

Rozdział XII

INTRODUKCJA I MECHANIZMY SPRZYJAJĄCE INWAZJI ZWIERZĄT

Introduction and mechanisms favoring alien animal invasions

Zbigniew Głowaciński

Instytut Ochrony Przyrody Polskiej Akademii Nauk,
Al. Mickiewicza 33, 31-120 Kraków;
email: glowacinski@iop.krakow.pl

Rozdział

1. Wstęp
2. Introdukcja – szczególna szansa inwazji gatunku
3. Różne losy introdukowanych gatunków
4. Typy rozprzestrzeniania się introdukowanych gatunków
5. Mechanizmy i drogi wprowadzania gatunków
6. Fazy adaptacji i kolonizacji
7. Antropogeniczne biotopy jako ogniska dyspersji introdukowanych gatunków
8. Mechanizmy wpływające na sukces inwazyjny
9. Wpływ hybrydyzacji
10. Inne oddziaływania introdukowanych gatunków
11. Obce gatunki zwierząt najbardziej inwazyjne w Polsce
12. Gatunki obce u granic Polski

Literatura

Streszczenie / Summary

Wstęp

Liczne badania i obszerna już literatura kierunkowa (Elton 1958; Nowak 1971; Drake i in. 1989, 2009; Carlton i Geller 1993; Kareiva 1996; Williamson 1996; Weidema 2000; Kowarik 2003; Drake 2009; Simberloff i Rejmánek 2011) dostarczają coraz precyzyjniejszych opisów i dowodów na postępującą dziś w świecie homogenizację fauny, której czynnikiem sprawczym są wszelkie przejawy gospodarki i aktywności ludzkiej. Temu antropogenicznemu procesowi poddana jest też w całej rozciągłości fauna Polski (zob. Głowaciński i in. 2011), a ich skutki ekologiczne i gospodarcze – jakkolwiek trudno wymieralne – są coraz wyraźniej widoczne. W ostatnich kilku stuleciach w granice współczesnej Polski sprowadzono lub zawleczono co najmniej 300 gatunków (włącznie z potencjalnymi wykazano 305 gat.) zwierząt z grupy tkankowców *Eumetazoa*, co stanowi około 1% gatunków jakie opisano w polskiej faunie (Głowaciński i Pałowski 2011). Introdukcje stworzyły liczne zagrożenia dla lokalnej bioróżnorodności (*biodiversity*), stając się jej strukturą egzogeniczną (*xenodiversity*) wpływającą na funkcjonowanie miejscowych populacji i ekosystemów.

Okazuje się, że od wpływu antropopresji – polegającej przeważnie na przekształcaniu siedlisk i ocieplaniu lokalnych klimatów (np. klimat miejski i wielkich aglomeracji miejsko-przemysłowych) – nie są uwolnione nawet здаwałyby się całkiem naturalne i spontaniczne ekspansje niektórych gatunków zwierząt. Widać to szczególnie wyraźnie u ptaków, a przykłady południowo-azjatyckiej sierpówki

