rozległe powierzchnie na siedliskach łągów i zarośli wierzbowych (Tokarska-Guzik i in. 2005). Ogranicza również dostęp do brzegów wód, niszcząc zabezpieczenia przeciwpowodziowe, uniemożliwia rolnicze wykorzystanie gruntów, powoduje niszczenie nawierzchni dróg, zmniejsza atrakcyjność obszarów turystycznych i inwestycyjnych (Tokarska-Guzik i in. 2009). Wśród niepożądanych oddziaływań należy wymienić również przenikanie na obszary chronionych.

g) opis znanych sposobów wykorzystywania danego gatunku i płynących z nich korzyści społecznych i gospodarczych

Ze względu na szybkie tempo wzrostu i walory dekoracyjne rdestowiec pośredni może potencjalnie stanowić atrakcyjny element na terenach miejskich. Podnosi estetykę gruzowisk, wysypisk i różnego rodzaju nieużytków. Jako roślina późno kwitnąca stanowią też źródło nektaru dla wielu gatunków owadów (roślina miododajna). Rdestowce należą do grupy obcych gatunków roślin energetycznych. Jednak z uwagi na niebezpieczeństwo jakie stwarzają, ich uprawa jest bezwzględnie niepożądana na terenie całego kraju. Mogą być one wykorzystywane na opał, lecz tylko w przypadku pozyskiwania roślin z natury (Tokarska-Guzik i in. 2009). Ostatnie badania wykazały wysoką produktywność biomasy rdestowca pośredniego oraz jego przydatność w procesie współfermentacji z kukurydzą i wyciekami z jabłek, co stwarza potencjalną możliwość wykorzystania rośliny jako alternatywnego źródła biogazu (Kupryś-Caruk i in. 2014).

h) podsumowanie/wnioski wraz z uzasadnieniem czy gatunek spełnia kryteria ujęcia na liście UE

Takson spełnia kryteria (a-e) przyjęte na potrzeby przygotowania wykazu inwazyjnych gatunków obcych stwarzających zagrożenie dla środowiska przyrodniczego Unii Europejskiej. Z uwagi na dużą inwazyjność *Reynoutria ×bohemica* jest on uznawany za takson wymagający zwalczania (Child i Wade 2000). Brak działań ograniczających jego występowanie i/lub eliminujących obecność tych rośliny może sprzyjać dalszej ich inwazji i powodować wzrost jej nasilenia.

Piśmiennictwo

Arianoutsou M., Bazos I., Delipetrou P., Kokkoris Y. 2010. The alien flora of Greece: taxonomy, life traits and habitat preferences. Biol Invasions 12: 3525–3549.

Bailey J.P. 1999. The Japanese Knotweed invasion of Europe: the potential for further evolution in nonnative regions. [w:] E. Yano, K. Matsuo, M. Shiyomi, D. A. Andow (red.), Biological Invasions of Ecosystem by Pest and Beneficial Organisms. ss. 27–37. National Institute of Agro-Environmental Sciences, Tsukuba, Japan

Bailey J.P. 2003. Japanese Knotweed *s.l.* at home and abroad. [w:] L. Child, J.H. Brock, K. Prach, P. Pyšek, P.M. Wade, W. Williamson (red.), Plant Invasions – ecological threats and management solutions, ss. 183–196. Backhuys, Leiden, The Netherlands

Bailey J.P., Bimova K.B., Mandak 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., Bímová K., Mandák B. 2009. Asexual spread versus sexual reproduction and evolution in Japanese Knotweed *s.l.* sets the stage for the “Battle of the Clones”. Biological Invasions 11: 1189–1203.
- Bailey J.P., Wisskirchen R. 2006. The distribution and origins of *Fallopia ×bohemica* (Polygonaceae) in Europe. Nord. J. Bot, 24: 173–200.
- Balogh L. 1998. Exomorphological observations in support of the presence of the hybrid species *Fallopia ×bohemica* in Hungary. Kitaibelia: 255–256.
- BFIS 2014. The Belgian Forum on Invasive Species - Invasive Alien Species in Belgium Species List. <http://ias.biodiversity.be/species/show/144> (data dostępu 22.04.2015).
- CABI Commonwealth Agricultural Bureau International. 2015. Datasheet: *Fallopia ×bohemica* <http://www.cabi.org/isc/datasheet/108332> (data dostępu 24.04.2015).
- Child L., Wade M. 2000. The Japanese Knotweed Manual: The Management and Control of an Invasive Alien Weed. s. 123. Packard Publishing Limited, Chichester.
- Chrtek J., Chrtková A. 1983. *Reynoutria ×bohemica*, nový kříženec z čeledi rdesnovitých. Čas. Nar. Muz. Praha, Ser. Nat. 152(2): 120.
- DAISIE Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe 2015. Species Factsheet *Fallopia ×bohemica*. <http://www.europe-aliens.org/speciesFactsheet.do?speciesId=8037>
- EPPO 2014. PQR database. Paris, France: European and Mediterranean Plant Protection Organization. <http://www.eppo.int/DATABASES/pqr/pqr.htm>
- Essl F., Rabitsch W. 2003. Neobiota in Österreich. Umweltbundesamt GmbH, Wien
- Essl F., Rabitsch W. 2004. Austrian Action Plan on Invasive Alien Species. Federal Ministry of Agriculture, Forestry, Environment and Water Management Stubenbastei 5, 1010 Vienna, Austria. 3–25 pp.
- Fojcik B., Tokarska-Guzik B. 2000. *Reynoutria ×bohemica* (Polygonaceae) - nowy takson we florze Polski. Fragm. Flor. Geobot. Polonica 7: 63–71.
- GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?sts=sss&st=sss&fr=1&sn=&rn=albania&hci=-1&ei=-1&lang=EN&x=16&y=10> (data dostępu 27.04.2015).
- GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?st=sss&sn=&rn=Andorra&ri=18478&hci=-1&ei=-1&fr=1&sts=&lang=EN> (data dostępu 27.04.2015).
- GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?sts=sss&st=sss&fr=1&sn=&rn=belarus&hci=-1&ei=-1&lang=EN&x=28&y=11> (data dostępu 27.04.2015).
- GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?sts=sss&st=sss&fr=1&sn=&rn=Greece&hci=-1&ei=-1&lang=EN&x=10&y=15> (data dostępu 27.04.2015).
- GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?st=sss&sn=&rn=Bosnia%20and%20Herzegovina&ri=18488&hci=-1&ei=-1&fr=1&sts=&lang=EN> (data dostępu 27.04.2015).
- GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?sts=sss&st=sss&fr=1&sn=&rn=montenegro&hci=-1&ei=-1&lang=EN&x=30&y=13> (data dostępu 27.04.2015).

GISD The Global Invasive Species Database 2015.

<http://www.issg.org/database/species/search.asp?sts=sss&st=sss&fr=1&sn=&rn=Iceland&hci=-1&ei=-1&lang=EN> (data dostępu 27.04.2015).

GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?sts=sss&st=sss&fr=1&x=20&y=11&sn=&rn=Liechtenstein&hci=-1&ei=-1&lang=EN> (data dostępu 27.04.2015).

GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?sts=sss&st=sss&fr=1&sn=&rn=Luxembourg+&hci=-1&ei=-1&lang=EN&x=22&y=11> (data dostępu 27.04.2015).

GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?sts=sss&st=sss&fr=1&sn=&rn=Lithuania&hci=-1&ei=-1&lang=EN&x=12&y=14> (data dostępu 27.04.2015).

GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?sts=sss&st=sss&fr=1&sn=&rn=Latvia&hci=-1&ei=-1&lang=EN&x=21&y=12> (data dostępu 27.04.2015).

GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?sts=sss&st=sss&fr=1&sn=&rn=Malta&hci=-1&ei=-1&lang=EN&x=11&y=8> (data dostępu 27.04.2015).

GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?sts=sss&st=sss&fr=1&x=0&y=0&sn=&rn=Macedonia&hci=-1&ei=-1&lang=EN> (data dostępu 27.04.2015).

GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?st=sss&sn=&rn=Moldova%2C%20Republic%20of&ri=18619&hci=-1&ei=-1&fr=1&lang=EN&sts=sss> (data dostępu 27.04.2015).

GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/hsearch.asp?sts=sss&st=sss&fr=1&sn=&rn=Monaco&hci=-1&ei=-1&lang=EN&x=20&y=12> (data dostępu 27.04.2015).

GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?sts=sss&st=sss&fr=1&x=9&y=4&sn=&rn=Portugal&hci=-1&ei=-1&lang=EN> (data dostępu 27.04.2015).

GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?sts=sss&st=sss&fr=1&sn=&rn=San+marino&hci=-1&ei=-1&lang=EN> (data dostępu 27.04.2015).

GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?st=sss&sn=&rn=Serbia&ri=21762&hci=-1&ei=-1&fr=1&sts=&lang=EN> (data dostępu 27.04.2015).

GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?sts=sss&st=sss&fr=1&x=0&y=0&sn=&rn=Turkey&hci=-1&ei=-1&lang=EN> (data dostępu 27.04.2015).

GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?st=sss&sn=&rn=Holy%20See%20%28Vatican%20City%20State%29&ri=18275&hci>

=-1&ei=-1&fr=1&lang=EN&sts=sss (data dostępu 27.04.2015).

- Jogan N. 2013. Invasive alien plant taxa in the flora of Slovenia. EPPO, Belgrad
<http://www.izbis.com/pdf-2013/invazivne-biljke/List%20IAS%20Plants%20SLOVENIA.pdf>
- Kadlečík J. (red.) 2014. Carpathian red list of forest habitats and species Carpathian list of invasive alien species. Draft list of invasive alien species of the Carpathian region, ss. 228–234. The State Nature Conservancy of the Slovak Republic
- Keil P., Alberternst B. 1995. *Reynoutria ×bohemica* Chrtek & Chrtková im westlichen Ruhrgebiet. Natur und Heimat 55: 85–88.
- Kovács J.A. 2006. Distribution of invasive alien species stands in eastern Transylvania. Kanitzia 14: 109–136.
- Kupryś-Caruk M., Podlaski S., Wiśniewski G. 2014. Przydatność rdestowca czeskiego (*Reynoutria ×bohemica* Chrtek & Chrtková) do produkcji biogazu rolniczego. Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych 579: 27–36.
- Medvecká J., Kliment J., Májeková J., Halada L., Zaliberová M., Gojdičová E., Feráková V., Jarolímek I. 2012. Inventory of the alien flora of Slovakia. Preslia 84: 257–309.
- Meerts P., Tiebre M.S. 2007. *Fallopia x bohemica* est beaucoup plus repandu que *F. sachalinensis* dans la region de Bruxelles. Dumortiera 92: 22–24.
- NOBANIS European Network on Invasive Alien Species 2015.
<http://www.nobanis.org/speciesInfo.asp?taxaID=3588> (data dostępu 24.04.2015).
- Petrova A., Vladimirov V., Georgiev V. 2013. Invasive alien species of vascular plants in Bulgaria. Bulgarian Academy of Sciences, Sofia
- Pyšek P., Danihelka J., Sádlo J., Chrtek J. Jr., Chytrý M., Jarošík V., Kaplan Z., Krahulec F., Moravcová L., Pergl J., Štajerová K., Tichý L. 2012. Catalogue of alien plants of the Czech Republic (2nd edition): checklist update, taxonomic diversity and invasion patterns. Preslia 84: 155–255.
- Tokarska-Guzik B. 2005. The establishment and spread of alien plant species (kenophytes) in the flora of Poland. Nr 2372, Wydawnictwo Uniwersytetu Śląskiego, Katowice
- Tokarska-Guzik B., Bzdęga K., Tarłowska S., Koszela K. 2009. Gatunki z rodzaju rdestowiec – *Reynoutria* Houtt. (= *Fallopia*). [w:] Z. Dajdok, P. Pawlaczyk (red.), ss. 87–99. Inwazyjne gatunki roślin ekosystemów mokradłowych Polski. Wydawnictwo Klubu Przyrodników, Świebodzin
- Verloove F. 2006. Catalogue of neophytes in Belgium (1800-2005). Scripta Botanica Belgica 39: 1–89.

4.10. *Heracleum mantegazzianum* Sommier et Levier



Barszcz Mantegazziego

Fot. Barbara Tokarska-Guzik

a) opis gatunku zawierający jego tożsamość taksonomiczną oraz jego historię, naturalny i potencjalny zasięg

***Heracleum mantegazzianum* Sommier et Levier**

Synonimy: *Heracleum asperum* M. Bieb., *Heracleum caucasicum* Steven, *Heracleum circassicum* Mandenova, *Heracleum giganteum* Fischer ex Hornem., *Heracleum grossheimii* Mandenova, *Heracleum lehmannianum* Bunge, *Heracleum panaces* Willd. ex Steven, *Heracleum persicum* Desf. ex Fischer, *Heracleum pubescens* (Hoffm.) M. Bieb., *Heracleum sibiricum* Sphalm, *Heracleum sosnowskyi* Mandenova, *Heracleum speciosum* Weinm., *Heracleum stevenii* Mandenova, *Heracleum tauricum* Steven, *Heracleum villosum* Fischer ex Sprengel, *Pastinaca pubescens* (Hoffm.) Calest., *Spondylium pubescens* Hoffm.

Rodzina: Apiaceae – baldaszkowate

Podklasa: Asteridae – astrowe

Klasa: Magnoliopsida – dwuliścienne

Najczęściej używana nazwa polska i angielska: Barszcz Mantegazziego, barszcz kaukaski lub barszcz mantegazyjski; *ang.* giant hogweed, giant cow parsnip, cartwheel flower (Ochsmann 1996; Klingenstein 2007; Eppo 2009; Fröberg 2009).

Uwaga: szczegółowy opis gatunku wraz z ilustracją oraz danymi dotyczącymi aktualnego rozmieszczenia w Polsce zawiera opracowanie Sachajdakiewicz i Mędrzycki (2014b), dostępne na stronie internetowej Generalnej Dyrekcji Ochrony Środowiska

http://www.gdos.gov.pl/files/aktualnosci/29914/Wytyczne_dotyczace_zwalczania_barszczu_Sosnowskiego_Heracleum_sosnowskyi_i_barszczu_Mantegazziego_Heracleum_mantegazzianum_na_terenie_Polski.pdf

Morfologia i biologia

Wieloletnia roślina zielna, zaliczana pod względem rozmiarów do największych na świecie. Morfologicznie podobna do *Heracleum sosnowskyi*, z którym jest blisko spokrewniona. Osiąga

wysokość od 2 do ponad 5 m. Jej łodyga grubości do 10–12 cm, pokryta jest zwykle purpurowymi plamami, a w górnej części silnie porośnięta sztywnymi włoskami (Nielsen i in. 2005; Klingenstein 2007; EPPO 2009). Liście o szerokości 170 cm i długości 50–150–300 cm, większe w porównaniu z *H. sosnowskyi*, są głęboko podzielone o wydłużonych i zaokrąglonych odcinkach (cecha diagnostyczna) (Nielsen i in. 2005; Page i in. 2006; EPPO 2009). Kwiaty *H. mantegazzianum* są zebrane w duże kwiatostany typu baldach złożony, o średnicy do 80 cm (Müllerová i in. 2005). Na pojedynczej roślinie może występować nawet ponad 80 000 kwiatów (Klingenstein 2007). *Heracleum mantegazzianum*, podobnie jak *H. sosnowskyi*, jest rośliną monokarpiczną, która zakwita tylko raz w czasie całego cyklu życiowego (Tiley i in. 1996; Page i in. 2006; Moravcová i in. 2007a). Są także doniesienia o przypadkach wystąpień okazów polikarpicznych (Perglová i in. 2007). Barszcz rozmnaża się wyłącznie generatywnie, a nasiona produkowane są w ogromnych ilościach (Perglová i in. 2007; EPPO 2009). Jeden osobnik zdolny jest do wytworzenia od 50 000 do 100 000 nasion (Pyšek i Pyšek 1995; Andersen i Calov 1996; Tiley i in. 1996). Jednak w Europie przedstawiciele tego gatunku, produkują najczęściej od 10 000 do 20 000 nasion (maksymalnie zaś 50 000) (Perglová i in. 2007). Najwięcej nasion, 94% znajduje się w wierzchniej warstwie gleby (do 5 cm głębokości), nieliczne z nich mogą być odnajdowane jeszcze w głębszych jej warstwach, na głębokości 6–15 cm (Moravcová i in. 2007b). Kielkują one wczesną wiosną jedynie po jesienno-zimowej stratyfikacji, w temperaturze od 1°C do 6°C oraz w wilgotnych i chłodnych warunkach (Tiley i in. 1996; Moravcová i in. 2005). Dotąd nie odnotowano przypadków rozmnażania wegetatywnego u tych roślin, chociaż charakteryzują się one wysokimi zdolnościami regeneracyjnymi. Podobnie jak u przedstawicieli *H. sosnowskyi*, są one szczególnie zauważalne po uszkodzeniu nadziemnych części roślin (np. po wykoszeniu), co stymuluje powstawanie nowych pędów i baldachów (Śliwiński 2009; obserwacje autorów).

Heracleum mantegazzianum (jak i *H. sosnowskyi*), zawiera we wszystkich swoich organach sok, bogaty w związki z grupy furanokumaryn, który w kontakcie ze skórą i w obecności światła słonecznego, powoduje bolesne i trudne w gojeniu oparzenia (Page i in. 2005; EPPO 2009; Rzymiski i in. 2014). Jednak w naturze związki te stanowią swoistego rodzaju mechanizm ochrony przed roślinożercami, działając przy tym na różne grupy organizmów, od bakterii do ssaków, z człowiekiem włącznie (Hattendorff i in. 2007).

Gatunki z rodzaju *Heracleum* wykazują łatwość krzyżowania się między sobą (EPPO 2009). Dotąd potwierdzono mieszańce *H. mantegazzianum* × *H. sphondylium* w Wielkiej Brytanii (Weimarck i in. 1979; Tiley i in. 1996; Page i in. 2006) i z terenu Niemiec (Oschmann 1996). Cechują się one niską płodnością (Grace i Nelson 1981; Steward i Grace 1984; Page i in. 2006; EPPO 2009) i wykazują pod względem morfologii cechy pośrednie gatunków rodzicielskich; mogą być identyfikowane na podstawie długości włosków na liściach oraz wyglądu ziaren pyłku (Aurora i in. 1982; Tiley i in. 1996). Z kolei mieszańce pomiędzy gatunkami *H. mantegazzianum* i *H. sibiricum* oraz *H. sosnowskyi* i *H. sibiricum* były podawane z Litwy (EPPO 2009). Znane są także przypadki mieszańców między *H. mantegazzianum* i *H. sosnowskyi* (Klingenstein 2007).

Naturalny i potencjalny zasięg

Heracleum mantegazzianum pochodzi z zachodniej części masywu Wielkiego Kaukazu. Roślinę odkryli europejscy botanicy w 1890 roku, a opisana została przez Sommier'a i Levier'a w 1895 roku (Jahodová i in. 2007a; EPPO 2009). *Heracleum mantegazzianum* w granicach naturalnego zasięgu występuje na terenie dzisiejszej Gruzji oraz Rosji (Jahodová i in. 2007a; EPPO 2009). Rośnie tam na obszarach górskich, sięgając powyżej górnej granicy lasu (od 50 do 2 200 m n.p.m.). Porasta tamtejsze skraje lasów, śródleśne polany, jest częsty w sąsiedztwie strumieni i potoków górskich, a także stanowi zasadniczy komponent zbiorowisk ziołoroślowych (Tiley i in. 1996; Otte i in. 2007; Nielsen i in. 2008; EPPO 2009).

Wtórny zasięg obejmuje Europę (por. niżej) oraz Amerykę Północną (USA, Kanada), Australię i Nową Zelandię (CABI, 2014).

Historia rozprzestrzenienia

Pierwsza w Europie wzmianka dotycząca barszczu Mantegazziego, sprowadzonego tu jako roślina ozdobna pod nazwą *Heracleum giganteum*, pochodzi z 1817 roku z Royal Botanic Garden w Kew (Wielka Brytania), natomiast pierwszą 'dziką' populację zaobserwowano w 1828 roku, w hrabstwie Cambridgeshire (Jahodová i in. 2007a). W kolejnych latach roślina była powszechnie sadzona ze względu na swoje walory dekoracyjne, skąd rozprzestrzeniała się przede wszystkim wzdłuż dolin rzecznych (Jahodová i in. 2007a; Pyšek i in. 2008).

Występowanie barszczu Mantegazziego potwierdzono dotąd w blisko 20 europejskich krajach, przy czym w 14 z nich, pierwsze wzmianki o jego obecności pochodzą z okresu 1900–1960 (Nielsen i in. 2005; EPPO 2009).

Do Ameryki Północnej (Stany Zjednoczone) barszcz został sprowadzony jako ciekawostka botaniczna w 1917 roku (EPPO 2009). Doniesienia o nowych stanowiskach rośliny z tego obszaru, pochodzą z roku 2002 ze Stanu Vermont, także z roku 2003 ze Stanów: Maryland i Michigan oraz z 2004 roku z Indiany (EPPO 2009). Pierwsze wzmianki z Kanady, udokumentowane okazem zielnikowym z herbarium w Ontario, pochodzą z 1949 roku (Page i in. 2006).

Do Polski barszcz Mantegazziego został celowo wprowadzony jako atrakcyjna roślina ozdobna oraz podobnie jak barszcz Sosnowskiego, do eksperymentalnych upraw na paszę dla zwierząt (Bochniarz, Bochniarz 1986). Pierwsze doniesienia o jego stanowiskach pochodzą z 1973 roku, z okolic Gryfina (woj. zachodniopomorskie) (Balcerkiewicz 1972; Tokarska-Guzik 2005). Z czasem roślina zaczęła pojawiać się poza uprawami m.in. na obrzeżach dawnych pól, a następnie na przyległych terenach. Nieumiejętne próby usuwania tych roślin spowodowały dalszą ich ekspansję (Śliwiński i Anioł-Kwiatkowska 2011). Obecnie przyjmuje się, że w skali kraju barszcz Mantegazziego jest gatunkiem rzadszym od barszczu Sosnowskiego (Śliwiński 2009). Występuje w południowo-zachodniej części kraju, także na północy i wschodzie. Częściej niż barszcz Sosnowskiego, spotykany jest w miastach, gdzie mógł być sadzony w celach dekoracyjnych (Jackowiak 1993; Marciniuk i Wierzba 2006; Śliwiński 2009).

Od 2012 roku prowadzony jest powszechny spis stanowisk kaukaskich barszczy: Sosnowskiego i Mantegazziego obejmujący północną i środkową część kraju (Sachajdakiewicz i in. 2014a).

b) opis wzorców i dynamiki jego rozmnażania i rozprzestrzeniania się, włącznie z oceną, czy istnieją ku temu odpowiednie warunki środowiskowe w Polsce i Unii

Roślina rozmnażająca się wyłącznie generatywnie, o ogromnym potencjale reprodukcyjnym (Perglová i in. 2007; EPPO 2009). W zasięgu europejskim jedna roślina produkuje od 10 000 do 20 000 nasion (maksymalnie zaś 50 000) (Perglová i in. 2007). Kwitnienie następuje już w drugim roku wzrostu lecz tylko w sprzyjających warunkach. W innym wypadku, może zostać odłożone do momentu, gdy warunki będą optymalne (Nielsen i in. 2005). Obserwowano przypadki kwitnięcia po 3-5 roku lub nawet 12 latach, co wynikało najczęściej z niekorzystnych dla rośliny warunków środowiskowych lub niszczenia jej części poprzez wypas lub wycinę (Page i in. 2006; Pergl i in. 2006; EPPO 2009). Na pastwiskach oraz w miejscach regularnie wykaszanych, kwitnienie następowało zwykle po siedmiu latach wzrostu (Pergl i in. 2006). Roślina jest owadopylna, jednak możliwe jest również samozapylenie, które uznaje się za czynnik sprzyjający szybkiemu rozprzestrzenianiu się (EPPO 2009). Nasiona przechowywane w suchych warunkach, zachowują żywotność nawet przez 15 lat, natomiast w warunkach naturalnych okres ten ulega skróceniu do 2–5 lat (Krinke i in. 2005; Moravcová i in. 2007b). Jesienią koncentracja nasion w glebie może wynosić nawet 12 000 nasion/m², z czego do wiosny zwykle przetrwa około 2 000 żywotnych nasion/m² (Nielsen i in. 2005). W warunkach laboratoryjnych 90% procent nasion zachowuje zdolność do kiełkowania (Nielsen i in. 2005; Moravcová i in. 2007a). Nasiona *H. mantegazzianum* kiełkują wczesną wiosną tylko po uprzedniej jesienno-zimowej stratyfikacji, w mokrych i chłodnych warunkach przy temperaturze od 1°C do 6°C (Tiley i in. 1996; (Otte i Franke 1998; Moravcová i in. 2005) Moravcová i in. 2007b; EPPO 2009). Do kiełkowania nasion nie jest konieczna ekspozycja na

światło, ale czynnikiem skutecznie ograniczającym ten proces, jest zbyt niski poziom wilgoci w podłożu (EPPO 2009).

Nasiona barszczy (także *Heracleum sosnowskyi*) mogą być przenoszone na znaczne odległości, na sierści zwierząt, z wiatrem do 10 km, także z wodą z pobliskich cieków wodnych, ale również z transportem drogowym i kolejowym (np. na kołach samochodów do ok. 100 km) lub zawleczone nieświadomie przez człowieka przyklejone do obuwia do ok. 50 km (Nielsen i in. 2005; Pyšek i in. 2007b; EPPO 2009; Sachajdakiewicz i Mędrzycki 2014b). Częstą formą dyspersji nasion jest także transport z sypkimi substratami, glebą lub płodami rolnymi, do ok. 100 km (Sachajdakiewicz i Mędrzycki 2014b).

Barszcz posiada duże zdolności regeneracyjne szczególnie w przypadku uszkodzenia jego części nadziemnych (np. po wykoszeniu), co skutkuje wytworzeniem nowych pędów i później baldachów (Śliwiński 2009; obserwacje autorów).

Zajmowane siedliska

W zasięgu wtórnym występuje także na terenach nizinnych (od 154 do 1 249 m n.p.m.), wzdłuż cieków wodnych, dróg, linii kolejowych, na terenach ruderalnych oraz porolniczych, szczególnie na obszarach dawnych Państwowych Gospodarstw Rolnych (Otte i Thiele 2007; Thiele i in. 2007; Śliwiński 2009). W Europie jest częsty na otwartych przestrzeniach, gdzie ma nieograniczony dostęp do światła (EPPO 2009). Dobrze radzi sobie również na terenach sąsiadujących z lasami, gdzie panuje częściowe zacienienie (Tiley i in. 1996). Przedstawiciele tego gatunku dobrze znoszą półcień lecz nie rozwijają się w pełnym cieniu (Thiele i in. 2007). *Heracleum mantegazzianum* należy do gatunków preferujących chłodny bądź ciepły klimat umiarkowany z mroźnymi zimami (od -18°C do -23°C) (Tiley i in. 1996). Warunkiem niezbędnym do rozwoju rośliny jest następowanie po sobie okresu mroźnej zimy i ciepłego lata (Tiley i in. 1996; Nielsen i in. 2005). Konieczna jest także żyzna, wilgotna gleba, mineralno-próchnicza, eutroficzna o pH od kwaśnego do lekko zasadowego (4,0–8,5) (Thiele i in. 2007; EPPO 2009). Barszcz Mantegazziego należy do grupy roślin odpornych na mróz i zalewanie lecz nie przetrwa stale zanurzony w wodzie.

Przedstawiciele tego gatunku kolonizują często tereny dotąd nieuprawiane oraz miejsca gdzie zaniechano upraw lub nie podlegają one regularnym wypasom bydła (EPPO 2009).

c) opis potencjalnych dróg wprowadzania i rozprzestrzeniania, zamierzonego i niezamierzonego, obejmujących – w stosownych przypadkach – towary, z którymi dany gatunek jest zazwyczaj powiązany

Obecnie *Heracleum mantegazzianum* rzadko wprowadzany jest do uprawy jako roślina ozdobna czy użytkowa. Rozprzestrzenia się na nowe tereny z miejsc swojego wcześniejszego występowania (zarówno ze stanowisk celowej introdukcji jak i spontanicznych) na drodze zoo-, anemo- lub hydrochorii oraz antropochorii (poprzez nieświadomą działalność człowieka, np. nasiona na kołach samochodów czy przyklejone do obuwia).

Szczególnie efektywny jest transport nasion z wodą, spływem powierzchniowym – na małe odległości oraz z biegiem rzek i strumieni czy wodami powodziowymi, nawet na dystans 10 km. Z tego względu populacje zlokalizowane w górnych odcinkach biegu rzek oraz znajdujące się na wyniesieniach terenu, mogą stanowić potencjalne źródło propagul dla nowych populacji i powinny być eliminowane w pierwszej kolejności (Sachajdakiewicz i Mędrzycki 2014b). Prawdopodobieństwo pojawienia się *H. mantegazzianum* w dolinach rzecznych jest wyższe, niż na obszarach pozbawionych wód płynących, dodatkowo roślina szybko rozprzestrzenia się z terenów nadrzecznych na obszary przyległe (Śliwiński 2009).

Nasiona tworzą trwałe glebowy bank nasion nawet do 15 lat (Krinke i in. 2005). Każda forma transportu ziemi z miejsc występowania tych roślin i ich okolic (np. po usunięciu z ogrodów, parków, na skutek udrażniania lub pogłębiania rowów melioracyjnych itd.) stwarza realne ryzyko przeniesienia zawartych w niej nasion (Sachajdakiewicz i Mędrzycki 2014b).

Nasiona mogą stanowić także zanieczyszczenie żywności, pasz oraz produktów zbożowych co może sprzyjać ich dalszemu rozprzestrzenianiu (EPPO 2009).

Zgodnie z Rozporządzeniem Ministra Środowiska z dn. 9 września 2011 r. w sprawie listy roślin i zwierząt gatunków obcych, które w przypadku uwolnienia do środowiska przyrodniczego mogą zagrozić gatunkom rodzimym lub siedliskom przyrodniczym (Dz.U. 2011 nr 210 poz. 1260), ten azjatycki gatunek barszczu nie powinien być importowany, rozmnażany i sprzedawany bez zezwolenia GDOŚ lub RDOŚ.

d) ocena ryzyka wprowadzenia, zadomowienia się i rozprzestrzenienia w odpowiednich regionach biogeograficznych w obecnych warunkach i w przewidywalnych warunkach zmiany klimatu

Dane dotyczące rozmieszczenia i rozprzestrzeniania się gatunku w Polsce i Europie oraz cechy związane z jego biologią i ekologią, jednoznacznie wskazują na dużą tolerancję i łatwość adoptowania się rośliny do różnych warunków klimatycznych i siedliskowych (np. zdolność utrzymania się nasion w wodzie przez 3 dni).

Gatunek toleruje klimat kontynentalny oraz chłodny i ciepły umiarkowany, z gorącym latem i mroźną zimą (od -23°C do 45°C) (Tiley i in. 1996). Podobnie jak *H. sosnowskyi*, w niesprzyjających warunkach, poza samozapyleniem, rośliny barszczu Mantegazziego mogą opóźnić kwitnienie by zmagazynować wystarczającą ilość zasobów do owocowania. Nasiona dojrzewają w krótkim czasie, tworzą długotrwały glebowy bank nasion cechujących się dużą żywotnością (nawet do 15 lat) (Krinke i in. 2005; Moravcová i in. 2007b). Wysiane jesienią mogą kiełkować następną wiosną, po krótkim okresie spoczynku podczas którego wystarczająca jest temperatura $1-6^{\circ}\text{C}$ i wilgoć w podłożu. Potwierdzono, że jeden dojrzały osobnik może zapoczątkować nową inwazję (Nielsen i in. 2005).

e) opis obecnego rozmieszczenia gatunku, zawierający informacje, czy gatunek ten występuje już w Unii lub w krajach sąsiadujących, oraz prognozy kierunków jego migracji i prawdopodobnego rozmieszczenia w przyszłości

Obecnie na podstawie publikowanych danych, przyjmuje się, że zasięg barszczu Mantegazziego w Polsce jest regionalny, a roślina występuje rzadziej niż *H. sosnowskyi*.

Zidentyfikowana dotąd liczba stanowisk może być wynikiem braku szczegółowych opracowań dotyczących *H. mantegazzianum*, jak też nie wyróżniania rośliny (duże podobieństwo morfologiczne do *H. sosnowskyi*) oraz niepoprawnej identyfikacji (Śliwiński 2009). Z tego względu należy założyć, że liczba jego stanowisk, jak również zajmowany obszar w kraju, może być większy od podawanego. Występuje w południowo-zachodniej części kraju, wzdłuż Nysy Kłodzkiej i Łużyckiej (Tokarska-Guzik 2005), a także na Pomorzu Środkowym i Zachodnim, Wyżynie Małopolskiej, Wyżynie Śląskiej, Nizinie Sandomierskiej, w Bieszczadach Niskich, Beskidzie Małym, na Podtatrzu oraz na Wzniesieniu Gubałowskim (Białecka 1982; Mirek 1986-1987; Mirek i Piękoś-Mirkowa 1987; Kotańska 1991; Towpasz 1996; Szela 1997; Tokarska-Guzik 2005; Sobisz i Truchan 2008). Częściej niż *H. sosnowskyi*, spotykany jest w miastach (nasadzenia ogrodowe, parkowe), rzadziej obserwowany jako uciekinier z uprawy (Marciniuk i Wierzba 2006).

Jako obcy gatunek odnotowany został w wielu krajach Europy, także w Ameryce Północnej, Australii i Nowej Zelandii (Nielsen i in. 2005; Jahodová i in. 2007a,b; Klingenstein 2007; EPPO 2009). W większości krajów Europy środkowej i poza nią, gatunek posiada status inwazyjnego (Tab. 10.).

Heracleum mantegazzianum stopniowo zajmuje nowe miejsca, zwiększając liczbę swoich stanowisk. Jest zdolny w krótkim czasie utworzyć duże kilkutyśne skupienia, jednak częściej odnajdywane są mniejsze populacje wzdłuż dróg i cieków wodnych (Pyšek i in. 2012; Sachajdakiewicz i Mędrzycki 2014b).

Z dużym prawdopodobieństwem należy przyjąć, że w Polsce wzrost liczby stanowisk kaukaskich barszczu (w tym *H. sosnowskyi*) może być szybki i wykładniczy (Sachajdakiewicz i Mędrzycki 2014b).

