

KAMIL NAJBEREK, WOJCIECH SOLARZ

*Instytut Ochrony Przyrody PAN
Mickiewicza 33, 31-120 Kraków
E-mail: najberek@iop.krakow.pl*

GATUNKI OBCE. PRZYCZYNY INWAZYJNYCH ZACHOWAŃ I SPOSOBY ZWALCZANIA*

WPROWADZENIE

Przemiany cywilizacyjne XIX i XX w. były przełomowe dla rozwoju światowego transportu, handlu i turystyki. Pozytywne znaczenie tych zmian dla gospodarki człowieka było nieocenione. Wiązało się jednak z coraz częstszym rozprzestrzenianiem roślin i zwierząt poza obszar ich naturalnego występowania. Choć początek tego zjawiska sięga czasów prehistorycznych (DI CASTRI 1989), to wraz z wynalezieniem nowych środków transportu towarzyszące człowiekowi organizmy były przemieszczane częściej, szybciej i na większe niż wcześniej odległości. Nasilenie tego zjawiska zwróciło uwagę wielu wybitnych uczonych, takich jak Darwin, Wallace czy Elton (CHEW 2011), którzy w swoich pracach podkreślali jego znaczenie. Szczyt zainteresowania tym tematem przypada na wczesne lata 80. XX w., kiedy inwazje biologiczne uznano za jeden z najpoważniejszych problemów ochrony przyrody, nadając im status osobnej dziedziny nauki (DAVIS 2011).

Od ponad trzech dekad na całym świecie prowadzi się intensywne badania nad gatunkami obcymi. Ich wyniki znalazły wyraz w tysiącach publikacji, których liczba w ostatnich 30 latach wykładniczo wzrastała (MOONEY i współaut. 2005, DAVIS 2011). Zawierają one informacje na temat biologii gatunków obcych, sposobów ich introdukcji i ekspansji na nowe obszary, skutków obecności i metody ich kontroli. Temat ten jest na tyle złożony, że prezentuje się go w specjalistycznych czasopismach (Biological Invasions od 1999 r., Aquatic Invasions od

2006 r.), wielu książkach (np. ELTON 1958, PIMENTEL 2002, MOONEY i współaut. 2005, RICHARDSON 2011, SIMBERLOFF i REJMÁNEK 2011) oraz portalach internetowych [NOBANIS www.nobanis.org; DAISIE www.europe-aliens.org; Gatunki Obce w Polsce www.iop.krakow.pl/ias] stanowiących kompendia wiedzy na temat gatunków obcych.

W ciągu ostatnich 15 lat uporządkowano terminologię stosowaną w dyskusjach dotyczących inwazji biologicznych. Za obowiązującą definicję gatunku obcego¹ uważa się tę zawartą w Konwencji o Różnorodności Biologicznej. Wcześniej gatunki obce definiowano w sposób nieprecyzyjny, a czasem nawet mylący, określając je zamiennie jako gatunki wprowadzone, introdukowane, nierodzące, egzotyczne, inwazyjne, naturalizowane, aklimatyzowane czy allochtoniczne. Konwencja o Różnorodności Biologicznej (2002) uściśla, że gatunkami obcymi są te, które wskutek działalności człowieka zostały wprowadzone (introdukowane²) poza obszar swojego naturalnego występowania. W naszym kraju defi-

¹Gatunek, podgatunek lub niższy takson introdukowany (przeniesiony) poza zasięg, w którym występuje on (lub występował w przeszłości) w sposób naturalny, włącznie z częściami, gametami, nasionami, jajami lub propagulami tego gatunku, dzięki którym może on przeżywać i rozmnażać się (DECYZJA VI/23 KONWENCJI CBD 2002).

²Spowodowane bezpośrednim lub pośrednim udziałem człowieka, celowe lub przypadkowe przemieszczenie lub/i wsiedlenie do środowiska przyrodniczego gatunku obcego, poza zasięg, w którym w sposób naturalny występuje lub występował on w przeszłości (DECYZJA VI/23 KONWENCJI CBD 2002).

Słowa kluczowe: inwazyjne gatunki obce, introdukcja, hipoteza uwolnienia od wrogów, metody zwalczania

*Badania finansowane z Narodowego Centrum Nauki (projekt nr: N N304 326036 i 2011/03/B/NZ9/04042).

nicję tę wzięto pod uwagę w Ustawie z dnia 16 kwietnia 2004 r. o ochronie przyrody, w której gatunkami obcymi nazywa się gatunki występujące poza swoim naturalnym zasięgiem. Ważne było również zdefiniowanie przez Konwencję o Różnorodności Biologicznej tych gatunków obcych, które zagrażają różnorodności biologicznej, inwazyjnych gatunków obcych³. Umownie przyjmuje się, że kwalifikujemy do nich również gatunki obce zagrażające zdrowiu i gospodarce człowieka. Warto zwrócić uwagę, że o ile w tradycyjnym rozumieniu (GŁOWACIŃSKI i współaut. 2011, JAROSZEWICZ 2011, TOKARSKA-GUZIŁ i współaut. 2012) inwazja biologiczna wiąże się ze wzrostem liczebności populacji i ekspansją gatunku, to zgodnie z definicją Konwencji inwazyjność gatunku wynika jedynie z jego szkodliwości. Zatem wśród inwazyjnych gatunków obcych mogą być zarówno takie, które rzeczywiście są w ekspansji, jak i takie, których populacje i zasięg są stabilne, a nawet takie, których liczebność spada, ale w dalszym ciągu wykazują negatywny wpływ na przyrodę czy gospodarkę. Co więcej, taki negatywny wpływ gatunku obcego, kwalifikujący go do grupy gatunków inwazyjnych, może się ujawnić nawet wtedy, gdy nie tworzy on na nowych obszarach rozradzającej się populacji i występuje jedynie sporadycznie. Przykładem takiego gatunku mogą być nierozradzające się w Polsce północnoamerykańskie żółwie ozdobne *Trachemys scripta*, które mogą konkurować z rodzimym żółwiem błotnym *Emys orbicularis* i być nosicielami obcych gatunków pasożytów (CADI i JOLY 2003, HIDALGO-VILA i współaut. 2009).

Liczba gatunków obcych występujących obecnie w Polsce jest nieznana. Wpływ na to ma przede wszystkim dynamiczny charakter procesu introdukcji oraz jego następstw. Z jednej strony, na obszar naszego kraju docierają kolejne gatunki obce, z drugiej, niektóre gatunki wprowadzone w przeszłości albo w ogóle nie tworzą tu stabilnych populacji, albo są one krótkotrwałe. Ponadto, część introdukcji jest bardzo trudna do wykrycia ze względu na niską liczebność gatunku, skryty tryb życia czy trudności w identyfikacji gatunku. Kolejnym czynnikiem utrudniającym ocenę skali inwazji jest to, że przy stwierdzeniu obecności nowych gatunków często nie da się z całą pewnością powiedzieć, czy pojawiły się one na danym obszarze niedawno, czy też występowały tu od dawna, lecz nie zostały wcześniej odkryte. Dotyczy to przede wszystkim trudnych do wykrycia małych gatunków ze słabiej zbadanych grup taksonomicznych,

takich jak cyjanobakterie (WILK-WOŹNIAK i NAJBEREK 2013, POCIECHA i współaut. 2016, WILK-WOŹNIAK i współaut. 2016). Wątpliwości co do pochodzenia gatunku mogą się pojawić nawet wtedy, gdy jego obecność na danym obszarze jest od dawna znana, jednak nie można wykluczyć, że dostał się on tu przy udziale człowieka. Gatunki o niejasnym pochodzeniu, których nie da się jednoznacznie zaliczyć ani do gatunków obcych ani do rodzimych, określane są mianem gatunków kryptogenicznych (CARLTON 1996).