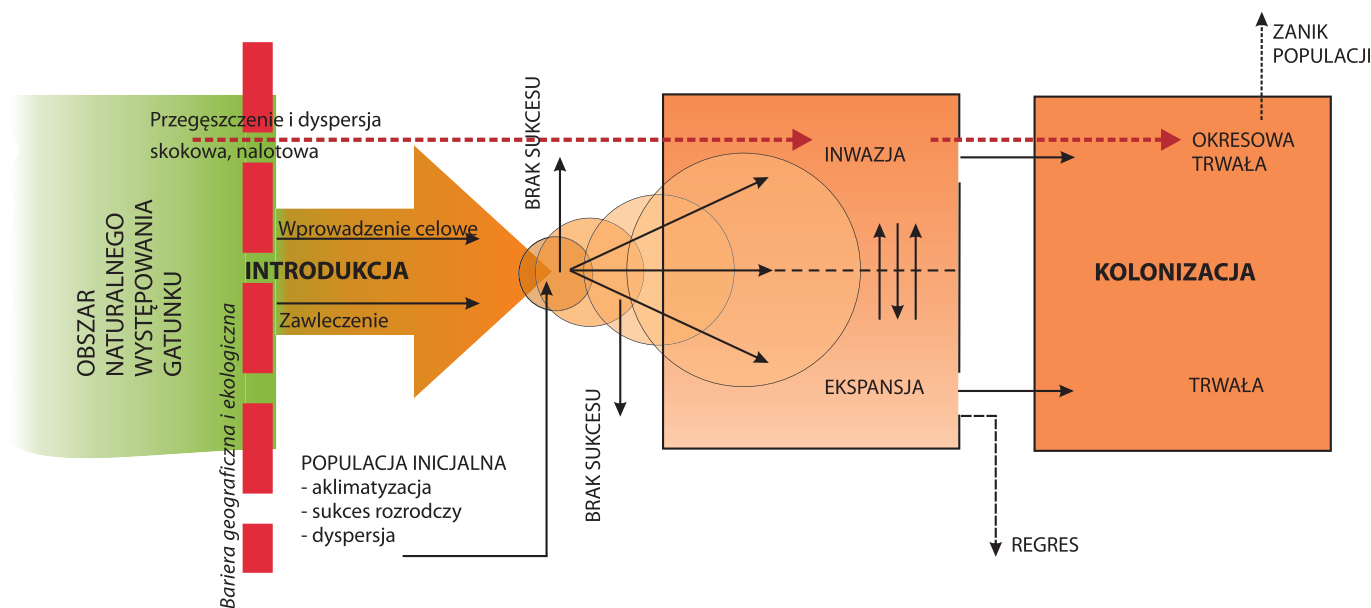
Streptopelia decaocto, dzięcioła syryjskiego *Dendrocopos syriacus* i rozprzestrzeniającej się od północy mewy srebrzystej *Larus argentatus* należą tu do modelowych (Tomiałojć i Stawarczyk 2003; Tomiałojć i Głowaciński 2006).

Na rozprzestrzenianie się gatunków obcych – oprócz czynników antropogenicznych – mogą też wpływać czynniki losowe, katastroficzne. Przykładem tego jest np. wniknięcie w dorzecze Odry lipienia bajkalskiego *Thymallus baicalensis*. Gatunek ten kiedyś został sprowadzony do Czech, skąd w 1973 r. przedostał się do systemu Nysy Kłodzkiej podczas jednej z większych powodzi. Tu jednak zanikł lub skrzyżował się z lipieniem lokalnym, europejskim (Witkowski 1979). Prawdopodobnie w ten sam sposób podczas wielkiej powodzi jaka nawiedziła środkową i zachodnią Europę w 1997 roku, do dorzecza Warty przedostała się z Małej Panwi muławka wschodnioamerykańska *Umbra pygmaea*. Oba gatunki należą w naszej ichtiofaunie do incydentalnych, bardzo zależnych od postępowania hodowców ryb (Witkowski i in. 1996; Witkowski 2002). Szansa utrzymania się takich przybyszów w nowych warunkach środowiskowych to już kolejne, istotne zagadnienie do rozważenia.

Celem niniejszego artykułu jest krótkie, uzupełniające omówienie niektórych zagadnień związanych z introdukcją i inwazją zwierząt obcego pochodzenia w Polsce, a zewidencjonowanych i opisanych w części pierwszej niniejszej monografii (Głowaciński i in. 2011). Do postawionych tu zagadnień należą: (1) ogólne scharakteryzowanie procesu napływu i rozprzestrzeniania się gatunków obcych w Polsce, (2) rozpoznanie etapizacji i efektów kolonizacji kraju przez gatunki obce oraz (3) wskazanie mechanizmów sprzyjających tej kolonizacji.