Tab. 10. Występowanie i status *Heracleum mantegazzianum* w krajach UE oraz innych europejskich (w tym sąsiadujących z Polską)

Kraj	Status gatunku*				źródła
	inwazyjny	potencjalnie inwazyjny	zadomowiony/ nie inwazyjny	nie odnaleziony lub brak danych**	
<i>Albania</i>				x	GISD 2015
<i>Andora</i>				x	GISD 2015
Austria		x			Essl i Rabitsch 2003
Belgia	x				Verloove 2006; BFIS 2014
Białoruś				x	Wallentin 2013
<i>Bośnia i Hercegowina</i>				x	Maslo 2010
Bułgaria				x	GISD 2015
Chorwacja				x	GISD 2015
Cypr				x	GISD 2015
<i>Czarnogóra</i>				x	GISD 2015
Dania	x				Andersen 1995; EPO 2009
Estonia	x				GISD 2011 List of invasive species (in Estonian); https://www.rigiteataja.ee/akt/12828512
Finlandia	x				EPO 2009
Francja	x				GISD 2011
Grecja				x	Arianoutsou i in. 2010; GISD 2015
Hiszpania				x	GISD 2015
Holandia	x				GISD 2011; CABI 2015
Irlandia	x				CABI 2014
<i>Islandia</i>		x			Wasowicz i in. 2013
<i>Liechtenstein</i>	x				CABI 2015
Litwa				x	EPO 2009
Luksemburg				x	GISD 2015
Łotwa	x				GISD 2011
<i>Macedonia</i>				x	GISD 2015
Malta				x	GISD 2015
<i>Mołdawia</i>				x	GISD 2015
<i>Monako</i>				x	GISD 2015
Niemcy	x				EPO 2013
<i>Norwegia</i>	x				GISD 2011; CABI 2015
Polska	x				Tokarska-Guzik i in. 2012
Portugalia				x	GISD 2015
Republika Czeska	x				Pyšek i in. 2012; Kadlečík 2014
Rosja				x	CABI 2015
Rumunia				x	Anastasiu, Negrean 2005
<i>San Marino</i>				x	GISD 2015
<i>Serbia</i>				x	GISD 2015
Słowacja	x				Medvecká i in. 2012; Kadlečík 2014
Słowenia	x				Jogan 2013
<i>Szwajcaria</i>	x				CABI 2015

Szwecja	x				EPPO 2009; CABI 2015
Turcja				x	GISD 2015
Ukraina	x				Protopopova i in. 2006
Watykan				x	GISD 2015
Węgry	x				GISD 2011; Kadlečík 2014; CABI 2015
Wielka Brytania	x				CABI 2015
Włochy	x				Celesti-Grapow i in. 2009; CABI 2015

Objaśnienia: Kraje EU – prosta czcionka; *pozostałe kraje europejskie* – pochyła czcionka; **kraje sąsiadujące z PL** – pogrubiona czcionka

* - status gatunku podano na podstawie dostępnych źródeł; zastosowane tam kryteria mają charakter autorski (por. objaśnienia w rozdz. 1; ad.e)

Dodatkowe źródła: m.in. CABI Datasheet: *Heracleum mantegazzianum*, 2014

** - w tej kolumnie uwzględniono także sytuacje, kiedy gatunek został odnotowany w danym kraju na pojedynczych stanowiskach i/lub został zaklasyfikowany do grupy gatunków niezadomowionych (diafit: efemerofit, ergazjofit / *casual species*) lub jego status nie został określony

f) opis niepożądanego oddziaływania na różnorodność biologiczną i powiązane usługi ekosystemowe, włącznie z oddziaływaniem na gatunki rodzime, obszary chronione, siedliska zagrożone, jak również na zdrowie ludzkie, bezpieczeństwo i na gospodarkę; częścią opisu jest ocena potencjalnego oddziaływania w przyszłości, z uwzględnieniem dostępnej wiedzy naukowej

Rośliny barszczu Mantegazziego stwarzają obecnie poważne zagrożenie dla rodzimej różnorodności biologicznej i przyczyniają się do spadku jej bogactwa poprzez tworzenie rozległych, gęstych jednogatunkowych agregacji na skutek masowej produkcji nasion (Pytlarczyk i in. 2013), a także trwałego banku nasion. Udowodniono, że obecność *H. mantegazzianum* w zbiorowiskach roślinnych powoduje zmniejszenie różnorodności gatunkowej o 50% - 60% (Hejda i in. 2009). Rośliny tego gatunku wykorzystują mechanizm konkurencji, na skutek którego obumiera nie tylko większość ich własnych siewek, w wyniku zacienienia przez starsze osobniki, lecz również eliminowane są siewki innych współwystępujących gatunków (Tappeiner i Cernusca 1996; Nielsen i in. 2005). Prawdopodobne jest także ich allelopatyczne oddziaływanie na inne gatunki roślin z uwagi na wysokie stężenie furanokumaryn w tkankach (Gniazdowska 2005). Ponadto rośliny zmieniają właściwości fizyczne i chemiczne gleby (Jandová i in. 2014). Kolonizując masowo brzegów zbiorników i cieków wodnych barszcze mogą wywierać negatywny wpływ na występujące w nich zwierzęta. Wśród innych niepożądanych pośrednich oddziaływań należy wymienić m.in.: zmniejszanie areału łąk i pastwisk (Rozwadowska 2003); przenikanie na obszary chronione (Sachajdakiewicz i Mędrzycki 2014b) czy zmniejszanie atrakcyjności obszarów turystycznych i inwestycyjnych (Rozwadowska 2003). W Polsce występowanie tego gatunku stwierdzono dotąd w 5 parkach narodowych (Bomanowska i in. 2014).

Barszcze są obecne w różnych siedliskach półnaturalnych i naturalnych, które znajdują się na liście siedlisk ujętych w Załączniku I Dyrektywy Rady 92/43/EWG w sprawie ochrony siedlisk przyrodniczych oraz dzikiej fauny i flory (Tokarska-Guzik i in 2012; Sachajdakiewicz i Mędrzycki 2014b).

Barszcze stwarzają duże zagrożenie dla zdrowia publicznego, głównie w rejonach turystycznych, rekreacyjnych, a także gęsto zabudowanych obszarach miejskich i podmiejskich. Ich toksyczny sok (furanokumaryny) i olejki eteryczne uczulają skórę na promieniowanie ultrafioletowe. Kontakt skóry z sokiem prowadzi do powstania długo gojących się i bolesnych pęcherzy oparzeniowych. Równie niebezpieczne jest przebywanie w pobliżu skupisk barszczy, gdyż

unoszące się w powietrzu olejki mogą także powodować poparzenia skóry oraz dróg oddechowych (Lagey i in. 1995; Chan i in. 2011).

g) opis znanych sposobów wykorzystywania danego gatunku i płynących z nich korzyści społecznych i gospodarczych

Heracleum mantegazzianum został wprowadzony celowo do krajów Europy Zachodniej, w tym Polski, gdzie był uprawiany od początku XIX w. jako rzadka roślina ogrodowa (atrakcyjny wygląd, duże rozmiary) oraz miododajna. Gatunek uprawiano także, podobnie jak *H. sosnowskyi*, na paszę dla bydła (duży przyrost biomasy i małe wymagania siedliskowe). W Szwajcarii roślina była uprawiana przez pszczelarzy w celu pozyskania pożytku dla pszczół (EPPO 2009). Jednak inwazyjna natura i toksyczne właściwości tego gatunku uniemożliwiły jego dalsze praktyczne zastosowanie w ogrodnictwie, rolnictwie oraz pszczelarstwie.

h) wnioski wraz uzasadnieniem czy gatunek spełnia kryteria ujęcia na liście UE

Gatunek spełnia kryteria (a-e) przyjęte na potrzeby przygotowania wykazu inwazyjnych gatunków obcych stwarzających zagrożenie dla środowiska przyrodniczego Unii Europejskiej. Z uwagi na ich inwazyjność i właściwości toksyczne są uznawane za rośliny wymagające zwalczania (Nielsen i in. 2005; Pyšek i in. 2007a). Brak działań limitujących występowanie i/lub eliminujących obecność tych rośliny, może sprzyjać dalszej ich inwazji i powodować wzrost jej nasilenia.

Zagrożenie dla zdrowia ludzi powinno stanowić dodatkowy argument do uznania gatunku za priorytetowy i wymagający zwalczania w krajach UE.

Piśmiennictwo

- Anastasius P. Negrean G. 2005. Invasive and Potentially Invasive Alien Plants in Romania (black list). Bioplatform–Roumanian National platform for Biodiversity. Inter-Institutional Protocol for Biodiversity Research Development. Vol. 2: 107–114. Editura Acad. Romane, Bucuresti
- Andersen UV. 1995. Invasive aliens: a threat to the Danish coastal vegetation? In Directions in European coastal management. [w:] M.G. Healey, J.P. Doody (red.), ss. 335–344. Samara Publishing, Cardigan
- Andersen U. V., Calov B. 1996. Long-term effects of sheep grazing on giant hogweed (*Heracleum mantegazzianum*). Hydrobiologia 340: 277–284.
- Arianoutsou M., Bazos I., Delipetrou P., Kokkoris Y. 2010. The alien flora of Greece: taxonomy, life traits and habitat preferences. Biol Invasions 12: 3525–3549.
- Aurora K., Grace J., Steward F. 1982. Epidermal features of *Heracleum mantegazzianum* Somm. et Levier, *H. sphondylium* L. & their hybrid. Botanical Journal of the Linnean Society 85: 169–177.
- Balcerkiewicz S. 1972. Barszcz kaukaski (*Heracleum mantegazzianum* Sommier et Levier) we wsi Parnica w Powiecie Gryfińskim. Bad. Fizj. Pol. Zach. 25: 213–216.
- BFIS 2010. The Belgian Forum on Invasive Species - Invasive Alien Species in Belgium Species List <http://ias.biodiversity.be/species/show/10> (data dostępu 19.04.2015).
- Białecka K. 1982. Rośliny naczyniowe grupy Pilska w Beskidzie Żywieckim. Zeszyty Naukowe UJ, Prace Botaniczne 10: 1–149.
- Bochniarz M., Bochniarz J. 1986. Barszcz Sosnowskiego – nowa wysokoplena roślina pastewna. Post. Nauk Rol., 33(38), 6: 23–31.
- Bomanowska A., Kirpluk I., Adamowski W., Palus J., Otręba A. 2014. Problem inwazji roślin

obcego pochodzenia w polskich parkach narodowych. [w:] A. Otręba, D. Michalska-Hejduk (red.) Inwazyjne gatunki roślin w Kampinoskim Parku Narodowym, ss. 9–14. Kampinoski Park Narodowy, Izabelin

CABI Commonwealth Agricultural Bureau International. 2015. Datasheet: *Heracleum sosnowskyi* <http://www.cabi.org/isc/datasheet/26911> (data dostępu 19.04.2015).

Chan J., Sullian P., O'Sullivan M., Eadie P. 2011. Full thickness burn caused by exposure to giant hogweed: Delayed presentation, histological features and surgical management. *Journal of Plastic, Reconstructive & Aesthetic Surgery* 64: 128–130.

EPPO 2009. *Heracleum mantegazzianum*, *Heracleum sosnowskyi* and *Heracleum persicum*. OEPP/EPPO Bulletin, 39: 489–499.

EPPO 2013. Reporting Service - Invasive Plants No. 11 Paris, 2013-11-01: 2013/251 The German lists of invasive alien plants.

Essl F., Rabitsch W. 2003. Neobiota in Österreich. Umweltbundesamt GmbH, Wien

Fröberg L. 2009. *Heracleum* (Apiaceae for Flora Nordica), *Flora Nordica*. http://www.floranordica.org/Review/-Review_public/accounts/Heracleum.html.

GISD The Global Invasive Species Database 2011. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?sts=sss&st=sss&fr=1&x=14&y=4&sn=&rn=&hci=-1&ei=-1&lang=EN>

GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?sts=sss&st=sss&fr=1&sn=&rn=albania&hci=-1&ei=-1&lang=EN&x=16&y=10> (data dostępu 27.04.2015).

GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?st=sss&sn=&rn=Andorra&ri=18478&hci=-1&ei=-1&fr=1&sts=&lang=EN> (data dostępu 27.04.2015).

GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?sts=sss&st=sss&fr=1&sn=&rn=belarus&hci=-1&ei=-1&lang=EN&x=28&y=11> (data dostępu 27.04.2015).

GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?sts=sss&st=sss&fr=1&sn=&rn=Bulgaria&hci=-1&ei=-1&lang=EN&x=17&y=16> (data dostępu 27.04.2015).

GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?sts=sss&st=sss&fr=1&sn=&rn=croatia&hci=-1&ei=-1&lang=EN&x=11&y=7> (data dostępu 27.04.2015).

GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?sts=sss&st=sss&fr=1&sn=&rn=cyprus&hci=-1&ei=-1&lang=EN&x=18&y=5> (data dostępu 27.04.2015).

GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?sts=sss&st=sss&fr=1&sn=&rn=montenegro&hci=-1&ei=-1&lang=EN&x=30&y=13> (data dostępu 27.04.2015).

GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?sts=sss&st=sss&fr=1&sn=&rn=Greece&hci=-1&ei=-1&lang=EN&x=10&y=15> (data dostępu 27.04.2015).

GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?sts=sss&st=sss&fr=1&sn=&rn=spain&hci=-1&ei=-1&lang=EN> (data dostępu 27.04.2015).

- GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?sts=sss&st=sss&fr=1&sn=&rn=montenegro&hci=-1&ei=-1&lang=EN&x=30&y=13> (data dostępu 27.04.2015).
- GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?sts=sss&st=sss&fr=1&sn=&rn=Luxembourg+&hci=-1&ei=-1&lang=EN&x=22&y=11> (data dostępu 27.04.2015).
- GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?sts=sss&st=sss&fr=1&sn=&rn=Malta&hci=-1&ei=-1&lang=EN&x=11&y=8> (data dostępu 27.04.2015).
- GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?sts=sss&st=sss&fr=1&x=0&y=0&sn=&rn=Macedonia&hci=-1&ei=-1&lang=EN> (data dostępu 27.04.2015).
- GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?st=sss&sn=&rn=Moldova%2C%20Republic%20of&ri=18619&hci=-1&ei=-1&fr=1&lang=EN&sts=sss> (data dostępu 27.04.2015).
- GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?sts=sss&st=sss&fr=1&sn=&rn=Monaco&hci=-1&ei=-1&lang=EN&x=20&y=12> (data dostępu 27.04.2015).
- GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?sts=sss&st=sss&fr=1&x=9&y=4&sn=&rn=Portugal&hci=-1&ei=-1&lang=EN> (data dostępu 27.04.2015).
- GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?sts=sss&st=sss&fr=1&sn=&rn=San+marino&hci=-1&ei=-1&lang=EN> (data dostępu 27.04.2015).
- GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?st=sss&sn=&rn=Serbia&ri=21762&hci=-1&ei=-1&fr=1&sts=&lang=EN> (data dostępu 27.04.2015).
- GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?sts=sss&st=sss&fr=1&x=0&y=0&sn=&rn=Turkey&hci=-1&ei=-1&lang=EN> (data dostępu 27.04.2015).
- GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?st=sss&sn=&rn=Holy%20See%20%28Vatican%20City%20State%29&ri=18275&hci=-1&ei=-1&fr=1&lang=EN&sts=sss> (data dostępu 27.04.2015).
- Gniazdowska A. 2005. Oddziaływania allelopatyczne – „nowa broń” roślin inwazyjnych. *Kosmos* 54(2-3): 221–261.
- Grace J., Nelson M. 1981. Insects and their pollen loads at a hybrid *Heracleum* site. *New Phytologist* 87: 413–423.
- 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)*, ss. 209–225. CAB Internat., Wallingford
- Hejda M., Pyšek P., Jarošík V. 2009. Impact of invasive plants on the species richness, diversity and composition of invaded communities. *Journal of Ecology* 97: 393–403.
- Jackowiak B. 1993. Atlas rozmieszczenia roślin naczyniowych w Poznaniu. *Prace Zakładu Taksonomii Roślin UAM* 2: 1–409, Sorus, Poznań
- Marciniuk P., Wierzba M. 2006. Chosen synanthropic plant species in the Bug river valley: routes

- and effects of expansion. *Biodiversity: Research and Conservation* 1-2: 82–85.
- Jahodová Š., Fröberg L., Pyšek P., Geltman D., Trybush S., Karp A. 2007a. Taxonomy, identification, genetic relationships and distribution of large *Heracleum* species in Europe. [w:] P. Pyšek, M.J.W. Cock, W. Nentwig, H.P. Ravn (red.), ss. 1–19. *Ecology and Management of Giant Hogweed (Heracleum mantegazzianum)*, CABI, Oxfordshire, UK
- Jahodová Š., Trybush S., Pyšek P., Wade M., Karp A. 2007b. Invasive species of *Heracleum* in Europe: an insight into genetic relationships and invasion history. *Diversity and Distribution* 13: 99–114.
- Jandová K., Dostál P., Cajthaml T. 2014. Searching for *Heracleum mantegazzianum* allelopathy in vitro and in a garden experiment, *Biological Invasions*, 1–17. doi: 10.1007/s10530-014-0771-5.
- Jogan N. 2013. Invasive alien plant taxa in the flora of Slovenia. EPPO, Belgrad
<http://www.izbis.com/pdf-2013/invazivne-biljke/List%20IAS%20Plants%20SLOVENIA.pdf>
- Kadlečík J. (red.) 2014. Carpathian red list of forest habitats and species carpathian list of invasive alien species. Draft list of invasive alien species of the Carpathian region, ss. 228–234. The State Nature Conservancy of the Slovak Republic
- Klingenstein F. 2007. NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Heracleum mantegazzianum*. Online Database of the North European and Baltic Network on Invasive Alien Species – NOBANIS.
- Krinke L., Moravcova L., Pyšek P., Jarošík V., Pergl J., Perglová I. 2005 Seed bank of an invasive alien, *Heracleum mantegazzianum*, and its seasonal dynamics. *Seed Science Research* 15(03): 239–48.
- Kotońska B. 1991. Rośliny naczyniowe Beskidu Małego (polskie Karpaty Zachodnie). *Zeszyty Naukowe UJ, Prace Botaniczne* 23: 1–199.
- Kwiatkowska M., Jarosiewicz P., Bukowska B. 2013. Glifosat i jego preparaty – toksyczność, narażenie zawodowe i środowiskowe, *Medycyna Pracy* 64(5): 717–729;
http://www.imp.lodz.pl/upload/oficya/artykuly/pdf/full/MP_5-2013_M_Kwiatkowska.pdf
- Lagey K., Duinslaeger L., Vanderkelen A. 1995. Burns induced by plants. *Burns*. 21(7): 542–543.
- MacDonald F., Anderson H. 2012. Giant Hogweed (*Heracleum mantegazzianum*): Best Management Practices in Ontario. Ontario Invasive Plant Council, Peteborough, Ontario
- Marciniuk P., Wierzba M. 2006. Chosen synanthropic plant species in the Bug river valley: routes and effects of expansion. *Biodiversity: Research and Conservation* 1-2: 82–85.
- Maslo S. 2010. Giant hogweed *Heracleum mantegazzianum* Sommier & Levier – a new non-indigenous species in the flora of Bosnia and Herzegovina. *HERBOLOGIA An International Journal on Weed Research and Control* 11(2): 17–24.
- Medvecká J., Kliment J., Májeková J., Halada L., Zaliberová M., Gojdičová E., Feráková V., Jarolímek I. 2012. Inventory of the alien flora of Slovakia. *Preslia* 84: 257–309.
- Mirek Z. 1986-1987. Uzupełnienia do flory Wzniesienia Gubałowskiego. *Fragmenta Floristica et Geobotanica* 31-32: 117–120.
- Mirek Z., Piękoś-Mirkowa H. 1987. Flora synantropijna Kotliny Zakopiańskiej. *Studia Naturae Seria A*. 30: 1–182.
- Moravcová L., Perglová I., Pyšek P., Jarošík V., Pergl J. 2005. Effects of fruit position on fruit mass and seed germination in the alien species *Heracleum mantegazzianum* (Apiaceae) and the implications for its invasion. *Acta Oecologica* 28: 1–10.
- Moravcová L., Grudžinskas Z., Pyšek P., Pergl J., Perglová I. 2007a. Seed ecology of *Heracleum*

- mantegazzianum* and *H. sosnowskyi*, two invasive species with different distributions in Europe. [w:] P. Pyšek, M.J.W. Cock, W. Nentwing, H.P. Ravn (red.), Ecology and Management of Giant Hogweed (*Heracleum mantegazzianum*), ss. 157–169. CABI, Oxfordshire, UK
- Moravcová L., Pyšek P., Krinke P., Pergl J., Perglová I., Thompson K. 2007b. Seed germination, dispersal and seed bank in *Heracleum mantegazzianum*. [w:] P. Pyšek, M.J.W. Cock, W. Nentwing, H.P. Ravn (red.), Ecology and Management of Giant Hogweed (*Heracleum mantegazzianum*), ss. 74–91. CABI, Oxfordshire, UK
- Müllerová J., Pyšek P., Jarošík V., Pergl J. 2005. Aerial photographs as a tool for assessing the regional dynamics of the invasive plant species *Heracleum mantegazzianum*. Journal of Applied Ecology 42: 1042–1053.
- Nielsen C., Ravn H.P., Nentwig W., Wade M. 2005. The Giant Hogweed Best practice Manual. Guidelines for the management and control of invasive alien weed in Europe. Forest and Landscape Denmark, Hoersholm
- Nielsen C., Hartvig P., Kollmann J. 2008. Predicting the distribution of the invasive alien *Heracleum mantegazzianum* at two different spatial scales. Diversity and Distributions 14: 307–317.
- Ochsmann J. 1996. *Heracleum mantegazzianum* Sommier & Levier (Apiaceae) in Deutschland - Untersuchungen zur Biologie, Verbreitung, Morphologie und Taxonomie. Feddes Rept 107(7-8): 557–595.
- Otte A., Franke R. 1998. The ecology of the Caucasian herbaceous perennial *Heracleum mantegazzianum* Somm. et Lev. (Giant Hogweed) in cultural ecosystems of Central Europe. Phytocoenologia 28: 205–232.
- Otte A., Eckstein R.L., Thiele J. 2007. *Heracleum mantegazzianum* in primary distribution range of the Western Greater Caucasus. [w:] P. Pyšek, M.J.W. Cock, W. Nentwing, H.P. Ravn (red.), ss. 126–143. Ecology and Management of Giant Hogweed (*Heracleum mantegazzianum*), CAB International, Oxfordshire, UK
- Otte A., Thiele J. 2007. *Heracleum mantegazzianum* in its primary distribution range of the Western Greater Caucasus [w:] P. Pyšek, M.J.W. Cock, W. Nentwing, H.P. Ravn (red.), ss. 20–41. Ecology and Management of Giant Hogweed (*Heracleum mantegazzianum*), CAB International, Oxfordshire, UK
- Page N.A., Wall R.E., Darbyshire S.J., Mulligan G.A., 2006, The biology of invasive alien plants in Canada. 4. *Heracleum mantegazzianum* Sommier & Levier. Canadian Journal of Plant Science 86: 569–589.
- Pergl J., Perglová I., Pyšek P., Dietz H. 2006. Population age structure and reproductive behaviour of the monocarpic perennial *Heracleum mantegazzianum* (Apiaceae) in its native and invaded distribution ranges. American Journal of Botany 93(7): 1018–1028.
- Perglová I., Pergl J., Pyšek P. 2007. Reproductive ecology of *Heracleum mantegazzianum*. [w:] P. Pyšek, M.J.W. Cock, W. Nentwing, H.P. Ravn (red.), ss. 55–73. Ecology and Management of Giant Hogweed (*Heracleum mantegazzianum*), CAB International, Oxfordshire, UK
- Protopopova V. V., Shevera M. V., Sergei L. Mosyakin S.L. 2006. Deliberate and unintentional introduction of invasive weeds: A case study of the alien flora of Ukraine. Euphytica 148: 17–33.
- Pyšek P., Danihelka J., Sádlo J., Chrtěk J., Chytrý M., Jarošík V., Kaplan Z., Krahulec F., Moravcová L., Pergl J., Štajerová K., Tichý L. 2012. Catalogue of alien plants of the Czech Republic (2nd edition): checklist update, taxonomic diversity and invasion patterns. Preslia 84: 155–255.
- Pyšek P., Pyšek A. 1995. Invasion by *Heracleum mantegazzianum* in different habitats in the

- Czech Republic. Journal of Vegetation Science 6: 711–718.
- Pyšek P., Cock M.J. W., Nentwig W., Ravn H.P. (red.). 2007a. Ecology and Management of Giant Hogweed, CABI International, Atheneum Press, Gateshead
- Pyšek P., Krinke L., Jarosik V., Perglová I., Pergl J., Moravcova L, 2007b. Timing and extent of tissue removal affect reproduction characteristics of an invasive species *Heracleum mantegazzianum*. Biological Invasions 9(3): 335–351.
- Pyšek P., Jarošík V., Müllerová J., Pergl J., Wild J. 2008. Comparing the rate of invasion by *Heracleum mantegazzianum* at continental, regional and local scales. Diversity and Distributions 14: 355–363.
- Pytlarczyk A., Sachajdakiewicz I., Mędrzycki P. 2013. Barszcz Sosnowskiego vs Barszcz pospolity: inwazyjność a wzorce alokacji w funkcje generatywne i wegetatywne, Materiały konferencyjne 56 Zjazdu Polskiego Towarzystwa Botanicznego w Olsztynie. Wyd. Uniwersytet Warmińsko-Mazurski, Olsztyn
- Rozwadowska R. 2003. Inwazyjne rośliny toksyczne w OAK na przykładzie *Heracleum mantegazzianum* s.l., Wyższa Szkoła Ekologii i Zarządzania, Warszawa
- Rzymiski P., Klimaszuk P., Poniedziałek B., Karczewski J. 2014. Health threat associated with Caucasian giant hogweeds: awareness among doctors and general public in Poland. Cutaneous and Ocular Toxicology 18: 1–5.
- Sachajdakiewicz I., Mędrzycki P. 2014a. Ogólnopolski Spis Powszechny Barszczu Sosnowskiego i Barszczu Olbrzymiego 2012 – raport końcowy z dnia 31.12.2013; http://www.barszcz.edu.pl/file.php/41/OSPBSiBO%20raport%20koncowy_ost.pdf
- Sachajdakiewicz I., Mędrzycki P. (red.). 2014b. Wytyczne dotyczące zwalczania barszczu Sosnowskiego (*Heracleum sosnowskyi*) i barszczu Mantegazziego (*Heracleum mantegazzianum*) na terenie Polski. Fundacja „Pałacy Problem – Heracleum”, Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska, Warszawa (on-line)
- Śliwiński M. 2009. Charakterystyka wybranych gatunków rozprzestrzeniających się na obszarach mokradłowych Polski – Barszcz Sosnowskiego *Heracleum sosnowskyi* Manden. i barszcz Mantegazziego *Heracleum mantegazzianum* Somm. et Levier. [w:] Z. Dajdok, P. Pawlaczyk (red.), Inwazyjne gatunki roślin ekosystemów mokradłowych Polski, ss. 54–57. Wydawnictwo Klubu Przyrodników, Świebodzin
- Śliwiński M., Anioł-Kwiatkowska J. 2011. Rozprzestrzenianie się *Heracleum sosnowskyi* Manden. i *Heracleum mantegazzianum* Sommier & Levier (Apiaceae) w aglomeracji w wrocławskiej. Badania Fizjograficzne R. II – Ser B – Botanika 60: 151–163.
- Sobisz Z., Truchan M. 2008. Materials concerning the distribution of invasive species in Central Pomerania. Botanika-Steciana 12: 79–85.
- Szeląg Z. 1997. Uzupełnienia do flory Niecki Nidziańskiej. Fragmenta Floristica et Geobotanica Seria Polonica 4: 33–37.
- Stewart F., Grace J. 1984. An experimental study of hybridization between *Heracleum mantegazzianum* Somm & Levier and *H. sphondylium* (Umbelliferae). Watsonia 15: 73–83.
- Tappeiner U., Cernusca A. 1996. Microclimate and Fluxes of Water Vapour, Sensible Heat and Carbon Dioxide in Structurally Differing Subalpine Plant Communities in the Central Caucasus; Plant, Cell & Environment 19(4): 403; 7. doi:10.1111/j.1365-3040.1996.tb00332.x.
- Thiele J., Otte A., Eckstein R.L. 2007. Ecological needs, habitats preferences and plant communities invaded by *Heracleum mantegazzianum*. [w:] P. Pyšek P., M.J.W. Cock, W. Nentwig, H.P. Ravn (red.), Ecology and Management of Giant Hogweed (*Heracleum mantegazzianum*), ss. 126–143. CAB International, Oxfordshire, UK

- Tiley G.E.D., Dodd F.S., Wade P.M. 1996. Biological flora of the British Isles. 190. *Heracleum mantegazzianum* Sommier & Levier. *Journal of Ecology* 84(2): 297–319.
- Tokarska-Guzik B. 2005. The establishment and spread of alien plant species (kenophytes) in the flora of Poland. *Prace Naukowe Uniwersytetu Śląskiego, Katowice*
- Tokarska-Guzik B., Dajdok Z., Zając M., Zając A., Urbisz A., Danielewicz W., Hołdyński Cz. 2012. Rośliny obcego pochodzenia w Polsce ze szczególnym uwzględnieniem gatunków inwazyjnych. *Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska, Warszawa*
- Towpasz K. 1996. Flora roślin naczyniowych Doliny Kluczwody. *Fragmenta Floristica et Geobotanica Seria Polonica* 3: 141–187.
- Verloove F. 2006. Catalogue of neophytes in Belgium (1800-2005). *Scripta Botanica Belgica* 39: 1–89.
- Wasowicz P., Przedpelska-Wasowicz E.M., Kristinsson H. 2013. Alien vascular plants in Iceland: Diversity, spatial patterns, temporal trends, and the impact of climate change. *Flora* 208: 648–673.
- Wallentin G. 2013. Modelling the spatial Invasive Range of *Heracleum mantegazzianum* in Europe. *International Journal of Geoinformatics* 9(2): 15–19.
- Weimarck G., Steward F., Grace J. 1979. Morphometric and chromatographic variation and male meiosis in the hybrid *Heracleum mantegazzianum* × *H. sphondylium* (Apiaceae) and its parents. *Hereditas* 91: 117–127.

4.11. *Heracleum persicum* Desf. ex Fischer



Okaz zielnikowy *Heracleum persicum* zebrany w miejscowości Laugar w 2014 roku (północna Islandia); ze zbiorów zielnika AMNH, Islandzkiego Instytutu Historii Naturalnej; za zgodą właściciela zbiorów.

Fot. Paweł Wąsowicz i Mariusz Wierzoń



Heracleum persicum w kolekcji Ogrodu Botanicznego w Wiedniu

Fot. Barbara Tokarska-Guzik

a) opis gatunku zawierający jego tożsamość taksonomiczną oraz jego historię, naturalny i potencjalny zasięg

***Heracleum persicum* Desf. ex Fischer**

Synonimy: *Heracleum laciniatum* auct. scand., non Hornem, *Heracleum panaces*, *Heracleum tromsoensis*, *Heracleum Cf. pubescens* M. Bieb.

Rodzina: Apiaceae – baldaszkowate

Podklasa: Asteridae – astrowe

Klasa: Magnoliopsida – dwuliścienne

Najczęściej używana nazwa polska i angielska: *pl.* barszcz perski;

ang. persian hogweed, golpar (EPPO 2009)

Uwaga: dodatkowy opis gatunku zawiera opracowanie Sachajdakiewicz i Mędrzycki (2014b), dostępne na stronie internetowej Generalnej Dyrekcji Ochrony Środowiska

http://www.gdos.gov.pl/files/aktualnosci/29914/Wytyczne_dotyczace_zwalczania_barszczu_Sosnowskiego_Heracleum_sosnowskyi_i_barszczu_Mantegazziego_Heracleum_mantegazzianum_na_terenie_Polski.pdf

Morfologia i biologia

Wieloletnia roślina zielna wykazująca podobieństwo morfologiczne do *Heracleum mantegazzianum* i często z nim mylona. Roślina najczęściej osiąga wysokość od 1 do 2 m, a nawet 4 m. Zwykle wyrasta więcej niż jedna łodyga, każda o grubości od 1,5 do 2 cm, intensywnie zabarwiona na kolor purpurowo-czerwony, bardziej lub mniej pokryta sztywnymi włoskami (Jahodová i in. 2007). Ich kształt i sposób ułożenia na łodydze stanowi cechę diagnostyczną, która pozwala odróżnić *Heracleum persicum* od *H. mantegazzianum* (Fremstad, Elven 2006). W przypadku *H. mantegazzianum* włoski są przezroczyste, skręcone i ułożone na łodydze pod kątem 45°. Natomiast włoski *H. persicum* są sztywniejsze i mniej przezroczyste do białych, ułożone na łodydze pod kątem 90°. Liście u przedstawicieli tego gatunku osiągają do 2 m długości, są owłosione, a także bardziej podzielone i ostro zakończone niż u *H. mantegazzianum*. Kwiaty zebrane w wypukłe baldachy lecz nie tak rozłożyste jak u barszczu Mantegazziego. *Heracleum persicum* posiada dodatkowe boczne kwiatostany, które są mniejsze od kwiatostanu głównego i nie wszystkie owocują, w przeciwieństwie do *H. mantegazzianum*, gdzie zarówno baldach główny jak i boczne są podobnej wielkości i wszystkie owocują. Cechą charakterystyczną dla *H. persicum* jest anyżkowy zapach wydzielany przez całe rośliny. Cechy morfologiczne przedstawicieli tego gatunku wykazują dużą zmienność zależnie od warunków środowiskowych, co stanowi dodatkową trudność we właściwym rozpoznaniu roślin w terenie (EPPO 2009). *Heracleum persicum* jest rośliną wieloletnią, w odróżnieniu od *H. mantegazzianum* i *H. sosnowskyi*, które zamierają po kwitnieniu (Nielsen i in. 2005).

Naturalny i potencjalny zasięg

Heracleum persicum pochodzi z południowo-zachodniej części Azji (EPPO 2009). Gatunek został pierwszy raz opisany z terenu Iranu i Turcji w 1829 roku przez Desfontaines, następnie opis uzupełnił w 1941 roku Fischer (Jahodová i in. 2007).

Pozycja taksonomiczna *Heracleum persicum* w Europie, nie jest jasna (Nielsen i in. 2005; Jahodová i in. 2007). Spośród inwazyjnych dla Europy, gatunków z rodzaju *Heracleum*, pierwszy został opisany *H. persicum* (1829 r.), następnie *H. mantegazzianum* (1895 r.) i *H. sosnowskyi* (1944 r.) (EPPO 2009). Dwa gatunki: *H. mantegazzianum* i *H. sosnowskyi*, prawdopodobnie były

niewłaściwie opisywane i podawane jako *H. persicum* (Nielsen i in. 2005). *Heracleum persicum* w granicach naturalnego zasięgu występuje na obszarze dawnej Persji - dzisiejszego Iraku i Turcji, a także na terenie Iranu (EPPO 2009).

Historia rozprzestrzenienia

Najstarsza w literaturze wzmianka o introdukcji *Heracleum persicum* do Europy, pochodzi z 1819 roku z Royal Botanic Garden Kew w Londynie (Wielka Brytania) (Nielsen i in. 2005). W 1836 roku nasiona rośliny podobnej do *H. persicum* trafiły do ogrodów botanicznych w północnej Norwegii skąd zostały rozesłane do innych, szczególnie skandynawskich (Nielsen i in. 2005). W 1940 roku roślina została przywieziona do Szwecji (Often i Ericsson 1996). *Heracleum persicum*, jako roślina ozdobna, był sprowadzony do europejskich ogrodów botanicznych (ich liczba pozostaje nieznana), co może stanowić wyjaśnienie stosunkowo ograniczonego zasięgu występowania tego gatunku w Europie, w porównaniu do dwóch pozostałych inwazyjnych w Europie barszczy: *H. sosnowskyi* i *H. mantegazzianum* (Nielsen i in. 2005). Obecnie barszcz perski znajduje się w fazie intensywnej ekspansji w północnej i wschodniej części Norwegii (EPPO 2009).

Informacje na temat obecności *H. persicum* w Polsce są niejasne i rozbieżne. Wg jednych źródeł roślina nie występuje na terenie kraju (Sachajdakiewicz i Medrzycki 2014; EPPO 2009; Śliwiński 2009), inne nie wykluczają takiej możliwości – doniesienia ustne i niepublikowane dane o sporadycznym występowaniu rośliny w północno-wschodniej części Polski, wymagające dalszej weryfikacji. Wersję tą wydaje się potwierdzać *Report of Pest Risk Analysis* wykonany przez EPPO z zastosowaniem modeli klimatycznych potencjalnego rozmieszczenia kaukaskich barszczy CLIMEX, które wykazały możliwość potencjalnego występowania *H. persicum* na terenie Polski (EPPO 2009a).

b) opis wzorców i dynamiki jego rozmnażania i rozprzestrzeniania się, włącznie z oceną, czy istnieją ku temu odpowiednie warunki środowiskowe w Polsce i Unii

Wzrost i rozwój *Heracleum persicum* przebiega podobnie jak u *H. mantegazzianum* (Jahodová i in. 2007). Roślina rozmnaża się wyłącznie generatywnie za pomocą nasion (średniej wielkości roślina produkuje około 20 000 nasion), które kiełkują wczesną wiosną po jesienno-zimowej stratyfikacji. Pod koniec marca pojawia się rozeta przyziemnych liście, a z początkiem czerwca łodyga i kwiatostany. Rośliny zakwitają na przełomie czerwca i lipca tworząc duże białe baldachy. Kwiaty są najczęściej zapylane przez owady, ale zdarzają się przypadki samozapylenia. Z uwagi na słaby rozwój bocznych kwiatostanów u *H. persicum* ilość produkowanych nasion jest niższa w porównaniu do pozostałych dwóch inwazyjnych gatunków barszczy występujących w Europie: *H. sosnowskyi* i *H. mantegazzianum*. Liście *H. persicum* zamierają jesienią lecz w okresie zimy pod górną warstwą gleby zimują nowe pąki, a w korzeniu gromadzone są składniki odżywcze. Rozwój i wielkość systemu korzeniowego determinuje kwitnienie roślin. Zanim rośliny zakwitną, przez blisko rok gromadzą rezerwy składników odżywczych (Nielsen i in. 2005; EPPO 2009). Nasiona barszczy (w tym *H. persicum*) zwykle opadają w pobliżu rośliny rodzicielskiej w odległości do 4 m (Nielsen i in. 2005). Mogą być także przenoszone na duże odległości, na sierści zwierząt, z wiatrem, z wodą (w tym podczas powodzi), wraz z transportem drogowym i kolejowym lub nieświadomie przez człowieka np. na kołach samochodów, przyklejone do obuwia (Nielsen i in. 2005; EPPO 2009). Formą długodystansowej dyspersji nasion jest także transport z sypkimi substratami i glebą (Sachajdakiewicz i Mędrzycki 2014). Barszcz perski wykazuje duże zdolności regeneracyjne, szczególnie w przypadku uszkodzenia jego części nadziemnych (np. po wykoszeniu), co skutkuje wytworzeniem nowych pędów i później baldachów (Nielsen i in. 2005).