Ze wszystkich stwierdzonych gatunków obcych dla polskiej flory i fauny tylko część jest dostatecznie poznana. Przykładowo, dla 47% spośród 305 opisanych przez GŁOWACIŃSKIEGO i PAWŁOWSKIEGO (2011) gatunków obcych zwierząt, niewyjaśniona pozostaje historia ich pojawienia się w Polsce. Wiadomo jedynie, że 15% spośród nich zostało introdukowanych celowo, a 38% nieświadomie. Najwięcej gatunków obcych zwierząt w Polsce pochodzi z Ameryki Północnej (21,8%) i z Azji (14,7%). Oszacowano również, że największy udział gatunków obcych występuje u ryb (26%) i ssaków (12%) i że to właśnie te grupy taksonomiczne są najbardziej narażone na negatywny wpływ inwazji biologicznych (GŁOWACIŃSKI i PAWŁOWSKI 2011). Liczba obcych gatunków roślin stwierdzonych w Polsce wynosi 939, co stanowi ponad ¼ wszystkich występujących w naszym kraju gatunków roślin. Grupą, wśród której stwierdzono ich najwięcej (132 gatunki) są astrowate (złożone) Asteraceae. Wykazano również, że najczęściej introdukowane są rośliny jednoroczne (tzw. terofity), które stanowią aż 70% wszystkich gatunków obcych roślin w Polsce. Dla porównania, terofity stanowią zaledwie 8% wszystkich roślin flory Polski. Kontynentami, z których obce rośliny przybywają do Polski najczęściej są kolejno: Europa, Ameryka Północna i Azja (TOKARSKA-GUZIŁ i współaut. 2012).

Biorąc pod uwagę zwierzęta i rośliny łącznie, najwięcej gatunków obcych dotarło do Polski w ostatnim stuleciu, a w przypadku zwierząt znamienne są zwłaszcza ostatnie 3 dekady (koniec XX w. i początek XXI w.). Warto podkreślić, że liczba tych gatunków cały czas wzrasta w sposób wykładniczy i zgodnie z prognozami problem inwazji biologicznych w Polsce będzie narastał (GŁOWACIŃSKI i PAWŁOWSKI 2011, TOKARSKA-GUZIŁ i współaut. 2012).

OD CZEGO ZALEŻY INWAZYJNE ZACHOWANIE NIEKTÓRYCH GATUNKÓW OBCYCH?

Zasadnicze znaczenie dla podejmowanych działań praktycznych w celu ogranicze-

³Gatunek obcy, którego introdukcja i/lub rozprzestrzenianie się zagraża różnorodności biologicznej (DECYZJA VI/23 KONWENCJI CBD 2002).

nia negatywnych skutków inwazji biologicznych ma określenie od czego zależy inwazyjne zachowanie niektórych gatunków obcych (SAKAI i współaut. 2001, REJMÁNEK 2011). Ocenia się, że inwazyjne gatunki obce stanowią zaledwie 10% gatunków, które po introdukcji zdołają utworzyć stabilne populacje na nowych obszarach („reguła dziesiątek”, WILLIAMSON i FITTER 1996). Dla wyjaśnienia inwazyjności gatunków zaproponowano szereg hipotez (SHEA i CHESSON 2002, REJMÁNEK i współaut 2005, HOLZMUELLER i JOSE 2011). Część z nich zakłada, że największy wpływ na inwazyjność gatunków mają cechy tych organizmów. Inne kładą większy nacisk na charakterystykę środowiska, do którego gatunki obce są introdukowane lub na charakterystykę przebiegu samego procesu introdukcji. Do najważniejszych hipotez należą:

– Diversity-invasibility hypothesis (ELTON 1958) zakłada, że im większa jest różnorodność rodzimych gatunków na danym obszarze, tym bardziej jest on odporny na inwazje biologiczne;

– Empty Niche Hypothesis (ELTON 1958, MACARTHUR 1970) opisuje gatunki obce jako lepiej wykorzystujące zasoby naturalne (np. wodę, światło, substancje odżywcze) od gatunków rodzimych, dzięki czemu skuteczniej zajmują np. tereny zdewastowane przez człowieka lub zniszczone na skutek naturalnych kataklizmów (tzw. „puste nisze”);

– Invasional Meltdown Hypothesis (SIMBERLOFF i VON HOLLE 1999) mówi, że negatywny wpływ gatunków obcych jest potęgowany przez interakcje z innymi gatunkami obcymi introdukowanymi na danym obszarze;

– Novel Weapons Hypothesis (CALLAWAY i ASCHEHOUG 2000, BAIS i współaut. 2003) zakłada, że inwazyjne gatunki obcych roślin wydzielają substancje alleopatyczne, które działają w stosunku do ich rodzimych konkurentów jak inhibitory (np. redukują kiełkowanie i wzrost; INDERJIT i DAKSHINI 1991);

– Propagule Pressure Hypothesis (WILLIAMSON 1996) uzależnia sukces danego gatunku obcego od liczby przypadków jego introdukcji i liczby osobników, które w czasie tych introdukcji zostały przeniesione na nowy obszar; ze wzrostem ich liczby (introdukcji i osobników) wzrasta zagrożenie, że dany gatunek utworzy stabilną populację, będzie inwazyjny.

Hipoteza, która w pewien sposób łączy wszystkie te koncepcje jest hipoteza uwolnienia od wrogów (ang. Enemy Release Hypothesis, ERH) (ELTON 1958), badana 10 razy częściej od pozostałych pięciu (ISI WEB OF SCIENCE 2015). Zakłada ona, iż gatunki obce „zostawiają” swoich naturalnych wro-

gów (patogeny, pasożyty, drapieżniki, roślinożerców) w pierwotnym obszarze występowania. Uwolnienie od wrogów po introdukcji na nowe obszary jest prawdopodobnie sumarycznym rezultatem cech samego gatunku obcego (np. wydzielania odstraszcających substancji chemicznych), jak i nowego siedliska, do którego gatunek ten jest wsiedlany (np. małej presji ze strony lokalnych drapieżników czy chorób, lub nawet całkowitego jej braku). Dzięki temu zasoby, które na obszarach naturalnego występowania gatunki te przeznaczały na obronę przed swoimi wrogami, mogą inwestować w szybszy lub/i dłuższy wzrost i w wyższą rozrodczość na obszarach, na które zostały wprowadzone. Umożliwia to zwiększenie liczebności populacji gatunku obcego i jego rozprzestrzenianie się, a w konsekwencji skutkuje negatywnym oddziaływaniem na rodzimą przyrodę lub/i lokalną gospodarkę.

CZY HIPOTEZA UWOLNIENIA OD WROGÓW ZNALAZŁA POTWIERDZENIE W DOTYCHCZASOWYCH BADANIACH?

Podstawy hipotezy ERH sformułował już w 1958 r. Elton, jednak ponownie zainteresowano się nią dopiero w latach 90. XX w. (np. SCHIERENBECK i współaut. 1994, FOWLER i współaut. 1996), a formalne przedstawienie jej założeń nastąpiło dopiero w ostatnim piętnastoleciu (MARON i VILA 2001, KEANE i CRAWLEY 2002). Pomimo iż założenia te znalazły potwierdzenie w wynikach licznych badań (np. WOLFE 2002, MITCHELL i POWER 2003, CINCOTTA i współaut. 2009, COMONT i współaut. 2014, NADDAFI i RUDSTAM 2014), to nie brakuje również głosów ogólnej krytyki (PEARSON i DAWSON 2005), badań potwierdzających hipotezę tylko częściowo (np. AGRAWAL i współaut. 2005, LIU i współaut. 2007, CRIPPS i współaut. 2010), nie potwierdzających jej wcale (np. BLANEY i KOTANEN 2002, SKOU i współaut. 2011), a nawet dających wyniki przeciwne (np. AGRAWAL i KOTANEN 2003).