Introdukcja - szczególna szansa inwazji gatunku

Za Levinem (1989) można wyróżnić trzy główne kategorie introdukcji, które są najczęstszą przyczyną inwazji gatunków; są to (1) introdukcje przypadkowe, (2) gatunki sprowadzone dla celów hodowlanych, które później zbiegły z niewoli i (3) introdukcje zamierzone. Nie każdy gatunek obcy wprowadzony czy zawleczony na nowy teren staje się gatunkiem inwazyjnym, jak też nie wszystkie introdukcje przynosiły lokalnej różnorodności biologicznej i gospodarce wyłącznie szkody. Według badaczy tego zagadnienia (np. Holdgate 1986; Williamson i Fitter 1996) sukces kolonizacyjny osiąga niewiele gatunków, a jeszcze mniej staje się na nowych terenach gatunkami inwazyjnymi i szkodnikami. Gatunek, który przybywa do nowego środowiska musi pokonać szereg naturalnych barier i założyć zdolną do szybkiej reprodukcji populację inicjalną. W większości przypadków inwazja zaczyna się od kilku osobników. Jednakże mała populacja założycielska zawsze będzie bliska wyeliminowania z powodów genetycznych, demograficznych i środowiskowych (Shigesada i Kawasaki 1997; zob. także Krzanowska



Rycina 1. Graficzny model procesu wnikania i utrwalania się gatunków obcych introdukowanych i zawleczonych z uwzględnieniem też inwazji spontanicznych jednorocznych i okresowych.

Figure 1. Model of the process of dispersal and establishment of alien species, introduced intentionally or unintentionally, including spontaneous one-year and periodical invasions.

i in. 1995). Pierwsze próby statystycznego oszacowania efektywności introdukcji gatunków obcych doprowadziły do sformułowania tak zwanej reguły dziesiątek (ang. *tens rule*; Williamson i Fitter 1996), która jednak jest oceną tylko orientacyjną, wymagającą jeszcze doświadczalnego sprawdzenia.

Ogólnie rzecz biorąc inwazje występują wtedy, gdy gatunek kolonizuje i utrwała się na terenie, którego wcześniej nie zasiedlał (Shigesada i Kawasaki 1997). W przypadku gatunków obcych świadomie wprowadzonych czy zawleczonych pojęcie „inwazja” umownie ograniczane jest do inwazji biologicznych, wynikających ze złamania przez człowieka barier geograficznych i ekologicznych oddzielających gatunki należące do odrębnych formacji biogeograficznych. Zwykle w definicji tego pojęcia zawarty jest też element agresywności biologicznej, a nawet „szkodliwości” ekologicznej i/lub gospodarczej (Perrins i in. 1992; Genovesi i Shine 2004; zob. także Głowaciński i in. 2011). Najczęściej takie oddziaływanie gatunków obcych sprowadza się do wywołania zaburzeń w lokalnych ekosystemach i wypieraniu niektórych gatunków rodzimych. Opisane w kraju przypadki inwazji choćby norki amerykańskiej *Mustela vison* (Bartoszewicz i Zalewski 2011), trawianki *Perccottus glenii*, amura białego *Ctenopharyngodon idella* (Krzywosz 2000; Witkowski 2010) i raka sygnałowego *Pacifastacus leniusculus* (Śmietana i Strużyński 1996; Śmietana 2011) są na to dobrymi przykładami.

Spośród wykazanych przypadków introdukcji obcych zwierząt około 2/3 gatunków odniosło w Polsce sukces kolonizacyjny. Z tej liczby (ok. 200 gat.) ponad połowa okazała się gatunkami mniej lub bardziej inwazyjnymi (Głowaciński i Pawłowski 2011). Wynika z tego, że sukces kolonizacyjny i skala inwazyjności gatunków w polskiej faunie są wyraźnie większe niż to wynika z założeń „reguły dziesiątek” Williama i Fittera (1996). Także dane przytaczane przez Krebsa (1997), dotyczące introdukcji ptaków na tere-