Warunki klimatyczne Polski nie stanowią istotnej przeszkody w rozprzestrzenianiu i zadamawianiu się *H. persicum* na obszarze całego kraju. Pod względem preferencji siedliskowych nie wykazuje zasadniczych różnic w stosunku do dwóch pozostałych inwazyjnych gatunków z tego rodzaju, dlatego potencjalnie może zajmować m.in. pobocza szlaków

komunikacyjnych, brzegi rzek i strumieni, nieużytki i inne siedliska ruderalne. Biorąc pod uwagę możliwości rozprzestrzeniania się *H. persicum* w krajach skandynawskich należy przyjąć, że w naszym kraju, gatunek ten po wprowadzeniu (celowym lub przypadkowym) z dużym prawdopodobieństwem może się zadomawiać, a następnie rozprzestrzeniać. Założenie to potwierdza *Report of Pest Risk Analysis* wykonany przez EPPO (EPPO 2009a).

Zajmowane siedliska

Heracleum persicum zajmuje podobne siedliska jak *Heracleum mantegazzianum*. Występuje na terenach miejskich (m.in. na przydrożach wzdłuż dróg i linii kolejowych), także na łąkach i w miejscach podmokłych (Klingenstein 2007; EPPO 2009). Gatunek jest często notowany w siedliskach ruderalnych (nieużytki), na terenach, gdzie zaprzestano upraw, pastwiskach, a także w sąsiedztwie strumieni i rzek (Nielsen i in. 2005; EPPO 2009). Znane są jego stanowiska z obszarów górskich, gdzie rośliny porastają zbocza i występują w pęknięciach skalnych jednak dotąd nie potwierdzono ich kwitnienia w tych siedliskach (EPPO 2009). Rośliny występują także na siedliskach przybrzeżnych (plaże), gdzie *H. mantegazzianum* nie był odnajdywany. W Tromsø (północna Norwegia) *H. persicum* rośnie na plażach w zbiorowiskach między wodorostami (Alm 1988; Alm i Jensen 1993). Dużo częściej w Norwegii spotykany jest na skrajach lasów brzoźowych gdzie rośliny mają większy dostęp do światła. Rośliny rosnące w lasach nigdy nie zakwitają lecz przez długi czas mogą przetrwać pod okapem drzew w warunkach silnego ocienienia (Fremstad i Elven 2006).

c) opis potencjalnych dróg wprowadzania i rozprzestrzeniania, zamierzonego i niezamierzonego, obejmujących – w stosownych przypadkach – towary, z którymi dany gatunek jest zazwyczaj powiązany

Heracleum persicum podobnie jak *H. sosnowskyi* i *H. mantegazzianum*, rozprzestrzenia się na nowe tereny na drodze zoo-, anemo- lub hydrochorii oraz poprzez nieświadomą działalność człowieka (np. nasiona na kołach samochodów czy przyklejone do obuwia). Szczególnie efektywny w przypadku wszystkich gatunków z tego rodzaju jest transport nasion z wodą, splotem powierzchniowym – na małe odległości oraz z biegiem rzek i strumieni czy wodami powodziowymi. Populacje zlokalizowane w górnych odcinkach biegu rzek czy znajdujące się na wniesieniach terenu, mogą stanowić potencjalne źródło propagul dla nowych populacji. Dodatkowo roślina może szybko rozprzestrzeniać się z terenów nadrzecznych na obszary przyległe. Każda forma transportu ziemi z miejsc występowania tych roślin i ich okolic (np. po usunięciu z ogrodów, parków, na skutek udrażniania lub pogłębiania rowów melioracyjnych itd.) może stanowić niebezpieczeństwo przeniesienia zawartych w niej nasion na nowe tereny. Nasiona tworzą trwałe glebowy bank nasion. Jesienią może on zawierać 12 000 żywych nasion/m², przy czym zimę jest w stanie przetrwać średnio 2 000 nasion/m², wiosną zdolnych do kiełkowania (Nielsen i in. 2005).

Heracleum persicum wraz z *H. mantegazzianum* w krajach skandynawskich rozprzestrzeniają się m.in. na terenach miejskich, wzdłuż szlaków transportowych, na łąkach i terenach podmokłych, także wzdłuż cieków wodnych i rzek (Alm i Jensen 1993; Fremstad i Elven 2006; EPPO 2009). Ponadto w Norwegii rośliny *H. persicum* notowane są na siedliskach przybrzeżnych (plaże). Ich obecność na niezamieszkałych wyspach daje możliwość rozprzestrzeniania się przy udziale wody morskiej (Alm 1988; Alm i Jensen 1993). Nasiona barszczy mogą również stanowić zanieczyszczenie np. produktów zbożowych co może sprzyjać ich dalszemu potencjalnemu rozprzestrzenianiu (EPPO 2009).

W Polsce *Heracleum persicum* nie został ujęty w *Rozporządzeniu Ministra Środowiska z dn. 9 września 2011 r. w sprawie listy roślin i zwierząt gatunków obcych, które w przypadku uwolnienia do środowiska przyrodniczego mogą zagrozić gatunkom rodzimym lub siedliskom przyrodniczym* (Dz.U. 2011 nr 210 poz. 1260), zatem prawnie mógłby być importowany, rozmnażany i sprzedawany bez zezwolenia GDOŚ lub RDOŚ.

d) ocena ryzyka wprowadzenia, zadomowienia się i rozprzestrzenienia w odpowiednich regionach biogeograficznych w obecnych warunkach i w przewidywalnych warunkach zmiany klimatu

Dane dotyczące rozmieszczenia i rozprzestrzeniania się gatunku w Europie oraz cechy związane z jego biologią i ekologią, jednoznacznie wskazują na dużą tolerancję i łatwość adoptowania się rośliny do różnych warunków klimatycznych i siedliskowych.

Podobnie jak pozostałe inwazyjne w Europie gatunki barszczy, *Heracleum persicum* toleruje klimat kontynentalny oraz chłodny i ciepły umiarkowany, z gorącym latem i mroźną zimą (do –23°C) (Nielsen i in. 2005; EPPO 2009). W niekorzystnych warunkach, poza samozapyleniem, rośliny barszczu perskiego są zdolne opóźnić kwitnienie by zmagazynować wystarczającą ilość zasobów do owocowania. Nasiona dojrzewają w krótkim czasie tworząc trwałe glebowy bank nasion zachowujących żywotność przez 2-5 lat, a w sprzyjających warunkach przechowywania nawet przez 15 lat (Krinke i in. 2005; Moravcová i in. 2007). Wysiane jesienią mogą kiełkować następną wiosną, po krótkim okresie spoczynku (2 miesiące), jesienno-zimowej stratyfikacji w temperaturze 2–4°C i w podłożu o odpowiedniej wilgoci. Wykazano, że jeden dojrzały osobnik może zapoczątkować nową inwazję (Nielsen i in. 2005). Oba gatunki barszczy: *Heracleum persicum* i *H. mantegazzianum* wykazują podobieństwa pod względem wymagań ekologicznych m.in. wilgotności, żyzności podłoża, nasłonecznienia i klimatu (EPPO 2009).

e) opis obecnego rozmieszczenia gatunku, zawierający informacje, czy gatunek ten występuje już w Unii lub w krajach sąsiadujących, oraz prognozy kierunków jego migracji i prawdopodobnego rozmieszczenia w przyszłości

Obecne dane na temat obecności i/lub rozmieszczenia *H. persicum* w Polsce nie są jednoznaczne. Z jednej strony wskazuje się na brak występowania gatunku we florze Polski, z drugiej nie wyklucza takiej możliwości (doniesienia ustne i dane niepublikowane o sporadycznym występowaniu rośliny w północno-wschodniej części Polski, które wymagają weryfikacji).

Jako obcy gatunek odnotowany został w następujących krajach Europy: Belgii, Danii, Estonii, Finlandii, Islandii, Norwegii, Republice Czeskiej, Szwecji i na terenie Węgier (Nielsen i in. 2005; Jahodová i in. 2007; EPPO 2009; NOBANIS 2015). Niewykluczona jest jego obecność w Wielkiej Brytanii (EPPO 2009), a także prawdopodobne występowanie w Polsce (EPPO 2009a).

Wprawdzie gatunek został odnotowany w wielu krajach Europy (szczególnie północnej), jednak status inwazyjnego posiada w nielicznych państwach (Tab. 11.). W Niemczech roślina znajduje się na tzw. *Warning List*, czyli posiada status inwazyjnej choć nie została dotąd stwierdzona. W pozostałych krajach nie obserwowano spontanicznego jej występowania lub brak takich danych (Tab. 11.).

Tab. 11. Występowanie i status *Heracleum persicum* w krajach UE oraz innych europejskich (w tym sąsiadujących z Polską)

Kraj	Status gatunku*				źródła
	inwazyjny	potencjalnie inwazyjny	zadomowiony/ nie inwazyjny	nie odnaleziony lub brak danych**	
<i>Albania</i>				x	GISD 2015
<i>Andora</i>				x	GISD 2015
Austria				x	Essl i Rabitsch 2003; GISD 2015
Belgia				x	Verloove 2006; GISD 2015
Białoruś				x	GISD 2015

<i>Bośnia i Hercegowina</i>				x	GISD 2015
Bułgaria				x	GISD 2015
Chorwacja				x	GISD 2015
Cypr				x	GISD 2015
<i>Czarnogóra</i>				x	GISD 2015
Dania	x				NOBANIS 2015
Estonia				x	NOBANIS 2015
Finlandia	x				NOBANIS 2015
Francja					GISD 2015
Grecja				x	Arianoutsou i in. 2010; GISD 2015
Hiszpania				x	GISD 2015
Holandia				x	GISD 2015
Irlandia				x	GISD 2015
<i>Islandia</i>		x			Wasowicz i in. 2013
<i>Liechtenstein</i>				x	GISD 2015
Litwa				x	GISD 2015
Luksemburg				x	GISD 2015
Łotwa				x	GISD 2015
<i>Macedonia</i>				x	GISD 2015
Malta				x	GISD 2015
<i>Mołdawia</i>				x	GISD 2015
<i>Monako</i>				x	GISD 2015
Niemcy	x				EPPO 2013
<i>Norwegia</i>	x				NOBANIS 2015
Polska				?	Tokarska-Guzik i in. 2012
Portugalia				x	GISD 2015
Republika Czeska				x	Pyšek i in. 2012; Kadlečík 2014
Rosja				x	GISD 2015
Rumunia				x	Kadlečík 2014
<i>San Marino</i>				x	GISD 2015
<i>Serbia</i>				x	GISD 2015
Słowacja				x	GISD 2015
Słowenia				x	GISD 2015
<i>Szwajcaria</i>				x	FOEN 2006
Szwecja	x				NOBANIS 2015
<i>Turcja</i>				x	GISD 2015
Ukraina				x	Kadlečík 2014
<i>Watykan</i>				x	GISD 2015
Węgry			x		DAISIE 2015
Wielka Brytania				x	GISD 2015
Włochy				x	GISD 2015

Objaśnienia: Kraje EU – prosta czcionka; *pozostałe kraje europejskie* – pochyła czcionka; **kraje sąsiadujące z PL** – pogrubiona czcionka

* - status gatunku podano na podstawie dostępnych źródeł; zastosowane tam kryteria mają charakter autorski (por. objaśnienia w rozdz. 1; ad.e)

** - w tej kolumnie uwzględniono także sytuacje, kiedy gatunek został odnotowany w danym kraju na pojedynczych stanowiskach i/lub został zaklasyfikowany do grupy gatunków niezadomowionych (diafit: efemerofit, ergazjofit / *casual species*) lub jego status nie został określony

Ze względu na duże podobieństwo *Heracleum persicum* do *H. mantegazzianum* pod względem

biologii i wymagań ekologicznych należy mieć na uwadze fakt, że w przypadku potencjalnego pojawienia się i/lub rozprzestrzeniania barszczu perskiego w kraju, może on w krótkim czasie tworzyć duże skupienia w różnych typach siedlisk (np. wzdłuż dróg czy cieków wodnych).

f) opis niepożądanego oddziaływania na różnorodność biologiczną i powiązane usługi ekosystemowe, włącznie z oddziaływaniem na gatunki rodzime, obszary chronione, siedliska zagrożone, jak również na zdrowie ludzkie, bezpieczeństwo i na gospodarkę; częścią opisu jest ocena potencjalnego oddziaływania w przyszłości, z uwzględnieniem dostępnej wiedzy naukowej

Heracleum persicum podobnie jak dwa pozostałe inwazyjne gatunki barszczy w Europie, wykazują negatywny wpływ na środowisko, rodzimą bioróżnorodność, a także zdrowie ludzi i rozwój turystyki (EPPO 2009). Przyczyniają się do zmniejszenia bogactwa gatunkowego, tworząc rozległe, gęste jednogatunkowe agregacje, dzięki masowej produkcji nasion i trwałemu bankowi nasion. Udowodniono, że obecność *Heracleum mantegazzianum* blisko spokrewnionego z *H. persicum*, w zbiorowiskach roślinnych powoduje zmniejszenie różnorodności gatunkowej o 50%–60% (Hejda i in. 2009). Rośliny wykorzystują także mechanizm konkurencji, na skutek którego obumiera nie tylko większość siewek barszczy poprzez zacienienie przez starsze rośliny, ale również siewki innych współwystępujących z barszczami gatunków (Tappeiner i Cernusca 1996; Nielsen i in. 2005; EPPO 2009). Z uwagi na dużą zawartość substancji allelopatycznych w liściach, *H. persicum* wpływa hamująco na wzrost innych roślin (Myraås 1978). Inwazyjne barszcze mogą także zmieniać właściwości fizyczne i chemiczne gleby (Jandová i in. 2014). Ich obecność w pobliżu cieków i zbiorników wodnych jest przyczyną m.in. erozji brzegów. Poprzez ich zarastanie barszcze wypierają i eliminują rodzime gatunki roślin pełniące ważne funkcje w ich stabilizacji, mogą również wywoływać negatywny wpływ na występujące tam zwierzęta. Obumierające liście barszczy zmieniają chemiczne właściwości podłoża w rzekach czyniąc je nieodpowiednim na przykład dla ryb łososiowatych podczas tarła (Thiele i Otte 2007). Wśród innych niepożądanych oddziaływań należy wymienić m.in.: zmniejszanie areału łąk i pastwisk, przenikanie na obszary chronione, zmniejszanie atrakcyjności obszarów turystycznych i inwestycyjnych.

Inwazyjne barszcze, w tym *H. persicum*, stwarzają duże zagrożenie dla zdrowia publicznego, głównie w rejonach turystycznych, rekreacyjnych, a także gęsto zabudowanych obszarach miejskich i podmiejskich. Ich toksyczny sok (furanokumaryny) i olejki eteryczne uczulają skórę na promieniowanie ultrafioletowe. Kontakt skóry z sokiem prowadzi do powstania długo gojących się i bolesnych pęcherzy oparzeniowych. Równie niebezpieczne jest przebywanie w pobliżu skupiska barszczy, gdyż unoszące się w powietrzu olejki mogą także powodować poparzenia skóry oraz dróg oddechowych (Lagey i in. 1995; EPPO 2009; Chan i in. 2011).

g) opis znanych sposobów wykorzystywania danego gatunku i płynących z nich korzyści społecznych i gospodarczych

Heracleum persicum został wprowadzony celowo do krajów Europy północnej (Skandynawia), gdzie był uprawiany jako dekoracyjna roślina ogrodowa. Inwazyjna natura i toksyczne właściwości tego gatunku uniemożliwiają jego dalsze wykorzystanie w ogrodnictwie. W granicach naturalnego zasięgu (Iran) roślina jest wykorzystywana w celach spożywczych (młode liście i ogonki liściowe, kwiatostany i nasiona) oraz w medycynie ludowej (jako środek antyseptyczny, w leczeniu m.in. zaburzeń trawiennych i padaczki) (Hemati i in. 2010; Alm 2013).

h) wnioski wraz uzasadnieniem czy gatunek spełnia kryteria ujęcia na liście UE

Gatunek spełnia kryteria (a-e) przyjęte na potrzeby przygotowania wykazu inwazyjnych gatunków obcych stwarzających zagrożenie dla środowiska przyrodniczego Unii Europejskiej. Z uwagi na inwazyjność i właściwości toksyczne obce geograficznie gatunki z rodzaju barszcz,

w tym barszcz perski *Heracleum persicum*, są uznawane za rośliny wymagające zwalczania (Nielsen i in. 2005; Pyšek i in. 2007a). Brak działań limitujących występowanie i/lub eliminujących obecność tych roślin, może sprzyjać dalszej ich inwazji i powodować wzrost jej nasilenia.

Zagrożenie dla zdrowia ludzi powinno stanowić dodatkowy argument do uznania gatunku za priorytetowy i wymagający zwalczania w krajach UE.

Piśmiennictwo

Alm T. 1988. Floaraen i Tromsø by. Floristisk sluttrapport prosjektet Planteliv i Tromsø. Polarflokken 12(1): 1–156.

Alm T., Jensen C. 1993. Tromsøpalmen (*Heracleum lacinatedum* auct. Scand.) noen kommentarer till artens innkomst og ekoansjon i Nord-Norge. Blyttia 51: 61–69.

Alm T. 2013. Ethnobotany of *Heracleum persicum* Desf. ex Fisch., an invasive species in Norway, or how plant names, uses, and other traditions evolve. Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine 9 (42): 2–12.

Arianoutsou M., Bazos I., Delipetrou P., Kokkoris Y. 2010. The alien flora of Greece: taxonomy, life traits and habitat preferences. Biol Invasions 12: 3525–3549.

Chan J., Sullian P., O'Sullivan M., Eadie P. 2011. Full thickness burn caused by exposure to giant hogweed: Delayed presentation, histological features and surgical management. Journal of Plastic, Reconstructive & Aesthetic Surgery 64: 128–130.

DAISIE Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe. 2015.

<http://www.europe-aliens.org/speciesFactsheet.do?speciesId=21139#> (data dostępu 27.04.2015).

EPPO 2009. *Heracleum mantegazzianum*, *Heracleum sosnowskyi* and *Heracleum persicum*. OEPP/EPPO Bulletin 39: 489–499.

EPPO 2009a. EPPO Pest Risk Analysis Report for *Heracleum persicum*. Rep nr. 09-15076. 2009.

https://www.eppo.int/QUARANTINE/Pest_Risk_Analysis/PRAdocs_plants/09-15076%20PRA%20report%20Heracleumpersicum%20rev%20post%20WPPR.doc

EPPO 2013. Reporting Service - Invasive Plants No. 11 Paris, 2013-11-01: 2013/251 The German lists of invasive alien plants.

Essl F., Rabitsch W. 2003. Neobiota in Österreich. Umweltbundesamt GmbH, Wien

FOEN 2006. An inventory of alien species and their threat to biodiversity and economy in Switzerland Invasive alien species in Switzerland. Fact sheets Plants

<https://www.google.pl/webhp?sourceid=chrome-instant&ion=1&espv=2&ie=UTF-8#q=switzerland%20invasive%20plant%20species>

GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?sts=sss&st=sss&fr=1&sn=&rn=austria&hci=-1&ei=-1&lang=EN&x=23&y=16> (data dostępu 27.04.2015).

GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?sts=sss&st=sss&fr=1&sn=&rn=belgium&hci=-1&ei=-1&lang=EN> (data dostępu 27.04.2015).

GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?sts=sss&st=sss&fr=1&sn=&rn=Bulgaria&hci=-1&ei=-1&lang=EN&x=17&y=16> (data dostępu 27.04.2015).

GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/>

- search.asp?sts=sss&st=sss&fr=1&sn=&rn=France&hci=-1&ei=-1&lang=EN&x=28&y=11 (data dostępu 27.04.2015).
- GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?sts=sss&st=sss&fr=1&sn=&rn=Iceland&hci=-1&ei=-1&lang=EN> (data dostępu 27.04.2015).
- GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?sts=sss&st=sss&fr=1&sn=&rn=Lithuania&hci=-1&ei=-1&lang=EN&x=12&y=14> (data dostępu 27.04.2015).
- GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?sts=sss&st=sss&fr=1&sn=&rn=Latvia&hci=-1&ei=-1&lang=EN&x=21&y=12> (data dostępu 27.04.2015).
- GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?sts=sss&st=sss&fr=1&x=0&y=0&sn=&rn=Turkey&hci=-1&ei=-1&lang=EN> (data dostępu 27.04.2015).
- GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?st=sss&sn=&rn=Bosnia%20and%20Herzegovina&ri=18488&hci=-1&ei=-1&fr=1&lang=EN&sts=sss> (data dostępu 27.04.2015).
- GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?st=sss&sn=&rn=Russian%20Federation&ri=19399&hci=-1&ei=-1&fr=1&lang=EN&sts=sss> (data dostępu 27.04.2015).
- GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?sts=sss&st=sss&fr=1&x=0&y=0&sn=&rn=slovakia&hci=-1&ei=-1&lang=EN> (data dostępu 27.04.2015).
- GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?sts=sss&st=sss&fr=1&x=0&y=0&sn=&rn=england&hci=-1&ei=-1&lang=EN> (data dostępu 27.04.2015).
- GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?sts=sss&st=sss&fr=1&x=20&y=6&sn=&rn=Slovenia&hci=-1&ei=-1&lang=EN> (data dostępu 27.04.2015).
- GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?sts=sss&st=sss&fr=1&x=24&y=11&sn=&rn=Italy&hci=-1&ei=-1&lang=EN> (data dostępu 27.04.2015).
- GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?sts=sss&st=sss&fr=1&sn=&rn=albania&hci=-1&ei=-1&lang=EN&x=16&y=10> (data dostępu 27.04.2015).
- GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?st=sss&sn=&rn=Andorra&ri=18478&hci=-1&ei=-1&fr=1&sts=&lang=EN> (data dostępu 27.04.2015).
- GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?sts=sss&st=sss&fr=1&sn=&rn=Bulgaria&hci=-1&ei=-1&lang=EN&x=17&y=16> (data dostępu 27.04.2015).
- GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?sts=sss&st=sss&fr=1&sn=&rn=croatia&hci=-1&ei=-1&lang=EN&x=11&y=7> (data dostępu 27.04.2015).
- GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/>

- search.asp?sts=sss&st=sss&fr=1&sn=&rn=cyprus&hci=-1&ei=-1&lang=EN&x=18&y=5
(data dostępu 27.04.2015).
- GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?sts=sss&st=sss&fr=1&sn=&rn=montenegro&hci=-1&ei=-1&lang=EN&x=30&y=13>
(data dostępu 27.04.2015).
- GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?sts=sss&st=sss&fr=1&sn=&rn=Greece&hci=-1&ei=-1&lang=EN&x=10&y=15>
(data dostępu 27.04.2015).
- GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?sts=sss&st=sss&fr=1&sn=&rn=spain&hci=-1&ei=-1&lang=EN>
(data dostępu 27.04.2015).
- GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?sts=sss&st=sss&fr=1&sn=&rn=Luxembourg+&hci=-1&ei=-1&lang=EN&x=22&y=11> (data dostępu 27.04.2015).
- GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?sts=sss&st=sss&fr=1&sn=&rn=Malta&hci=-1&ei=-1&lang=EN&x=11&y=8>
(data dostępu 27.04.2015).
- GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?sts=sss&st=sss&fr=1&x=0&y=0&sn=&rn=Macedonia&hci=-1&ei=-1&lang=EN>
(data dostępu 27.04.2015).
- GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?st=sss&sn=&rn=Moldova%2C%20Republic%20of&ri=18619&hci=-1&ei=-1&fr=1&lang=EN&sts=sss> (data dostępu 27.04.2015).
- GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?sts=sss&st=sss&fr=1&sn=&rn=Monaco&hci=-1&ei=-1&lang=EN&x=20&y=12>
(data dostępu 27.04.2015).
- GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?sts=sss&st=sss&fr=1&x=9&y=4&sn=&rn=Portugal&hci=-1&ei=-1&lang=EN>
(data dostępu 27.04.2015).
- GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?sts=sss&st=sss&fr=1&sn=&rn=San+marino&hci=-1&ei=-1&lang=EN>
(data dostępu 27.04.2015).
- GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?st=sss&sn=&rn=Serbia&ri=21762&hci=-1&ei=-1&fr=1&sts=&lang=EN>
(data dostępu 27.04.2015).
- GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?st=sss&sn=&rn=Holy%20See%20%28Vatican%20City%20State%29&ri=18275&hci=-1&ei=-1&fr=1&lang=EN&sts=sss> (data dostępu 27.04.2015).
- GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?st=sss&sn=&rn=Netherlands&ri=18244&hci=-1&ei=-1&fr=1&lang=EN&sts=sss>
(data dostępu 27.04.2015).
- GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?sts=sss&st=sss&fr=1&sn=&rn=Ireland&hci=-1&ei=-1&lang=EN&x=22&y=13>
(data dostępu 27.04.2015).
- GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/>

search.asp?sts=sss&st=sss&fr=1&x=20&y=11&sn=&rn=Liechtenstein&hci=-1&ei=-1&lang=EN (data dostępu 27.04.2015).

- Fremstad E., Elven R. 2006. The alien giant species of *Heracleum* in Norway. NTNU Norges teknisk-naturvetenskaplige universitet Vitenskapsmuseet. Rapport bottenisk serie 2: 1–35.
- Hejda M., Pyšek P., Jarošík V. 2009. Impact of invasive plants on the species richness, diversity and composition of invaded communities. *Journal of Ecology* 97: 393–403.
- Hemati A., Azarnia M., Angaji A. H. 2010. Medicinal effects of *Heracleum persicum* (Golpar). *Middle – East Journal of Scientific Research* 5(3): 174–176.
- Jahodová Š., Fröberg L., Pyšek P., Geltman D., Trybush S., Karp A. 2007. Taxonomy, identification, genetic relationships 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)*, ss. 1–19. CABI, Oxfordshire, UK
- Jandová K., Dostál P., Cajthaml T. 2014. Searching for *Heracleum mantegazzianum* allelopathy in vitro and in a garden experiment, *Biological Invasions*, 1–17. doi: 10.1007/s10530-014-0771-5.
- Kadlečík J. (red.) 2014. Carpathian red list of forest habitats and species carpathian list of invasive alien species. Draft list of invasive alien species of the Carpathian region, ss. 228–234. The State Nature Conservancy of the Slovak Republic
- Klingenstein F. 2007. NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Heracleum mantegazzianum*. Online Database of the North European and Baltic Network on Invasive Alien Species – NOBANIS.
- Krinke L., Moravcova L., Pyšek P., Jarošík V., Pergl J., Perglova I. 2005. Seed bank of an invasive alien, *Heracleum mantegazzianum*, and its seasonal dynamics. *Seed Science Research* 15(03): 239–48.
- Kwiatkowska M., Jarosiewicz P., Bukowska B. 2013. Glifosat i jego preparaty – toksyczność, narażenie zawodowe i środowiskowe, *Medycyna Pracy* 64(5): 717–729; http://www.imp.lodz.pl/upload/oficyna/artykuly/pdf/full/MP_5-2013_M_Kwiatkowska.pdf
- Lagey K., Duinslaeger L., Vanderkelen A. 1995. Burns induced by plants. *Burns*. 21(7): 542–543.
- MacDonald F., Anderson H. 2012. Giant Hogweed (*Heracleum mantegazzianum*): Best Management Practices in Ontario. Ontario Invasive Plant Council, Peteborough, Ontario
- Moravcová L., Pyšek P., Krinke P., Pergl J., Perglová I., Thompson K. 2007. Seed germination, dispersal and seed bank in *Heracleum mantegazzianum*. [w:] P. Pyšek P., M.J.W. Cock, W. Nentwig, H.P. Ravn (red.), *Ecology and Management of Giant Hogweed (Heracleum mantegazzianum)*, ss. 74–91. CABI, Oxfordshire, UK
- Myraås H. 1978. Interaksjon mellom planter med saerlig vekt på allelopati. Undersøkning av interaksjon mellom *Heracleum lacinatum* Horn Tromsøpalme og andra planter. Hovedfagsoppgave Universitetet i Tromsø
- Nielsen C., Ravn H.P., Nentwig W., Wade M. 2005. The Giant Hogweed Best practice Manual. Guidelines for the management and control of invasive alien weed in Europe. Forest and Landscape Denmark, Hoersholm
- NOBANIS European Network on Invasive Alien Species 2015. <http://www.nobanis.org/speciesInfo.asp?taxaID=6980> (data dostępu 19.04.2015)
- Often A., Ericsson S. 1996. Tromsöloka, *Heracleum 'lacinatum'*, naturalised i Sverige. *Heracleum lacinatum*, naturalized in Sweden. *Svensk Botanisk Tidskrift* 90: 17–19.
- Pyšek P., Cock M.J. W., Nentwig W., Ravn H.P. (red.). 2007a. *Ecology and Management of Giant*

Hogweed, CABI International, Atheneum Press, Gateshead

- Pyšek P., Krinke L., Jarosik V., Perglova I., Pergl J., Moravcova L, 2007b. Timing and extent of tissue removal affect reproduction characteristics of an invasive species *Heracleum mantegazzianum*. *Biological Invasions* 9(3): 335–351.
- Pyšek P., Danihelka J., Sádlo J., Chrtěk J. Jr., Chytrý M., Jarošík V., Kaplan Z., Krahulec F., Moravcová L., Pergl J., Štajerová K., Tichý L. 2012. Catalogue of alien plants of the Czech Republic (2nd edition): checklist update, taxonomic diversity and invasion patterns. *Preslia* 84: 155–255.
- Sachajdakiewicz I., Mędrzycki P. (red.) 2014b. Wytyczne dotyczące zwalczania barszczu Sosnowskiego (*Heracleum sosnowskyi*) i barszczu Mantegazziego (*Heracleum mantegazzianum*) na terenie Polski. Fundacja „Pałacy Problem – Heracleum”. Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska, Warszawa (on-line)
- Tappeiner U., Cernusca A. 1996. Microclimate and Fluxes of Water Vapour, Sensible Heat and Carbon Dioxide in Structurally Differing Subalpine Plant Communities in the Central Caucasus; *Plant, Cell & Environment* 19(4): 403; 7. doi:10.1111/j.1365-3040.1996.tb00332.x.
- Thiele J., Otte A., Eckstein R.L. 2007. Ecological needs, habitats preferences and plant communities invaded by *Heracleum mantegazzianum*. [w:] P. Pyšek, M.J.W. Cock, W. Nentwig, H.P. Ravn (red.), *Ecology and Management of Giant Hogweed (Heracleum mantegazzianum)*, ss. 126–143. CAB International, Oxfordshire, UK
- Tokarska-Guzik B., Dajdok Z., Zając M., Zając A., Urbisz A., Danielewicz W., Hołdyński Cz. 2012. Rośliny obcego pochodzenia w Polsce ze szczególnym uwzględnieniem gatunków inwazyjnych. Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska, Warszawa
- Verloove F. 2006. Catalogue of neophytes in Belgium (1800-2005). *Scripta Botanica Belgica* 39: 1–89.
- Wasowicz P., Przedpelska-Wasowicz E.M., Kristinsson H. 2013. Alien vascular plants in Iceland: Diversity, spatial patterns, temporal trends, and the impact of climate change. *Flora* 208: 648–673.

4.12. *Heracleum sosnowskyi* Manden.



Barszcz Sosnowskiego

Fot. Barbara Tokarska-Guzik (po lewej) i Fot. Zygmunt Dajdok (po prawej stronie)

a) opis gatunku zawierający jego tożsamość taksonomiczną oraz jego historię, naturalny i potencjalny zasięg

***Heracleum sosnowskyi* Manden.**

Synonimy: *Heracleum pubescens* (Hoffmann) Marschall von Bieberstein, *H. wilhelmsii* Fischer et Avé-Lallemant, *H. mantegazzianum* Sommier et Levier

Rodzina: Apiaceae – baldaszkowate
Podklasa: Asteridae – astrowe
Klasa: Magnoliopsida – dwuliścienne

Najczęściej używana nazwa polska i angielska: *pl.* barszcz Sosnowskiego; *ang.* Sosnowskyi's hogweed, cow parsley, cow parsnip, giant cow, parsnip, giant hogweed (Nielsen i in. 2005; Jahodová i in. 2007; EPPO 2009; Kabuce, Priede 2010; CABI 2015).

Uwaga: szczegółowy opis gatunku wraz z ilustracją oraz danymi dotyczącymi aktualnego rozmieszczenia w Polsce zawiera opracowanie Sachajdakiewicz i Mędrzyckiego (2014b) dostępne na stronie internetowej Generalnej Dyrekcji Ochrony Środowiska

http://www.gdos.gov.pl/files/aktualnosc/29914/Wytyczne_dotyczace_zwalczania_barszczu_Sosnowskiego_Heracleum_sosnowskyi_i_barszczu_Mantegazziego_Heracleum_mantegazzianum_na_terenie_Polski.pdf

Morfologia i biologia

Jedna z największych roślin zielnych na świecie. Morfologicznie podobna do *Heracleum mantegazzianum* (EPPO 2009). Rzadko owłosione pędy zwykle pokryte purpurowymi plamami osiągają średnicę ok. 10 cm i wysokość najczęściej 2–3 m (Nielsen i in. 2005; Kabuce i Priede

2010). Liście o szerokości 100 cm i długości 120–160 cm, mniejsze niż u *Heracleum mantegazzianum*, słabiej podzielone o tępo zakończonych odcinkach (cecha diagnostyczna) (Nielsen i in. 2005; Wróbel 2008). Roślina dwu- lub wieloletnia, po wydaniu nasion zwykle obumiera (Wróbel 2008; Kabuce i Priede 2010). Kwiaty są zebrane w duże kwiatostany typu baldach, o średnicy ok. 50 cm (Weber 2003). Na każdym z nich może występować od 1 do 20 000, a nawet 50 000 kwiatów (Wojtkowiak i in. 2008). Barszcz Sosnowskiego rozmnaża się wyłącznie generatywnie za pomocą nasion.

Naturalny i potencjalny zasięg

Heracleum sosnowskyi odkryty przez rosyjskich botaników w 1772 roku we wschodniej części Kaukazu, po raz pierwszy został opisany w 1944 roku z terenu Gruzji przez Mandenową (Nielsen i in. 2005; Jahodová i in. 2007).

To gatunek rodzimy dla rejonu Wielkiego Kaukazu. Pochodzi z jego środkowej i wschodniej części, a także zachodniego, środkowego, wschodniego i południowo-zachodniego Zakaukazia (Pyšek i in. 2007) oraz północno-wschodniej Turcji (Kabuce i Priede 2010).

Heracleum sosnowskyi w granicach naturalnego zasięgu występuje na terenie dzisiejszej Armenii, Gruzji, oraz południowej Rosji – między Morzami: Czarnym i Kaspijskim (Jahodová i in. 2007; EPPO 2009). Zasiadła przede wszystkim obszary górskie, gdzie występuje wzdłuż strumieni, na skraju lasów lub na górskich łąkach (EPPO 2009).

Dzięki zdolnościom adaptacyjnym umożliwiającym łatwe i szybkie pokonywanie barier ekologicznych i środowiskowych, barszcze stanowią dzisiaj zagrożenie dla rodzimej flory (EPPO 2009). W Polsce aktualne rozmieszczenie stanowisk praktycznie we wszystkich regionach wskazuje na brak bariery klimatycznej dla tego gatunku. W związku z tym w kolejnych latach można się spodziewać zwiększania liczby stanowisk tego gatunku zarówno w bezpośrednim sąsiedztwie istniejących populacji, jak też w miejscach od nich oddalonych, gdzie nasiona zostaną przeniesione w drodze anemo- i/lub hydrochorii.

Historia rozprzestrzenienia

Heracleum sosnowskyi został sprowadzony do Ogrodu Botanicznego Akademii Nauk Związku Radzieckiego w 1932 roku (Półwysep Kola), gdzie od 1947 roku prowadzono intensywne badania, w celu oceny jego użyteczności jako rośliny paszowej (Czekalski 1979). Od 1960 roku był uprawiany na paszę na znacznych obszarach Rosji, także na terenach dzisiejszej Białorusi i Ukrainy oraz dawnej Jugosławii. W tym samym celu, w latach 70-tych XX wieku, roślinę sprowadzono do ówczesnej Niemieckiej Republiki Demokratycznej oraz na Węgry (Wojtkowiak i in. 2008; EPPO 2009), skąd bardzo szybko rozprzestrzeniła się na inne tereny Europy i Azji (EPPO 2009). Dodatkowo w różnych rejonach dawnego ZSRR, w ramach eksperymentów naukowych, *H. sosnowskyi* był krzyżowany z innymi gatunkami barszczy w celu otrzymania wydajnej odmiany paszowej, a powstałe mieszańce były prawdopodobnie wprowadzane do upraw (EPPO 2009). Zanim uznano, że rośliny nie spełniają oczekiwań hodowców bydła, wdrożono je do wielu gospodarstw rolnych, skąd rozprzestrzeniły się na nowe obszary.

Do Polski barszcz Sosnowskiego został sprowadzony pod koniec lat 50-tych XX wieku. Po przeprowadzeniu licznych eksperymentów hodowlanych w różnych ośrodkach badawczych (Wrocław, Kraków, Lipowa k. Żywca), w latach 60-tych i 70-tych ubiegłego wieku został masowo wprowadzony do uprawy w Państwowych Gospodarstwach Rolnych (PGR). Pierwsze udokumentowane uprawy miały miejsce w województwie nowosądeckim. W kolejnych latach roślinę upowszechniono w pozostałych rejonach kraju (Czekalski 1979; Wojtkowiak i in. 2008). Z powodu trudności związanych ze zbiorem (duże rozmiary, parzące liście), uprawy zaprzestano w latach 80-90-tych XX wieku (Guzik 1994; Śliwiński 2009).