Co ciekawe, w badaniach tych brano pod uwagę niemal każdy typ organizmów. Wrogami naturalnymi mogą być bowiem zarówno organizmy mikroskopijne (np. wirusy, bakterie), bezkręgowce, jak i duże ssaki. Dla przykładu, MITCHELL i POWER (2003) przedstawili wyniki badań, w których ocenie poddano presję ze strony patogenów (wirusów i grzybów) na 473 gatunki roślin zielnych introdukowanych z Europy do Ameryki Północnej. Okazało się, że w pierwotnym obszarze występowania rośliny te podlegały znacznie większej presji ze strony naturalnych wrogów niż po introdukcji, co potwierdziło założenia hipotezy ERH. Z kolei angielscy

naukowcy (COMONT i współaut. 2014) przeprowadzili testy na biedronkach: azjatyckiej *Harmonia axyridis* i blisko z nią spokrewnionej, rodzimej siedmiokropce *Coccinella septempunctata*, badając ich podatność na pasożyty. Dowiedziano, że pasożyty atakowały w znacznie mniejszym stopniu biedronkę obcą; ten wynik również sprzyjał założeniom badanej hipotezy.

Przykładem wyników niejednoznacznych, które potwierdziły hipotezę ERH tylko częściowo, są rezultaty uzyskane z badań prowadzonych na ostrożeńcu polnym *Cirsium arvense*, inwazyjnej obcej dla Nowej Zelandii roślinie, która po introdukcji podlega wprawdzie mniejszej presji ze strony naturalnych wrogów, jednak nie wpływa to istotnie na jej kondycję (CRIPPS i współaut. 2010). Natomiast wynik odwrotny do założeń hipotezy ERH uzyskali AGRAWAL i KOTANEN (2003), naukowcy Uniwersytetu w Toronto, którzy porównali presję ze strony naturalnych wrogów na 15 parach spokrewnionych ze sobą roślin obcych i rodzimych. Okazało się, że obce rośliny były istotnie częściej uszkodzone przez wrogów niż rodzime.

Rozbieżność prezentowanych przez różnych autorów wyników weryfikacji hipotezy ERH może wynikać z faktu, że dotychczas była badana w stosunkowo prostych układach (COLAUTTI i współaut. 2004). Przede wszystkim porównywano tylko gatunki rodzime i obce inwazyjne, natomiast badania z udziałem gatunków obcych nieinwazyjnych, czyli takich, które nie stanowią na nowych obszarach zagrożenia, były prowadzone rzadko (CAPPUCCINO i CARPENTER 2005, LIU i STILING 2006, LIU i współaut. 2007, VASQUEZ i MEYER 2011). Duże znaczenie włączania do badań gatunków nieinwazyjnych podkreślano już wcześniej (MITCHELL i POWER 2003, CAPPUCCINO i CARPENTER 2005, CARPENTER i CAPPUCCINO 2005). Zgodnie z założeniami ERH gatunki nieinwazyjne powinny być słabiej atakowane przez naturalnych wrogów niż gatunki rodzime i bardziej niż gatunki obce inwazyjne. Wyniki uzyskane przez VAN KLEUNENA i współaut. (2010) potwierdziły związek między stopniem inwazyjności obcych gatunków roślin a ich podstawowymi cechami (np. tempem wzrostu, rozmiarem, dostosowaniem). Autorzy wykazali, że wartości dla poszczególnych cech są u inwazyjnych gatunków obcych istotnie wyższe niż u nieinwazyjnych gatunków obcych. Na tej podstawie byłoby możliwe prognozowanie czy badany gatunek obcy będzie w przyszłości szkodliwy. Ci sami autorzy podkreślają jednak, że obecnie prowadzi się za mało badań na nieinwazyjnych gatunkach obcych, a prezentowane przez nich wyniki wymagają potwierdzenia.

Interesującym rozwiązaniem, które dotychczas rzadko wprowadzono, było porównanie osobników gatunków rodzimych i obcych występujących w naturze z osobnikami kontrolowanymi w warunkach doświadczalnych (LIU i współaut. 2007). Choć autorzy podkreślają, że tego rodzaju zestawienia są kontrowersyjne (ze względu na zupełnie odmienne warunki siedliskowe), ich wyniki mogą mieć znaczenie dla badań, które prowadzi się wyłącznie w warunkach eksperymentalnych, a których rezultaty wykorzystywane są do łagodzenia skutków inwazji biologicznych. Ma to również bardzo duże znaczenie zwłaszcza w odniesieniu do rozwoju biologicznych metod zwalczania gatunków obcych (HAJEK 2004). Choć w wielu przypadkach metody te stanowią jedyną realną alternatywę dla podjęcia skutecznej walki z inwazyjnymi gatunkami obcymi, to nie brak przykładów, że ich stosowanie przyniosło więcej szkód niż pożytku. Jednym z nich jest nieoczekiwana inwazja ropuchy olbrzymiej *Rhinella marina* w Australii, którą sprowadzono tam w 1935 r. w celu ochrony upraw trzciny cukrowej przed szkodnikami. Skutkiem wprowadzenia ropuchy były istotne spadki liczebności bezkręgowców (głównie chrząszczy lądowych, termitów i mrówek), będących bazą pokarmową również rodzimych organizmów. Dodatkowo, ropucha ta produkuje toksyny, które są śmiertelne dla zjadających ją kręgowców, np. węży (SHINE 2010). Jedną z proponowanych metod zwalczania tego gatunku było infekowanie go nicieniem *Rhabdias pseudosphaerocephala*, który zmniejsza przeżywalność i tempo wzrostu ropuchy. Początkowo myślano, że nicien jest rodzimy dla Australii, jednak z czasem okazało się, że został on introdukowany razem z ropuchą. Udowodniono również, że nicien ten zmniejsza przeżywalność rzekotki australijskiej *Litoria caerulea*, czyli podobnie jak ropucha jest inwazyjny (PIZZATTO i SHINE 2011).

Słabo zbadaną kwestią pozostaje również rzeczywisty wpływ naturalnych wrogów na kondycję gatunków obcych. Istnieją dowody wskazujące na to, że presja szkodników nie zawsze istotnie wpływała na wigor atakowanych przez nie roślin (np. CRIPPS i współaut. 2010, VASQUEZ i MEYER 2011, SEIPEL i współaut. 2015). Za sukces gatunków obcych mogłaby natomiast odpowiadać nie mniejsza presja ze strony szkodników, ale większa tolerancja na negatywne skutki ich obecności (SCHIERENBECK i współaut. 1994). Istotnym czynnikiem mogą być zmiany ewolucyjne (MARON i współaut. 2004, GENTON i współaut. 2005, STASTNY i współaut. 2005), którym gatunki obce mogą podlegać już po introdukcji wskutek mutacji genetycznych;

potwierdziły to badania nad wysoce inwazyjną nawłocią późną *Solidago gigantea*, którą introdukowano do Europy z Ameryki Północnej (JAKOBS i współaut. 2004). Czynnikiem decydującym mogą być również postępujące zmiany klimatyczne, które istotnie wpływają na tempo inwazji biologicznych. Wiadomo, że w efekcie ocieplania się klimatu wiele gatunków zmienia swoje zasięgi występowania, a ekosystemy ulegają znacznej reorganizacji. Ma to również znaczenie praktycznie na każdym etapie inwazji, np. ułatwia przetrwanie i reprodukcję ciepłolubnym gatunkom obcym w chłodniejszych strefach klimatycznych, dając im większe szanse na utworzenie tam stabilnych populacji. Co gorsza, równocześnie może spadać przystosowanie rodzimych organizmów do lokalnych warunków, w efekcie czego maleją ich zdolności konkurencyjne z gatunkami obcymi, co może doprowadzić do znacznego spadku liczebności i zmniejszenia zajmowanego przez nie obszaru. Warto podkreślić, że wpływ ocieplenia klimatu na funkcjonowanie przyrody jest tak duży, że modyfikuje się dotychczasowe strategie jej ochrony tak, by możliwie najlepiej uwzględniły to ważne zagrożenie (PEARSON i DAWSON 2005, WALTHER i współaut. 2009).