nach Ameryki Północnej, Europy i Australii, wskazują na niższe wskaźniki udanych kolonizacji niż to wykazano dla całej fauny obcego pochodzenia w Polsce. Porównania takie wymagają jednak krytycznego podejścia, gdyż nigdy nie dowiemy się ile naprawdę prób wprowadzenia obcych gatunków w poszczególnych grupach systematycznych czy ekologicznych miało miejsce w danym obszarze, jak też musimy się liczyć z różnicami w interpretacji pojęcia inwazji czy pełnego sukcesu kolonizacyjnego w sensie „naturalized” czy „established”.

Różne losy introdukowanych gatunków

Etapy i efekty podejmowanych prób kolonizacji terenów Polski przez obce gatunki zwierząt (zob. Głowaciński i in. 2011) można opisać w formie uproszczonego graficznego modelu (ryc. 1). Fakty krajowe potwierdzają znaną już z literatury wiedzę, że gatunki celowo wprowadzone i/lub zawlezione opanowują nowy teren z różnym skutkiem, jakkolwiek brakuje ilościowego opisu tego procesu. Prawdopodobnie większa część gatunków introdukowanych ginie na etapie aklimatyzacji. Część spośród gatunków zwierzęcych wykazuje łagodną ekspansję, część natomiast staje się gatunkami inwazyjnymi, przy tym z definicji biologicznie agresywnymi.

Nie każda więc kolonizacja i inwazja kończyły się za pierwszym razem i trwałym sukcesem. Istnieje pogląd, że udana introdukcja gatunku bywa poprzedzana kilkoma próbami nieudanymi (Krebs 1997), co wcale nie musi być zjawiskiem przeważającym. Przykłady inwazji szpaka *Sturnus vulgaris* w Ameryce Północnej (Lever 1987) i stonki ziemniaczanej *Leptinotarsa decemlineata* w Europie (Nowak 1971; Kałmuk i Pałowski 2011b) należą do podręcznikowych przykładów inwazji ponawianych, ale w końcu bardzo skutecznych.

W co najmniej kilku przypadkach odnotowanych w kraju, z czasem następowało powstrzymanie i regres inwazyjnej dotąd populacji (np. trawianka *Perccottus glenii*, sumik karłowaty *Ameiurus nebulosus*, rak błotny *Pontastacus leptodactylus*, namulek pospolity *Lithoglyphus naticoides*; Kołodziejczyk 2004; Kostrzewska i in. 2004; Witkowski 2009). Można domniemywać, że takie próbujące osiedlić się gatunki okazały się jeszcze zbyt słabo przystosowane do nowego środowiska i przegrywają w konkurencji z gatunkami rodzimymi. Możliwe, że nie wytrzymują presji lokalnych drapieżników czy pasożytów, lub nie oparły się w obszarze kolonizacji nowym czynnikiem limitującym populację, jak np. skażenia chemiczne, zanieczyszczenie wód, osuszenie terenu i zaburzenia klimatyczne. Co ciekawe, spadki populacyjne odnotowywane są nawet w obrębie gatunków wprowadzonych już bardzo dawno po stosunkowo długim czasie adaptacyjnym. Dotyczy to chociażby piżmaka *Ondatra zibethicus*, dzikiego królika *Oryctolagus cuniculus*, czy nawet szczura śniadego *Rattus rattus* (Nowak 1971, 1974; Cichocki 2011c; Okarma 2011; Solarz 2011). Istnieje pogląd, że pierwszy z tych gatunków mógł gdzieś indziej w Polsce ponieść straty pod wpływem wzmożonej presji drapieżnictwa, zwłaszcza ze strony norki amerykańskiej *Mustela vison* i rodzimych łasicowatych. Natomiast na lokalny zanik dzikiego królika najprawdopodobniej złożyło się kilka czynników naraz – przede wszystkim chemizacja rolnictwa, intensywna zwłaszcza w latach 1960-1980 oraz wzrost populacji drapieżników – lisa *Vulpes vulpes*, łasicowatych *Mustelidae*, ptaków krukowatych *Corvidae* oraz wałęsających się psów i kotów domowych. Nie wykluczone też, że spustoszeń mogła tu dokonać myksomatoza (lub inne choroby), o której pisze Elton (1967), jako czynnika sprawczym dotkliwej katastrofy ekologicznej, jaką było wyniszczenie na początku XX wieku populacji dzikich królików w Wielkiej Brytanii. Natomiast przyczyn regresu szczura śniadego można się dopatrywać w przegranej przez niego konkurencji z silniejszym fizycznie i dostosowawczo szczurem wędrownym *Rattus norvegicus*.