Od 2012 roku prowadzony jest w Polsce powszechny spis stanowisk kaukaskich barszczy: Sosnowskiego i Mantegazziego, obejmujący północną i środkową część kraju (Sachajdakiewicz i Mędrzycki 2014a).

b) opis wzorców i dynamiki jego rozmnażania i rozprzestrzeniania się, włącznie z oceną, czy istnieją ku temu odpowiednie warunki środowiskowe w Polsce i Unii

Gatunek rozmnażający się wyłącznie generatywnie, o ogromnych możliwościach reprodukcyjnych. Część roślin zakwita i produkuje nasiona już w pierwszym roku, inne po 3-5 i więcej latach, wytwarzając do tego czasu tylko liście (Bochniarz, Bochniarz 1986; Wróbel 2008). W niesprzyjających warunkach (duże zacinienie) obserwowane są przypadki samozapylenia (Miklaszewska 2008; Śliwiński 2009). Pojedyncze rośliny mogą wytwarzać nawet do 20 000 nasion, z których do 90% opada w pobliżu rośliny rodzicielskiej (do 4 m) (Nielsen i in. 2005). Większość z nich (blisko 98%) zalega w górnych warstwach gleby (do 5 cm głębokości), gdzie tworzą bank nasion zdolnych do przeżycia przez co najmniej dwa lata (Nielsen i in. 2005). Aby nasiona mogły wykiełkować niezbędna jest ich stratyfikacja w okresie jesienno-zimowym, przy czym nasiona *H. sosnowskyi* wymagają krótszego okresu spoczynku niż nasiona *H. mantegazzianum* (Moravcová i in. 2007; EPPO 2009). Nasiona mogą być przenoszone na dalsze odległości na sierści zwierząt, z wiatrem, z wodą z pobliskich cieków wodnych, wraz z transportem drogowym i kolejowym lub nieświadomie przez człowieka np. na kołach samochodów (Wojtkowiak i in. 2008; EPPO 2009). Częstą formą dyspersji nasion jest także transport z sypkimi substratami, glebą lub płodami rolnymi (Sachajdakiewicz i Mędrzycki 2014b). Długodystansowy transport zachodzi również podczas powodzi (Nielsen i in. 2005).

Dotąd nie zaobserwowano przypadków rozmnażania wegetatywnego, chociaż roślina odznacza się dużymi zdolnościami regeneracyjnymi, szczególnie w przypadku uszkodzenia jej części nadziemnych (np. po wykoszeniu), co przejawia się m.in. wytworzeniem nowych pędów, także liści i baldachów (Czekalski 1979; Śliwiński 2009; obserwacje autorów).

Obecne wstępowanie gatunku w wielu regionach Polski znacznie różniących się pod względem warunków klimatycznych (z wyjątkiem wyższych położeń górskich, gdzie jak dotąd nie był notowany w granicach kraju) wskazuje na potencjalne możliwości zwiększania zajmowanego areału i liczby stanowisk. W najbliższych latach może nastąpić dalsze opanowywanie przez ten gatunek siedlisk ruderalnych (tereny zabudowane, pobocza dróg i szlaków kolejowych), półnaturalnych i naturalnych (np. łąki, obrzeża lasów, lasy o luźnym drzewostanie, brzegi rzek i wód stojących).

c) opis potencjalnych dróg wprowadzania i rozprzestrzeniania, zamierzonego i niezamierzonego, obejmujących – w stosownych przypadkach – towary, z którymi dany gatunek jest zazwyczaj powiązany

Heracleum sosnowskyi rozprzestrzenia się na nowe tereny na drodze zoo-, anemo- lub hydrochorii oraz poprzez nieświadomą działalność człowieka (np. na kołach samochodów). W kraju nadal szczególnym zagrożeniem są tereny dawnych Państwowych Gospodarstw Rolnych, gdzie roślina była uprawiana. Po zaniechaniu masowej uprawy w latach 80-90 tych XX wieku, nie zniszczono całkowicie istniejących roślin (Guzik 1994). W konsekwencji nadal z tych miejsc barszcz rozprzestrzenia się w sposób spontaniczny opanowując kolejne tereny (m.in. obrzeża nieuprawianych pól, drogi, rowy melioracyjne, nieużytki oraz doliny rzeczne). Nie jest wykluczone, choć na mniejszą skalę, celowe podsiewanie gatunku przez pszczelarzy.

Zgodnie z *Rozporządzeniem Ministra Środowiska z dn. 9 września 2011 r. w sprawie listy roślin i zwierząt gatunków obcych, które w przypadku uwolnienia do środowiska przyrodniczego mogą zagrozić gatunkom rodzimym lub siedliskom przyrodniczym* (Dz.U. 2011 nr 210 poz. 1260), ten azjatycki gatunek barszczu nie powinien być importowany, rozmnażany i sprzedawany bez zezwolenia GDOŚ lub RDOŚ.

d) ocena ryzyka wprowadzenia, zadomowienia się i rozprzestrzenienia w odpowiednich regionach biogeograficznych w obecnych warunkach i w przewidywalnych warunkach zmiany klimatu

Dane na temat rozmieszczenia i rozprzestrzeniania się gatunku w Polsce i Europie, a także jego cechy związane z biologią i ekologią, jednoznacznie wskazują na dużą tolerancję i łatwość przystosowania się rośliny do zmiennych warunków klimatycznych i siedliskowych. Na obszarze wtórnym ze względu na wysoką ekspansywność i zdolności adaptacyjne, dobrze radzi sobie na łąkach, pastwiskach, obrzeżach pól i lasów, bagnach, na siedliskach wzdłuż cieków wodnych i szlaków komunikacyjnych, na obszarach miejskich, na skarpach rowów, nieużytkach i opuszczonych terenach porolnych (Thiele i in. 2007; Wojtkowiak i in. 2008; EPPO 2009).

Gatunek toleruje zarówno klimat kontynentalny jak i umiarkowany, z gorącym latem i mroźną zimą (od -25°C do 45°C) (Czekalski 1979; Thiele i in. 2007).

Barszcz Sosnowskiego zaliczany jest do gatunków nitrofilnych, a jego ekspansja stymulowana jest przez eutrofizację środowiska (Laiviņš i Gavrilova 2003). Jest rośliną światłolubną, która szczególnie w pierwszych fazach wzrostu nie toleruje cienia (Oboleviča 2001). Niemniej uznawany jest za bardziej tolerancyjny pod tym względem od *H. mantegazzianum* (Nielsen i in. 2005). W warunkach niekorzystnych, poza przypadkami samozapylenia, rośliny mogą opóźniać kwitnienie zanim zostanie zmagazynowana wystarczająca ilość zasobów do owocowania. Nasiona dojrzewają w krótkim czasie, a blisko 90% z nich, jest zdolna do kiełkowania. Wysiane jesienią mogą kiełkować już następnego wiosny, po zaledwie dwóch miesiącach spoczynku, podczas których wystarczająca jest temperatura $2-4^{\circ}\text{C}$ i wilgoć w podłożu. Udowodniono, że jeden dojrzały osobnik może zapoczątkować nową inwazję (Nielsen i in. 2005).

e) opis obecnego rozmieszczenia gatunku, zawierający informacje, czy gatunek ten występuje już w Unii lub w krajach sąsiadujących, oraz prognozy kierunków jego migracji i prawdopodobnego rozmieszczenia w przyszłości

Obecnie stanowiska *Heracleum sosnowskyi* rozproszone są na terenie całej Polski (Zajac i Zajac 2001). Szczególnie licznie występują na południu Polski, w dolinach rzecznych m.in. na Podhalu, Dolnym Śląsku, Pogórzu Cieszyńskim, Wyżynie Krakowsko-Częstochowskiej (Sobisz 2007; Śliwiński 2009). Równie częste są w części północno-wschodniej i północno-zachodniej, przede wszystkim na Pomorzu, natomiast mniejsza ich liczba znajduje się w środkowo-wschodniej części kraju (Korniak i Środa 1996; Sobisz 2007; Ciosek i in. 2012). Obserwowany jest także coraz częściej na terenie aglomeracji górnośląskiej. Stanowiska barszczu Sosnowskiego najczęściej odnajdywane są na terenach dawnych PGR-ów i w sąsiedztwie, gdzie gatunek był uprawiany (Śliwiński 2009).

Jako gatunek obcy został odnotowany w następujących krajach europejskich: Białoruś, Estonia, Litwa, Łotwa, Niemcy, Polska, Rosja – część środkowa i północna, Turcja, Ukraina, Węgry, także w Azji (Azerbejdżan) (Nielsen i in. 2005; EPPO 2009).

W wielu krajach Europy (przede wszystkim wschodniej), gatunek posiada status inwazyjnego. W nielicznych przypadkach (Niemcy) gatunek znajduje się na tzw. *Warning List*, czyli ma status inwazyjnego lecz nie stwierdzono jego występowania na tym terenie (EPPO 2013). W pozostałych krajach nie obserwowano spontanicznego występowania rośliny lub części jej - brak takich danych (Tab. 12.).

Heracleum sosnowskyi często tworzy duże skupienia i rozległe łąny (nawet do kilku tysięcy osobników), w szybkim tempie zwiększając liczbę swoich stanowisk. Z dużym prawdopodobieństwem należy przyjąć, że w Polsce wzrost liczby stanowisk kaukaskich barszczu (w tym *H. mantegazzianum*) jest szybki i wykładniczy (Sachajdakiewicz i Mędrzycki 2014a). Z uwagi na ich inwazyjność i właściwości toksyczne są uznawane za rośliny wymagające zwalczania (Nielsen i in. 2005; Pyšek i in. 2007). Brak działań limitujących występowanie i/lub eliminujących obecność tych rośliny, może sprzyjać dalszej ich inwazji i powodować wzrost jej nasilenia.

Tab. 12. Występowanie i status *Heracleum sosnowskyi* w krajach UE oraz innych europejskich (w tym sąsiadujących z Polską)

Kraj	Status gatunku*				źródła
	inwazyjny	potencjalnie inwazyjny	zadomowiony/ nie inwazyjny	nie odnaleziony lub brak danych**	
<i>Albania</i>				x	GISD 2015
<i>Andora</i>				x	GISD 2015
Austria				x	Essl i Rabitsch 2003; Kabuce, Priede 2010
Belgia				x	Verloove 2006; Kabuce, Priede 2010
Białoruś	x				Laman i in. 2009; CABI 2015
<i>Bośnia i Hercegowina</i>				x	GISD 2015
Bułgaria				x	GISD 2015
Chorwacja				x	GISD 2015
Cypr				x	GISD 2015
<i>Czarnogóra</i>				x	GISD 2015
Dania			x		CABI 2015
Estonia	x				Holm 2005; Ööpik i in. 2008; CABI 2015; List of invasive species (in Estonian); https://www.riigiteataja.ee/akt/12828512
Finlandia				x	Kabuce, Priede 2010
Francja				x	Q-bank IPD 2015
Grecja				x	Arianoutsou i in. 2010; GISD 2015
Hiszpania				x	GISD 2015
Holandia				x	GISD 2015
Irlandia				x	GISD 2015
<i>Islandia</i>				x	CABI 2015
<i>Liechtenstein</i>				x	GISD 2015
Litwa	x				EPPO 2009; Gudžinskas i in. 2014; CABI 2015
Luksemburg				x	GISD 2015
Łotwa	x				EPPO 2009; CABI 2015
<i>Macedonia</i>				x	GISD 2015
Malta				x	GISD 2015
<i>Mołdawia</i>				x	GISD 2015
<i>Monako</i>				x	GISD 2015
Niemcy	x				EPPO 2013
<i>Norwegia</i>				x	Kabuce, Priede 2010
Polska	x				Tokarska-Guzik i in. 2012
Portugalia				x	GISD 2015

Republika Czeska				x	Pyšek i in. 2012; Kadlečík 2014
Rosja	x				CABI 2015
Rumunia				x	Marușca, Pop 2001
<i>San Marino</i>				x	GISD 2015
<i>Serbia</i>				x	GISD 2015
Słowacja				x	Medvecká i in. 2012; Kadlečík 2014
Słowenia				x	
<i>Szwajcaria</i>				x	FOEN 2006
Szwecja				x	Kabuce, Priede 2010
<i>Turcja</i>			x		CABI 2015
Ukraina	x				Kadlečík 2014, CABI 2015
<i>Watykan</i>				x	GISD 2015
Węgry	x				Kadlečík 2014; CABI 2015
Wielka Brytania				x	GISD 2015
Włochy				x	GISD 2015

Objaśnienia: Kraje EU – prosta czcionka; *pozostałe kraje europejskie* – pochyła czcionka; **kraje sąsiadujące z PL** – pogrubiona czcionka

* - status gatunku podano na podstawie dostępnych źródeł; zastosowane tam kryteria mają charakter autorski (por. objaśnienia w rozdz. 1; ad.e)

** - w tej kolumnie uwzględniono także sytuacje, kiedy gatunek został odnotowany w danym kraju na pojedynczych stanowiskach i/lub został zaklasyfikowany do grupy gatunków niezadomowionych (diafit: efemerofit, ergazjofit / *casual species*) lub jego status nie został określony

f) opis niepożądanego oddziaływania na różnorodność biologiczną i powiązane usługi ekosystemowe, włącznie z oddziaływaniem na gatunki rodzime, obszary chronione, siedliska zagrożone, jak również na zdrowie ludzkie, bezpieczeństwo i na gospodarkę; częścią opisu jest ocena potencjalnego oddziaływania w przyszłości, z uwzględnieniem dostępnej wiedzy naukowej

Rośliny barszczu Sosnowskiego stwarzają istotne zagrożenie dla rodzimej roślinności i przyczyniają się do spadku jej różnorodności poprzez tworzenie dużych, gęstych jednogatunkowych agregacji w wyniku masowej produkcji nasion (Pytlarczyk i in. 2013), a także długotrwałego banku nasion. Wykorzystują mechanizm konkurencji, na skutek którego obumiera nie tylko większość siewek barszczu w wyniku zacielenia przez starsze osobniki tego gatunku, lecz również eliminowane są siewki innych współwystępujących gatunków (Tappeinerm i Cernusca 1996; Nielsen i in. 2005). Z uwagi na duże stężenie furanokumaryn we wszystkich częściach rośliny jest prawdopodobne ich allelopatyczne oddziaływanie na inne gatunki roślin (Gniazdowska 2005). Ponadto rośliny zmieniają właściwości fizyczne i chemiczne gleby (Jandová i in. 2014). Poprzez zarastanie brzegów zbiorników i cieków wodnych barszcze mogą wywoływać negatywny wpływ na występujące w nich zwierzęta (Wojtkowiak i in. 2008). Do innych niepożądanych pośrednich oddziaływań należy zaliczyć m.in.: zmniejszanie arealu łąk i pastwisk (Rozwadowska 2003), przenikanie na obszary chronione (Wrzesińska 2006), zmniejszanie atrakcyjności obszarów turystycznych i inwestycyjnych (Rozwadowska 2003). Występowanie barszczu Sosnowskiego stwierdzono dotąd w 8 polskich parkach narodowych (Bomanowska i in. 2014).

Barszcze są obecne w różnych siedliskach półnaturalnych i naturalnych, ujętych na liście siedlisk z Załącznika I Dyrektywy Rady 92/43/EWG w sprawie ochrony siedlisk przyrodniczych oraz dzikiej fauny i flory (Tokarska-Guzik i in 2012; Sachajdakiewicz i Mędrzycki 2014b).

Heracleum sosnowskyi, podobnie jak *H. mantegazzianum* zawiera we wszystkich swoich częściach: łodygach, w liściach i korzeniach sok bogaty m.in. w związku z grupy furanokumaryn,

które w kontakcie ze skórą i w obecności światła słonecznego, powodują oparzenia II i III stopnia. W naturze ich główną funkcją jest ochrona rośliny przed owadami i patogenami (Czekalski 1979; Page i in. 2005; Derraik 2007; Wróbel 2008; EPPO 2009).

Barszcze są szczególnie niebezpieczne dla zdrowia ludzi, głównie w rejonach turystycznych, rekreacyjnych i gęsto zabudowanych. Substancje biologicznie czynne (furanokumaryny) zawarte w soku tych roślin wykazują dużą aktywność fotodynamiczną, która przejawia się poważnymi i trudno gojącymi się poparzeniami, powstającymi w bezpośrednim kontakcie skóry z rośliną lub pośrednim na skutek przebywania w pobliżu roślin podczas upalnych dni, gdy wydzielane przez nie olejki unoszą się w powietrzu (Lagey i in. 1995; Chan i in. 2011).

g) opis znanych sposobów wykorzystywania danego gatunku i płynących z nich korzyści społecznych i gospodarczych

Heracleum sosnowskyi został celowo sprowadzony z terenów byłego ZSRR jako doskonała roślina paszowa (duży przyrost biomasy i małe wymagania siedliskowe). Jednak ze względu na poważne techniczne utrudnienia w zbiorze roślin (duże rozmiary uniemożliwiały zbiór mechaniczny, zaś parzące liście i sok zbiór ręczny), podjęto decyzję o zaprzestaniu uprawy (Śliwiński 2009). Część istniejących stanowisk mogła powstać w wyniku podsiewania nasion przez pszczelarzy wykorzystujących właściwości miododajne tego gatunku.

h) wnioski wraz uzasadnieniem czy gatunek spełnia kryteria ujęcia na liście UE

Gatunek spełnia kryteria (a-e) przyjęte na potrzeby przygotowania wykazu inwazyjnych gatunków obcych stwarzających zagrożenie dla środowiska przyrodniczego Unii Europejskiej. Z uwagi na inwazyjność i właściwości toksyczne podobnie jak pozostałe dwa ww gatunki uznawany jest za roślinę wymagającą zwalczania (Nielsen i in. 2005; Pyšek i in. 2007a). Brak działań limitujących występowanie i/lub eliminujących obecność tych roślin, może sprzyjać dalszej ich inwazji.

Zagrożenie dla zdrowia ludzi powinno stanowić dodatkowy argument do uznania gatunku za priorytetowy i wymagający zwalczania w krajach UE.

Piśmiennictwo

- Arianoutsou M., Bazos I., Delipetrou P., Kokkoris Y. 2010. The alien flora of Greece: taxonomy, life traits and habitat preferences. *Biol Invasions* 12: 3525–3549.
- Bochniarz M., Bochniarz J. 1986. Barszcz Sosnowskiego – nowa wysokopienna roślina pastewna. *Postępy Nauk Rolniczych* 6: 23–31.
- Bomanowska A., Kirpluk I., Adamowski W., Palus J., Otręba A. 2014. Problem inwazji roślin obcego pochodzenia w polskich parkach narodowych. [w:] A. Otręba, D. Michalska-Hejduk (red.) *Inwazyjne gatunki roślin w Kampinoskim Parku Narodowym*, ss. 9–14. *Kampinoski Park Narodowy, Izabelin*
- CABI Commonwealth Agricultural Bureau International. 2015. Datasheet: *Heracleum sosnowskyi* <http://www.cabi.org/isc/datasheet/108958/> (data dostępu 17.04.2015).
- Chan J., Sullian P., O'Sullivan M., Eadie P. 2011. Full thickness burn caused by exposure to giant hogweed: Delayed presentation, histological features and surgical management. *Journal of Plastic, Reconstructive & Aesthetic Surgery* 64: 128–130.
- Ciosek M. T., Sikorski R., Trębicka A. 2012. Wpływ barszczu Sosnowskiego (*Heracleum sosnowskyi* Manden.) na strukturę i skład florystyczny fitocenozy. *Fragmenta Agronomica* 27(2): 39–46.
- Czekalski M. 1979. Barszcz Sosnowskiego – *Heracleum sosnowskyi* Manden. – biologia i wartość

użytkowa. Kosmos 28(5): 567–576.

Derraik J.G.B. 2007. *Heracleum mantegazzianum* and *Toxicodendron succedaneum*: plants of human health significance in New Zealand and the National Pest Plan Accord. The New Zealand Medical Journal 120(1259): 1–13.

EPPO 2009. *Heracleum mantegazzianum*, *Heracleum sosnowskyi* and *Heracleum persicum*. OEPP/EPPO Bulletin, 39: 489–499.

EPPO 2013. Reporting Service - Invasive Plants No. 11 Paris, 2013-11-01: 2013/251 The German lists of invasive alien plants.

Essl F., Rabitsch W. 2003. Neobiota in Österreich. Umweltbundesamt GmbH, Wien

FOEN 2006. An inventory of alien species and their threat to biodiversity and economy in Switzerland Invasive alien species in Switzerland. Fact sheets Plants
<https://www.google.pl/webhp?sourceid=chrome-instant&ion=1&espv=2&ie=UTF-8#q=switzerland%20invasive%20plant%20species>

GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?sts=sss&st=sss&fr=1&sn=&rn=albania&hci=-1&ei=-1&lang=EN&x=16&y=10> (data dostępu 27.04.2015).

GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?st=sss&sn=&rn=Andorra&ri=18478&hci=-1&ei=-1&fr=1&sts=&lang=EN> (data dostępu 27.04.2015).

GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?sts=sss&st=sss&fr=1&sn=&rn=Bulgaria&hci=-1&ei=-1&lang=EN&x=17&y=16> (data dostępu 27.04.2015).

GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?sts=sss&st=sss&fr=1&sn=&rn=croatia&hci=-1&ei=-1&lang=EN&x=11&y=7> (data dostępu 27.04.2015).

GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?sts=sss&st=sss&fr=1&sn=&rn=cyprus&hci=-1&ei=-1&lang=EN&x=18&y=5> (data dostępu 27.04.2015).

GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?sts=sss&st=sss&fr=1&sn=&rn=montenegro&hci=-1&ei=-1&lang=EN&x=30&y=13> (data dostępu 27.04.2015).

GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?sts=sss&st=sss&fr=1&sn=&rn=Greece&hci=-1&ei=-1&lang=EN&x=10&y=15> (data dostępu 27.04.2015).

GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?sts=sss&st=sss&fr=1&sn=&rn=spain&hci=-1&ei=-1&lang=EN> (data dostępu 27.04.2015).

GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?sts=sss&st=sss&fr=1&sn=&rn=Luxembourg+&hci=-1&ei=-1&lang=EN&x=22&y=11> (data dostępu 27.04.2015).

GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?sts=sss&st=sss&fr=1&sn=&rn=Malta&hci=-1&ei=-1&lang=EN&x=11&y=8> (data dostępu 27.04.2015).

GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?sts=sss&st=sss&fr=1&x=0&y=0&sn=&rn=Macedonia&hci=-1&ei=-1&lang=EN>

(data dostępu 27.04.2015).

- GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?st=sss&sn=&rn=Moldova%2C%20Republic%20of&ri=18619&hci=-1&ei=-1&fr=1&lang=EN&sts=sss> (data dostępu 27.04.2015).
- GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?sts=sss&st=sss&fr=1&sn=&rn=Monaco&hci=-1&ei=-1&lang=EN&x=20&y=12> (data dostępu 27.04.2015).
- GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?sts=sss&st=sss&fr=1&x=9&y=4&sn=&rn=Portugal&hci=-1&ei=-1&lang=EN> (data dostępu 27.04.2015).
- GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?sts=sss&st=sss&fr=1&sn=&rn=San+marino&hci=-1&ei=-1&lang=EN> (data dostępu 27.04.2015).
- GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?st=sss&sn=&rn=Serbia&ri=21762&hci=-1&ei=-1&fr=1&sts=&lang=EN> (data dostępu 27.04.2015).
- GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?st=sss&sn=&rn=Holy%20See%20%28Vatican%20City%20State%29&ri=18275&hci=-1&ei=-1&fr=1&lang=EN&sts=sss> (data dostępu 27.04.2015).
- GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?st=sss&sn=&rn=Netherlands&ri=18244&hci=-1&ei=-1&fr=1&lang=EN&sts=sss> (data dostępu 27.04.2015).
- GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?sts=sss&st=sss&fr=1&sn=&rn=Ireland&hci=-1&ei=-1&lang=EN&x=22&y=13> (data dostępu 27.04.2015).
- GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?sts=sss&st=sss&fr=1&x=20&y=11&sn=&rn=Liechtenstein&hci=-1&ei=-1&lang=EN> (data dostępu 27.04.2015).
- GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?st=sss&sn=&rn=Bosnia%20and%20Herzegovina&ri=18488&hci=-1&ei=-1&fr=1&lang=EN&sts=sss> (data dostępu 27.04.2015).
- GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?sts=sss&st=sss&fr=1&x=0&y=0&sn=&rn=england&hci=-1&ei=-1&lang=EN> (data dostępu 27.04.2015).
- GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?sts=sss&st=sss&fr=1&x=20&y=6&sn=&rn=Slovenia&hci=-1&ei=-1&lang=EN> (data dostępu 27.04.2015).
- GISD The Global Invasive Species Database 2015. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?sts=sss&st=sss&fr=1&x=24&y=11&sn=&rn=Italy&hci=-1&ei=-1&lang=EN> (data dostępu 27.04.2015).
- Gniazdowska A. 2005. Oddziaływania allelopatyczne – „nowa broń” roślin inwazyjnych. *Kosmos* 54(2-3): 221–261.
- Gudžinskas Z., Kazlauskas M., Pilāte D., Balalaikins M., Pilāts M., Šaulys A., Šaulienė I., Šukienė L. 2014. Lietuvos ir Latvijos pasienio regiono invaziniai organizmai. Lietuvos un Latvijas pierobežas invazīvie organismi. BMK Leidykla, Vilnius

- Guzik J. 1994. Ocena stopnia zagrożenia rodzimej flory Polski oraz niebezpieczeństwa jakie może stwarzać dla człowieka barszcz Sosnowskiego (*Heracleum sosnowskyi* Manden.) – na podstawie wyników badań w południowej części kraju, Polska Akademia Nauk, Instytut Botaniki im. W. Szafera, Kraków
- Holm B. 2005. Biology, distribution and control of invasive *Heracleum* species. Master thesis in Estonian Agricultural University.
- Jahodová Š., Fröberg L., Pyšek P., Geltman D., Trybush S., Karp A. 2007. Taxonomy, identification, genetic relationships 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*), ss. 1–19. CABI, Oxfordshire, UK
- Jandová K., Dostál P., Cajthaml T. 2014. Searching for *Heracleum mantegazzianum* allelopathy in vitro and in a garden experiment, Biological Invasions 1–17. doi:10.1007/s10530-014-0771-5.
- Kabuce N., Priede N. 2010. NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Heracleum sosnowskyi*. From: Online Database of the European Network on Invasive Alien Species – NOBANIS www.nobanis.org, Date of access x/x/201x.
- Kadlečík J. (red.) 2014. Carpathian red list of forest habitats and species Carpathian list of invasive alien species. Draft list of invasive alien species of the Carpathian region, ss. 228–234. The State Nature Conservancy of the Slovak Republic
- Korniak T., Środa M. 1996. Występowanie *Heracleum sosnowskyi* Manden. w północno-wschodniej Polsce. Zeszyty Naukowe Akademii Techniczno-Rolniczej w Bydgoszczy, Rolnictwo 38: 157–163.
- Kwiatkowska M., Jarosiewicz P., Bukowska B. 2013. Glifosat i jego preparaty – toksyczność, narażenie zawodowe i środowiskowe, Medycyna Pracy 64(5): 717–729; http://www.imp.lodz.pl/upload/oficyna/artykuly/pdf/full/MP_5-2013_M_Kwiatkowska.pdf
- Lagey K., Duinslaeger L., Vanderkelen A. 1995. Burns induced by plants. Burns. 21(7): 542–543.
- Laiviņš M., Gavrilova Ģ. 2003. Neofitās Sosnovska latvāņa *Heracleum sosnowskyi* sabiedrības Latvijā [*Heracleum sosnowskyi* in Latvia: sociology, ecology and distribution]. Latvijas Veģetācija 7: 45–65.
- Laman N.A., Prohorov V.N., Maslovskij O.M. 2009. Gigantskie borshheviki – opasnye invazivnye vidy dlja prirodnyh kompleksov i naselenija Belarusi. Minsk: Nacional'naja akademija nauk Belarusi GNPO NPC NAN Belarusi po bioresursam Institut jeksperimental'noj botaniki im. V.F. Kuprevich; <http://dis.podelise.ru/docs/index-49462.html>
- MacDonald F., Anderson H. 2012. Giant Hogweed (*Heracleum mantegazzianum*): Best Management Practices in Ontario. Ontario Invasive Plant Council, Peterborough, Ontario
- Marușca T., Pop O. 2001. *Heracleum sosnowskyi* from Prejmer-Brașov, a new adventive species for Romanian flora. Acta Horti Botanice Bucurestiensis 29: 149–153.
- Medvecká J., Kliment J., Májeková J., Halada L., Zaliberová M., Gojdičová E., Feráková V., Jarolímek I. 2012. Inventory of the alien flora of Slovakia. Preslia 84: 257–309.
- Miklaszewska K. 2008. Barszcz Sosnowskiego – obcy gatunek inwazyjny: biologia, zagrożenia, zwalczanie. Progress in Plant Protection 48(1): 297–300.
- Moravcová L., Grudžinskas Z., Pyšek P., Pregl J., Perglová I. 2007. Seed ecology of *Heracleum mantegazzianum* and *H. sosnowskyi*, two invasive species with different distributions in Europe. [w:] P. Pyšek, M.J.W. Cock, W. Nentwig, H.P. Ravn (red.), Ecology and Management of Giant Hogweed (*Heracleum mantegazzianum*), ss. 157–169. CABI, Oxfordshire, UK
- Nielsen C., Ravn H.P., Nentwig W., Wade M. 2005. The Giant Hogweed Best practice Manual.

Guidelines for the management and control of invasive alien weed in Europe. Forest and Landscape Denmark, Hoersholm

- Oboļeviča D. 2001. Hogweed and its distribution in Latvia; http://www.lva.gov.lv/daba/eng/biodiv/lauks_latvanis_ehtm
- Ööpik M., Kukk T., Kull K., Kull T. 2008. The importance of human mediation in species establishment: analysis of the alien flora of Estonia. *Boreal Env. Res.* 13: 53-67.
- Q-bank Invasive Plants Database. 2015. http://www.q-bank.eu/Plants/Factsheets/Heracleum_sosnowskyi_EN.pdf (data dostępu 17.04.2015).
- Page N.A., Wall R.E., Darbyshire S.J., Mulligan G.A. 2005. The biology of invasive alien plants in Canada. 4. *Heracleum mantegazzianum* Sommier & Levier. *Canadian Journal Plant Science* 86: 569–589.
- Pyšek P., Cock M.J.W., Nentwig W., Ravn H.P. (red.). 2007. Ecology and Management of Giant Hogweed, CABI International, Atheneum Press, Gateshead
- Pyšek P., Danihelka J., Sádlo J., Chrtěk J. Jr., Chytrý M., Jarošík V., Kaplan Z., Krahulec F., Moravcová L., Pergl J., Štajerová K., Tichý L. 2012. Catalogue of alien plants of the Czech Republic (2nd edition): checklist update, taxonomic diversity and invasion patterns. *Preslia* 84: 155–255.
- Pytlarczyk A., Sachajdakiewicz I., Mędrzycki P. 2013. Barszcz Sosnowskiego vs Barszcz pospolity: inwazyjność a wzorce alokacji w funkcje generatywne i wegetatywne, Materiały konferencyjne 56 Zjazdu Polskiego Towarzystwa Botanicznego w Olsztynie. Wyd. Uniwersytet Warmińsko-Mazurski, Olsztyn
- Rozwadowska R. 2003. Inwazyjne rośliny toksyczne w OAK na przykładzie *Heracleum mantegazzianum s.l.*, Wyższa Szkoła Ekologii i Zarządzania, Warszawa.
- Sachajdakiewicz I., Mędrzycki P., Pytlarczyk A. 2012. Mapa stanowisk barszczu obrzymiego *Heracleum mantegazzianum s.l.* Fundacja „Pałacy Problem – Heracleum”, Santok; <http://palacyproblem.pl/index.php>
- Sachajdakiewicz I., Mędrzycki P. 2014a. Ogólnopolski Spis Powszechny Barszczu Sosnowskiego i Barszczu Olbrzymiego 2012 – raport końcowy z dnia 31.12.2013; http://www.barszcz.edu.pl/file.php/41/OSPBSiBO%20raport%20koncowy_ost.pdf
- Sachajdakiewicz I., Mędrzycki P. (red.). 2014b. Wytyczne dotyczące zwalczania barszczu Sosnowskiego (*Heracleum sosnowskyi*) i barszczu Mantegazziego (*Heracleum mantegazzianum*) na terenie Polski. Fundacja „Pałacy Problem – Heracleum”. Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska, Warszawa
- Sobisz Z. 2007. Phytocenoses with *Heracleum sosnowskyi* Manden. in Central Pomerania. *Roczniki Akademii Rolniczej w Poznaniu, Botanika – Steciana* 11: 53–56.
- Śliwiński M. 2009. Charakterystyka wybranych gatunków rozprzestrzeniających się na obszarach mokradłowych Polski – Barszcz Sosnowskiego *Heracleum sosnowskyi* Manden. i barszcz Mantegazziego *Heracleum mantegazzianum* Somm. et Levier. [w:] Z. Dajdok, P. Pawlaczyk (red.), Inwazyjne gatunki roślin ekosystemów mokradłowych Polski, ss. 54–57. Wydawnictwo Klubu Przyrodników, Świebodzin
- Tappeiner U., Cernusca A. 1996. Microclimate and Fluxes of Water Vapour, Sensible Heat and Carbon Dioxide in Structurally Differing Subalpine Plant Communities in the Central Caucasus; *Plant, Cell & Environment* 19(4): 403; 7. doi:10.1111/j.1365-3040.1996.tb00332.x.
- 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*), ss. 144–156. CAB International, Oxfordshire,

UK

- Tokarska-Guzik B., Dajdok Z., Zając M., Zając A., Urbisz A., Danielewicz W., Hołdyński Cz. 2012. Rośliny obcego pochodzenia w Polsce ze szczególnym uwzględnieniem gatunków inwazyjnych. Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska, Warszawa
- Tkachenko K.G. 1989. Peculiarities and seed productivity in some *Heracleum* species grown in Leningrad area. Rastitelnye Resursy 1: 52–61. [In Russian.]
- Weber E. 2003. Invasive Plant Species of the World. A reference guide to environmental weeds. CABI publishing, Oxfordshire, UK
- Verloove F. 2006. Catalogue of neophytes in Belgium (1800-2005). Scripta Botanica Belgica 39: 1–89.
- Wojtkowiak R., Kawalec H., Dubowski A.P. 2008. *Heracleum sosnowskyi* Manden. L. Journal of Research and Applications in Agricultural Engineering 53(4): 137–142.
- Wróbel I. 2008. Barszcz Sosnowskiego (*Heracleum sosnowskyi* Manden.) w Pieninach. Pieniny – Przyroda i Człowiek 10: 37–43.
- Wrześcińska D. 2006. Barszcz Sosnowskiego (*Heracleum sosnowskyi* Manden), inwazyjny chwast i metody jego zwalczania, Postępy Nauk Rolniczych 3, PWRiL, Warszawa
- Zając A., Zając M. 2001. Atlas rozmieszczenia roślin naczyniowych w Polsce. Nakładem Pracowni Chorologii Komputerowej Instytutu Botaniki Uniwersytetu Jagiellońskiego, Kraków

4.13. *Solidago canadensis* L.



Nawłóć kanadyjska



Fot. Barbara Tokarska-Guzik (po lewej) Fot. Teresa Nowak (po prawej)

a) opis gatunku zawierający jego tożsamość taksonomiczną oraz jego historię, naturalny i potencjalny zasięg

***Solidago canadensis* L.**

Synonimy: *S. altissima* L., *S. canadensis* subsp. *altissima* (L.) Bolos & Vigo, *S. canadensis* var. *scabra* Torr. & A.Gray.,

Rodzina: Asteraceae – astrowate (złożone)

Rząd: Asterales – astrowce

Gromada: Magnoliophyta – okrytonasienne

Najczęściej używana nazwa polska i angielska: *pl.* nawłóć kanadyjska; *ang.* Canadian goldenrod

Morfologia i biologia

Bylina kłączowa (hemikryptofit) o pędach 30–150 (200) cm wysokich, dołem nagich, a od połowy szorstko, odstająco owłosionych. Liście lancetowate, długo zaostrome, ostro ząbkowane, rzadko całobrzegie, 6–13 cm długości, spodem owłosione na nerwach. Koszyczki drobne, o okrywie 2–2,8 mm długości zestawione w piramidalne wiechowate grona 15–30 cm długie. Kwiaty żółte, zewnętrzne języczkowate krótsze od okrywy. Niełupka opatrzona krótkim, 2–2,5 mm dł. puchem kielichowym (McNeil 1976; Rutkowski 2011; Slavik 2004).