METODY ZWALCZANIA GATUNKÓW OBCYCH

Gatunki obce są zwalczane z dwóch zasadniczych powodów: stanowią drugie (po utracie siedlisk) zagrożenie dla światowej różnorodności biologicznej (KONWENCJA 2002), a przynoszone przez nie straty ekonomiczne szacowane są na co najmniej 1,4 trylion dolarów rocznie (PIMENTEL 2002), w tym w samej Europie na co najmniej 12,5 miliarda euro rocznie (KETTUNEN i współaut. 2008). Należy podkreślić, że gatunków obcych przybywa, więc zarówno ich negatywny wpływ na przyrodę, jak i powodowane szkody materialne stale rosną. Niejednokrotnie gatunki obce zagrażają zarówno przyrodzie, jak i gospodarce. Przykładem jest introdukowany z Azji rdestowiec ostrokończysty *Reynoutria japonica*, który powoduje zarówno spadek różnorodności biologicznej (często bezpowrotnie wypiera rodzime gatunki roślin i zwierząt), jak i straty ekonomiczne (niszczenie wałów przeciwpowodziowych, dróg, linii kolejowych, obniżenie jakości gruntów i ich możliwości zagospodarowania) (TOKARSKA-GUZIŁ i współaut. 2009, 2012). Ta azjatycka bylina uważana jest za jeden z najgroźniejszych inwazyjnych gatunków obcych w Europie (w tym w Polsce) i w Stanach Zjednoczonych. W samej Wielkiej Brytanii prze-

znacza się rocznie około 1,5 miliarda funtów na jej zwalczanie (CHILD i WADE 2000).

W Polsce o problemie gatunków obcych wciąż zbyt mało wiadomo, a ich zwalczanie czy monitoring ma w większości przypadków charakter lokalny. Dotyczy to zwłaszcza ochrony przyrody, ponieważ ochrona fitosanitarna i weterynaryjna w sektorze rolniczym jest dużo bardziej skuteczna. Dotychczas nie oszacowano również całkowitych strat ekonomicznych powodowanych przez inwazje biologiczne. Niemniej jednak przeciwdziałanie inwazjom biologicznym ma miejsce coraz częściej. Działania takie odbywają się zarówno w ramach działalności instytucji państwowych, takich jak Państwowa Inspekcja Ochrony Roślin i Nasiennictwa (PIORiN) i Inspekcji Weterynaryjnej, oraz projektów realizowanych przez instytuty naukowe, organy ochrony przyrody i organizacje pozarządowe. Równocześnie pracuje się nad dostosowaniem polskiego prawa tak, by sprzyjało walce z tym problemem. Ustawa o Ochronie Przyrody (USTAWA 2004) zabrania wprowadzania do środowiska przyrodniczego oraz przemieszczania w tym środowisku roślin, zwierząt lub grzybów gatunków obcych, a w Rozporządzeniu Ministra Środowiska (ROZPORZĄDZENIE 2011) zawarto listę roślin i zwierząt gatunków obcych, które w przypadku uwolnienia do środowiska przyrodniczego mogą zagrozić gatunkom rodzimym lub siedliskom przyrodniczym. Takie dokumenty dają możliwość podjęcia prób ograniczenia ekspansji gatunków szczególnie uciążliwych, np. opisywanej wcześniej inwazyjnej rośliny *R. japonica*.

Zwalczanie gatunków obcych jest kosztowne, przez co najczęściej ogranicza się jedynie do gatunków najbardziej szkodliwych. Walka z gatunkami obcymi niewykazującymi cech inwazyjnych jest problematyczna, a w przypadku gatunków obcych, trwale wpisujących się w lokalną tradycję, może budzić nawet kontrowersje. Takim gatunkiem jest pozornie mało inwazyjny wigilijny karp *Cyprinus carpio*, którego sprowadzono do Polski prawdopodobnie już w XII w. z obszaru ponto-kaspijskiego (zlewisko Morza Kaspijskiego, Czarne i Aralskiego). Choć szkodliwość tego gatunku nie jest wysoka, to przynosi on dwa bardzo groźne dla rodzimych karpiowatych pasożyty: bruzdogłowca chińskiego *Khawia sinensis* i gowkongijskiego *Bothriocephalus acheilognathi*. Pasożyty te, w przeciwieństwie do swojego nosiciela, są uznawane za wysoce inwazyjne gatunki obce.

Niezwykle ważne są działania mające na celu zapobieganie nowym introdukcjom (również gatunków potencjalnie nieinwazyjnych) oraz metoda zwana „wczesnym wykryciem

i szybką odpowiedzią” (ang. Early Detection and Rapid Response, EDRR) (WESTBROOKS i EPLEE 2011). Zapobieganie nowym introdukcjom polega na „uszczelnianiu” potencjalnych dróg introdukcji (HULME i współaut. 2008). Ponieważ jest to bardzo trudne, a wobec najmniejszych organizmów (np. bakterii czy zooplanktonu) często niewykonalne, wiele gatunków w dalszym ciągu przedostaje się na nowe terytoria. W takich przypadkach ważna jest druga linia obrony, czyli wczesne wykrycie obecności gatunku i podjęcie szybkich działań (WESTBROOKS i EPLEE 2011).

Walka z gatunkami obcymi w ramach „szybkiej odpowiedzi” i kontroli długotrwałej odbywa się z wykorzystaniem trzech metod: mechanicznej, chemicznej i biologicznej. Pierwsza z nich polega na fizycznym usuwaniu obcych roślin i zwierząt. W przypadku roślin może się to wiązać zarówno z ręcznym wyrywaniem osobników, jak i szeroko zakrojonymi pracami z użyciem ciężkiego sprzętu (np. koparek i ciągników). Posłużono się nią m.in. w 2007 i 2008 r. podczas zwalczania barszczu Sosnowskiego *Heracleum sosnowskyi* na Suwalszczyźnie (KRZYSZTOFIK 2009). Zwalczanie barszczu Sosnowskiego jest ważne nie tylko w odniesieniu do ochrony przyrody, ale również zdrowia człowieka. Roślina ta może powodować poparzenia skóry, a kontaktu z nią należy unikać zwłaszcza w słoneczne, upalne dni (WRÓBEL 2008). Przy zachowaniu koniecznych środków ostrożności rośliny karczowano, a wierzchnią warstwę gleby orano. W miejscach najbardziej dotkniętych inwazją wierzchnią warstwę gleby zastępowano nową, sprowadzoną z rejonu wolnego od tego gatunku. Zabiegi te miały na celu nie tylko usunięcie pędów roślin (podziemnych i nadziemnych), ale również likwidację ich nasion. Przy takich pracach należy pamiętać, że barszcz Sosnowskiego tworzy w glebie tzw. „banki nasion”, z których mogą kiełkować młode osobniki nawet po kilku latach od pozornego wytepienia.

Do metod mechanicznych zaliczamy również manipulacje siedliskiem, np. doświetlanie miejsc występowania cieniolubnych gatunków obcych roślin lub zacielenie stanowisk roślin światłolubnych, prowadzące do spadku ich kondycji. W pierwszym przypadku polega to na nasadzeniu, a w drugim na usuwaniu roślin krzewiastych lub drzew na tych stanowiskach. Zastosowanie metod mechanicznych w przypadku zwierząt polega na stosowaniu trucizn, odstrzale lub w przypadku kręgowców, jeśli jest to możliwe, odławianiu w pułapki i wywożeniu schwytych osobników do specjalnych azyli. Metody te sprawdzają się najlepiej w początkowej fazie inwazji, kiedy obserwujemy punktowe pojawy obcego gatunku. Szybka interwen-

cja przy zastosowaniu metody mechanicznej może wtedy skutecznie uniemożliwić dalszą ekspansję gatunku (PICKART 2011). Potwierdzono to na wspomnianej już nawłoci późnej, która w pierwszej fazie inwazji tworzy punktowe stanowiska. Wyrywanie lub wykopywanie pojedynczych osobników tego gatunku może skutecznie zatrzymać, a przynajmniej spowolnić jego dalsze rozprzestrzenianie (NOWAK i KAŃKI 2009).