Naturalny i potencjalny zasięg

Solidago canadensis pochodzi z Ameryki Północnej (Hegi 1979). W USA występuje od Dakoty Północnej, na południe do Florydy, Teksasu i Arizony i Kanadzie z Nowej Szkocji do Ontario (Weber 2000). Rozmieszczony jest w USA i Kanadzie od 26° N i 45° N szerokości geograficznej, dochodząc do 65° szerokości w zachodniej Kanadzie i na Alasce (Weber 1998). Potencjalnie może kolonizować rejony o zbliżonym klimacie na pozostałych kontynentach.

Historia rozprzestrzenienia

Solidago canadensis została sprowadzona do Europy (Anglia) jako roślina ozdobna już

w I połowie XVII w. (Kowarik 2003). Jako gatunek łatwy w uprawie i o oryginalnych walorach ozdobnych był rozpowszechniany i stosunkowo szybko rozszerzył swój wtórny zasięg w Europie (Weber 2000). W XIX wieku nawłóć kanadyjska występowała w większości krajów Europy Zachodniej. Poza Europą *S. canadensis* jest zadomowiona w Australii, Nowej Zelandii, Japonii, Chinach, na Tajwanie (Nakagawa i Enomoto 1975; Weber 2000). W Polsce gatunek notowany był od II połowy XIX w. (Tokarska-Guzik 2003).

Zajmowane siedliska: *Solidago canadensis* w granicach naturalnego zasięgu występuje na obrzeżach lasów, przydrożach, odłogach i innego typu nieużytkach. Gatunek ma stosunkowo dużą tolerancję zarówno co do wymagań glebowych (Werner i in. 1980; Weber i Jacobs 2005), jak i klimatycznych (EPP0 2015). Może występować w klimacie zarówno z chłodnym, jak i gorącym latem, jak również z chłodną (-40 do -34° C), suchą lub mokrą zimą. W zasięgu wtórnym kolonizuje podobne siedliska. Występuje zarówno na siedliska półnaturalnych i naturalnych jak również antropogenicznych, w lasach, zaroślach, w dolinach i na brzegach rzek i zbiorników wodnych, na łąkach suchych i wilgotnych, na nasypach, groblach pomiędzy stawami, w sadach, na przydrożach i terenach kolejowych (Guzikowa i Maycock 1986; EPP0 2004; CABI 2015).

b) opis wzorców i dynamiki jego rozmnażania i rozprzestrzeniania się, włącznie z oceną, czy istnieją ku temu odpowiednie warunki środowiskowe w Polsce i Unii

Nawłóć kanadyjska jest anemochorem, ale jej diaspory generatywne mogą być rozprzestrzeniane także epizoochorycznie lub przypadkowo wraz z transportem kołowym i kolejowym. Dodatkowo może rozprzestrzeniać się wegetatywnie poprzez fragmenty kłaczy. Jest rośliną długowieczną (do 100 lat). Duża liczba diaspor i wczesne rozpoczynanie reprodukcji (Jezierska-Domaradzka i Domaradzki 2012) powodują możliwość szybkiej i efektywnej kolonizacji nowych terenów. Zarówno w Polsce, jak i w krajach UE istnieją dogodne warunki do rozprzestrzeniania się dla nawłóci, świadczy o tym historia poszerzania jej zasięgu, jak też prognozy opublikowane przez Webera (2001).

c) opis potencjalnych dróg wprowadzania i rozprzestrzeniania, zamierzonego i niezamierzonego, obejmujących – w stosownych przypadkach – towary, z którymi dany gatunek jest zazwyczaj powiązany

Nawłóć kanadyjska bywa wprowadzana w dalszym ciągu w celach ozdobnych i jako roślina miododajna. Jako gatunek anemochoryczny *Solidago canadensis* ma potencjalnie bardzo duże szanse na skuteczne rozprzestrzenianie się na długie dystanse. Nie bez znaczenia jest także rozmnażanie wegetatywne. Fragmenty kłaczy mogą być rozprzestrzeniane wraz z „zakażoną” glebą, wraz z wodą, jeśli występuje na obrzeżach cieku wodnego. Gatunek może być także zawlekany z roślinami uprawnymi np. z ziarnami zbóż, jeśli występował w uprawie jako chwast lub w jej pobliżu, a materiał nie był oczyszczony.

W Kodeksie dobrych praktyk „Ogrodnictwo wobec roślin inwazyjnych obcego pochodzenia” (2014) gatunek został zamieszczony na liście roślin stosowanych w ogrodnictwie należących do inwazyjnych gatunków obcych, w przypadku których uzgodniono potrzebę niewprowadzania ich do sprzedaży i do uprawy⁴.

d) ocena ryzyka wprowadzenia, zadomowienia się i rozprzestrzenienia w odpowiednich regionach biogeograficznych w obecnych warunkach i w przewidywalnych warunkach zmiany klimatu

⁴http://www.gdos.gov.pl/files/aktualnosci/31085/Kodeks_Dobrych_Praktyk_Ogrodnictwo_wobec_roslin_inwazyjnych_obcego_pochodzenia_www.pdf

Nawłóć kanadyjska ma bardzo szeroki zasięg wtórny i szeroką skalę tolerancji, toteż można przypuszczać, że będzie się rozprzestrzeniać na nowe obszary, zarówno w granicach obecnego zasięgu wtórnego, jak też poza nim. Potencjalne zmiany klimatyczne będą sprzyjały temu procesowi. Tym samym występuje lub może występować we wszystkich regionach biogeograficznych.

e) opis obecnego rozmieszczenia gatunku, zawierający informacje, czy gatunek ten występuje już w Unii lub w krajach sąsiadujących, oraz prognozy jego kierunków migracji i prawdopodobnego rozmieszczenia w przeszłości

Zasięg nawłoci kanadyjskiej obejmuje całą prawie Polskę (Zajac i Zajac 2001) z koncentracją stanowisk w części południowej i południowo-wschodniej. Natomiast mniejszy udział ma w części zachodniej. Dane te dotyczą jednak gatunku w szerokim ujęciu taksonomicznym, z ostatnich lat XX w., kiedy nie wyróżniano *S. canadensis* subsp. *altissima*, obecnie traktowanej jako odrębny gatunek – *S. altissima*. Przyjmując współczesne, wąskie ujęcie taksonomiczne, należy stwierdzić, że rozmieszczenie *S. canadensis*, przynajmniej na terenie Polski wymaga weryfikacji.

Gatunek występuje w większości krajów UE i w krajach sąsiadujących z Polską nie będących członkami UE (Tab. 13). W przypadku adaptacji gatunku do bardziej skrajnych temperatur lub korzystnych dla nawłoci zmian klimatu, można spodziewać się jego dalszego rozprzestrzeniania. Tendencję tą potwierdzają dane opublikowane przez Webera (2001), które wskazują na możliwość znacznego poszerzenia obszaru zajmowanego w Europie przez podgatunek *S. canadensis* subsp. *altissima* we wszystkich możliwych kierunkach. Prognozowane zwiększenie zasięgu obejmuje zarówno południowe i zachodnie, jak też północne i wschodnie rejony kontynentu.

Tab. 13. Występowanie i status *Solidago canadensis* w krajach UE oraz innych europejskich (w tym sąsiadujących z Polską)

Kraj	Status gatunku*				źródła
	inwazyjny	potencjalnie inwazyjny	zadomowiony/ nie inwazyjny	nie odnaleziony lub brak danych**	
Albania				x	
Andora				x	
Austria	x				Essl i Rabitsch 2002, 2004
Belgia			x		Verloove 2006; IAS 2014
Białoruś	x				Gusev 2015
Bośnia i Hercegowina	x				Kovačević i in. 2013
Bułgaria				x	DAISIE 2015
Chorwacja	x				Boršić i in. 2008; Mitić 2013; FCD 2015
Cypr				x	
Czarnogóra				x	
Dania	x				Kabuce, Priede 2010
Estonia	x				Õöpik i in. 2008; NOBANIS 2015; List of invasive species (in Estonian): https://www.riigiteataja.ee/akt/12828512

Finlandia	x				NOBANIS 2015
Francja	x				CABI 2015
Grecja				x	Arianoutsou i in. 2010
Hiszpania			x		Sanz-Elorza i in. 2001
Holandia	x				Q-bank 2015
Irlandia				x	
Islandia				x	
Liechtenstein	x				Waldburger, Staub 2006
Litwa	x				NOBANIS 2015; Gudžinskas 1997; Gudžinskas i in. 2014
Luksemburg	x				DAISIE 2015; Neobiota.lu
Łotwa	x				NOBANIS 2015; EPPO 2015
Macedonia	x				CABI 2015
Malta				x	
Mołdawia				x	DAISIE 2015
Monako				x	
Niemcy	x				EPPO 2004
Norwegia	x				ARTDATABANKEN 2012
Polska	x				Tokarska-Guzik i in. 2012
Portugalia	x				CABI 2015
Republika Czeska	x				Pyšek i in. 2012; Kadlečík 2014
Rosja	x				CABI 2015
Rumunia			x		Kovács 2006; DAISIE 2015
San Marino				x	
Serbia	x				Vrbničanin 2013
Słowacja	x				Medvecká i in. 2012; Kadlečík 2014
Słowenia	x				Jogan 2013
Szwajcaria	x				CABI 2015
Szwecja	x				NOBANIS 2015; CABI 2015
Turcja				x	
Ukraina	x				Protopopova i in. 2006, 2010
Watykan				x	
Węgry	x				Kadlečík 2014
Wielka Brytania	x				CABI 2015
Włochy	x				CABI 2015

Objaśnienia: Kraje EU – prosta czcionka; pozostałe kraje europejskie – pochyła czcionka; kraje sąsiadujące z PL – pogrubiona czcionka

* - status gatunku podano na podstawie dostępnych źródeł; zastosowane tam kryteria mają charakter autorski (por. objaśnienia w rozdz. 1; ad.e)

** - w tej kolumnie uwzględniono także sytuacje, kiedy gatunek został odnotowany w danym kraju na pojedynczych stanowiskach i/lub został zaklasyfikowany do grupy gatunków niezadomowionych (diafit: efemerofit, ergazjofit / *casual species*) lub jego status nie został określony

f) opis niepożądanego oddziaływania na różnorodność biologiczną i powiązane usługi

ekosystemowe, włącznie z oddziaływaniem na gatunki rodzime, obszary chronione, siedliska zagrożone, jak również na zdrowie ludzkie, bezpieczeństwo i na gospodarkę; częścią opisu jest ocena potencjalnego oddziaływania w przyszłości, z uwzględnieniem dostępnej wiedzy naukowej

Biologia nawłoci kanadyjskiej, związana z produkcją bardzo dużej liczby diaspor (głównie anemochoria) i efektywnym rozmnażaniem wegetatywnym (Weber 2003), są przyczyną stosunkowo szybkiego i w wielu przypadkach masowego występowania tej rośliny, zwłaszcza przy niewłaściwym użytkowaniu gruntów. Konsekwencją tego procesu jest ograniczanie, a następnie wypieranie gatunków rodzimej flory (Szymura i Szymura 2011), jak też niekorzystne oddziaływanie na bogactwo zespołów owadów (Morón i in. 2009) i ptaków (Skórka i in. 2010) związanych z siedliskami łąkowymi, często opanowywanymi przez ten gatunek wraz z nawłocią późną. Jest to szczególnie istotne dla siedlisk naturalnych i półnaturalnych. Do wielu typów zbiorowisk łąkowych, po zaniechaniu wykaszania wkracza dosyć szybko nawłoc kanadyjska zmieniając skład fitocenozy. Obserwuje się ten proces podczas weryfikowania zachowania siedlisk przyrodniczych z grupy nieleśnych na terenach obszarów NATURA 2000, użytków ekologicznych i in. Najskuteczniejsze jest usuwanie tej rośliny w początkowej fazie inwazji poprzez zabiegi mechaniczne (Nowak i Kącki 2009). Tak więc szczególnie uzasadnione wydaje się zabezpieczenie terenów objętych ochroną prawną (Kopeć i in. 2014). Występowanie tego gatunku stwierdzono dotąd w 15 parkach narodowych (Bomanowska i in. 2014).

Zagrożeniem jest także zdolność do krzyżowania się z gatunkiem rodzimym *Solidago virgaurea*, przez co gatunek rodzimy może być zagrożony. Zastosowanie odpowiednich zabiegów agrotechnicznych przy powrocie do użytkowania odłogów eliminuje bardzo skutecznie pędy nawłoci kanadyjskiej. Gatunek ten stanowi także problem w zbiorowiskach leśnych, ale w miejscach zacienionych rośliny często nie zakwitają i osiągają niższe rozmiary. Brak jest szczegółowych danych na temat strat ekonomicznych wywołanych przez inwazję *S. canadensis*. Wiadomo natomiast, że poprzez niektóre owady przywiązane do niej mogą być przenoszone patogeny roślin. Z negatywnych oddziaływań warto zwrócić uwagę ponadto na względy zdrowotne ludzi i zwierząt (alergie, wpływ na jakość powietrza i wody) (EPPO 2015). Dotychczasowe doświadczenia wskazują na możliwość ograniczenia inwazji przy zastosowaniu odpowiednich zabiegów. Aktualnie na Wyżynie Śląskiej są prowadzone badania dotyczące możliwości odtwarzania składu i struktury fitocenozy murawowych, które zostały zmienione w wyniku rozwoju płątów z dominacją nawłoci kanadyjskiej (dane autorów). Gatunek ten wymaga także badań genetycznych, ponieważ zmiany na tym poziomie mogą skutkować powstaniem nowych form i jeszcze lepszym przystosowaniem do siedliska.

g) opis znanych sposobów wykorzystywania danego gatunku i płynących z nich korzyści społecznych i gospodarczych

Nawłoc kanadyjska należy przede wszystkim do roślin ozdobnych uprawianych w ogrodach. Jest także zaliczana do roślin miododajnych (Stefanic i in. 2003). Dzięki zawartości specyficznych związków chemicznych (m.in. saponin triterpenowych, flawonoidów, kwasu chlorogenowego, karotenoidów) ziele nawłoci kanadyjskiej ma właściwości moczopędne, rozkurczające i przeciwzapalne (Strzelecka i Kowalski 2000). Działanie fitotoksyczne (m.in. pochodnych poliacetylenowych) nawłoci kanadyjskiej determinuje możliwość jej wykorzystania jako naturalnego herbicydu (Solymosi 1994; Dong i in. 2006; Abhilasha i in. 2008). Wykazano, że oddziaływanie allelopatyczne nawłoci wpływa na ograniczenie rozwoju patogenów glebowych (Zhang i in. 2009). Gatunek ten jest również uwzględniany w rozważaniach dotyczących roślin potencjalnie możliwych do wykorzystania w produkcji biomasy dla celów energetyki odnawialnej (Jeziarska-Domardzka i Domardzki 2012).

h) wnioski wraz uzasadnieniem czy gatunek spełnia kryteria ujęcia na liście UE

Gatunek spełnia kryteria (a-e) przyjęte na potrzeby przygotowania wykazu inwazyjnych gatunków obcych stwarzających zagrożenie dla środowiska przyrodniczego Unii Europejskiej. Biologia tego gatunku wskazuje na możliwość ograniczenia lub wyeliminowania go ze środowiska przyrodniczego przy odpowiednich działaniach, pomimo tak szerokiego rozprzestrzenienia. Priorytetowe jest usuwanie populacji nawłoci z terenów objętych ochroną i w ich sąsiedztwie. Obserwacje i doświadczenia własne autorów wskazują że 1-2 sezony wegetacyjne wystarczają do skutecznego usunięcia populacji nawłoci kanadyjskiej, przy braku dopływu diaspor; z tego względu konieczne jest skoordynowanie działań na poziomie UE.

Piśmiennictwo

- 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.
- Arianoutsou M., Bazos I., Delipetrou P., Kokkoris Y. 2010. The alien flora of Greece: taxonomy, life traits and habitat preferences. Biol Invasions 12: 3525–3549.
- ARTSDATABANKEN 2012: [http://databank.artsdatabanken.no/FremmedArt_2012? Risk Level=4&pg=1](http://databank.artsdatabanken.no/FremmedArt_2012?RiskLevel=4&pg=1)
- Bomanowska A., Kirpluk I., Adamowski W., Palus J., Otręba A. 2014. Problem inwazji roślin obcego pochodzenia w polskich parkach narodowych. [w:] A. Otręba, D. Michalska-Hejduk (red.) Inwazyjne gatunki roślin w Kampinoskim Parku Narodowym, ss. 9–14. Kampinoski Park Narodowy, Izabelin
- Boršić I., Milović M., Dujmović I., Bogdanović S., Cigić P., Rešetnik I., Nikoli T., Mitić B. 2008. Preliminary check-list of invasive alien plant species (IAS) in Croatia. Nat. Croat. 17(2): 55–71.
- CABI. Invasive Species Compendium. *Solidago canadensis* (Canadian goldenrod) <http://www.cabi.org/isc/datasheet/50599> (data dostępu 4.04.2015).
- DAISIE 2015. Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe. Species Factsheet. *Solidago canadensis*. <http://www.europe-aliens.org/speciesFactsheet.do?speciesId=23762#> (data dostępu 05.04.2015).
- 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.
- FCD. 2015. Flora Croatica Database <http://hirc.botanic.hr/fcd/> (data dostępu 04.2015).
- EPPO European and Mediterranean Plant Protection Organization. 2004. EPPO data sheet on Invasive Plants. *Solidago canadensis*. http://www.eppo.int/INVASIVE_PLANTS/ias_lists.htm#A1A2Lists (data dostępu 4.04.2015).
- Essl F., Rabitsch W. 2003. Neobiota in Österreich. Umweltbundesamt GmbH, Wien
- Essl F., Rabitsch W. 2004. Österreichischer Aktionsplan zu gebietsfremden Arten (Neobiota). Hrsg: Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.
- Gudžinskas Z. 1997. Conspectus of alien plant species of Lithuania. 4. Asteraceae. Botanica Lithuanica 3(4): 335–366.
- Gudžinskas Z., Kazlauskas M., Pilāte D., Balalaikins M., Pilāts M., Šaulys A., Šaulienė I., Šukienė L. 2014. Lietuvos ir Latvijos pasienio regiono invaziniai organizmai. Lietuvos un Latvijas pierobežas invazīvie organismi. BMK Leidykla, Vilnius
- Gusev A.P. 2015. The impact of invasive canadian goldenrod (*Solidago canadensis* l.) on

- regenerative succession in old fields (the southeast of Belarus). *Российский Журнал Биологических Инвазий* 1: 10–16.
- 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: 367–384.
- Hegi G. 1979. *Illustrierte Flora von Mitteleuropa*. 3. Verlag Paul Parey, Berlin und Hamburg
- IAS 2014. Invasive species in Belgium. <http://ias.biodiversity.be/species/all> (data dostępu 05.04.2015).
- Jeziarska-Domardzka A., Domardzki K. 2012. *Solidago canadensis* jako potencjalny gatunek energetyczny – zagrożenia dla środowiska przyrodniczego oraz ocena naturalnych zasobów surowca na przykładzie wybranych odłogowanych pól w powiecie wołowskim na Dolnym Śląsku. *Zeszyty Naukowe Uniwersytetu Przyrodniczego Wrocław, Rolnictwo C* 584: 43–52.
- Jogan N. 2013. Invasive alien plant taxa in the flora of Slovenia. EPPO, Belgrad <http://www.izbis.com/pdf-2013/invazivne-biljke/List%20IAS%20Plants%20SLOVENIA.pdf>
- Kabuce N., Priede N. 2010. NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Solidago canadensis*. Invasive Alien Species - NOBANIS www.nobanis.org. (data dostępu 04.04.2015).
- Kadlečík J. (ed.) 2014. Carpathian red list of forest habitats and species Carpathian list of invasive alien species. Draft list of invasive alien species of the Carpathian region. The State Nature Conservancy of the Slovak Republic. pp. 228–234.
- Kopeć D., Michalska-Hejduk D., Polak A., Polak P. 2014. Gatunki z rodzaju nawłóć *Solidago* spp. [w:] A. Otręba, D. Michalska-Hejduk (red.). Inwazyjne gatunki roślin w Kampinoskim Parku Narodowym i w jego sąsiedztwie. Wydawnictwa Kampinoski Park Narodowy, Izabelin
- Kovačević Z., Mitrić S., Vučković B. 2013. Presentation of the list of invasive plants in Bosna and Herzegovina. <http://www.izbis.com/pdf-2013/invazivne-biljke/List%20IAS%20Plants%20republika%20srbska.pdf> (data dostępu 05.04.2015).
- Kovács J.A. 2006. Distribution of invasive alien species stands in eastern Transylvania. *Kanitzia* 14: 109–136.
- Kowarik I. 2003. *Biologische Invasionen: Neophyten und Neozoen in Mitteleuropa*. Ulmer, Stuttgart
- Nakagawa K., Enomoto T. 1975. The distribution of tall goldenrod (*Solidago altissima* L.) in Japan. *Nogaku Kenkyu*. 55(2):67–78.
- McNeil J. 1976. *Solidago* L. [w:] T.G. Tutin, V. H. Heywood, N. A. Burges, D. M. Moore, D. H. Valentine, S. M. Walters, D. A. Webb. *Flora Europaea* 4. Cambridge University Press, Cambridge
- Medvecká J., Kliment J., Májeková J., Halada L., Zaliberová M., Gojdičová E., Feráková V., Jarolímek I. 2012. Inventory of the alien flora of Slovakia. *Preslia* 84: 257–309.
- Mitić B. 2013. Invasive alien plants in Croatia. International seminar “Lists of IAS plants in the Balkans with an EPPO training course on the prioritization process for IAS plants, Belgrade, July 08-11, 2013; <http://www.izbis.com/pdf-2013/invazivne-biljke/List%20IAS%20Plants%20CROATIA.pdf>
- Moroń D., Lenda M., Skórka P., Szentgyorgyi H., Settele J., Wojciechowski M. 2009. Wild polinator communities are negatively affected by invasion of alien goldenrods in grassland landscapes. *Biological Conservation* 142: 1322–1332.
- NOBANIS. North European and Baltic Network on Invasive Alien Species. 2015. *Solidago canadensis* (Asteraceae, Angiosperms) <http://www.nobanis.org/species-info?taxaid=890>

(data dostępu 4.04.2015).

- Nowak A., Kącki Z. 2009. Gatunki z rodzaju nawłóć – *Solidago* spp. [w:] Z. Dajdok, P. Pawlaczyc (red.), Inwazyjne gatunki roślin ekosystemów mokradłowych Polski, ss. 84–86. Wydawnictwo Klubu Przyrodników, Świebodzin
- Protopopova V.V., Shevera M.V., Chorney I.I., Tokaryuk A.I., Budzhak V.V., Korzhan K.V. 2010. The transformer species in the flora of the Bukovina Cis-Carpathian area. Ukr. Botan. Journ. 67(6): 852–864.
- Protopopova V. V., Shevera M. V., Mosyakin S.L. 2006. Deliberate and unintentional introduction of invasive weeds: A case study of the alien flora of Ukraine. Euphytica 148: 17–33.
- Pyšek P., Danihelka J., Sádlo J., Chrtěk J. Jr., Chytrý M., Jarošík V., Kaplan Z., Krahulec F., Moravcová L., Pergl J., Štajerová K., Tichý L. 2012. Catalogue of alien plants of the Czech Republic (2nd edition): checklist update, taxonomic diversity and invasion patterns. Preslia 84: 155–255.
- Ööpik M., Kukk T., Kull K., Kull T. 2008. The importance of human mediation in species establishment: analysis of the alien flora of Estonia. Boreal Env. Res. 13: 53–67.
- Q-bank 2015. Comprehensive databases on quarantine plant pest and diseases. Invasive plants. <http://www.q-bank.eu/Plants/Biolomics.aspx?Table=available%20factsheets%20> (English) &genlist=t&fields=name (data dostępu 05.04.2015).
- Rutkowski L. 2011. Klucz do oznaczania roślin naczyniowych Polski niżowej. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa
- Sanz-Elorza M., Dana E.D., Sobrino E. 2001. Aproximación al listado de plantas alóctonas invasoras reales y potenciales en España. Lazaroa 22: 121–131.
- Skórka P., Lenada M., Tryjanowski P. 2010. Invasive alien goldenrods negatively affect grassland bird communities in Eastern Europe. Biological Conservation 143: 856–861.
- Slavik B. 2004. *Solidago* L. – zlatobyl. [w:] J. Štěpánek, Štěpánková (red.), Květena České Republiky. 7: 114–122. Academia, Praha
- Stefanic E., Puskadija Z., Stefanic I., Bubalo D., 2003. Goldenrod: a valuable plant for beekeeping in north-eastern Croatia. Bee World 84: 86–90.
- Solymosi P. 1994. Crude plant extracts as weed biocontrol agents. Acta Phytopathologica et Entomologica Hungarica 29(3-4): 361–370.
- Strzelecka H., Kowalski J. 2000. Encyklopedia zielarstwa i ziołolecznictwa. Państwowe Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa
- Szymura M., Szymura T. 2013. Soil preferences and morphological diversity of goldenrods (*Solidago* L.) from south-western Poland. Acta Soc. Bot. Pol. 82(2): 107–115.
- Tokarska-Guzik B. 2003. The expansion of some alien plant species (neophytes) in Poland. [w:] L.E. Child, J.H. Brock, G. Brundu, K. Prach, P. Pyšek, P.M. Wade, M. Williamson (red.), Plant invasions: Ecological treats and management solutions, ss. 147–167. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands
- Tokarska-Guzik B., Dajdok Z., Zając M., Zając A., Urbisz A., Danielewicz W., Hołdyński Cz. 2012. Rośliny obcego pochodzenia w Polsce ze szczególnym uwzględnieniem gatunków inwazyjnych. Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska, Warszawa
- Verloove F. 2006. Catalogue of neophytes in Belgium (1800–2005). Scripta Botanica Belgica 39: 1–89.
- Vrbničanin S. 2013. List of adventive invasive weed species in Serbia. <http://www.izbis.com/pdf-2013/invazivne->

[biljke/List%20of%20IAS%20Plants%20Serbia.pdf](#) (data dostępu 04.04.2015).

- Waldburger E., Staub R. 2006. Neophyten im Fürstentum Liechtenstein. Bericht Botanisch-Zoologische Gesellschaft Liechtenstein-Sargans-Werdenberg 32: 95–112.
- Weber E. 1998. The dynamics of plant invasions: a case study of three exotic goldenrod species (*Solidago* L.) in Europe. J. Biogeogr. 25(1): 147–154. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-2699.1998.251119.x>
- Weber E. 2000. Biological flora of Central Europe: *Solidago altissima* L. Flora 195: 123–134.
- Werner P.A., Bradbury I.K., Gross R.S. 1980. The biology of Canadian weeds. 45. *Solidago canadensis* L. Canadian Journal of Plant Science 60(4): 1393–1409.
- Weber E. 2001. Current and potential Ranges of Three Exotic Goldenrods (*Solidago*) in Europe. Conservation Biology 15: 122–128.
- Weber E. 2003. Invasive Plant Species of the World. A Reference Guide to Environmental Weeds. CABI Publishing, Wallingford, UK
- Weber E., Jacobs G. 2005. Biological flora of Central Europe: *Solidago gigantea* Aiton. Flora 200(2):109–118. <http://dx.doi.org/10.1016/j.flora.2004.09.001>
- 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.

4.14. *Solidago gigantea* Aiton



Nawłóć olbrzymia.

Fot. Barbara Tokarska-Guzik

a) opis gatunku zawierający jego tożsamość taksonomiczną oraz jego historię, naturalny i potencjalny zasięg

***Solidago gigantea* Aiton**

Synonimy: *S. serotina* Aiton , *S. gigantea* Aiton subsp. *serotina* (Kuntze) Mc Neill, *S. glabra* Desf., *S. pitcheri* Nutt., *S. serotinoidea* A. & D. Love, *S. serotina* Aiton var. *gigantea* (Aiton) A. Gray, *S. shinnensis* (Beaudry) Beaudry, *S. ×leiophallax* Friesner, *Aster latissimifolius* (Mill.) Kuntze var. *serotinus* Kuntze

Rodzina: Asteraceae – astrowate (złożone)

Rząd: Asterales – astrowce

Gromada: Magnoliophyta – okrytonasienne

Najczęściej używana nazwa polska i angielska: *pl.*: nawłóć późna, n. olbrzymia; *ang.*: giant goldenrod, late goldenrod

Morfologia i biologia

Bylina kłaczowa (hemikryptofit) o pędach 50–200(250) cm wysokich, nagich, sino owoszczonych. Gałązki w obrębie kwiatostanu owłosione. Liście lancetowate, środkowe 0,5–2 cm długości, brzegiem piłkowane. Koszyczki większe niż u *S. canadensis*, o okrywie 3–4(5) mm długości zestawione w jednostronne wiechy. Kwiaty żółte, zewnętrzne języczkowate dłuższe od okrywy. Niełupki owłosione z krótkim puchem kielichowym ok. 1 mm (McNeil 1976; Rutkowski 2011; Slavik 2004).

Naturalny i potencjalny zasięg

Solidago gigantea pochodzi z Ameryki Północnej (Hegi 1979). Jego zasięg rozciąga się pomiędzy 30° a 55° szerokości geograficznej północnej.

Ma szeroki zakres tolerancji wobec warunków klimatycznych i siedliskowych. Może występować

w obszarach o najniższej temperaturze do -23°C (EPPO 2004). Rozpoznane są zdolności adaptacyjne gatunku do różnych warunków siedliskowych (Weber i Jacobs 2005). Poza Ameryką Północną potencjalnie może kolonizować rejony o klimacie zbliżonym do panującego w obrębie naturalnego zasięgu, a prognozowane zmiany klimatyczne mogą umożliwić rozszerzenie jej zasięgu na inne obszary (Weber 1998, 2001).

Historia rozprzestrzenienia

Solidago gigantea jako roślina ozdobna została przywieziona do Europy około połowy XVII w., a informacje o jej pojawianiu się poza uprawą pochodzą z połowy XIX w. (Hegi 1979). Rozprzestrzenianie się nawłoci później w ciągu kolejnego stulecia doprowadziło do występowania w prawie całej Europie (Weber 1998). Poza Europą *S. gigantea* występuje w Azji (Japonia, Rosja). W Polsce gatunek notowany był od II połowy XIX w. W okresie 50 lat liczba stanowisk zwiększała się dynamicznie, ponad 30-krotnie (Guzikowa i Maycock 1986; Tokarska-Guzik 2003), co wskazuje na szybkie tempo rozprzestrzeniania się gatunku.

b) opis wzorców i dynamiki jego rozmnażania i rozprzestrzeniania się, włącznie z oceną, czy istnieją ku temu odpowiednie warunki środowiskowe w Polsce i Unii

Nawłoc późna jest anemochorem, ale jej diaspory generatywne mogą być rozprzestrzeniane także epizoochorycznie lub przypadkowo wraz z transportem kołowym i kolejowym. Ostatnie badania wskazują także na endozoochorię (Czarnecka i in 2012). Zarówno w Polsce, jak i w innych krajach UE istnieją dogodne warunki do rozprzestrzeniania się dla nawłoci późnej, świadczy o tym historia powiększania jej zasięgu.

Zajmowane siedliska: *Solidago gigantea* w granicach naturalnego zasięgu występuje na podobnych siedliskach jak *S. canadensis* – są to przede wszystkim obrzeżach lasów, przydroża, odłogi i nieużytki. W zasięgu wtórnym nawłoc późna notowana była na nie koszonych łąkach, miejscach wilgotnych, na brzegach cieków i zbiorników wodnych, obrzeżach lasów, przydrożach, terenach kolejowych itp. W spektrum jej siedlisk znajdują się zarówno siedliska naturalne i półnaturalne, jak też zmienione przez człowieka. Szczególnie łatwo kolonizuje tereny z naruszoną powierzchnią gleby (niełupki szybko tutaj kiełkują w odpowiedniej porze okresu wegetacyjnego) (Nowak i Kącki 2009). Z obserwacji własnych wynika, że często pierwszymi miejscami pojawiania się nawłoci w zbiorowiskach łąkowych są kopce kretów lub aktualnie miejsca ze zniszczoną przez pojazdy terenowe pokrywą roślinną.

c) opis potencjalnych dróg wprowadzania i rozprzestrzeniania, zamierzonego i niezamierzonego, obejmujących – w stosownych przypadkach – towary, z którymi dany gatunek jest zazwyczaj powiązany

Nawłoc późna jako gatunek anemochoryczny ma potencjalnie bardzo duże szanse na skuteczne rozprzestrzenianie się na długie dystanse. Nie bez znaczenia jest także rozmnażanie wegetatywne. Fragmenty kłaczy mogą być rozprzestrzeniane praktycznie w sposób nieograniczony, zwłaszcza z terenów ruderalnych, na których mechaniczne przemieszczanie podłoża przyczynia się do dyspersji diaspor. Ponadto transport diaspor może odbywać się wraz z wodą, jeśli populacja występuje na obrzeżach cieku wodnego. Nawłoc późna może być także zawleczona z materiałem siewnym roślin uprawnych, np. z ziarnami zbóż, jeśli jej osobniki występowały jako chwast w samej uprawie lub w jej pobliżu, a materiał nie był oczyszczony (obserwacje własne). Ze względu na wprowadzanie w ogrodnictwie nowych gatunków i odmian nawłoci, nie natrafiono na dane o nawłoci późnej w ofertach handlowych.

W Kodeksie dobrych praktyk „Ogrodnictwo wobec roślin inwazyjnych obcego pochodzenia” (2014) gatunek ten został zamieszczony na liście roślin stosowanych w ogrodnictwie należących do inwazyjnych gatunków obcych, w przypadku których uzgodniono potrzebę niewprowadzania ich do sprzedaży i do uprawy⁵.

⁵http://www.gdos.gov.pl/files/aktualnosci/31085/Kodeks_Dobrych_Praktyk_Ogrodnictwo_wobec_roslin_inwaz

d) ocena ryzyka wprowadzenia, zadomowienia się i rozprzestrzenienia w odpowiednich regionach biogeograficznych w obecnych warunkach i w przewidywalnych warunkach zmiany klimatu

Nawłoc późna ma bardzo szeroki zasięg wtórny i szeroką skalę tolerancji, toteż można stwierdzić, że ryzyko wprowadzenia, zadomowienia i rozprzestrzenienia się tego gatunku na nowych obszarach jest wysokie. Przeprowadzone analizy potwierdzają, że odpowiednie warunki klimatyczne dla tego gatunku istnieją w przeważającej części Europy (Weber 2001). Zasięg prezentowany w dostępnych bazach danych wskazuje to, że nawłoc późna występuje prawdopodobnie we wszystkich regionach biogeograficznych Europy.

e) opis obecnego rozmieszczenia gatunku, zawierający informacje, czy gatunek ten występuje już w Unii lub w krajach sąsiadujących, oraz prognozy kierunków jego migracji i prawdopodobnego rozmieszczenia w przyszłości

Zasięg nawłoci późnej obejmuje całą prawie Polskę (Zajac i Zajac 2001) z koncentracją stanowisk w części południowo-zachodniej i zachodniej. Mniejsze zagęszczenie stanowisk odnotowuje się na północy kraju oraz w wyższych położeniach górskich. Gatunek występuje w większości krajów UE i w krajach sąsiadujących z Polską nie będących członkami UE (Tab. 14). W przypadku adaptacji gatunku do bardziej skrajnych temperatur lub zmian korzystnych dla nawłoci zmian klimatu, można spodziewać się jego dalszego rozprzestrzeniania.