Stosowanie chemicznych metod zwalczania jest kontrowersyjne, ponieważ wykorzystywane w tym celu substancje często w sposób niespecyficzny oddziałują negatywnie również na inne, towarzyszące docelowemu gatunkowi, elementy środowiska. Przez wzgląd na niepożądane działanie uboczne odchodzi się od ich stosowania (dotyczy to zwłaszcza starszych typów pestycydów), a w przypadku obszarów cennych przyrodniczo ich wykorzystanie jest zabronione. Metody chemiczne coraz częściej stanowią jedynie uzupełnienie innych form walki z gatunkami obcymi, zwłaszcza mechanicznych (WITTENBERG i COCK 2005). Ma to miejsce np. w Pienińskim Parku Narodowym, gdzie od 1992 r. zwalczany jest barszcz Sosnowskiego. W otulinie parku stosuje się opryski niespecyficznym środkiem chemicznym („roundap”), co wspomaga mechaniczne usuwanie roślin (WRÓBEL 2008).

Spektakularny przykład zastosowania środków chemicznych przeciwko inwazyjnemu gatunkowi obcemu miał miejsce w Australii. W 1999 r. w zatokach morskich miasta Darwin (północna Australia) odkryto małże z rodzaju *Mytilopsis* sp. Oceniono, że populacja jest na początkowym etapie inwazji, a rozprzestrzenienie się tych małży może przynieść duże straty gospodarcze sięgające 40 milionów dolarów australijskich (zwłaszcza wskutek spadku produkcji perł) i znacząco zaszkodzić rodzimej przyrodzie. Już po 8 dniach od daty stwierdzenia rozpoczęto szeroko zakrojoną akcję ich likwidacji. Do zatok wpuszczono kilkaset ton związków chloru. W efekcie zniszczeniu uległy populacje większości żyjących tam organizmów, również tych rodzimych. Założono jednak, że wpływ inwazji *Mytilopsis* sp. byłby dla nich nie mniej destrukcyjny. W niedługim czasie populacje rodzimych gatunków odrodziły się dzięki imigracji z sąsiednich obszarów, natomiast inwazyjne obce małże zostały trwale wyeliminowane (BAX i współaut. 2002). Dotychczas jest to jeden z bardzo nielicznych przykładów skutecznego zwalczania inwazji biologicznej w środowisku morskim, w którym z reguły jedynym możliwym działaniem po introdukcji gatunku obcego jest monitorowanie jego rozprzestrzeniania się i skutków jego obecności. Bez wątpienia kluczem

do sukcesu było w tym przypadku natychmiastowe podjęcie działań na etapie, w którym gatunek obcy nie zdążył się jeszcze rozprzestrzenić na większym obszarze.

Trzecią, bardzo obiecującą metodą zwalczania gatunków obcych jest metoda biologiczna. Polega ona na celowym wprowadzeniu do środowiska organizmów żywych, których oddziaływanie na gatunek obcy ma ograniczyć jego ekspansję, a nawet całkowicie go wyeliminować. W praktyce może to być cykliczne namnażanie i wprowadzanie do środowiska występujących już na danym obszarze naturalnych wrogów szkodliwego gatunku obcego. Przykładem mogą być działania mające na celu zwalczanie ślinika luzytańskiego *Arion lusitanicus*, który pojawił się w Polsce w latach 90. ubiegłego wieku i obecnie uznawany jest za bardzo groźnego szkodnika upraw. Polegają one na wprowadzaniu do środowiska pasożytujących na ślimakach mikroskopijnych nicieni *Phasmorhabditis hermaphrodita*. Nicienie te są składnikiem dostępnego na rynku preparatu Nemaslug, którym co około 6 tygodni opryskuje się niszczone uprawy (WILSON i współaut. 1994, STWORZEWICZ i KOZŁOWSKI 2012). Niestety metoda ta okazała się mało efektywna. Na jej niekorzyść przemawiało również to, że wpuszczone do środowiska nicienie atakują także inne, niebędące szkodnikami organizmy (GRIMM 2002).

Inną metodą biologiczną jest introdukcja naturalnego wroga, który pochodzi z obszaru pierwotnego występowania zwalczanego obcego gatunku. Rozwiązanie to wydaje się bardziej efektywne, ponieważ w niektórych przypadkach daje możliwość zwalczania gatunku obcego bez konieczności dalszej ingerencji człowieka. Co więcej, może być jedyną skuteczną alternatywą w sytuacji, gdy populacja gatunku obcego osiągnęła już bardzo dużą liczebność i zajmuje duży obszar. Jednak z drugiej strony, metoda taka budzi słuszne kontrowersje, ponieważ oprócz oczekiwanych korzyści może przynieść niezamierzone i nieodwracalne szkody dla środowiska (MESSING i WRIGHT 2006, TOKARSKA-GUZIŁ i współaut. 2012). Warto podkreślić, że choć wprowadzany organizm (wróg) ma za zadanie atakować wyłącznie inwazyjny gatunek obcy, to jego uwolnienie jest celową introdukcją kolejnego obcego gatunku. Tak jak w przypadku wszystkich innych introdukcji, nie jest możliwe przewidzenie wszystkich jej konsekwencji. Przykładem takich nieudanych działań ochroniarskich jest celowe sprowadzenie wschodnioazjatyckiej biedronki *Harmonia axyridis* do upraw szklarniowych w Ameryce Północnej i w Europie (ROY i współaut. 2006, ROY i WAJNBURG 2008). Owad ten miał je chronić przed mszycami,

tymczasem zaadoptował się do warunków naturalnych i rozpoczął dynamiczną inwazję na wielu obszarach. W Polsce biedronka ta pojawiła się po raz pierwszy w 2006 r., a już 5 lat później zasiedlała (często masowo) całe terytorium Polski (PRZEWOŻNY i współaut. 2007, KUBISZ 2011).

Przyczyn nieudanego zastosowania biologicznych metod walki z gatunkami obcymi jest wiele, jednak najczęściej odpowiada za to niedostateczne poznanie czynników determinujących sukces gatunków obcych na nowym obszarze. Nawet, jeśli według naszej najlepszej wiedzy szczegółowo przetestujemy np. wybiórczość pokarmową potencjalnego „biologicznego agenta” w pseudonaturalnych warunkach (np. w laboratorium imitującym naturalne siedlisko), to po uwolnieniu do środowiska może okazać się, że ujawni on inne, nieprzewidziane cechy. Sztuczne warunki, w których prowadzi się doświadczenia, najczęściej nie są w stanie wiernie oddać złożoności interakcji ekologicznych zachodzących na stanowiskach naturalnych (BRIESE 2005, WITTENBERG i COCK 2005, PITCAIRN 2011).

Pomimo zintensyfikowanych badań, które prowadzi się na całym świecie, żadna z opisanych wyżej metod zwalczania obcych gatunków nie jest w pełni skuteczna. Przeszkodę stanowi nie tylko niedoskonałość samych metod, ale również brak środków finansowych umożliwiających ich zastosowanie, zwłaszcza gdy konieczne są działania długoterminowe. Niestety zwalczanie prowadzone okresowo i tylko na wybranych obszarach, daje gatunkom obcym sposobność na szybką rekolonizację miejsc (np. z terenów sąsiadujących), z których zostały one wyeliminowane.

Pojawia się więc wątpliwość, czy gatunki obce warto zwalczać, ale dzięki takim działaniom możemy ograniczać skutki inwazji na obszarach szczególnie dla nas cennych, np. w parkach narodowych. Zwalczać powinno się przede wszystkim gatunki obce znajdujące się w początkowym stadium inwazji. Szybka interwencja bywa bardzo skuteczna i powinna mieć charakter rutynowy.