Tab. 14. Występowanie i status *Solidago gigantea* w krajach UE oraz innych europejskich (w tym sąsiadujących z Polską)

Kraj	Status gatunku*				źródła
	inwazyjny	potencjalnie inwazyjny	zadomowiony/ nie inwazyjny	nie odnaleziony lub brak danych**	
<i>Albania</i>				x	
<i>Andora</i>				x	
Austria	x				Essl i Rabitsch 2002, 2004
Belgia		x			Verloove 2006; Branquart 2015; IAS 2014
Białoruś				x	
<i>Bośnia i Hercegowina</i>	x				Kovačević i in. 2013
Bułgaria	x				Petrova i in. 2013
Chorwacja	x				Boršić i in. 2008; Mitić 2013; FCD 2015
Cypr				x	
<i>Czarnogóra</i>				x	
Dania	x				Kabuce, Priede 2010; CABI 2015
Estonia	x				List of invasive species (in Estonian): https://www.riigiteataja

[yjných obcego pochodzenia www.pdf](#)

					.ee/akt/12828512
Finlandia	x				NOBANIS 2015; CABI 2015
Francja				x	
Grecja				x	Arianoutsou i in. 2010
Hiszpania			x		Sanz-Elorza i in. 2001
Holandia	x				Q-bank 2015
Irlandia			x		NOBANIS 2015
Islandia				x	
Liechtenstein	x				Waldburger, Staub 2006
Litwa	x				Gudžinskas i in. 2014; NOBANIS 2015
Luksemburg	x				Neobiota.lu
Łotwa	x				NOBANIS 2015
Macedonia				x	
Malta				x	
Mołdawia				x	
Monako				x	
Niemcy	x				NOBANIS 2015; EPPO 2004
Norwegia	x				ARTDATABANKEN 2012
Polska	x				Tokarska-Guzik i in. 2012
Portugalia					
Republika Czeska	x				Pyšek i in. 2012; Kadlečík 2014
Rosja	x				NOBANIS 2015
Rumunia	x				Kovács 2006
San Marino				x	
Serbia	x				Vrbničanin 2013
Słowacja	x				Medvecká i in. 2012; Kadlečík 2014
Słowenia	x				Jogan 2013
Szwajcaria	x				CABI 2015
Szwecja	x				NOBANIS 2015
Turcja				x	
Ukraina				x	
Watykan				x	
Węgry	x				Kadlečík 2014
Wielka Brytania	x				CABI 2015
Włochy	x				CABI 2015

Objaśnienia: Kraje EU – prosta czcionka; *pozostałe kraje europejskie* – pochyła czcionka; **kraje sąsiadujące z PL** – pogrubiona czcionka

* - status gatunku podano na podstawie dostępnych źródeł; zastosowane tam kryteria mają charakter autorski (por. objaśnienia w rozdz. 1; ad.e)

** - w tej kolumnie uwzględniono także sytuacje, kiedy gatunek został odnotowany w danym kraju na pojedynczych stanowiskach i/lub został zaklasyfikowany do grupy gatunków niezadomowionych (diafit: efemerofit, ergazjofit / *casual species*) lub jego status nie został określony

f) opis niepożądanego oddziaływania na różnorodność biologiczną i powiązane usługi ekosystemowe, włącznie z oddziaływaniem na gatunki rodzime, obszary chronione, siedliska zagrożone, jak również na zdrowie ludzkie, bezpieczeństwo i na gospodarkę;

częścią opisu jest ocena potencjalnego oddziaływania w przyszłości, z uwzględnieniem dostępnej wiedzy naukowej

Biologia nawłoci późnej, związana z produkcją bardzo dużej liczby diaspor (rozsiwianych anemochorycznie) i efektywnym rozmnażaniem wegetatywnym (Weber 2003), jest odpowiedzialna za stosunkowo szybkie i skuteczne masowe występowanie tej rośliny, zwłaszcza przy niewłaściwym użytkowaniu gruntów. Konsekwencją tego procesu jest ograniczanie, a następnie wypieranie gatunków rodzimej flory (Szymura i Szymura 2011) i fauny. Jest to szczególnie istotne dla siedlisk naturalnych i półnaturalnych, gdyż powoduje znaczny spadek różnorodności gatunkowej (Szymura i Wolski 2005). Nawłocie stanowią poważne zagrożenie dla fitocenoz na terenach objętych ochroną obszarową (np. Otręba i Michalska 2014). Występowanie tego gatunku stwierdzono dotąd w 17 parkach narodowych (Bomanowska i in. 2014).

Do wielu typów zbiorowisk łąkowych, po zaniechaniu użytkowania wkraczają dosyć szybko obydwie gatunki nawłoci: późna i kanadyjska zmieniając skład fitocenozy. Szczególnie często mamy do czynienia z zagrożeniem siedlisk przyrodniczych priorytetowych dla wspólnoty. Najskuteczniejsze, poprzez zabiegi mechaniczne, jest usuwanie tej rośliny w początkowej fazie inwazji (Nowak i Kącki 2009). Zastosowanie odpowiednich zabiegów agrotechnicznych przy powrocie do użytkowania odłogów eliminuje bardzo skutecznie pędy omawianego gatunku. Nawłoc stanowi także problem w zbiorowiskach leśnych, ale w miejscach zacienionych rośliny często nie zakwitają i osiągają niższe rozmiary. Nie są tolerancyjne na zacienienie (Ellenberg i in. 1992). Brak jest szczegółowych danych na temat strat ekonomicznych wywołanych przez inwazję *S. gigantea*. Zwykle łatwo usunąć je z upraw, nie powodują strat w plonach. Wiadomo natomiast, że poprzez niektóre owady przywiązane do gatunku mogą być przenoszone patogeny roślin. Z negatywnych oddziaływań warto zwrócić uwagę ponadto na względy zdrowotne ludzi i zwierząt (alergie, wpływ na jakość powietrza i wody) (EPPO 2004). Nawłoc późna wykazuje także działanie allelopatyczne (Sekutowski i in. 2012). Dotychczasowe doświadczenia wskazują na możliwość ograniczenia inwazji przy zastosowaniu odpowiednich zabiegów, przy czym najważniejsze są tutaj obszary chronione.

g) opis znanych sposobów wykorzystywania danego gatunku i płynących z nich korzyści społecznych i gospodarczych

Nawłoc kanadyjska należy przede wszystkim do roślin ozdobnych uprawianych w ogrodach. Jest także zaliczana do roślin miododajnych (Stefanic i in. 2003). Roślina stosowana w lecznictwie ludowym. Ziele zawiera saponiny i flawonoidy (Strzelecka i Kowalski 2000).

h) wnioski wraz uzasadnieniem czy gatunek spełnia kryteria ujęcia na liście UE

Gatunek spełnia kryteria (a-e) przyjęte na potrzeby przygotowania wykazu inwazyjnych gatunków obcych stwarzających zagrożenie dla środowiska przyrodniczego Unii Europejskiej. Potencjalne możliwości tego gatunku (wzrost tempa rozprzestrzeniania się) implikują skoordynowane działania na poziomie ponadpaństwowym.

Cechy biologii i ekologii tego gatunku wskazują na możliwość ograniczenia lub wyeliminowania go ze środowiska przyrodniczego przy odpowiednich działaniach, pomimo tak szerokiego rozprzestrzenienia, przy czym priorytetowe powinno być usuwanie populacji nawłoci z terenów objętych ochroną i w ich sąsiedztwie. Obserwacje i doświadczenia własne wskazują że wystarczy 1-2 sezony do skutecznego usunięcia populacji nawłoci późnej, zakładając brak dopływu diaspor, dlatego konieczne jest skoordynowane działanie na poziomie UE.

Piśmiennictwo

- Arianoutsou M., Bazos I., Delipetrou P., Kokkoris Y. 2010. The alien flora of Greece: taxonomy, life traits and habitat preferences. *Biol Invasions* 12: 3525–3549.
- ARTSDATABANKEN 2012: [http://databank.artsdatabanken.no/FremmedArt_2012? Risk Level=4&pg=1](http://databank.artsdatabanken.no/FremmedArt_2012?RiskLevel=4&pg=1)
- Bomanowska A., Kirpluk I., Adamowski W., Palus J., Otręba A. 2014. Problem inwazji roślin obcego pochodzenia w polskich parkach narodowych. [w:] A. Otręba, D. Michalska-Hejduk (red.) *Inwazyjne gatunki roślin w Kampinoskim Parku Narodowym*, ss. 9–14. Kampinoski Park Narodowy, Izabelin
- Boršić I., Milović M., Dujmović I., Bogdanović S., Cigić P., Rešetnik I., Nikoli T., Mitić B. 2008. Preliminary check-list of invasive alien plant species (IAS) in Croatia. *Nat. Croat.* 17(2): 55–71.
- Branquart E. (red.). 2015. Alert, black and watch lists of invasive species in Belgium. Harmonia version 1.2, Belgian Forum on Invasive species. <http://ias.biodiversity.be>. (data dostępu 05.04.2015).
- CABI 2015. Invasive Species Compendium. *Solidago gigantea* (giant goldenrod) <http://www.cabi.org/isc/datasheet/50575> (data dostępu 4.04.2015).
- Czarnecka J., Orłowski G., Karg J. 2012. Endozoochorous dispersal of alien and native plants by two palearctic avian frugivores with special emphasis on invasive giant goldenrod *Solidago gigantea* Cent. Eur. J. Biol. 7(5): 895–901.
- Ellenberg H., Weber H.E., Düll R., Wirth V., Werner W., Paulissen D. 1992. Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. *Scripta Geobot.* 18:1–258.
- EPPO European and Mediterranean Plant Protection Organization. 2004. EPPO data sheet on Invasive Plants. *Solidago gigantea*. http://www.eppo.int/INVASIVE_PLANTS/ias_lists.htm#A1A2Lists (data dostępu 4.04.2015).
- Essl F., Rabitsch W. 2003. Neobiota in Österreich. Umweltbundesamt GmbH, Wien
- Essl F., Rabitsch W. 2004. Österreichischer Aktionsplan zu gebietsfremden Arten (Neobiota). Hrsg: Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien
- FCD. 2015. Flora Croatica Database <http://hirc.botanic.hr/fcd/> (data dostępu 04.2015).
- Gudžinskas Z., Kazlauskas M., Pilāte D., Balalaikins M., Pilāts M., Šaulys A., Šaulienė I., Šukienė L. 2014. Lietuvos ir Latvijos pasienio regiono invaziniai organizmai. Lietuvos un Latvijas pierobežas invazīvie organismi. BMK Leidykla, Vilnius
- 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: 367–384.
- Hegi G. 1979. *Illustrierte Flora von Mitteleuropa*. 3. Verlag Paul Parey, Berlin und Hamburg
- IAS 2014. Invasive species in Belgium. <http://ias.biodiversity.be/species/all> (data dostępu 05.04.2015).
- Jogan N. 2013. Invasive alien plant taxa in the flora of Slovenia. EPPO, Belgrad <http://www.izbis.com/pdf-2013/invazivne-biljke/List%20IAS%20Plants%20SLOVENIA.pdf>
- Kabuce N., Priede N. 2010. NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Solidago canadensis*. – From: Online Database of the European Network on Invasive Alien Species - NOBANIS www.nobanis.org. (data dostępu 4.04.2015).
- Kadlečík J. (red.) 2014. Carpathian red list of forest habitats and species Carpathian list of invasive alien species. Draft list of invasive alien species of the Carpathian region, ss. 228–

234. The State Nature Conservancy of the Slovak Republic

- Kovačević Z., Mitrić S., Vučković B. 2013. Presentation of the list of invasive plants in Bosna and Herzegovina. <http://www.izbis.com/pdf-2013/invazivne-biljke/List%20IAS%20Plants%20republika%20srbska.pdf> (data dostępu 05.04.2015).
- Kovács J.A. 2006. Distribution of invasive alien species stands in eastern Transylvania. *Kanitzia* 14: 109–136.
- McNeil J. 1976. *Solidago* L. [w:] T.G. Tutin, V. H. Heywood, N. A. Burges, D. M. Moore, D. H. Valentine, S. M. Walters, D. A. Webb. *Flora Europaea* 4. Cambridge University Press, Cambridge
- Medvecká J., Kliment J., Májeková J., Halada L., Zaliberová M., Gojdičová E., Feráková V., Jarolímek I. 2012. Inventory of the alien flora of Slovakia. *Preslia* 84: 257–309.
- Mitić B. 2013. Invasive alien plants in Croatia. International seminar “Lists of IAS plants in the Balkans with an EPP0 training course on the prioritization process for IAS plants, Belgrade, July 08-11, 2013; <http://www.izbis.com/pdf-2013/invazivne-biljke/List%20IAS%20Plants%20CROATIA.pdf>
- Moroń D., Lenda M., Skórka P., Szentgyorgyi H., Settele J., Wojciechowski M. 2009. Wild pollinator communities are negatively affected by invasion of alien goldenrods in grassland landscapes. *Biological Conservation* 142: 1322–1332.
- NOBANIS 2015. European Network on Invasive Alien Species. <http://www.nobanis.org> (data dostępu 05.04.2015).
- Nowak A., Kački Z. 2009. Gatunki z rodzaju nawłóć – *Solidago* spp. [w:] Z. Dajdok, P. Pawlaczyk (red.), *Inwazyjne gatunki roślin ekosystemów mokradłowych Polski*, ss. 84–86. Wydawnictwo Klubu Przyrodników, Świebodzin
- Otręba A., Michalska-Hejduk D. (red.). *Inwazyjne gatunki roślin w Kampinoskim Parku Narodowym i w jego sąsiedztwie*. Kampinoski Park Narodowy, Izabelin
- Petrova A., Vladimirov V., Georgiev V. 2013. Invasive alien species in Bulgaria. Institute of Biodiversity and Ecosystem Research, Bulgarian Academy of Sciences, Sofia
- Pyšek P., Danihelka J., Sádlo J., Chrtěk J. Jr., Chytrý M., Jarošík V., Kaplan Z., Krahulec F., Moravcová L., Pergl J., Štajerová K., Tichý L. 2012. Catalogue of alien plants of the Czech Republic (2nd edition): checklist update, taxonomic diversity and invasion patterns. *Preslia* 84: 155–255.
- Q-bank Comprehensive databases on quarantine plant pest and diseases. Invasive plants. 2015. [http://www.q-bank.eu/Plants/Biolomics.aspx?Table=available%20factsheets%20\(English\)&genlist=t&fields=name](http://www.q-bank.eu/Plants/Biolomics.aspx?Table=available%20factsheets%20(English)&genlist=t&fields=name) (data dostępu 05.04.2015).
- Rutkowski L. 2011. *Klucz do oznaczania roślin naczyniowych Polski niżowej*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa
- Sanz-Elorza M., Dana E.D., Sobrino E. 2001. Aproximación al listado de plantas alóctonas invasoras reales y potenciales en España. *Lazaroa* 22: 121–131.
- Sekutowski T.R., Bortniak M., Domaradzki K. 2012. Assessment of allelopathic potential of invasive plants – goldenrod (*Solidago gigantea*) on buckwheat (*Fagopyrum sagittatum*) and sunflower (*Helianthus annuus*). *Journal of Research and Applications in Agricultural Engineering* 57(4): 86–91
- Skórka P., Lenada M., Tryjanowski P. 2010. Invasive alien goldenrods negatively affect grassland bird communities in Eastern Europe. *Biological Conservation* 143: 856–861.
- Slavík B. 2004. *Solidago* L. – zlatobyl. [w:] J. Štěpánek Štěpánková (red.), *Květenu České*

- Republiki. 7: 114–122. Academia, Praha
- Stefanic E., Puskadija Z., Stefanic I., Bubalo D. 2003. Goldenrod: a valuable plant for beekeeping in north-eastern Croatia. *Bee World* 84: 86–90.
- Strzelecka H., Kowalski J. 2000. Encyklopedia zielarstwa i ziołolecznictwa. Państwowe Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa
- Szymura M., Szymura T. 2013. Soil preferences and morphological diversity of goldenrods (*Solidago* L.) from south-western Poland. *Acta Soc. Bot. Pol.* 82(2):107–115.
- Szymura M., Wolski K. 2005. Dangers for natural ecosystem from expansive north American perennials on an example of genus *Solidago* L. *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych* 505: 445–450.
- Tokarska-Guzik B. 2003. The expansion of some alien plant species (neophytes) in Poland. [w:] L.E. Child, J.H. Brock, G. Brundu, K. Prach, P. Pyšek, P.M. Wade, M. Williamson (red.), *Plant invasions: Ecological treats and management solutions*, ss. 147–167. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands
- Tokarska-Guzik B., Dajdok Z., Zając M., Zając A., Urbisz A., Danielewicz W., Hołdyński Cz. 2012. Rośliny obcego pochodzenia w Polsce ze szczególnym uwzględnieniem gatunków inwazyjnych. Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska, Warszawa
- Verloove F. 2006. Catalogue of neophytes in Belgium (1800-2005). *Scripta Botanica Belgica* 39: 1–89.
- Waldburger E., Staub R. 2006. Neophyten im Fürstentum Liechtenstein. *Bericht Botanisch-Zoologische Gesellschaft Liechtenstein-Sargans-Werdenberg*, 32: 95–112.
- Weber E. 1998. The dynamics of plant invasions: a case study of three exotic goldenrod species (*Solidago* L.) in Europe. *J. Biogeogr.* 25(1): 147–154. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-2699.1998.251119.x>
- Weber E. 2001. Current and potential ranges of three exotic goldenrods (*Solidago*) in Europe. *Conserv. Biol.* 15: 122-128.
- Weber E. 2003. *Invasive Plant Species of the World. A Reference Guide to Environmental Weeds.* CABI Publishing, Wallingford, UK
- Weber E., Jacobs G. 2005. Biological flora of Central Europe: *Solidago gigantea* Aiton. *Flora.* 200(2):109–118. <http://dx.doi.org/10.1016/j.flora.2004.09.001>
- Vrbničanin S. 2013. List of adventive invasive weed species in Serbia. <http://www.izbis.com/pdf-2013/invazivne-biljke/List%20of%20IAS%20Plants%20Serbia.pdf> (data dostępu 04.04.2015).
- Zając A., Zając M. (red.). 2001. Atlas rozmieszczenia roślin naczyniowych w Polsce. Nakładem Pracowni Chorologii Komputerowej Instytutu Botaniki Uniwersytetu Jagiellońskiego, Kraków

Lista regionalna

4.15. *Asclepias syriaca* L.



Trojeść amerykańska



Fot. Barbara Tokarska-Guzik

a) opis gatunku zawierający jego tożsamość taksonomiczną oraz jego historię, naturalny i potencjalny zasięg

***Asclepias syriaca* L.**

Synonimy: *A. cornuti* Decne., *A. intermedia* Vail, *A. syriaca* var. *kansana* (Vail) E. J. Palmer & Steyer, *A. kansana* Vail

Rodzina: Apocynaceae – toinowate

Rząd: Rubiales (Gentianales) – marzanowce

Gromada: Magnoliophyta – okrytonasienne

Najczęściej używana nazwa polska i angielska: *pol.*: trojeść amerykańska; *ang.*: common milkweed, broadleaf milkweed

Morfologia i biologia

Bylina kłączowa z sokiem mlecznym, o pędach nadziemnych ulistnionych naprzeciwlegle, dorastających do 1,5 m. Liście skórzaste, stosunkowo duże (10–20 cm długości; 5–11 cm szerokości), całobrzegie i tępo zakończone, na spodniej stronie z białymi, krótkim włoskami. Kwiaty 5-krotne o płatkach korony białawych lub brudnoróżowych. Występuje tutaj także tzw. korona pręcikowa. Każda z pięciu jej łatek opatrzona jest rożkowatym wyrostkiem. Kwiaty są zebrane po 10–120 w umieszczone szczytowo baldachowate kwiatostany. Owocem jest torebka, pokryta włoskami i miękkimi kolcami. Nasiona są opatrzone pęczkiem włosków.

Naturalny i potencjalny zasięg

Naturalny zasięg *Asclepias syriaca* obejmuje środkowe, północne i północno-wschodnie rejony Stanów Zjednoczonych Ameryki Północnej (w czterdziestu stanach) i sąsiadujące z nimi obszary Kanady (w sześciu prowincjach) (CABI 2015). Gatunek może rozprzestrzeniać się na siedliska o zbliżonych właściwościach klimatu.

Historia rozprzestrzenienia

Do Europy sprowadzona przypuszczalnie jeszcze w XVIII w. Pierwsze spontaniczne stanowiska podawane są z obszaru Węgier z 1855 r. (Balogh 2001). W Polsce omawiany gatunek występuje na rozproszonych stanowiskach już od XIX w i uznany był za efemerofita (gatunek niezadomowiony) (Tokarska-Guzik 2005). W okresie ostatnich 20–30 lat odnotowuje się nowe stanowiska (Puchałka i in. 2013). Poszerzanie zasięgu jest zatem zauważalne.

b) opis wzorców i dynamiki jego rozmnażania i rozprzestrzeniania się, włącznie z oceną, czy istnieją ku temu odpowiednie warunki środowiskowe w Polsce i Unii

Roślina rozmnaża się generatywnie, a dzięki owadopylności zachowuje właściwą strukturę genetyczną populacji. Kwiaty tego gatunku wytwarzają nektar zarówno w dzień jak i nocą, stąd też grupa ich zapylaczy jest liczna. Z całego kwiatostanu tylko 4–6 kwiatów przekształca się w torebki, w każdej z nich jest wytwarzanych 150–425 nasion (CABI 2015). Jest anemochorem, produkującym tak dużą liczbę nasion, że może rozprzestrzeniać się na znaczne dystanse i opanowywać różne typy siedlisk (Csantos 2009). Ponadto jako roślina klonalna ma duże zdolności do rozmnażania wegetatywnego (Anderson 1999; Borders i Lee-Mäder 2014; Nowiński i Latowski 2003; Podbielkowski i Sudnik-Wójcikowska 2003) co stanowi istotny element wspomagający jego rozprzestrzenianie się. Zarówno w Polsce jak i w krajach UE istnieją odpowiednie warunki dla rozwoju trojeści amerykańskiej.

Zajmowane siedliska

W Ameryce Północnej, *Asclepias syriaca* osiąga optymalne warunki rozwoju w najcieplejszym miesiącu – lipcu, przy średniej temperaturze 18°C w północnej części zasięgu i 32°C w części południowej, przy nasłonecznieniu ok. 30% oraz przy odpowiednim poziomie opadów w miesiącach letnich (zbyt wysokie wpływają niekorzystnie na rozwój) oraz przy odpowiednim nasłonecznieniu (ok. 30%). Gatunek preferuje gleby suche i lżejsze; ma szeroki zakres tolerancji wobec odczynu gleby. Może rosnąć zarówno na glebach alkalicznych, jak i kwaśnych (Q-BANK 2014). Charakteryzuje się także wysokim stopniem tolerancji wobec zasolenia, nawet do 2 500 ppm (Cramer i Burnide 1982). W obrębie naturalnego zasięgu trojeść amerykańska odnotowywana była na preriach, aluwiach, łąkach, na terenach zagospodarowanych rolniczo jak również na siedliskach ruderalnych, takich jak przydroża i pobocza dróg oraz nasypy kolejowe, nieużytki (Bhowmik i Bandeen 1976; Baskin i Baskin 1977; Hartzler i Buhler 2000; CABI 2015). W zasięgu wtórnym trojeść amerykańska występuje zarówno na siedliska półnaturalnych, jak np. doliny rzeczne i obrzeża zbiorników wodnych, ale częściej na siedliskach zmienionych przez człowieka, jak obrzeża dróg, tereny kolejowe, nieużytki, opuszczone sady, winnice, uprawy, na nieużytkach, szczególnie w miejscach piaszczystych dobrze nasłonecznionych (Valachovič 1987; Kojić i in. 2004; Stanković-Kalezić 2008).

c) opis potencjalnych dróg wprowadzania i rozprzestrzeniania, zamierzonego i niezamierzonego, obejmujących – w stosownych przypadkach – towary, z którymi dany gatunek jest zazwyczaj powiązany

Asclepias syriaca ujęty został w Rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 9 września 2011 r. w sprawie listy roślin i zwierząt gatunków obcych, które w przypadku uwolnienia do środowiska przyrodniczego mogą zagrozić gatunkom rodzimym lub siedliskom przyrodniczym (Dz.U. 2011 nr 210 poz. 1260). Ogranicza to w znaczny jego wprowadzanie zamierzone. Nie można jednak

wykluczyć całkowitego zaniechania podsiewania gatunku przez pszczelarzy, dla których jest ważną rośliną miododajną. W sposób niezamierzony trojeść może być zawleczona zarówno w postaci nasion jak i fragmentów kłączy.

d) ocena ryzyka wprowadzenia, zadomowienia się i rozprzestrzenienia w odpowiednich regionach biogeograficznych w obecnych warunkach i w przewidywalnych warunkach zmiany klimatu

Ze względu na niepełne dane można potwierdzić, że trojeść amerykańska występuje aktualnie w regionach biogeograficznych: pannońskim, kontynentalnym i śródziemnomorskim.

Od pierwszego notowania na terenie naszego kraju minęło ponad 100 lat, tak więc odnotowywanie nowych stanowisk tego gatunku w ostatnich latach sugeruje, że gatunek zaadaptował się i wchodzi w etap rozszerzania areału. Zarówno w obecnych jak i w przewidywanych warunkach można spodziewać się inwazji. Z obserwacji wynika, że gatunek będzie kolonizował głównie siedliska cieplejsze, dobrze nasłonecznione, co potwierdzają ostatnie badania (Puchałka i in. 2013). Biorąc pod uwagę sytuację w innych krajach europejskich należy stwierdzić, że na obszarze Polski istnieje ryzyko inwazji gatunku, zwłaszcza w obliczu prognozowanych zmian klimatycznych. Jednak na obecnym etapie rozprzestrzeniania się gatunek ten można jeszcze całkowicie usunąć z fitocenozy.

e) opis obecnego rozmieszczenia gatunku, zawierający informacje, czy gatunek ten występuje już w Unii lub w krajach sąsiadujących, oraz prognozy kierunków jego migracji i prawdopodobnego rozmieszczenia w przyszłości

Najbardziej rozległe obszary zasięgu wtórnego obejmują Europę. Trojeść amerykańska była tu dotąd notowana w 16 krajach (m.in. w krajach Unii Europejskiej), w których jest, w większości przypadków, uważana za zadomowioną (Tab. 15). Status gatunku niezadomowionego ma natomiast w Belgii, Szwajcarii oraz w europejskiej części Rosji, a status nie rozpoznany w Bułgarii, europejskiej części Rosji i w Szwajcarii (Markgraf 1972; Protopopova i in. 2002; DAISIE 2013; CABI 2015). Gatunek jest najbardziej rozpowszechniony w cieplejszych rejonach Europy południowej, gdzie zaliczany jest do inwazyjnych (Konstantinovic 2008; Jarić 2011). Ponadto można odnaleźć dane o wtórnym zasięgu omawianego gatunku w niektórych krajach azjatyckich, jak Japonia i Irak (Sárkány i in. 2008; CABI 2015). W Polsce trojeść amerykańska występuje na rozproszonych stanowiskach m.in. na Pojezierzu Gdańskim, w Toruniu, na Wyżynie Lubelskiej, na Wyżynie Małopolskiej, czy Wyżynie Krakowsko-Częstochowskiej (Tokarska-Guzik i in. 2012; Puchałka i in. 2013). Pojedyncze stanowiska znane są też m.in. z okolic Suwałk (dane npbl. z Wigierskiego PN.) oraz rejonu Brzegu Dolnego na Dolnym Śląsku i Wrocławia (Magdalena Podlaska – dane npbl. z 2014 r.). Gatunek ten należy do roślin ciepłolubnych, toteż bywa notowany w ośrodkach miejskich stanowiących specyficzne „wyspy ciepłe”. W przypadku ocieplenia klimatu można prognozować jego rozprzestrzenianie się wokół miejsc, w których był już odnotowany.

Tab. 15. Występowanie i status *Asclepias syriaca* w krajach UE oraz innych europejskich (w tym sąsiadujących z Polską)

Kraj	Status gatunku*				źródła
	inwazyjny	potencjalnie inwazyjny	zadomowiony/ nie inwazyjny	nie odnaleziony lub brak danych**	
<i>Albania</i>				x	
<i>Andora</i>				x	

Austria		x			Essl i Rabitsch 2002, 2004
Belgia				x (cas.)	Verloove 2006
Białoruś				x	
<i>Bośnia i Hercegowina</i>	x				Kovačević i in. 2013
Bułgaria	x				Petrova i in. 2013
Chorwacja	x				Boršić i in. 2008; Mitić 2013; FCD 2015
Cypr				x	
<i>Czarnogóra</i>	x				Stešević, Petrović 2010
Dania			x		NOBANIS 2015
Estonia				x	
Finlandia				x	
Francja				x	
Grecja				x	Arianoutsou i in. 2010
Hiszpania			x		Sanz-Elorza i in. 2001
Holandia	x				Q-bank 2015
Irlandia				x	
<i>Islandia</i>				x	
<i>Liechtenstein</i>				x	
Litwa				x	DAISIE 2015
Luksemburg				x	
Łotwa				x	
<i>Macedonia</i>				x	
Malta				x	
<i>Mołdawia</i>				x	CABI 2015
<i>Monako</i>				x	
Niemcy				x	DAISIE 2015
<i>Norwegia</i>				x	
Polska		x			Tokarska-Guzik i in. 2012
Portugalia				x	
Republika Czeska	x				Pyšek i in. 2012; Kadlečík 2014
Rosja				x	
Rumunia	x				Zimmermann i in. 2015
<i>San Marino</i>				x	
<i>Serbia</i>	x				Vrbničanin 2013
Słowacja	x				Medvecká i in. 2012; Kadlečík 2014
Słowenia				x	CABI 2015
<i>Szwajcaria</i>				x	
Szwecja				x	CABI 2015
<i>Turcja</i>				x	
Ukraina	x				Protopopova i in. 2006; Shevera 2015
<i>Watykan</i>				x	
Węgry	x				Kadlečík 2014
Wielka Brytania				x	
Włochy				x	

Objaśnienia: Kraje EU – prosta czcionka; *pozostałe kraje europejskie* – pochyła czcionka; **kraje sąsiadujące z PL** – pogrubiona czcionka

* - status gatunku podano na podstawie dostępnych źródeł; zastosowane tam kryteria mają charakter autorski (por. objaśnienia w rozdz. 1; ad.e)

** - w tej kolumnie uwzględniono także sytuacje, kiedy gatunek został odnotowany w danym kraju na pojedynczych stanowiskach i/lub został zaklasyfikowany do grupy gatunków niezadomowionych (diafit: efemerofit, ergazjofit / *casual species*) lub jego status nie został określony

f) opis niepożądanego oddziaływania na różnorodność biologiczną i powiązane usługi ekosystemowe, włącznie z oddziaływaniem na gatunki rodzime, obszary chronione, siedliska zagrożone, jak również na zdrowie ludzkie, bezpieczeństwo i na gospodarkę; częścią opisu jest ocena potencjalnego oddziaływania w przyszłości, z uwzględnieniem dostępnej wiedzy naukowej

Poprzez masowe występowanie trojeść amerykańska zagraża rodzimej różnorodności gatunkowej, wnikając do siedlisk naturalnych i półnaturalnych występujących m.in. w dolinach rzecznych (Botta-Dukát 2008). Należy do gatunków inwazyjnych zagrażających niektórym siedliskom przyrodniczym Natura 2000 np. panońskie stopy na podłożu piaszczystym – kod 6260 występujące głównie na Węgrzech (ŠefferoVá i Stanová 2008). Jako chwast upraw w znaczący sposób obniża plony roślin uprawnych. Zawiera glikozydy, które są trujące dla owiec, bydła, a także dla koni (Anderson 1999). Wszystkie części roślin zawierają substancje potencjalnie trujące dla drobiu. Ponadto gatunek ten wykazuje działanie alergiczne oraz allelopatyczne (Konstantinović 2009; CABI 2015).

g) opis znanych sposobów wykorzystywania danego gatunku i płynących z nich korzyści społecznych i gospodarczych

Trojeść amerykańska ma bardzo wiele zastosowań użytkowych. Uprawiana była w Europie jako roślina miododajna i włóknodajna, a także ozdobna. Włókna pędów wykorzystywane były do wyrobu papieru. Natomiast włoski z nasion, które są wodoodporne, służyły do wypełniania m.in. opakowań, a włókna z pędów do wyrobu sznurów. W czasie II wojny światowej były też używane do wypełniania kamizelek ratunkowych. Znane jest także wykorzystanie trojeści amerykańskiej jako rośliny pokarmowej (m.in. gotowane korzenie) i leczniczej (medycyna ludowa) (Q-BANK 2014). Ostatnio podkreśla się możliwości wykorzystania tej rośliny w różnych dziedzinach życia – „*a multiuse plant species of the future*”, kładąc nacisk na uzyskiwanie z niej włókien, oleju, kauczuku, farmaceutyków. Rozważa się też zastosowanie gatunku jako potencjalnego źródła biopaliwa z wykorzystaniem zarówno pędów jak i nasion. Jednocześnie prowadzi się badania nad dalszą jego uprawą (Roşu i in. 2011).

h) wnioski wraz uzasadnieniem czy gatunek spełnia kryteria ujęcia na liście UE

Gatunek spełnia kryteria (a-e) przyjęte na potrzeby przygotowania wykazu inwazyjnych gatunków obcych stwarzających zagrożenie dla środowiska przyrodniczego Unii Europejskiej. Argumentem za wprowadzeniem trojeści amerykańskiej na listę unijną jest także aktualne jego rozmieszczenie i częstość występowania. Nie we wszystkich krajach UE jest to gatunek częsty, dlatego na tej podstawie można wnioskować o dużym prawdopodobieństwie zahamowania jego inwazji. Gatunek zagrażający znacząco bioróżnorodności – wkracza do siedlisk przyrodniczych istotnych dla Wspólnoty. Ze względu na obecność specyficznych związków chemicznych stanowi zagrożenie dla życia (przede wszystkim) zwierząt.

Piśmiennictwo

Anderson W.P. 1999. Perennial weeds. Characteristics and identification of selected herbaceous species. Iowa State University Press. Iowa, USA

Arianoutsou M., Bazos I., Delipetrou P., Kokkoris Y. 2010. The alien flora of Greece: taxonomy, life traits and habitat preferences. Biol Invasions 12: 3525–3549.

- Baskin J.M., Baskin C.C. 1977. Germination of common milkweed (*Asclepias syriaca* L.) seeds. – B. Torrey Bot. Club 104(2): 167–170.
- Bhowmik P.C., Bandeen J.D. 1976. The biology of Canadian weeds. Can. J. Plant Sci. 56: 579–589.
- Boršić I., Milović M., Dujmović I., Bogdanović S., Cigić P., Rešetnik I., Nikoli T., Mitić B. 2008. Preliminary check-list of invasive alien plant species (IAS) In Croatia. Nat. Croat. 17(2): 55–71.
- Borders B., Lee-Mäder E. 2014. Milkweeds: A conservation Practitioner's Guide. The Xerces Society for Invertebrate Conservation, Portland, OR
- Botta-Dukát Z. 2008. Invasion of alien species to Hungarian (semi-) natural habitats. Acta Botanica Hungarica, 50 (Supplementum): 219–227.
- Bhowmik P.C., Bandeen J.D. 1976. The biology of Canadian weeds. Can. J. Plant Sci. 56: 579–589.
- CABI 2015. Commonwealth Agricultural Bureau International. *Asclepias syriaca* common milkweed). <http://www.cabi.org/isc/datasheet/7249> (data dostępu 05.04.2015).
- Cramer G.L., Burnside O.C. 1982. Distribution and interference of common milkweed (*Asclepias syriaca*) in Nebraska. Weed. Sci. 30: 385–388.
- Csantos P., Bózsing E., Cseresnyés I., Penksza K. 2009. Reproductive potential of the alien species *Asclepias syriaca* (*Asclepiadaceae*) in the rural landscape. Pol. J. Ecol. 57(2): 383–388.
- DAISIE 2015. European Invasive Alien Species Gateway. European Invasive Alien Species Gateway. <http://www.europe-aliens.org/speciesFactsheet.do?speciesId=17716#> (data dostępu 5.04.2015).
- Essl F., Rabitsch W. 2003. Neobiota in Österreich. Umweltbundesamt GmbH, Wien
- Essl F., Rabitsch W. 2004. Austrian Action Plan on Invasive Alien Species. Federal Ministry of Agriculture, Forestry, Environment and Water Management Stubenbastei 5, 1010 Vienna, Austria.
- FCD 2015. Flora Croatica Database <http://hirc.botanic.hr/fcd/> (data dostępu 04.2015).
- Hartzler R.G., Buchler D.D. 2000. Occurrence of common milkweed (*Asclepias syriaca*) in cropland and adjacent areas. Crop Prot. 19(5): 363–366.
- Jarić S., Mitrović M., Vrbničanin S., Karadić B., Djurdjević L., Kostić O., Mačukanović-Jocić M., Gajić G., Pavlović P. 2011. A contribution to studies of the ruderal vegetation of southern Srem, Serbia. Arch. Biol. Sci. 63(4): 1181–1197.
- Kadlečík J. (red.) 2014. Carpathian red list of forest habitats and species Carpathian list of invasive alien species. Draft list of invasive alien species of the Carpathian region, ss. 228–234. The State Nature Conservancy of the Slovak Republic
- Konstantinovic B., Meseldžija M., Mandić N. 2008. Distribution of *Asclepias syriaca* L. on the territory of Vojvodina and possibilities of its control. Herbologia 9(2):39-46. <http://www.anubih.ba/index.php?option=content&lang=eng&Theme=herbologia&Level=2&ItemID=7>
- Kovačević Z., Mitrić S., Vučković B. 2013. Presentation of the list of invasive plants in Bosna and Herzegovina. <http://www.izbis.com/pdf-2013/invazivne-biljke/List%20IAS%20Plants%20republika%20srbska.pdf> (data dostępu 05.04.2015).
- Konstantinović B., Meseldžija ., Konstantinović, Bo., Mandić, N ., Korać, M. 2009. Allergenic weed species and possibilities of their control. Biljni lekar., 37(6): 634–640.
- Markgraf F. 1972. *Asclepias* L. [w:] T.G. Tutin, V.H. Heywood, N.A. Burges, D.M. Moore, D.H. Valentine S.M., Walters D.A. Webb. Flora Europaea 3. Cambridge University Press, Cambridge

- Medvecká J., Kliment J., Májeková J., Halada L., Zaliberová M., Gojdičová E., Feráková V., Jarolímek I. 2012. Inventory of the alien flora of Slovakia. *Preslia* 84: 257–309.
- Mitić B. 2013. Invasive alien plants in Croatia. International seminar “Lists of IAS plants in the Balkans with an EPP0 training course on the prioritization process for IAS plants, Belgrade, July 08-11, 2013; <http://www.izbis.com/pdf-2013/invazivne-biljke/List%20IAS%20Plants%20CROATIA.pdf>
- NOBANIS European Network on invasive species. 2005. <http://www.nobanis.org/NationalInfo.asp?countryID=DK&taxaID=1641> (data dostępu 07.04.2015).
- Nowiński M., Latowski K. 2003. *Trojeść (Asclepias)*. [w:] A. Szweykowska, J. Szweykowski (red.). Słownik botaniczny. Państwowe Wydawnictwo „Wiedza Powszechna”, Warszawa
- Petrova A., Vladimirov V., Georgiev V. 2013. Invasive alien species in Bulgaria. Institute of Biodiversity and Ecosystem Research, Bulgarian Academy of Sciences, Sofia
- Podbielkowski Z., Sudnik-Wójcikowska B. 2003. Słownik roślin użytkowych. Państwowe Wydawnictwo Rolnicze i Leśne, Warszawa
- Protopopova V.V., Mosyakin S.L., Shevera M.V. 2002. Plant invasions in the Ukraine as a threat to biodiversity: The present situation and task for the future. M.G. Kholodny Institute of Botany, National Academy of Sciences of Ukraine, Kyiv
- Protopopova V. V., Shevera M. V., Sergei L. Mosyakin S.L. 2006. Deliberate and unintentional introduction of invasive weeds: A case study of the alien flora of Ukraine. *Euphytica* 148: 17–33.
- Puchałka R., Rutkowski L., Piwczyński M. 2013. *Trojeść amerykańska Asclepias syriaca* L. w Toruniu i jego okolicach. *Acta Bot. Cassub.* 12: 5–23.
- Pyšek P., Danihelka J., Sádlo J., Chrtěk J. Jr., Chytrý M., Jarošík V., Kaplan Z., Krahulec F., Moravcová L., Pergl J., Štajerová K., Tichý L. 2012. Catalogue of alien plants of the Czech Republic (2nd edition): checklist update, taxonomic diversity and invasion patterns. *Preslia* 84: 155–255.
- Q-BANK 2014. Comprehensive databases on quarantine plants and diseases. Invasive plants. <http://www.q-bank.eu/Plants/BioMICS.aspx?Table=Plants%20-%20Species&Rec=59&Fields=All> (data dostępu 06.04.2015).
- Roşu A., Danaila-guidea S., Dobrinou R., Toma F., Roşu D. T., Sava N., Manolache C. 2011. *Asclepias syriaca* L. – an underexploited industrial crop for energy and chemical feedstock. *Romanian Biotechnological Letters* 16 (6): 131–138.
- Sanz-Elorza M., Dana E.D., Sobrino E. 2001. Aproximación al listado de plantas alóctonas invasoras reales y potenciales en España. *Lazaroa* 22: 121–131.
- Sárkány S.E., Lehoczky E., Nagy P. 2008. Study on the seed production and germination dynamic of common milkweed (*Asclepias syriaca* L.). *Commun. Agric. Appl. Biol. Sci.* 73(4): 965–969.
- ŠefferoVá-Stanová V., Vajda Z., Janák M. 2008. Management of Natura 2000 habitats. 6260 *Pannonic sand steppes. European Commission. http://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/management/habitats/pdf/6260_Pannonic_sand_steppes.pdf (data dostępu 5.04.2015)
- Shevera M.V. informacja ustna - 2.04.2015.
- Stanković-Kalezić R., Radivojević Lj., Jovanović V., Janjić V., Šantrić Lj. 2008. Adventivna vrsta *Asclepias syriaca* L. na području Pančevačkog rita. *Acta Herbologica* 17(1): 95–103.
- Stešević D., Petrović D. 2010. Preliminary list of plant invaders in Montenegro. *Biologica Nyssana* 1(1-2): 35–42.