PODZIĘKOWANIA

Składamy podziękowania Recenzentowi za szereg cennych uwag i wskazówek, które pozwoliły nam dopracować artykuł.

Streszczenie

Podstawowym pytaniem badawczym z zakresu inwazji biologicznych jest zrozumienie mechanizmów, które odpowiadają za sukces gatunków obcych po ich introdukcji na nowe obszary. Pomimo intensywnych badań wciąż nie wyjaśniono od czego zależy szkodliwość części z nich. Znalezienie odpowiedzi na to pytanie pozwoliłoby skutecznie działać zaradczce podejmowane przeciwko

inwazyjnym gatunkom obcym oraz zwiększyć efektywność prognoz przyszłego wpływu gatunków obcych będących na wczesnym etapie inwazji.

W pracy opisano przyczyny wzrostu liczby gatunków obcych w Polsce i na świecie, zawarto również krótką historię inwazji biologicznych. Zaprezentowano najważniejsze hipotezy i pytania badawcze tej dziedziny nauki, ze szczególnym uwzględnieniem hipotezy Enemy Release Hypothesis. Praca zawiera ponadto objaśnienie metod kontroli gatunków obcych, z których metody biologiczne, wydają się jedyną alternatywą dla skutecznego zwalczania gatunków szeroko rozpowszechnionych, w przypadku których zwalczanie mechaniczne lub chemiczne jest niewykonalne. Z kolei w przypadku gatunków obcych będących na początkowym etapie inwazji, bardziej efektywne jest zwalczanie mechaniczne, które niekiedy wspomaga się dodatkowo środkami chemicznymi.

LITERATURA

- AGRAWAL A. A., KOTANEN P. M., 2003. *Herbivores and the success of exotic plants: a phylogenetically controlled experiment*. *Ecol. Lett.* 6, 712-715.
- AGRAWAL A. A., KOTANEN P. M., MITCHELL C. E., POWER A. G., GODSOE W., KLIRONOMOS J., 2005. *Enemy release? An experiment with congeneric plant pairs and diverse above and belowground enemies*. *Ecology* 86, 2979-2989.
- BAIS H. P., VEPACHEDU R., GILROY S., CALLAWAY R. M., VIVANCO J. M., 2003. *Allelopathy and exotic plant invasion: from molecules and genes to species interactions*. *Science* 301, 1377-1380.
- BAX N., HAYES K., MARSHALL A., PARRY D., THRESHER R., 2002. *Man-made marinas as sheltered islands for alien marine organisms: establishment and eradication of an alien invasive marine species*. [W:] *Turning the Tide: The Eradication of Invasive Species, Proceedings of the International Conference on Eradication of Island Invasives*. VEITCH C. R., CLOUT M. N. (red.). The IUCN Species Survival Commission, Gland, Switzerland and Cambridge, UK, 26-39.
- BLANEY C. S., KOTANEN P. M., 2002. *Persistence in the seed bank: the effects of fungi and invertebrates on seeds of native and exotic plants*. *Écoscience* 9, 509-517.
- BRIESE D. T., 2005. *Translating host-specificity test results into the real world: the need to harmonize the yin and yang of current testing procedures*. *Biol. Cont.* 35, 208-14.
- CADI A., JOLY P., 2003. *Competition for basking places between the endangered European pond turtle (*Emys orbicularis galloitalica*) and the introduced red-eared slider (*Trachemys scripta elegans*)*. *Canad. J. Zool.* 81, 1392-1398.
- CALLAWAY R. M., ASCHEHOUG E. T., 2000. *Invasive plants versus their new and old neighbors: A mechanism for exotic invasion*. *Science* 290, 521-523.
- CAPPUCCINO N., CARPENTER D., 2005. *Invasive exotic plants suffer less herbivory than non-invasive exotic plants*. *Biol. Lett.* 1, 435-438.
- CARLTON J. T., 1996. *Biological invasions and cryptogenic species*. *Ecology* 77, 1653-1655.
- CARPENTER D., CAPPUCCINO N., 2005. *Herbivory, time since introduction and the invasiveness of exotic plants*. *J. Ecol.* 93, 315-321.
- CHEW M. K., 2011. *Invasion biology: historical precedents*. [W:] *Encyclopedia of Biological Invasions*. SIMBERLOFF D., REJMÁNEK M. (red.). University of California Press, Berkeley, 369-378.
- CHILD L., WADE M., 2000. *The Japanese Knotweed Manual. The Management and Control of an Invasive Alien Weed*. Chichester, UK Packard.
- CINCOTTA C., ADAMS J. M., HOLZAPFEL C., 2009. *Testing the enemy release hypothesis: A comparison of foliar insect herbivory of the exotic Norway maple (*Acer platanoides* L.) and the native sugar maple (*A. saccharum* L.)*. *Biol. Invas.* 11, 379-388.
- COLAUTTI R. I., RICCIARDI A., GRIGOROVICH I. A., MACISAAC H. J., 2004. *Is invasion success explained by the enemy release hypothesis?* *Ecol. Lett.* 7, 721-733.
- COMONT R. F., PURSE B. V., PHILLIPS W., KUNIN W. E., HANSON M., LEWIS O. T., HARRINGTON R., SHORTALL C. R., RONDONI G., ROY H. E., 2014. *Escape from parasitism by the invasive alien ladybird, *Harmonia axyridis**. *Insect Conserv. Divers.* 7, 334-342.
- CRIPPS M. G., EDWARDS G. R., BOURDÔT G. W., SAVILLE D. J., HINZ H. L., FOWLER S. V., 2010. *Enemy release does not increase performance of *Cirsium arvense* in New Zealand*. *Plant Ecol.* 209, 123-134.
- DAVIS M., 2011. *Invasion biology*. [W:] *Encyclopedia of Biological Invasions*. SIMBERLOFF D., REJMÁNEK M. (red.). University of California Press, Berkeley, 364-369.
- DI CASTRI F., 1989. *History of biological invasions with special emphasis on the Old World*. [W:] *Biological Invasions: A Global Perspective*. DRAKE J. A., MOONEY H. A., DI CASTRI F., GROVES R. H., KRUGER F. J., REJMÁNEK M., WILLIAMSON M. (eds.). John Wiley and Sons, 1-26.
- ELTON C. S., 1958. *The ecology of invasions by animals and plants*. Methuen, London.
- FOWLER S. V., HARMAN H. M., MEMMOTT J., PAYNTER Q., SHAW R., SHEPPARD A. W., SYRETT P., 1996. *Comparing the population dynamics of broom, *Cytisus scoparius*, as a native plant in the United Kingdom and France, and as an invasive alien weed in Australia and New Zealand*. [W:] *Proceedings of the Ninth International Symposium of Biological Control of Weeds*. MORAN V. C., HOFFMANN J. H. (red.). University of Cape Town, 19-26.
- GENTON B. J., KOTANEN P. M., CHEPTOU P. O., ADOLPHE C., SHYKOFF J. A., 2005. *Enemy release but no evolutionary loss of defence in a plant invasion: an inter-continental reciprocal transplant experiment*. *Oecologia* 146, 404-414.
- GŁOWACIŃSKI Z., PAWŁOWSKI J., 2011. *Podsumowanie i komentarz*. [W:] *Gatunki obce w faunie Polski. Tom 1*. GŁOWACIŃSKI Z., OKARMA H., PAWŁOWSKI J., SOLARZ W. (red.). Instytut Ochrony Przyrody PAN w Krakowie, 497-511.
- GŁOWACIŃSKI Z., OKARMA H., PAWŁOWSKI J., SOLARZ W., 2011. *Metodyka i terminologia*. [W:] *Gatunki obce w faunie Polski. Tom 1*. GŁOWACIŃSKI Z., OKARMA H., PAWŁOWSKI J., SOLARZ W. (red.). Instytut Ochrony Przyrody PAN w Krakowie, 24-28.
- GRIMM B., 2002. *Effect of the nematode *Phasmahabditis hermaphrodita* on young stages of the pest slug *Arion lusitanicus**. *J. Mollusc. Stud.* 68, 25-28.
- HAJEK A. E., 2004. *Natural Enemies: An Introduction to Biological Control*. Cambridge University Press.

- HIDALGO-VILA J., DIAZ-PANIAGUA C., RIBAS A., FLORENCIO M., PEREZ-SANTIGOSA N., CASANOVA J. C., 2009. *Helminth communities of the exotic introduced turtle, Trachemys scripta elegans in southwestern Spain: Transmission from native turtles*. Res. Veter. Sci. 86, 463-465.
- HOLZMUELLER E. J., JOSE S., 2011. *Invasion success of cogongrass, an alien C4 perennial grass, in the southeastern United States: exploration of the ecological basis*. Biol. Invas. 13, 435-442.
- HULME P. E., BACHER S., KENIS M., KLOTZ S., KÜHN I., MINCHIN D., NENTWIG W., OLENIN S., PANOV V., PERGL J., PYŠEK P., ROQUE A., SOL D., SOLARZ W., VILA M., 2008. *Grasping at the routes of biological invasions: a framework for integrating pathways into policy*. J. Appl. Ecol. 45, 403-414.
- INDERJIT S., DAKSHINI K. M. M., 1991. *Investigations on some aspects of chemical ecology of cogongrass, Impertea cylindrical (L.) Beauv.* J. Chem. Ecol. 17, 343-352.
- ISI WEB OF SCIENCES., 2015. zatoka.icm.edu.pl/WoS/CIW.cgi.
- JAKOBS G., WEBER E., EDWARDS P. J., 2004. *Introduced plants of the invasive Solidago gigantea (Asteraceae) are larger and grow denser than conspecifics in the native range*. Divers. Distrib. 10, 11-19.
- JAROSZEWICZ B., 2011. *Obcy w natarciu - mechanizmy i ekologiczne skutki inwazji biologicznych*. [W:] *Różnorodność biologiczna w wielu odstonach*. KALINOWSKA A. (red.). Uniwersyteckie Centrum Badań nad Środowiskiem Przyrodniczym UW, Warszawa, 149-158.
- KEANE R. M., CRAWLEY M. J., 2002. *Exotic plant invasions and the enemy release hypothesis*. Trends Ecol. Evol. 17, 164-170.
- KETTUNEN M., GENOVESI P., GOLLASCH S., PAGAD S., STARFINGER U. TEN BRINK P., SHINE C., 2008. *Technical support to EU strategy on invasive species (IAS) Assessment of the impacts of IAS in Europe and the EU (final module report for the European Commission)*. Institute for European Environmental Policy, Brussels, Belgium.
- KONWENCJA O RÓŻNORODNOŚCI BIOLOGICZNEJ, 2002. www.cbd.int.
- KRZYSZTOFIK L., 2009. *Zwalczanie barszczu Sosnowskiego na Suwalszczyźnie*. [W:] *Inwazyjne gatunki roślin ekosystemów mokradłowych Polski*. DAJDOK Z., PAWLACZYK P. (red.). Wyd. Klubu Przyrodników, Świebodzin, 87-99.
- KUBISZ D., 2011. *Biedronka azjatycka Harmonia axyridis*. [W:] *Gatunki obce w faunie Polski. Tom 1*. GŁOWACIŃSKI Z., OKARMA H., PAWŁOWSKI J., SOLARZ W. (red.). Instytut Ochrony Przyrody PAN w Krakowie, 285-288.
- LIU H., STILING P., 2006. *Testing the enemy release hypothesis: a review and meta-analysis*. Biological. Invas. 8, 1535-1545.
- LIU H., STILING P., PEMBERTON R. W., 2007. *Does enemy release matter for invasive plants? Evidence from a comparison of insect herbivore damage among invasive, non-invasive and native congeners*. Biological. Invas. 9, 773-781.
- MACARTHUR R. H., 1970. *Species packing and competitive equilibrium for many species*. Theor. Popul. Biol. 1, 1-11.
- MARON J. L., VILA M., 2001. *When do herbivores affect plant invasion? Evidence for the natural enemies and biotic resistance hypotheses*. Oikos 95, 361-373.
- MARON J. L., VILA M., BOMMARCO R., ELMENDORF S., BEARDSLEY P., 2004. *Rapid evolution of an invasive plant*. Ecol. Monogr. 74, 261-280.
- MESSING R. H., WRIGHT M. G., 2006. *Biological control of invasive species: solution or pollution?* Front. Ecol. Environ. 4, 132-140.
- MITCHELL C. E., POWER A. G., 2003. *Release of invasive plants from fungal and viral pathogens*. Nature 421, 625-627.
- MOONEY H. A., MCNEELY J. A., NEVILLE L., SCHEI P. J., WAAGE J. K., 2005. *Invasive Alien Species: A New Synthesis*. Island Press, Washington, D.C.
- NADDAFI R., RUDSTAM L. G., 2014. *Predation on invasive zebra mussel, Dreissena polymorpha, by pumpkinseed sunfish, rusty crayfish, and round goby*. Hydrobiologia 721, 107-115.
- NOWAK A., KAČKI Z., 2009. *Gatunki roślin ekosystemów mokradłowych Polski*. DAJDOK Z., PAWLACZYK P. (red.). Wyd. Klubu Przyrodników, Świebodzin, 80-86.
- PEARSON R. G., DAWSON T. P., 2005. *Long-distance plant dispersal and habitat fragmentation: identifying conservation targets for spatial landscape planning under climate change*. Biol. Cons. 123, 389-401.
- PICKART A. J., 2011. *Mechanical control*. [W:] *Encyclopedia of Biological Invasions*. SIMBERLOFF D., REJMÁNEK M. (red.). University of California Press, Berkeley, 449-452.
- PIMENTEL D., 2002. *Biological invasions; economics and environmental costs of alien plant, animal, and microbe species*. CRC Press, Boca Raton, London, New York, Washington DC.
- PITCAIRN M.J., 2011. *Biological control, of plants*. [W:] *Encyclopedia of Biological Invasions*. SIMBERLOFF D., REJMÁNEK M. (red.). University of California Press, Berkeley, 63-70.
- PIZZATTO L., SHINE R., 2011. *The effects of experimentally infecting Australian tree frogs with lungworms (Rhabdias pseudosphaerocephala) from invasive cane toads*. Int. J. Parasitol. 41, 943-949.
- POCIECHA A., SOLARZ W., NAJBEREK K., WILK-WOŹNIAK E., 2016. *Native, alien, cosmopolitan, or cryptogenic? A framework for clarifying the origin status of rotifers*. Aquat. Biol. 24, 141-149.
- PRZEWOŹNY M., BARŁOŻEK T., BUNALSKI M., 2007. *Harmonia axyridis (Pallas, 1773) (Coleoptera: Coccinellidae) New species of ladybird beetle for Polish fauna*. Polish J. Entomol. 6, 177-182.
- REJMÁNEK M., 2011. *Invasiveness*. [W:] *Encyclopedia of Biological Invasions*. SIMBERLOFF D., REJMÁNEK M. (red.). University of California Press, Berkeley, 379-385.
- REJMÁNEK M., RICHARDSON D. M., HIGGINS S. I., PITCAIRN M. J., GROTKOPP E., 2005. *Ecology of invasive plants - state of the art*. [W:] 2005. *Invasive Alien Species: A New Synthesis*. MOONEY H. A., MCNEELY J. A., NEVILLE L., SCHEI P. J., WAAGE J. K. (red.). Island Press, Washington, D.C., 104-161.
- RICHARDSON D. M., 2011. *Fifty years of invasion ecology. The legacy of Charles Elton*. Wiley-Blackwell, Oxford.
- ROY H. E., WAJNBERG E., 2008. *From biological control to invasion: the ladybird Harmonia axyridis as a model species*. BioControl 53, 1-4.
- ROY H., BROWN P., MAJERUS M., 2006. *Harmonia axyridis: a successful biocontrol agent or an invasive threat?* [W:] *An ecological and societal approach to biological control*. HOKKANEN J., EILENBERG H. M. T. (red.). Springer, Dordrecht, Netherlands, 295-309.