- Tokarska-Guzik B., Dajdok Z., Zając M., Zając A., Urbisz A., Danielewicz W., Hołdyński Cz. 2012. Rośliny obcego pochodzenia w Polsce ze szczególnym uwzględnieniem gatunków inwazyjnych. Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska, Warszawa
- Valachovič M. 1987. K cenológii druhu *Asclepias syriaca* Na Záhorskej Nížine (Západné Slovensko). Zpr. Čs. Bot. Společ. 22: 59–60.
- Verloove F. 2006. Catalogue of neophytes in Belgium (1800-2005). Scripta Botanica Belgica 39: 1–89.
- Zimmerman H., Loos J., Werden H., Fischer J. 2015. Aliens in Transylvania: risk maps of invasive alien plant species in Central Romania. NeoBiota 24: 55–65.

4.16. *Cornus sericea* L. emend. Murray



Cornus sericea w łągu olszowo-jesionowym; kwiaty i owoce.

Fot. Władysław Danielewicz



Cornus sericea w Biebrzańskim Parku Narodowym



Fot. Cezary Werpachowski

a) opis gatunku zawierający jego tożsamość taksonomiczną oraz jego historię, naturalny i potencjalny zasięg

Cornus sericea L. emend. Murray

Synonimy: *C. stolonifera* Michx., *Swida sericea* (L.) S.S.Ying

Rodzina: Cornaceae - dereniowate

Rząd: Cornales - dereniowce

Klasa: Magnoliophyta - okrytonasienne

Najczęściej używana nazwa polska i angielska: *pl.* dereń rozłogowy; *ang.* redosier dogwood

Morfologia i biologia

Cornus sericea jest szerokim, rozłożystym krzewem o gałęziach dorastających do ponad 3 m. Pędy, zwłaszcza jednoroczne, czerwono nabiegłe. Liście jajowatoeliptyczne (4–8 cm długie). Drobne, kremowe kwiaty zebrane w podbaldachy umieszczone na końcach pędów. Owocem jest biały pestkowiec (Seneta i Dolatowski 2004; USDA-NRCS 2009). W ofercie szkółkarskiej dostępne są liczne odmiany ozdobne o różnym zabarwieniu pędów i liści.

Naturalny i potencjalny zasięg

Cornus sericea jest gatunkiem rodzimym dla wschodniej i środkowej części Ameryki Północnej. Naturalnie występuje na obszarze rozciągającym się od północnej Kanady po północny Meksyk, na terenach do wysokości 2 500 m n.p.m. (CABI 2013). Dobrze toleruje niskie temperatury, znosi kilkumiesięczne zalewanie. Czynnikiem ograniczającym występowanie są wysokie temperatury i dłuższe okresy suszy (EPPO 2009; USDA-FS 2009). Dereń rozłogowy może więc znaleźć dogodne warunki do rozwoju na znacznym terenie Europy środkowej, północnej i wschodniej.

Historia rozprzestrzenienia

Gatunek sprowadzono do Europy jako krzew ozdobny, w Polsce od 1805 (Danielewicz i Wiatrowska 2014). Następnie introdukowano go w kolejnych krajach Europy i w Australii (CABI 2013). W Polsce był często sadzony w XX w. (Tokarska-Guzik i in. 2012), chociaż introdukcja sięga początków wieku XIX (Danielewicz i Wiatrowska 2014). Ze względu na walory dekoracyjne, wysoką odporność na mrozy i tolerancję na zanieczyszczenia często sadzony w miastach. Zdaniem cytowanych autorów „do lasów był wprowadzany świadomie, jako element o znaczeniu biocenotycznym, niekiedy także dekoracyjnym lub pomyłkowo, w sytuacji gdy był błędnie utożsamiany z gatunkiem rodzimym – dereniem świdwą.

b) opis wzorców i dynamiki jego rozmnażania i rozprzestrzeniania się, włącznie z oceną, czy istnieją ku temu odpowiednie warunki środowiskowe w Polsce i Unii

Cornus sericea jest szerokim, rozłożystym krzewem, tworzącym okazałe kępy. Gałęzie dorastają do 3,7 m (Seneta i Dolatowski 2004; USDA-NRCS 2009). W granicach naturalnego zasięgu rozmnaża się zarówno generatywnie, jak i wegetatywnie poprzez ukorzenianie się pędów stykających się z podłożem (tzw. odkłady). W Europie obserwuje się rozmnażanie wegetatywne (Kelly 1990; CABI 2013). Przed kiełkowaniem nasiona muszą być poddane stratyfikacji w wilgotnym podłożu o niskiej temperaturze przez co najmniej 30 dni, optymalnie - w okresie 90-120 dni (Baskin i Baskin 1998).

Zajmowane siedliska: *Cornus sericea* w granicach naturalnego zasięgu występuje często na terenach podmokłych, podtapianych wiosną, w zbiorowiskach leśnych i zaroślach, na mokradłach, łąkach, turzycowiskach (USDA-FS 2009; CABI 2013). W obrębie zasięgu wtórnego gatunek wkracza na podobne siedliska, notowany jest też na terenach przekształconych i zaburzonych, takich jak: nieużytki, przydroża, zaniedbane parki, tereny miejskie itp. (Kelly

1990). W Polsce występuje w lasach i zaroślach na siedliskach łągowych, gdzie wykazuje zdolność opanowywania warstwy podrostu w zbiorowisk leśnych (Tokarska-Guzik i in. 2012).

c) opis potencjalnych dróg wprowadzania i rozprzestrzeniania, zamierzonego i niezamierzonego, obejmujących – w stosownych przypadkach – towary, z którymi dany gatunek jest zazwyczaj powiązany

Dereń rozłogowy jest sadzony jako krzew ozdobny i może rozprzestrzeniać się z miejsc wprowadzenia. Przypadkowo może być również rozprzestrzeniany np. z odpadami ogrodniczymi, kompostem, podczas prac budowlanych powiązanych z transportem ziemi. Regeneruje się już z niewielkich, ukorzeniających się fragmentów pędów. Istotną rolę w dyspersji może odgrywać również woda przenosząc fragmenty roślin (Kelly 1990). Jego nasiona mogą być rozprzestrzeniane przez ptaki (Danielewicz i Wiatrowska 2014).

W Kodeksie dobrych praktyk „Ogrodnictwo wobec roślin inwazyjnych obcego pochodzenia” (2014) *Cornus sericea* został zamieszczony na liście roślin stosowanych w ogrodnictwie należących do inwazyjnych gatunków obcych, dla których zaleca się szczególne środki ostrożności⁶.

d) ocena ryzyka wprowadzenia, zadomowienia się i rozprzestrzenienia w odpowiednich regionach biogeograficznych w obecnych warunkach i w przewidywalnych warunkach zmiany klimatu

Cornus sericea jako gatunek zadomowiony ma w chwili obecnej ograniczony zasięg występowania w krajach Unii Europejskiej, w tym także w Polsce. Najczęściej, jako gatunek inwazyjny, notowany jest w regionie borealnym, atlantyckim i kontynentalnym. Jednak szereg jego cech, takich jak: szybki wzrost, znaczna odporność na niekorzystne warunki środowiska, w tym wypalanie, duża tolerancja na wiele czynników środowiska, silna konkurencyjność wobec innych gatunków roślin (CABI 2013), mogą umożliwić mu powiększanie zasięgu wtórnego i zwiększanie stanu posiadania na już skolonizowanych obszarach, zwłaszcza w rejonach o klimacie chłodniejszym i umiarkowanym, na siedliskach zasobnych w wodę.

e) opis obecnego rozmieszczenia gatunku, zawierający informacje, czy gatunek ten występuje już w Unii lub w krajach sąsiadujących, oraz prognozy kierunków jego migracji i prawdopodobnego rozmieszczenia w przyszłości

Cornus sericea jako gatunek sadzany/uprawiany występuje w wielu krajach Europy. Zadomowił się głównie w Europie północnej oraz kilku państwach Europy środkowej: Szwajcarii, Belgii i na terenie Polski (Tab. 16). W naszym kraju spontaniczne, pojedyncze stanowiska gatunku obserwowane są w Polsce zachodniej - w Wielkopolsce, na Ziemi Lubuskiej i Dolnym Śląsku (Tokarska-Guzik i in. 2012) oraz na terenie Biebrzańskiego Parku Narodowego, gdzie podlega zwalczaniu (Werpachowski 2005, 2010).

Tab. 16. Występowanie i status *Cornus sericea* w krajach UE oraz innych europejskich (w tym sąsiadujących z Polską)

Kraj	Status gatunku*				źródła
	inwazyjny	potencjalnie inwazyjny	zadomowiony/ nie inwazyjny	nie odnaleziony	

⁶http://www.gdos.gov.pl/files/aktualnosci/31085/Kodeks_Dobrych_Praktyk_Ogrodnictwo_wobec_roslin_inwazyjnych_obcego_pochodzenia_www.pdf

				lub brak danych**	
<i>Albania</i>				x	
<i>Andora</i>				x	
<i>Austria</i>			x		CABI 2015
<i>Belgia</i>			x		Verloove 2006
<i>Białoruś</i>				x	
<i>Bośnia i Hercegowina</i>				x	
<i>Bułgaria</i>				x	
<i>Chorwacja</i>				x	
<i>Cypr</i>				x	
<i>Czarnogóra</i>				x	
<i>Dania</i>	x				Karlsson 2009; CABI 2015
<i>Estonia</i>			x		CABI 2015
<i>Finlandia</i>	x				Karlsson 2009; CABI 2015
<i>Francja</i>			x		CABI 2015
<i>Grecja</i>				x	Arianoutsou i in. 2010
<i>Hiszpania</i>				x	
<i>Holandia</i>			x		NOBANIS 2015
<i>Irlandia</i>			x		CABI 2015
<i>Islandia</i>				x	Wąsowicz i in. 2013
<i>Liechtenstein</i>				x	
<i>Litwa</i>			x		CABI 2015
<i>Luksemburg</i>				x	
<i>Łotwa</i>				x	
<i>Macedonia</i>				x	
<i>Malta</i>				x	
<i>Mołdawia</i>				x	
<i>Monako</i>				x	
<i>Niemcy</i>			x		CABI 2015
<i>Norwegia</i>	x				ARTSDATABANKEN 2012
<i>Polska</i>	x				Tokarska-Guzik i in. 2012
<i>Portugalia</i>				x	
<i>Republika Czeska</i>			x		Pyšek i in. 2012
<i>Rosja</i>				x	
<i>Rumunia</i>				x	
<i>San Marino</i>				x	
<i>Serbia</i>				x	
<i>Słowacja</i>			x		Medvecká i in. 2012
<i>Słowenia</i>				x	
<i>Szwajcaria</i>	x				EPPO 2009
<i>Szwecja</i>	x				Karlsson 2009; CABI 2015
<i>Turcja</i>				x	
<i>Ukraina</i>				x	
<i>Watykan</i>				x	
<i>Węgry</i>			x		CABI 2015
<i>Wielka Brytania</i>	x				GB NNRA 2015
<i>Włochy</i>			x		CABI 2015

Objaśnienia: Kraje EU – prosta czcionka; *pozostałe kraje europejskie* – pochyła czcionka; **kraje sąsiadujące z PL** – pogrubiona czcionka

* - status gatunku podano na podstawie dostępnych źródeł; zastosowane tam kryteria mają charakter autorski (por. objaśnienia w rozdz. 1; ad.e)

** - w tej kolumnie uwzględniono także sytuacje, kiedy gatunek został odnotowany w danym kraju na pojedynczych stanowiskach i/lub został zaklasyfikowany do grupy gatunków niezadomowionych (diafit: efemerofit, ergazjofit / *casual species*) lub jego status nie został określony

Gatunek umieszczono na *Black List* w Szwajcarii (EPP0 2009), przyznano mu również kategorię rośliny inwazyjnej stwarzającej najwyższe ryzyko w Norwegii (ARTSDATABANKEN 2012).

f) opis niepożądanego oddziaływania na różnorodność biologiczną i powiązane usługi ekosystemowe, włącznie z oddziaływaniem na gatunki rodzime, obszary chronione, siedliska zagrożone, jak również na zdrowie ludzkie, bezpieczeństwo i na gospodarkę; częścią opisu jest ocena potencjalnego oddziaływania w przyszłości, z uwzględnieniem dostępnej wiedzy naukowej

W związku z szybkim wzrostem i wysoką konkurencyjnością *Cornus sericea* może negatywnie oddziaływać na różnorodność biologiczną (Kelly 1990). W Polsce zagraża on przede wszystkim zbiorowiskom leśnym i zaroślowym na siedliskach łągowych oraz łąkom, w tym łąkom zmiennowilgotnym (Tokarska-Guzik i in. 2012), m.in. na terenach chronionych (Werpachowski 2005, 2012). Występowanie tego gatunku potwierdzono dotąd w 5 parkach narodowych (Bomanowska i in. 2014).

g) opis znanych sposobów wykorzystywania danego gatunku i płynących z nich korzyści społecznych i gospodarczych

Sprowadzony jako dekoracyjny (czerwone pędy), łatwy w uprawie krzew ozdobny (Tokarska-Guzik i in. 2012). W Polsce należy do gatunków często sadzonych w miastach, na obszarach wiejskich i przy drogach. Znajduje zastosowanie do utrwalania gruntów narażonych na erozję oraz siedlisk silnie przeobrażonych, takich jak hałdy pokopalniane, wysypiska śmieci czy wyrobiska przemysłowe. Do lasów był wprowadzony świadomie jako element o znaczeniu biocenotycznym (Danielewicz i Wiatrowska 2014).

h) podsumowanie/wnioski wraz uzasadnieniem czy gatunek spełnia kryteria ujęcia na liście UE

Gatunek spełnia kryteria (a-e) przyjęte na potrzeby przygotowania wykazu inwazyjnych gatunków obcych stwarzających zagrożenie dla środowiska przyrodniczego Unii Europejskiej. W niektórych rejonach inwazja gatunku znajduje się jeszcze w początkowej fazie. Skoordynowane działania na poziomie regionów (zaniechanie nasadzeń, zwalczanie, zwłaszcza na obszarach chronionych) mogą przynieść pożądany efekt.

Piśmiennictwo

Arianoutsou M., Bazos I., Delipetrou P., Kokkoris Y. 2010. The alien flora of Greece: taxonomy, life traits and habitat preferences. *Biol Invasions* 12: 3525–3549.

ARTSDATABANKEN 2012: <http://databank.artsdatabanken.no/FremmedArt2012?RiskLevel=4&pg=1> (data dostępu 07.04.2015).

Baskin C.C., Baskin J.M. 1998. *Seeds: ecology, biogeography, and evolution of dormancy and germination*. Academic Press, California, USA

Bomanowska A., Kirpluk I., Adamowski W., Palus J., Otręba A. 2014. Problem inwazji roślin obcego pochodzenia w polskich parkach narodowych. [w:] A. Otręba, D. Michalska-Hejduk (red.) *Inwazyjne gatunki roślin w Kampinoskim Parku Narodowym*, ss. 9–14. Kampinoski

Park Narodowy, Izabelin

- CABI Commonwealth Agricultural Bureau International. *Cornus sericea*. (2013) <http://www.cabi.org/isc/datasheet/16312> (data dostępu 05.04.2015).
- DAISIE 2009. Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe. <http://www.europe-alien.org> (data dostępu 05.04.2015).
- Danielewicz W., Wiatrowska B. 2014. Inwazyjne gatunki drzew i krzewów w lasach Polski. *Peckiana* 9: 59–67.
- EPPO 2009. EPPO's plant quarantine data retrieval system. Paris, France: EPPO. <http://www.eppo.org/DATABASES/pqr/pqr.htm> (data dostępu 07.04.2015).
- GB NNRA 2015. <http://www.nonnativespecies.org/factsheet/factsheet.cfm?speciesId=908> (data dostępu 04.2015).
- IAS 2009. Invasive alien species in Belgium. Belgium: IAS. <http://ias.biodiveristy.be/ias/species/show/106> (data dostępu 07.04.2015).
- Karlsson T. 2009. Flora Nordica. Swedish Royal Academy of Sciences, Stockholm, Sweden
- Kelly D.L. 1990. *Cornus sericea* L. in Ireland: an incipient weed of wetlands. *Watsonia* 18:33-36.
- Medvecká J., Kliment J., Májeková J., Halada L., Zaliberová M., Gojdičová E., Feráková V., Jarolímek I. 2012. Inventory of the alien flora of Slovakia. *Preslia* 84: 257–309.
- NOBANIS. North European and Baltic Network on Invasive Alien Species. <http://www.nobanis.org> (data dostępu 04.2015)
- Pyšek P., Danihelka J., Sádlo J., Chrtěk J. Jr., Chytrý M., Jarošík V., Kaplan Z., Krahulec F., Moravcová L., Pergl J., Štajerová K., Tichý L. 2012. Catalogue of alien plants of the Czech Republic (2nd edition): checklist update, taxonomic diversity and invasion patterns. *Preslia* 84: 155–255.
- Seneta W., Dolatowski J. 2004. *Dendrologia*. PWN, Warszawa
- Tokarska-Guzik B. 2005. The establishment and spread of alien plant species (kenophytes) in the flora of Poland. No 2372 Uniwersytet Śląski, Katowice
- Tokarska-Guzik B., Dajdok Z., Zajac M., Zajac A., Urbisz A., Danielewicz W., Hołdyński Cz. 2012. Rośliny obcego pochodzenia w Polsce ze szczególnym uwzględnieniem gatunków inwazyjnych. Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska, Warszawa
- USDA-FS 2009. *Cornus sericea* database. Washington DC, USA: US Forest Service. <http://www.fs.fed.us/database/feis/plants/shrub/corser/all.html> (data dostępu 7.04.2015).
- USDA-NRCS 2009. The PLANTS Database. Baton Rouge, USA: National Plant Data Center. <http://plants.usda.gov/>
- Verloove F. 2006. Catalogue of neophytes in Belgium (1800-2005). *Scripta Botanica Belgica* 39: 1–89.
- Wąsowicz P., Przedpeńska-Wąsowicz E.M., Kristinsson H. 2013. Alien vascular plants in Iceland: Diversity, spatial patterns, temporal trends, and the impact of climate change. *Flora* 208: 648–673.
- Werpachowski C. 2005. Świat roślin naczyniowych Kotliny Biebrzańskiej i Biebrzańskiego Parku Narodowego. [w:] A. Dyrz, C. Werpachowski (red.), *Przyroda Biebrzańskiego Parku Narodowego*, ss. 87–106. Wyd. Biebrzański Park Narodowy, Osowiec - Twierdza
- Werpachowski Ł. 2012. Odnawianie się derenia rozłogowego (*Cornus sericea* L.) na terenie Biebrzańskiego Parku Narodowego. Manuskrypt. Uniw. B., Białystok

4.17. *Prunus serotina* Ehrh.



Czeremcha amerykańska

Fot. Barbara Tokarska-Guzik

a) opis gatunku zawierający jego tożsamość taksonomiczną oraz jego historię, naturalny i potencjalny zasięg

***Prunus serotina* Ehrh.**

Synonimy: *Padus serotina* (Ehrh.) Borkh., *Cerasus serotina* (Ehrh.) Loisel

Rodzina: Rosaceae – różowate

Rząd: Rosales – różowce

Gromada: Magnoliophyta – okrytonasienne

Najczęściej używana nazwa polska i angielska: *pl.* czeremcha amerykańska, czeremcha późna, *ang.* black cherry

Morfologia i biologia

Drzewo zwykle do 25 m wysokości, w ojczyźnie prawie do 40 m. W Europie często przybiera pokrój krzaczasty. Korona luźna. Liście eliptyczne, zastrzone, do 12(15) cm długie, skórzaste, lśniące. Kwiaty drobne (do 1 cm średnicy), zebrane w grona. Owocem jest pestkowiec - dojrzały czarny, jadalny, chętnie zjadany przez ptaki (Seneta i Dolatowski 2004).

Naturalny i potencjalny zasięg

Gatunek północnoamerykański. Naturalnie występuje we wschodniej części kontynentu, od Nowej Szkocji i Jeziora Górnego w Kanadzie po środkową Florydę na południu. Zachodnia granica zwartego zasięgu biegnie z północy na południe przez środkową część kontynentu. Na zachód od Arizony po Gwatemalę występują odmiany geograficzne tego gatunku. Appalalach odmiana typowa rośnie na wysokości do 1 500 m n.p.m., natomiast występująca w Ameryce Środkowej odmiana *salicifolia* notowana jest na wysokościach od 1 000 do 3 000 m n.p.m (Fresnedo-Ramírez i in. 2011).

Historia rozprzestrzenienia

Gatunek został sprowadzony do Europy, gdzie był sadzony jako roślina ozdobna w parkach na początku XVII wieku, początkowo we Francji. W leśnictwie europejskim w XIX wieku testowano jego przydatność do produkcji drewna. *Padus serotina* sadzano także na ubogich siedliskach, ale bez wyraźnych sukcesów. Już w pierwszych dekadach XX wieku gatunek zadomowił się w Europie Środkowej. W Polsce pierwsze notowania gatunku na stanowiskach spontanicznych pochodzą z końca XIX w. (Seneta i Dolatowski 2004; Tokarska-Guzik 2005). Z początkiem XXI w. czeremcha amerykańska była już często spotykana w wielu krajach Europy (Starfinger 2010).

b) opis wzorców i dynamiki jego rozmnażania i rozprzestrzeniania się, włącznie z oceną, czy istnieją ku temu odpowiednie warunki środowiskowe w Polsce i Unii

Gatunek nasadzany i łatwo rozprzestrzeniający się z miejsc nasadzeń. Rozmnaża się głównie generatywnie. Owoce – pestkowce opadają pod wpływem własnego ciężaru, chętnie zjadane są również przez ptaki, a nasiona mogą być przez nie roznoszone na znaczne odległości (Starfinger 1997, 2010). *Padus serotina* jest gatunkiem o szerokiej skali tolerancji co do temperatury oraz innych parametrów siedliska i jako taki może się rozprzestrzeniać zarówno w Polsce, jak i w innych krajach Unii Europejskiej.

Zajmowane siedliska

W ojczyźnie występuje w zbiorowiskach leśnych i zaroślowych na różnych typach gleb. Uważany jest tam za gatunek światłolubny i mało konkurencyjny (Marquis 1990). W zasięgu wtórnym występuje na siedliskach zróżnicowanych pod względem troficzności i wilgotności, często na glebach piaszczystych i ubogich. Rośnie w zbiorowiskach leśnych, nieleśnych, na terenach przekształconych przez człowieka (tereny miejskie, nieużytki, zaniedbane parki, cmentarze). Wprowadzany do monokultur sosnowych jako gatunek biocenotyczny, w celu użyźniania gleby, jako źródło owoców dla ptaków (Danielewicz i Wiatrowska 2014). W miejscach introdukcji jest gatunkiem niewymagającym, tolerancyjnym i silnie konkurencyjnym (Starfinger 1997, 2010).

c) opis potencjalnych dróg wprowadzania i rozprzestrzeniania, zamierzonego i niezamierzonego, obejmujących – w stosownych przypadkach – towary, z którymi dany gatunek jest zazwyczaj powiązany

Celowe introdukcje w leśnictwie, zieleni urządzonej, rozprzestrzenianie na drodze endozoochorii.

W Kodeksie dobrych praktyk „Ogrodnictwo wobec roślin inwazyjnych obcego pochodzenia” (2014) gatunek został zamieszczony na liście roślin stosowanych w ogrodnictwie należących do inwazyjnych gatunków obcych, w przypadku których uzgodniono potrzebę niewprowadzania ich do sprzedaży i do uprawy⁷.

d) ocena ryzyka wprowadzenia, zadomowienia się i rozprzestrzenienia w odpowiednich regionach biogeograficznych w obecnych warunkach i w przewidywalnych warunkach zmiany klimatu

Padus serotina jest gatunkiem mrozoodpornym, naturalnie występuje m.in. na terenach znajdujących się pod wpływem klimatu umiarkowanego chłodnego (Marquis 1990). W Europie występuje głównie w regionie kontynentalnym i atlantyckim. Brak danych o wpływie zmian klimatycznych na rozmieszczenie gatunku.

⁷http://www.gdos.gov.pl/files/aktualnosci/31085/Kodeks_Dobrych_Praktyk_Ogrodnictwo_wobec_roslin_inwazyjnych_obcego_pochodzenia_www.pdf

e) opis obecnego rozmieszczenia gatunku, zawierający informacje, czy gatunek ten występuje już w Unii lub w krajach sąsiadujących, oraz prognozy jego kierunków migracji i prawdopodobnego rozmieszczenia w przyszłości

Padus serotina jako gatunek zdomowiony, występuje obecnie poza Polską także w innych krajach europejskich: Niemczech, Holandii (tu od 1963 roku gatunek uznany został za chwast leśny i objęty jest zwalczaniem), Danii, Wielkiej Brytanii, Hiszpanii, w północnych Włoszech, Słowenii, Chorwacji, Rumunii, na Węgrzech i na Ukrainie (Tab. 17). Rzadko notowany w Estonii i Rosji (Starfinger 2010; DAISIE 2015).

Polska. W kraju czeremcha amerykańska jest częstym gatunkiem, rzadziej występuje w Polsce północnej i północno-wschodniej (Tokarska-Guzik 2005; Tokarska-Guzik i in. 2012).

Tab. 17. Występowanie i status *Padus serotina* w krajach UE oraz innych europejskich (w tym sąsiadujących z Polską)

Kraj	Status gatunku*				źródła
	inwazyjny	potencjalnie inwazyjny	zdomowiony/ nie inwazyjny	nie odnaleziony lub brak danych**	
<i>Albania</i>				x	
<i>Andora</i>				x	
<i>Austria</i>		x			Essl i Rabitsch 2002, 2004
<i>Belgia</i>	x				Verloove 2006
<i>Białoruś</i>			x		EPPO 2013
<i>Bośnia i Hercegowina</i>				x	
<i>Bułgaria</i>				x	EPPO 2013
<i>Chorwacja</i>				x	FCD 2015
<i>Cypr</i>				x	
<i>Czarnogóra</i>				x	
<i>Dania</i>	x				Vanhellemont 2009; NOBANIS 2015
<i>Estonia</i>			x		Vanhellemont 2009; CABI 2015
<i>Finlandia</i>		x			NOBANIS 2015
<i>Francja</i>			x		Vanhellemont 2009; CABI 2015
<i>Grecja</i>				x	Arianoutsou i in. 2010
<i>Hiszpania</i>			x		EPPO 2013
<i>Holandia</i>	x				Vanhellemont 2009; CABI 2015
<i>Irlandia</i>				x	
<i>Islandia</i>				x	Wąsowicz i in. 2013
<i>Liechtenstein</i>				x	
<i>Litwa</i>	x				Gudžinskas i in. 2014; NOBANIS 2015
<i>Luksemburg</i>			x		EPPO 2013
<i>Łotwa</i>				x	NOBANIS 2015
<i>Macedonia</i>				x	
<i>Malta</i>				x	
<i>Mołdawia</i>				x	
<i>Monako</i>				x	
<i>Niemcy</i>	x				EPPO 2013

Norwegia			x		EPPO 2013
Polska	x				Tokarska-Guzik i in. 2012
Portugalia				x	
Republika Czeska	x				Pyšek i in. 2012; Kadlečík 2014
Rosja				x	
Rumunia				x	
<i>San Marino</i>				x	
<i>Serbia</i>			x		EPPO 2013
Słowacja			x		Medvecká i in. 2012; EPPO 2013
Słowenia			x		EPPO 2013
<i>Szwajcaria</i>	x				EPPO 2013
Szwecja			x		EPPO 2013
<i>Turcja</i>				x	
Ukraina	x				Protopopova i in. 2006
<i>Watykan</i>				x	
Węgry			x		Vanhellemont 2009; CABI 2015
Wielka Brytania	x				EPPO 2013
Włochy	x				Celesti-Grapow i in. 2009; Vanhellemont 2009; CABI 2015

Objaśnienia: Kraje EU – prosta czcionka; *pozostałe kraje europejskie* – pochyła czcionka; **kraje sąsiadujące z PL** – pogrubiona czcionka

* - status gatunku podano na podstawie dostępnych źródeł; zastosowane tam kryteria mają charakter autorski (por. objaśnienia w rozdz. 1; ad.e)

** - w tej kolumnie uwzględniono także sytuacje, kiedy gatunek został odnotowany w danym kraju na pojedynczych stanowiskach i/lub został zaklasyfikowany do grupy gatunków niezadomowionych (diafit: efemerofit, ergazjofit / *casual species*) lub jego status nie został określony

f) opis niepożądanego oddziaływania na różnorodność biologiczną i powiązane usługi ekosystemowe, włącznie z oddziaływaniem na gatunki rodzime, obszary chronione, siedliska zagrożone, jak również na zdrowie ludzkie, bezpieczeństwo i na gospodarkę; częścią opisu jest ocena potencjalnego oddziaływania w przyszłości, z uwzględnieniem dostępnej wiedzy naukowej

W wielu krajach europejskich *P. serotina* zyskała status „chwastu leśnego”. Gęsty podszyt ogranicza rozwój gatunków runa oraz naturalne procesy regeneracyjne zbiorowisk leśnych i wrzosowisk (Starfinger 1997). Wpływ obecności czeremchy amerykańskiej na biocenozę i ekosystemy nie został jednoznacznie potwierdzony badaniami naukowymi.

W Polsce występowanie tego gatunku potwierdzono dotąd w 10 parkach narodowych (Bomanowska i in. 2014).

g) opis znanych sposobów wykorzystywania danego gatunku i płynących z nich korzyści społecznych i gospodarczych

Roślina sadzona w lasach jako gatunek biocenotyczny. Wykorzystywana w zieleni urządzonej. Drewno słabej jakości (Marquis 1990).

h) podsumowanie/wnioski wraz uzasadnieniem czy gatunek spełnia kryteria ujęcia na liście UE

Gatunek spełnia kryteria (a-e) przyjęte na potrzeby przygotowania wykazu inwazyjnych gatunków obcych stwarzających zagrożenie dla środowiska przyrodniczego Unii Europejskiej. W celu ograniczenia rozprzestrzeniania się gatunku wskazane są skoordynowane działania państw, gdzie gatunek występuje, m.in. ze względu na biologię rozsiewania (endozochoria, głównie przy udziale ptaków, które mogą przenosić propagule na znaczne odległości).

Piśmiennictwo

- Arianoutsou M., Bazos I., Delipetrou P., Kokkoris Y. 2010. The alien flora of Greece: taxonomy, life traits and habitat preferences. *Biol Invasions* 12: 3525–3549.
- Bomanowska A., Kirpluk I., Adamowski W., Palus J., Otręba A. 2014. Problem inwazji roślin obcego pochodzenia w polskich parkach narodowych. [w:] A. Otręba, D. Michalska-Hejduk (red.) *Inwazyjne gatunki roślin w Kampinoskim Parku Narodowym*, ss. 9–14. *Kampinoski Park Narodowy*, Izabelin
- Celesti-Grapow L., Pretto F., Brundu G., Carli E., Blasi C. (red.). 2009. A thematic contribution to the National Biodiversity Strategy Plant invasion in Italy an overview. Ministry of Environment, Land and Sea Protection, Nature Protection Directorate, Rome
- DAISIE Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe. <http://www.europe-aliens.org/speciesTheWorst.do> (data dostępu 05.04.2015).
- Danielewicz W., Wiatrowska B. 2014. Inwazyjne gatunki drzew i krzewów w lasach Polski. *Peckiana* 9: 59–67.
- EPPO 2013. Reporting Service - Invasive Plants NO. 11 PARIS, 2013-11-01: 2013/251 The German lists of invasive alien plants.
- Essl F., Rabitsch W. 2003. Neobiota in Österreich. Umweltbundesamt GmbH, Wien
- Essl F., Rabitsch W. 2004. Austrian Action Plan on Invasive Alien Species. Federal Ministry of Agriculture, Forestry, Environment and Water Management Stubenbastei 5, 1010 Vienna, Austria.
- Fresnedo-Ramírez J., Segura S., Muratalla-Lúa A. 2011. Morphovariability of capulín (*Prunus serotina* Ehrh.) in the central-western region of Mexico from a plant genetic resources perspective. *Genetic Resources and Crop Evolution An International Journal*. 58 (4): 481–495.
- Gudžinskas Z., Kazlauskas M., Pilāte D., Balalaikins M., Pilāts M., Šaulys A., Šaulienė I., Šukienė L. 2014. Lietuvos ir Latvijos pasienio regiono invaziniai organizmai. Lietuvas un Latvijas pierobežas invazīvie organismi. *BMK Leidykla, Vilnius*
- Marquis DA, 1990. *Prunus serotina* Ehrh. Black Charry. [w:] R.M. Burns, B.H. Honkala (red.), *Silvics of North America. Volume 2. Hardwoods*. Washington, DC, USA: United States Department of Agriculture, Forest Service. *Agriculture Handbook* 654: 238-249. World Wide Web page at http://willow.ncfes.umn.edu/silvics_manual/volume_2/. (data dostępu 03.04.2015)
- Medvecká J., Kliment J., Májeková J., Halada L., Zaliberová M., Gojdičová E., Feráková V., Jarolímek I. 2012. Inventory of the alien flora of Slovakia. *Preslia* 84: 257–309.
- NOBANIS. North European and Baltic Network on Invasive Alien Species. <http://www.nobanis.org> (data dostępu 04.2015).
- Protopopova V. V., Shevera M. V., Sergei L. Mosyakin S.L. 2006. Deliberate and unintentional introduction of invasive weeds: A case study of the alien flora of Ukraine. *Euphytica* 148: 17–

- Pyšek P., Danihelka J., Sádlo J., Chrtek J. Jr., Chytrý M., Jarošík V., Kaplan Z., Krahulec F., Moravcová L., Pergl J., Štajerová K., Tichý L. 2012. Catalogue of alien plants of the Czech Republic (2nd edition): checklist update, taxonomic diversity and invasion patterns. *Preslia* 84: 155–255.
- Seneta W., Dolatowski J. 2004. *Dendrologia*. PWN, Warszawa
- Starfinger U. 2010. NOBANIS - Invasive Alien Species Fact Sheet – *Prunus serotina* – From: Online Database of the North European and Baltic Network on Invasive Alien Species – NOBANIS www.nobanis.org (data dostępu 05.04.2015).
- Tokarska-Guzik B. 2005. The establishment and spread of alien plant species (kenophytes) in the flora of Poland. No 2372 Uniwersytet Śląski, Katowice
- Tokarska-Guzik B., Dajdok Z., Zając M., Zając A., Urbisz A., Danielewicz W., Hołdyński Cz. 2012. Rośliny obcego pochodzenia w Polsce ze szczególnym uwzględnieniem gatunków inwazyjnych. Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska, Warszawa
- Vanhellemont M. 2009. Present and future population dynamics of *Prunus serotina* in forests in its introduced range (ang.). [w:] *dissertation* [on-line]. Ghent University. Faculty of Bioscience Engineering. (data dostępu 03.04.2015).
- Verloove F. 2006. Catalogue of neophytes in Belgium (1800-2005). *Scripta Botanica Belgica* 39: 1-89.

4.18. *Solidago graminifolia* (L.) Elliott



Nawłóć trawolistna.

Fot. Barbara Tokarska-Guzik

a) opis gatunku zawierający jego tożsamość taksonomiczną oraz jego historię, naturalny i potencjalny zasięg

***Solidago graminifolia* (L.) Elliott**

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

Rodzina: Asteraceae – astrowate (złożone)

Rząd: Asterales – astrowce

Gromada: Magnoliophyta – okrytonasienne

Najczęściej używana nazwa polska i angielska: *pl.* nawłóć trawolistna; *ang.* Grass-leaved Goldenrod

Morfologia i biologia

Nawłóć trawolistna to bylina osiągająca wysokość 50–90(150) cm. Górna część rośliny to rozgałęziony podbaldach złożony z licznych koszyczków występujących w drobnych pęczkach. Kwitnie od lipca do października. Rozmnaża się zarówno generatywnie jak i wegetatywnie. Nasiona rozprzestrzeniają się przede wszystkim przy pomocy wiatru. Charakteryzuje się również szybkim klonalnym wyrostem za pomocą kłączy, w tym przypadku prawie nie produkując nasion (Price i in. 2004; Nowak i Kącki 2009), w wielu miejscach tworzy zwarte płaty wypierając rodzime gatunki (Dajdok i Nowak 2007).

Naturalny i potencjalny zasięg

Solidago graminifolia jest gatunkiem rodzimym w umiarkowanej części Ameryki Północnej. Zasięg wtórny obejmuje m.in. środkowe i południowe rejony Europy. Gatunek ten był notowany dotąd na terenie takich krajów jak Austria, Niemcy, Polska, Rumunia, Szwajcaria, Węgry; przy czym rozprzestrzenia się w Polsce (Dajdok i Nowak 2007; Szymura i Szymura 2013), w Austrii, Niemczech i Szwajcarii (Schmotzer 2008).

Historia rozprzestrzenienia

Nawłóć trawolistna trafiła do Europy z Ameryki Północnej, prawdopodobnie w tym samym czasie, co nawłóć kanadyjska i późna (Slavik 2004).

W połowie XX w. w Polsce gatunek był znany z około 5 stanowisk (Guzikowa i Maycock 1986), natomiast obecnie jego występowanie potwierdzono na ok. 50 stanowiskach (Dajdok i Nowak 2007) i liczba ta rośnie.

b) opis wzorców i dynamiki jego rozmnażania i rozprzestrzeniania się, włącznie z oceną, czy istnieją ku temu odpowiednie warunki środowiskowe w Polsce i Unii

W związku z tym, że jest to roślina związana ze strefą klimatu umiarkowanego prawdopodobieństwo powiększania zasięgu przez nawłóć trawolistną jest duże, na co wskazują m.in. badania prowadzone na terenie Polski (Kompała-Bąba i Bąba 2006; Szymura i Szymura 2013). Dane dotyczące prognozy występowania tego gatunku w Europie opublikowane przez Webera (2001) wskazują, że odpowiednie warunki klimatyczne istnieją praktycznie na całym obszarze kontynentu, z wyjątkiem najbardziej północnych i południowych krańców. W związku z tym, w przypadku braku skutecznych działań zaradczych, w przyszłości będzie następowało zwiększanie areálu zajmowanego przez ten gatunek. Należy dodać, że w porównaniu do dwóch pozostałych inwazyjnych nawłoci, w odniesieniu do nawłoci wąskolistnej spodziewane są największe zmiany zasięgu w stosunku do sytuacji znanej z końca XX w. (Weber 2001), z tego względu, że tempo rozprzestrzeniania się tego gatunku wzrosło w ostatnich dekadach, podczas gdy pozostałe dwa wypełniły już potencjalne nisze.

Zajmowane siedliska: *Solidago graminifolia* w granicach naturalnego zasięgu występuje na łąkach, preriach, poboczach dróg, w rowach melioracyjnych, piaszczystych wilgotnych brzegach jezior i bagien. Występuje także w miejscach, zacienionych takich jak okrajki lasów.

c) opis potencjalnych dróg wprowadzania i rozprzestrzeniania, zamierzonego i niezamierzonego, obejmujących – w stosownych przypadkach – towary, z którymi dany gatunek jest zazwyczaj powiązany

Pierwsze doniesienia o występowaniu *Solidago graminifolia* z obszaru Polski w obecnych granicach pochodzą z rejonu Niemodlina, gdzie w XIX w. funkcjonowała szkółka drzew i krzewów przy arboretum w Lipnie. Dlatego też przypuszcza się, że nasiona tego gatunku lub fragmenty kłaczy mogły być przypadkowo zawleczone z materiałem szkółkarskim bezpośrednio z Ameryki Północnej (Dajdok i Nowak 2007). Dalsze rozprzestrzenianie zachodziło poprzez rozsiewanie lekkich nasion przez wiatr. Nie można jednak wykluczyć, że do rozprzestrzenienia się gatunku na nowe tereny mogło też dochodzić przez zawlekanie fragmentów kłaczy.

W Kodeksie dobrych praktyk „Ogrodnictwo wobec roślin inwazyjnych obcego pochodzenia” (2014) gatunek został zamieszczony na liście roślin stosowanych w ogrodnictwie należących do inwazyjnych gatunków obcych, w przypadku których uzgodniono potrzebę niewprowadzania ich do sprzedaży i do uprawy⁸.

d) ocena ryzyka wprowadzenia, zadomowienia się i rozprzestrzenienia w odpowiednich regionach biogeograficznych w obecnych warunkach i w przewidywalnych warunkach zmiany klimatu

Pomimo, że *Solidago graminifolia* ma mniejszy potencjał rozprzestrzeniania się w porównaniu z pozostałymi amerykańskimi nawłociami, to dotychczas przeprowadzone obserwacje terenowe

⁸http://www.gdos.gov.pl/files/aktualnosci/31085/Kodeks_Dobrych_Praktyk_Ogrodnictwo_wobec_roslin_inwazyjnych_obcego_pochodzenia_www.pdf

wskazują, że w przyszłości może wpływać negatywnie na kolonizowane ekosystemy i znacznie powiększyć zasięg wtórny (Weber 1998; Dajdok i Nowak 2007).

W Polsce nawłóć trawolistna rośnie na przydrożach, brzegach rzek, wilgotnych łąkach, okrajkach lasów, na groblach stawów, torowiskach kolejowych i terenach miejskich (Kapała-Bąba i Bąba 2006; Nowak i Kącki 2009; Fojcik 2012); sporadycznie notowana jest także na podtorfionych łąkach i torfowiskach (dane własne autorów).

e) opis obecnego rozmieszczenia gatunku, zawierający informacje, czy gatunek ten występuje już w Unii lub w krajach sąsiadujących, oraz prognozy jego kierunków migracji i prawdopodobnego rozmieszczenia w przyszłości

Nawłóć trawolistna jest nadal rzadkim północnoamerykańskim gatunkiem w Europie. Na terenie Polski w ostatnich latach obserwuje się znaczne powiększenie jej areалу występowania. Stanowiska gatunku koncentrują się na terenie Śląska Opolskiego, Dolnego i Górnego, a także zachodniej części Małopolski, przede wszystkim na ekstensywnie użytkowanych lub porzuconych z uprawy łąkach i pastwiskach, gdzie może osiągać nawet 100% pokrycia. Jeszcze stosunkowo rzadko pojawia się w zbiorowiskach leśnych, a ich kolonizacja rozpoczęła się od zajmowania siedlisk związanych z okrajkami lasów (Dajdok i Nowak 2007).

Poza granicami Polski roślina występuje jeszcze stosunkowo rzadko zajmując podobne typy siedlisk, choć stwierdzono ją również w zbiorowiskach nadrzecznych (Lohmyer i Sukopp 1992). Gatunek został stwierdzony w niektórych krajach Europy (Austria, Niemcy, Polska, Rumunia, Szwajcaria, Węgry), przy czym rozprzestrzenia się w Polsce (Dolny Śląsk – Szymura i Szymura 2011, 2013), Austrii, Niemczech i Szwajcarii (okolice Jeziora Bodeńskiego – Schmotzer 2008) (Tab. 18). *Solidago graminifolia* jest gatunkiem regionalnie inwazyjnym na terenie Polski (Tokarska-Guzik i in. 2012).

Tab. 18. Występowanie i status *Solidago graminifolia* w krajach UE oraz innych europejskich (w tym sąsiadujących z Polską)

Kraj	Status gatunku*				źródła
	inwazyjny	potencjalnie inwazyjny	zadomowiony/ nie inwazyjny	nie odnaleziony lub brak danych**	
<i>Albania</i>				x	
<i>Andora</i>				x	
Austria		x			Weber 1998
Belgia				x(cas.)	Verloove 2006
Białoruś				x	
<i>Bośnia i Hercegowina</i>				x	
Bułgaria				x	
Chorwacja				x	
Cypr				x	
<i>Czarnogóra</i>				x	
Dania				x	
Estonia				x	
Finlandia				x	
Francja				x	
Grecja				x	Arianoutsou i in. 2010
Hiszpania				x	
Holandia				x	
Irlandia				x	
<i>Islandia</i>				x	

<i>Liechtenstein</i>				x	
Litwa				x	
Luksemburg				x	
Łotwa				x	
<i>Macedonia</i>				x	
Malta				x	
<i>Mołdawia</i>				x	
<i>Monako</i>				x	
Niemcy	x				Jäger, Werner 2005
<i>Norwegia</i>				x	
Polska	x				Tokarska-Guzik i in. 2012
Portugalia				x	
Republika Czeska				x	Pyšek i in. 2012
Rosja				x	
Rumunia			x		Schmotzer 2008
<i>San Marino</i>				x	
<i>Serbia</i>				x	
Słowacja				x	Medvecká i in. 2012
Słowenia				x	
<i>Szwajcaria</i>			x		Schmotzer 2008
Szwecja				x	
<i>Turcja</i>				x	
Ukraina				x	
<i>Watykan</i>				x	
Węgry			x		Schmotzer 2008
Wielka Brytania				x	
Włochy			x		DAISIE 2015

Objaśnienia: Kraje EU – prosta czcionka; *pozostałe kraje europejskie* – pochyła czcionka; **kraje sąsiadujące z PL** – pogrubiona czcionka

* - status gatunku podano na podstawie dostępnych źródeł; zastosowane tam kryteria mają charakter autorski (por. objaśnienia w rozdz. 1; ad.e)

** - w tej kolumnie uwzględniono także sytuacje, kiedy gatunek został odnotowany w danym kraju na pojedynczych stanowiskach i/lub został zaklasyfikowany do grupy gatunków niezadomowionych (diafit: efemerofit, ergazjofit / *casual species*) lub jego status nie został określony

f) opis niepożądanego oddziaływania na różnorodność biologiczną i powiązane usługi ekosystemowe, włącznie z oddziaływaniem na gatunki rodzime, obszary chronione, siedliska zagrożone, jak również na zdrowie ludzkie, bezpieczeństwo i na gospodarkę; częścią opisu jest ocena potencjalnego oddziaływania w przyszłości, z uwzględnieniem dostępnej wiedzy naukowej

Nawłóć trawolistna poza regionem Opola, jest obecnie gatunkiem w początkowej fazie inwazji. Skłoniło to autorów opracowania do zwrócenia uwagi na tę roślinę, gdyż usuwanie jej z obszarów, na których występuje może odnieść pożądany skutek. W związku z wysoką konkurencyjnością *Solidago graminifolia* zagraża przede wszystkim półnaturalnym zbiorowiskom łąkowym i nadrzecznym, gdzie wpływa negatywnie na szatę roślinną wymienionych siedlisk, szczególnie w odniesieniu do gatunków łąk wilgotnych i świeżych (Dajdok i Nowak 2007). Analogicznie jak pozostałe gatunki nawłoci obcego pochodzenia konkuruje z gatunkami rodzimymi o zapylaczy (por. fot. na stronie tytułowej opracowania). Występowanie tego gatunku stwierdzono dotąd w 2 parkach narodowych (Bomanowska i in. 2014).

g) opis znanych sposobów wykorzystywania danego gatunku i płynących z nich korzyści społecznych i gospodarczych

W Polsce nawłóć trawolistna została zaobserwowana po raz pierwszy w 1888 roku na Śląsku Opolskim, gdzie najprawdopodobniej została zawleczona z ozdobnymi gatunkami drzew sprowadzonych do arboretum w Lipnie (Nowak i Kącki 2009). Roślina ta mogła być zawleczona również niezależnie innymi drogami, jako chwast.

h) podsumowanie/wnioski wraz uzasadnieniem czy gatunek spełnia kryteria ujęcia na liście UE

Gatunek spełnia kryteria (a-e) przyjęte na potrzeby przygotowania wykazu inwazyjnych gatunków obcych stwarzających zagrożenie dla środowiska przyrodniczego Unii Europejskiej. W celu ograniczenia rozprzestrzeniania się gatunku w Polsce oraz innych krajach EU (w tym sąsiadujących z Polską), wskazane są skoordynowane działania państw, które mogą doprowadzić do znacznego ograniczenia występowania, a nawet – na obszarach gdzie gatunek jeszcze nie występuje – do wyeliminowania zjawiska.

Piśmiennictwo

- Arianoutsou M., Bazos I., Delipetrou P., Kokkoris Y. 2010. The alien flora of Greece: taxonomy, life traits and habitat preferences. *Biol Invasions* 12: 3525–3549.
- Bomanowska A., Kirpluk I., Adamowski W., Palus J., Otręba A. 2014. Problem inwazji roślin obcego pochodzenia w polskich parkach narodowych. [w:] A. Otręba, D. Michalska-Hejduk (red.) *Inwazyjne gatunki roślin w Kampinoskim Parku Narodowym*, ss. 9–14. Kampinoski Park Narodowy, Izabelin
- DAISIE Delivering Alien Invasive Species Inventories Europe. 2015. *Solidago graminifolia*. Species Factsheet. <http://www.europe-aliens.org/speciesFactsheet.do?speciesId=23793#> (data dostępu 06.05.2015)
- Dajdok Z, Nowak A. 2007. *Solidago graminifolia* (L.) Elliott in Poland – spreading and habitat preferences. [w:] Tokarska-Guzik B. i in. (red). *Plant invasions: human perception, ecological impacts and management*, ss. 101–116. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands
- Essl F., Rabitsch W. 2003. Neobiota in Österreich. Umweltbundesamt GmbH, Wien
- Fojcik B. 2012. *Solidago graminifolia* (Asteraceae) – kolejny interesujący intruz we florze miasta Katowice. *Kształtowanie środowiska geograficznego i ochrona przyrody na obszarach przemysłowych i zurbanizowanych*. 44: 35–40.
- Guzikowa M, Maycock PF. 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.* 55:367–384.
- Kapała-Bąba A., Bąba W. 2006. *Solidago graminifolia* (L.) Elliott on antropogenic sites of the Silesian Upland (Poland). *Biodiv. Res. Conserv.* (3-4): 329–332.
- Lohmyer W., Sukopp H. 1992. Agriophyten in der Vegetation Mitteleuropas. *Schr. Reihe. für Veg.kunde* 25: 1–185.
- Medvecká J., Kliment J., Májeková J., Halada L., Zaliberová M., Gojdičová E., Feráková V., Jarolímek I. 2012. Inventory of the alien flora of Slovakia. *Preslia* 84: 257–309.
- Nowak A., Kącki Z. 2009. Nawłóć trawolistna – *Solidago graminifolia* (L.) Elliot. [w:] Z. Dajdok, P. Pawlaczyk (red.), ss. 84–86. *Inwazyjne gatunki roślin ekosystemów mokradłowych Polski*. Wydawnictwo Klubu Przyrodników, Świebodzin

- Price J., Bever J.D., Clay K. 2004. Genotype, environment, and genotype by environment interactions determine quantitative resistance of leaf rust (*Coleosporium asterun*) in *Euthamia graminifolia* (Asteraceae). *New Phytol.* 162: 729–743.
- Pyšek P., Danihelka J., Sádlo J., Chrtek J. Jr., Chytrý M., Jarošík V., Kaplan Z., Krahulec F., Moravcová L., Pergl J., Štajerová K., Tichý L. 2012. Catalogue of alien plants of the Czech Republic (2nd edition): checklist update, taxonomic diversity and invasion patterns. *Preslia* 84: 155–255.
- Schmotzer A. 2008. A fűlevelű aranyvessző [*Solidago graminifolia* (L.) Elliott] előfordulása Magyarországon. *Fl. Pannonica* 6: 59–77.
- Slavík B. 2004. *Solidago* L. – zlatobyl. [w:] J. Štěpánek, Štěpánková (red.), Květena České Republiky. 7: 114–122. Academia, Praha
- Szymura M., Szymura T. 2011. Rozmieszczenie nawłoci (*Solidago* spp.) na obszarze Dolnego Śląska oraz ich wpływ na różnorodność biologiczną zasiedlanych fitocenozy. [w:] Z. Kącki, E. Stefańska-Krzaczek (red.), Synantropizacja w dobie zmian różnorodności biologicznej. *Acta Botanica Silesiaca* 6: 195–212.
- Szymura M., Szymura T. 2013. Soil preferences and morphological diversity of goldenrods (*Solidago* L.) from south-western Poland. *Acta Soc. Bot. Pol.* 82(2): 107–115.
- Tokarska-Guzik B., Dajdok Z., Zając M., Zając A., Urbisz A., Danielewicz W., Hołdyński Cz. 2012. Rośliny obcego pochodzenia w Polsce ze szczególnym uwzględnieniem gatunków inwazyjnych. Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska, Warszawa
- Verloove F. 2006. Catalogue of neophytes in Belgium (1800-2005). *Scripta Botanica Belgica* 39: 1–89.
- Weber E. 1998. The dynamics of plant invasions: a case study of three exotic goldenrod species (*Solidago* L.) in Europe. *J. Biogeogr.* 25(1): 147–154. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-2699.1998.251119.x>
- Weber E. 2001. Current and potential Ranges of Three Exotic Goldenrods (*Solidago*) in Europe. *Conservation Biology* 15: 122-128.
- Weber E, Jacobs G. 2005. Biological flora of Central Europe: *Solidago gigantea* Aiton. *Flora*. 200(2):109–118. <http://dx.doi.org/10.1016/j.flora.2004.09.001>

4.19. *Spiraea tomentosa* L.



Tawuła kutnerowata

Fot. Zygmunt Dajdok

a) opis gatunku zawierający jego tożsamość taksonomiczną oraz jego historię, naturalny i potencjalny zasięg

***Spiraea tomentosa* L.**

Synonimy: *Sorbaria aitchisonii* (Hemsley) Hemsley ex Rehder, *Sorbaria tomentosa* (Lindley) Rehder.

Rodzina: Rosaceae – różowate

Rząd: Rosales – różowate

Klasa: Magnoliophyta – okrytonasienne

Najczęściej używana nazwa polska i angielska: *pl.* tawuła kutnerowata; *ang.* steeplebush, meadowsweet, hardhack

Morfologia i biologia

Spiraea tomentosa jest krzewem którego pędy dorastają do 3 m wysokości (przeciętnie 0,8–1,5 m). Pędy są pokryte rdzawym kutnerem. Liście 3–7 cm długie i 1–3 cm szerokie, podługowato jajowate, klinowato zbiegające wzdłuż krótkiego ogonka liściowego. Liście z wierzchu są ciemnozielone i nagie, a dolna ich powierzchnia jest pokryta wełnistym, gęstym kutnerem barwy szarej lub żółtawej. Drobne, różowe kwiaty zebrane są w gęste, wąsko stożkowate wiechy o długości do 15 cm. Owocem są drobne mieszki. W pojedynczym owocostanie może się znajdować do tysiąca owoców. Tawuła kutnerowata toleruje słabe zacienienie (może rosnąć pod

okapem drzew), jest wytrzymała na mrozy. Rozmnaża się zarówno generatywnie wytwarzając co roku liczne małe i lekkie nasiona przenoszone przez wiatr i wodę, jak też wegetatywnie dzięki naturalnym odkładom (Danielewicz i Wiatrowska 2014).

Przynależność systematyczna inwazyjnych we florze Polski, różowo kwitnących, gatunków tawułów występujących w ekosystemach mokradłowych, wymaga dalszych badań. Istnieją przypuszczenia, że oprócz tawuły kutnerowatej w kraju występują jeszcze inne, podobne gatunki z tego rodzaju, podawane m.in. z Niemiec, Austrii, Belgii, Danii, Litwy i Łotwy, jak: *Spiraea douglasii* i *S. x billardii* (Kott 2009; Kujawa-Pawlaczyk 2009).

Naturalny i potencjalny zasięg

Spiraea tomentosa pochodzi z Ameryki Północnej. Występuje we wschodniej części USA oraz na zachodnim wybrzeżu w stanie Waszyngton i Oregon, a także w Ontario Quebecu, Nowej Szkocji i Nowym Brunzwicku w Kanadzie (Kujawa-Pawlaczyk 2009). Jako gatunek strefy umiarkowanej tawuła kutnerowata może znaleźć dogodne warunki do rozwoju w odpowiadających jej siedliskach na znacznym terenie Europy środkowej, północnej i wschodniej.

Historia rozprzestrzenienia

Gatunek sprowadzono jako krzew ozdobny, jednak ze względu na specyficzne wymagania glebowe (gleby torfowe, mułowe i murszowe) nie był on zbyt często sadzony nawet w ogrodach botanicznych (Tokarska-Guzik i in. 2012). Uprawa w Europie rozpoczęła się w Anglii w latach 30. XVIII w. Pierwsza informacja o obecności *Spiraea tomentosa* na ziemiach polskich pochodzi z 1806 r. i dotyczy nasadzeń w krakowskim ogrodzie botanicznym. Pierwsze notowania poza uprawą w Polsce datują się na lata 80. XIX w. dotyczą Borów Dolnośląskich i okolic Niemodlina (Kujawa-Pawlaczyk 2009).

b) opis wzorców i dynamiki jego rozmnażania i rozprzestrzeniania się, włącznie z oceną, czy istnieją ku temu odpowiednie warunki środowiskowe w Polsce i Unii

W Polsce i w krajach Unii Europejskiej brak jest barier klimatycznych dla rozprzestrzeniania się tego gatunku. Jego powszechne występowanie ograniczają natomiast specyficzne wymagania siedliskowe.

Zajmowane siedliska

Spiraea tomentosa w granicach naturalnego zasięgu występuje na torfowiskach i wilgotnych łąkach o podłożu torfowym. W rejonie wtórnego zasięgu zajmuje podobne siedliska, zarówno zaburzone (przesuszone, odwodnione torfowiska), jak i te dobrze zachowane. Występuje ponadto w wilgotnych partiach borów, łągów, na wilgotnych wrzosowiskach, poboczach dróg leśnych, brzegach rowów. Zarówno na stanowiskach naturalnych, jak i wtórnych często tworzy zwarte łany (Kujawa-Pawlaczyk 2009; Dajdok i in. 2011).

c) opis potencjalnych dróg wprowadzania i rozprzestrzeniania, zamierzonego i niezamierzonego, obejmujących – w stosownych przypadkach – towary, z którymi dany gatunek jest zazwyczaj powiązany

Gatunek rzadko wykorzystywany do uprawy, ale jeszcze do niedawna był podsadzany w lasach w celach biocenotycznych, w Polsce zachodniej i północnej (Kujawa-Pawlaczyk 2009). Oprócz spontanicznego rozprzestrzeniania się z miejsc nasadzeń (na drodze rozmnażania wegetatywnego i generatywnego) istnieje możliwość zawlekania nasion lub wegetatywnych fragmentów zdolnych do odtworzenia całej rośliny podczas robót leśnych czy budowlanych (Kott 2009). Istotną drogą rozprzestrzeniania gatunku może również się stać przewożenie podłoża zawierającego nasiona, podczas prac związanych z renowacją lub budową stawów lub rowów przydrożnych na obszarach opanowanych przez ten gatunek.

W Kodeksie dobrych praktyk „Ogrodnictwo wobec roślin inwazyjnych obcego pochodzenia” (2014) gatunek *Spiraea tomentosa* został zamieszczony na liście roślin stosowanych w

ogrodnictwie należących do inwazyjnych gatunków obcych, w przypadku których uzgodniono potrzebę niewprowadzania ich do sprzedaży i do uprawy⁹.

d) ocena ryzyka wprowadzenia, zadomowienia się i rozprzestrzenienia w odpowiednich regionach biogeograficznych w obecnych warunkach i w przewidywalnych warunkach zmiany klimatu

Spiraea tomentosa jako gatunek zadomowiony, ma w chwili obecnej ograniczony zasięg występowania w krajach Unii Europejskiej i w Polsce. Istnieje jednak możliwość, że gatunek będzie się rozprzestrzeniał. Wyniki badań wskazują, że tawuła kutnerowata łatwo się zadomawia i rozprzestrzenia w bardzo szybkim tempie (Kujawa-Pawlaczyk 2009; Dajdok 2011, Danielewicz i Wiatrowska 2014).

e) opis obecnego rozmieszczenia gatunku, zawierający informacje, czy gatunek ten występuje już w Unii lub w krajach sąsiadujących, oraz prognozy jego kierunków migracji i prawdopodobnego rozmieszczenia w przyszłości

Spiraea tomentosa obecnie ma status gatunku zadomowionego w Belgii, Danii, Słowenii, Niemczech i w Polsce (Tab. 19). W kraju występuje w Polsce zachodniej i północnej – na terenie Borów Dolnośląskich, Borów Niemodlińskich, Puszczy Drawskiej i w dolinie Nysy Łużyckiej (Kujawa-Pawlaczyk 2009; Dajdok 2011).

Tab. 19. Występowanie i status *Spiraea tomentosa* w krajach UE oraz innych europejskich (w tym sąsiadujących z Polską)

Kraj	Status gatunku*				źródła
	inwazyjny	potencjalnie inwazyjny	zadomowiony/ nie inwazyjny	nie odnaleziony lub brak danych**	
Albania				x	
Andora				x	
Austria				x	Essl i Rabitsch 2003
Belgia			x		Verloove 2006; BFIS IAS 2010
Białoruś				x	
Bośnia i Hercegowina				x	
Bułgaria				x	
Chorwacja				x	
Cypr				x	
Czarnogóra				x	
Dania			x		Bruus i in. 2007
Estonia				x	Dajdok i in. 2011
Finlandia				x	Dajdok i in. 2011
Francja				x	
Grecja				x	Arianoutsou i in. 2010
Hiszpania				x	
Holandia				x	Dajdok i in. 2011

⁹http://www.gdos.gov.pl/files/aktualnosci/31085/Kodeks_Dobrych_Praktyk_Ogrodnictwo_wobec_roslin_inwazyjnych_obcego_pochodzenia_www.pdf

Irlandia				x	Dajdok i in. 2011
Islandia				x	Wąsowicz i in. 2013
Liechtenstein				x	
Litwa				x	
Luksemburg				x	
Łotwa				x	Dajdok i in. 2011
Macedonia				x	
Malta				x	
Mołdawia				x	
Monako				x	
Niemcy	x				Hardtke, Ihl 2000; Kott 2009
Norwegia			x		Gederaas i in. 2007; Dajdok i in. 2011
Polska	x				Tokarska-Guzik i in. 2012
Portugalia				x	CABI 2015
Republika Czeska				x	Hussner 2012; Pyšek i in. 2012; DAISIE 2015
Rosja				x	
Rumunia				x	
San Marino				x	
Serbia				x	
Słowacja				x	Medvecká i in. 2012
Słowenia			x		NOBANIS 2015
Szwajcaria				x	
Szwecja			x		Dajdok i in. 2011
Turcja				x	
Ukraina				x	
Watykan				x	
Węgry				x	
Wielka Brytania				x	
Włochy				x	

Objaśnienia: Kraje EU – prosta czcionka; *pozostałe kraje europejskie* – pochyła czcionka; **kraje sąsiadujące z PL** – pogrubiona czcionka

* - status gatunku podano na podstawie dostępnych źródeł; zastosowane tam kryteria mają charakter autorski (por. objaśnienia w rozdz. 1; ad.e)

** - w tej kolumnie uwzględniono także sytuacje, kiedy gatunek został odnotowany w danym kraju na pojedynczych stanowiskach i/lub został zaklasyfikowany do grupy gatunków niezadomowionych (diafit: efemerofit, ergazjofit / *casual species*) lub jego status nie został określony

f) opis niepożądanego oddziaływania na różnorodność biologiczną i powiązane usługi ekosystemowe, włącznie z oddziaływaniem na gatunki rodzime, obszary chronione, siedliska zagrożone, jak również na zdrowie ludzkie, bezpieczeństwo i na gospodarkę; częścią opisu jest ocena potencjalnego oddziaływania w przyszłości, z uwzględnieniem dostępnej wiedzy naukowej

Spiraea tomentosa zaliczana jest do najgroźniejszych gatunków roślin inwazyjnych w Polsce. Tworząc zwarte, jednogatunkowe łany wypiera inne rośliny i w ciągu kilku lat może doprowadzić do wyeliminowania większości gatunków występujących w opanowywanych fitocenozach. Ponadto wywołuje degradację siedliska poprzez przesuszenie i mineralizację torfu (Kujawa-Pawlaczyk 2009; Dajdok i in. 2011). Hamując naturalne odtwarzanie zbiorowisk leśnych wpływa również negatywnie na gospodarkę leśną (Tokarska-Guzik i in. 2012), utrudnia

także prowadzenie odnowień oraz zalesianie nieużytków (Danielewicz 2006). Jego występowanie stwierdzono dotąd w 1 parku narodowym (Bomanowska i in. 2014).

g) opis znanych sposobów wykorzystywania danego gatunku i płynących z nich korzyści społecznych i gospodarczych

Gatunek został sprowadzony jako krzew ozdobny – sadzono go m.in. w sąsiedztwie gajówek i leśniczówek. Polecany był m.in. także do obsadzania zbiorników wodnych i umacnianiu w ten sposób ich brzegów (Tokarska-Guzik i in. 2012).

h) podsumowanie/wnioski wraz uzasadnieniem czy gatunek spełnia kryteria ujęcia na liście UE

Groźny gatunek inwazyjny, jeszcze nie rozpowszechniony szeroko ani w Polsce, ani w pozostałych krajach Wspólnoty. Skuteczne może okazać się podjęcie transgranicznych działań (zaniechanie nasadzeń, zwalczanie) na wczesnym etapie inwazji gatunku.

Piśmiennictwo

- Arianoutsou M., Bazos I., Delipetrou P., Kokkoris Y. 2010. The alien flora of Greece: taxonomy, life traits and habitat preferences. *Biol Invasions* 12: 3525–3549.
- BFIS 2010. The Belgian Forum on Invasive Species - Invasive Alien Species in Belgium Species List. <http://ias.biodiversity.be/species/show/14> (data dostępu 03.04.2015).
- Bomanowska A., Kirpluk I., Adamowski W., Palus J., Otręba A. 2014. Problem inwazji roślin obcego pochodzenia w polskich parkach narodowych. [w:] A. Otręba, D. Michalska-Hejduk (red.) *Inwazyjne gatunki roślin w Kampinoskim Parku Narodowym*, ss. 9–14. Kampinoski Park Narodowy, Izabelin
- Bruus M., Damgaard C., Nielsen K.E., Nygaard B., Strandberg B. 2007. *Terrestriske naturtyper 2006*. NOVANA. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet
- Dajdok Z., Nowak A., Danielewicz W., Kujawa-Pawlaczyk J., Bena W. 2011. NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Spiraea tomentosa*. Online Database of the North European and Baltic Network on Invasive Alien Species – NOBANIS www.nobanis.org (data dostępu 03.04.2015).
- Danielewicz W. 2006. Obce gatunki drzew i krzewów we florze Polski Zachodniej. *Mat. Zjazdu Sekcji Dendrologicznej PTB, Bogactwo, różnorodności oraz ochrona dendroflory w parkach i lasach Zachodniej Polski*. Zielona Góra
- Danielewicz W., Wiatrowska B. 2014. Inwazyjne gatunki drzew i krzewów w lasach Polski. *Peckiana* 9: 59–67.
- Gederaas L., Salvesen I., Viken Å. (eds). 2007. *Norsk svarteliste 2007 (2007 Norwegian Black List)*. Økologiske risikovurderinger av fremmede arter (Ecological Risk Analysis of Alien Species). Trondheim
- Hardtke H.J., Ihl A. 2000. *Atlas der Farn- und Samenpflanzen Sachsens*. In: *Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie (Hrsg.) – Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege*, Dresden
- 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.
- Kujawa-Pawlaczyk J. 2009. Tawuła kutnerowata *Spiraea tomentosa* L. [w:] Z. Dajdok, P.

- Pawlaczyk (red.), Inwazyjne gatunki roślin ekosystemów mokradłowych Polski, ss. 105–113. Wyd. Klubu Przyrodników, Świebodzin
- Medvecká J., Kliment J., Májeková J., Halada L., Zaliberová M., Gojdičová E., Feráková V., Jarolímek I. 2012. Inventory of the alien flora of Slovakia. *Preslia* 84: 257–309.
- Podlaska M. 2014. Probleme mit dem Filzigen Spierstrauch *Spiraea tomentosa* L. auf den Moorwiesen in der Nähe von Parowa. *Pekiana* 9: 93–104.
- Pyšek P., Danihelka J., Sádlo J., Chrtěk J. Jr., Chytrý M., Jarošík V., Kaplan Z., Krahulec F., Moravcová L., Pergl J., Štajerová K., Tichý L. 2012. Catalogue of alien plants of the Czech Republic (2nd edition): checklist update, taxonomic diversity and invasion patterns. *Preslia* 84: 155–255.
- Verloove F. 2006. Catalogue of neophytes in Belgium (1800-2005). *Scripta Botanica Belgica* 39: 1–89.
- Wąsowicz P., Przedpeńska-Wąsowicz E.M., Kristinsson H. 2013. Alien vascular plants in Iceland: Diversity, spatial patterns, temporal trends, and the impact of climate change. *Flora* 208: 648–673.

5. Piśmiennictwo uzupełniające

- Blackburn T. M., Essl F., Evans T., Hulme P. E., Jeschke J. M., Kühn I., Kumschick S., Marková Z., Mrugała A., Nentwig W., Pergl J., Pyšek P., Rabitsch W., Ricciardi A., Richardson D. M., Sendek A., Vilà M., Wilson J.R.U., Winter M., Genovesi P., Bacher S. 2014. A Unified Classification of Alien Species Based on the Magnitude of their Environmental Impacts. *PLoS Biol* 12(5): 1-11.
- Mirek Z., Piękoś-Mirkowa H., Zając A., Zając M. 2002. Flowering plants and pteridophytes of Poland – a checklist. *Krytyczna lista roślin naczyniowych Polski*. [w:] Z. Mirek (red.), Biodiversity of Poland. 1. W. Szafer Institute of Botany, Polish Academy of Sciences, Kraków
- Richardson D.M., Pyšek P. 2006. Plant invasions: merging the concept of species invasiveness and community invisibility. *Progr. Phys. Geogr.* 30: 409-431.
- Richardson D.M., Pyšek P., Rejmánek M., Barbour M.G., Panetta F.D., West C.J. 2000. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and Distributions* 6: 93-107.
- Takhtajan A. 2012. Flowering plants. Springer Science + Media B.V.
- Tokarska-Guzik B., Dajdok Z., Zając M., Zając A., Urbisz A., Danielewicz W., Hołdyński C. 2012. Rośliny obcego pochodzenia w Polsce ze szczególnym uwzględnieniem gatunków inwazyjnych. Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska, Warszawa