- ROZPORZĄDZENIE, 2011. *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*. Dziennik Ustaw nr 210, poz. 1260.
- SAKAI A. K., ALLENDORF F. W., HOLT J. S., LODGE D. M., MOLOFSKY J., WITH K. A., BAUGHMAN S., CABIN R. J., COHEN J. E., ELLSTRAND N. C., MCCAULEY D. E., O'NEIL P., PARKER I. M., THOMPSON J. N., WELLER S. G., 2001. *The population biology of invasive species*. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 32, 305-312.
- SCHIERENBECK K. A., MACK R. N., SHARITZ R. R., 1994. *Effects of herbivory on growth and biomass allocation in native and introduced species of *Lonicera**. *Ecology* 75, 1661-1672.
- SEIPEL T., ALEXANDER J. M., DAEHLER C. C., REW L. J., EDWARDS P. J., DAR P. A., MCDUGALL K., NAYLOR B., PARKS C., POLLNAC F. W., RESHI, Z. A., SCHRODER M., KUEFFER C., 2015. *Performance of the herb *Verbascum thapsus* along environmental gradients in its native and non-native ranges*. *J. Biogeogr.* 42, 132-143.
- SHEA K., CHESSON P., 2002. *Community ecology theory as a framework for biological invasions*. *Trends Ecol. Evol.* 17, 170-176.
- SHINE R., 2010. *The ecological impact of invasive cane toads (*Bufo marinus*) in Australia*. *Q. Rev. Biol.* 85, 253-291.
- SIMBERLOFF D., VON HOLLE B., 1999. *Positive interactions of nonindigenous species: invasional meltdown?* *Biol. Invasions* 1, 21-32.
- SIMBERLOFF D., REJMÁNEK M., 2011. *Encyclopedia of Biological Invasions*. University of California Press, Berkeley.
- SKOU A. M. T., MARKUSSEN B., SIGSGAARD L., KOLLMANN J. C., 2011. *No evidence for enemy release during range expansion of an evergreen tree in northern Europe*. *Environ. Entomol.* 40, 1183-1191.
- STASTNY M., SCHAFFNER U., ELLE E., 2005. *Do vigour of introduced populations and escape from specialist herbivores contribute to invasiveness?* *J. Ecol.* 93, 27-37.
- STWORZEWICZ E., KOZŁOWSKI J., 2012. *Śliniak luzytański *Arion lusitanicus* Mabille, 1868*. [W:] *Gatunki obce w faunie Polski*. Głowaciński Z., Okarma H., Pawłowski J., Solarz W. (red.). Wyd. internetowe. Instytut Ochrony Przyrody PAN w Krakowie. www.iop.krakow.pl/gatunkiobce.
- TOKARSKA-GUZIĆ B., BZDEGA K., TARŁOWSKA S., KOSZELA K., 2009. *Gatunki z rodzaju rdestowiec – *Reynoutria* Houtt. (= *Fallopia*)*. [W:] *Inwazyjne gatunki roślin ekosystemów mokradłowych Polski*. DAJDOK Z., PAWLACZYK P. (red.). Wyd. Klubu Przyrodników, Świebodzin, 87-99.
- TOKARSKA-GUZIĆ B., DAJDOK Z., ZAJĄC M., ZAJĄC M., URBISZ AL., DANIELEWICZ W., HÓLDYŃSKI C., 2012. *Rośliny obcego pochodzenia w Polsce ze szczególnym uwzględnieniem gatunków inwazyjnych*. Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska, Warszawa.
- USTAWA, 2004. *Ustawa o ochronie przyrody z dnia 16 kwietnia 2004 r.* Dz.U. Nr 92 poz. 880.
- VAN KLEUNEN M., WEBER E., FISCHER M., 2010. *A meta-analysis of trait differences between invasive and non-invasive plant species*. *Ecol. Lett.* 13, 235-245.
- VASQUEZ E. C., MEYER G. A., 2011. *Relationships among leaf damage, natural enemy release, and abundance in exotic and native prairie plants*. *Biol. Invas.* 13, 621-633.
- WALTHER G. R., ROQUES A., HULME P. E., SYKES M. T., PYSEK P., KUHN I., ZOBEL M., BACHER S., BUGMANN H., CZUCZ B., DAUBER J., HICKLER T., JAROSIK V., KENIS M., KLOTZ S., MINCHIN D., MOORA M., NENTWIG W., OTT J., PANOV V. E., REINEKING B., ROBINET C., SEMENCHENKO V., SOLARZ W., THULLER W., VILA M., VOHLAND K., SETTELE J., 2009. *Alien species in a warmer world: risks and opportunities*. *Trends Ecol. Evol.* 24, 686-693.
- WESTBROOKS R. G., EPLEE R. E., 2011. *Early detection and rapid response*. [W:] *Encyclopedia of Biological Invasions*. SIMBERLOFF D., REJMÁNEK M. (red.). University of California Press, Berkeley, 169-177.
- WILK-WOŹNIAK E., NAJBEREK K., 2013. *Towards clarifying the presence of alien algae in inland waters – can we predict places of their occurrence?* *Biologia* 68, 838-844.
- WILK-WOŹNIAK E., SOLARZ W., NAJBEREK K., PO-CIECH A., 2016. *Alien cyanobacteria: an unsolved part of the “expansion and evolution” jigsaw puzzle?* *Hydrobiologia* 764, 65-79.
- WILLIAMSON M., 1996. *Biological invasions*. Chapman & Hall, London.
- WILSON M. J., GLEN D. M., WILTSHIRE C. W., GEORGE S. K., 1994. *Mini-plot field experiments using the rhabditid nematode *Phasmahabditis hermaphrodita* for biocontrol of slugs*. *Biocontr. Sci. Technol.* 4, 103-113.
- WILLIAMSON M., FITTER A., 1996. *The varying success of invaders*. *Ecology* 77, 1661-1666.
- WITTENBERG R., COCK M. J. W., 2005. *Best Practices for the Prevention and Management of Invasive Alien Species*. [W:] *Invasive Alien Species: A New Synthesis*. MOONEY H. A., MCNEELY J. A., NEVILLE L., SCHEI P. J., WAAGE J. K. (red.). Island Press, Washington, D.C., 209-232.
- WOLFE L. M., 2002. *Why alien invaders succeed: support for the escape-from-enemy hypothesis*. *Am. Nat.* 160, 705-711.
- WRÓBEL I., 2008. *Barszcz Sosnowskiego (*Heracleum sosnowskyi* Manden.) w Pieninach*. *Pieniny, Przyroda i Człowiek* 10, 37-43.

KOSMOS Vol. 65, 1, 81–91, 2016

ALIEN SPECIES. CAUSES OF INVASIVENESS AND CONTROL METHODS

KAMIL NAJBEREK, WOJCIECH SOLARZ

Institute of Nature Conservation Polish Academy of Sciences, A. Mickiewicz Av. 33, 31-120 Krakow, e-mail: najberek@iop.krakow.pl

Summary

The major research question in biological invasions is understanding of the mechanisms governing invasive alien species success after introduction into new areas. Although alien species have been intensively studied, it is still unexplained what causes invasiveness in some of them. Answer to this question is crucial to improve invasive alien species control management and to more effectively predict the abilities of recently introduced species.

We present causes of the increase in numbers of alien species in Poland and worldwide, and a brief history of the biological invasion science. Basic hypotheses and questions, as well as the proposed solutions, are briefly presented, with a particular reference to the Enemy Release Hypothesis. We also present methods of alien species management, including biological control, which may be the only effective solution to mitigate impacts from alien species that are too widely-distributed to be managed with mechanical or chemical methods. Mechanical control proves to be most effective at early stages of invasion, particularly when it is enhanced with chemical control.