W schemat inwazji gatunków obcych w faunie Polski (ryc.1) wpisuje się też grupa gatunków odbywająca co kilka-kilkadziesiąt lat skokowe, zwykle jednosezonowe, niekiedy masowe pojawy niezależne od czynników antropogenicznych. Inwazje te wynikają z przegęszczenia populacji w naturalnych ostojach, wymuszających dyspersję części populacji, zwłaszcza przy ograniczonych tam zasobach pokarmowych. Przykładem tego są cykliczne inwazje na Europę syberyjskich orzechówek długodziobych *Nucifraga caryocatactes macrorhynchos*, krzyżodziobów świerkowych *Loxia curvirostris*, szarańczy wędrownej *Locusta migratoria* i innych mobilnych zwierząt. W Europie Północnej notuje się co pewien czas liczne pojawy i nasiloną dyspersję niektórych sów po tzw. mysich (nornic i norników) latach; dotyczy to np. sowy błotnej *Asio flammeus* i sowy jarzębatej *Surnia ulula* (Risberg 1990; Glue i Korpimäki 1997; Sulkava 1997), gatunków w Polsce występujących bardzo rzadko i jedynie lokalnie.

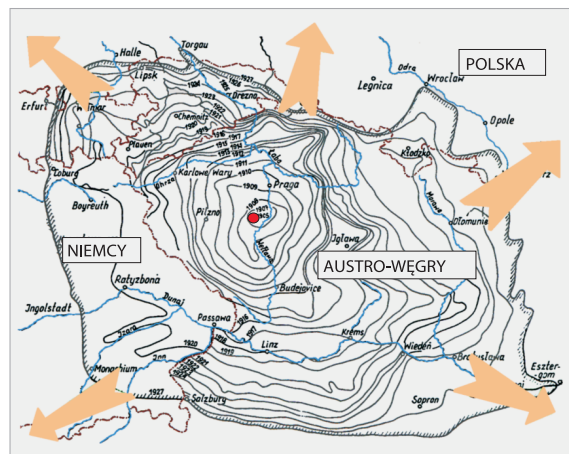
Typy rozprzestrzeniania się introdukowanych gatunków

W przypadku Polski sprawdza się teza Carltona (1996), że większość gatunków nie przybywa nowe tereny wprost z miejsca pochodzenia, lecz z ich otoczenia, z miejsc, w któ-

rych wcześniej dokonano celowej introdukcji lub zawleczenia. Zwykle z takich miejsc następuje wtórna, już samoczynna ekspansja czy inwazja gatunku. Dobrym tego przykładem jest pojawienie się w Polsce choćby szopa pracza *Procyon lottor*, jenota *Nyctereutes procyonoides* i wspomnianego już piżmaka. Ich miejsca introdukcji oraz ogniska ekspansji/inwazji znajdowały się wokół granic Polski, ale też znaczna część innych gatunków rozprzestrzeniła się z miejsc wprowadzenia czy zawleczenia znajdujących się wewnątrz kraju (np. rak sygnałowy *Pacifastacus leniusculus*, stonka kukurydziana *Diabrotica virgifera*).

Rozprzestrzenianie się gatunków z miejsc introdukcji zależy od wielu czynników, m.in. od biologii gatunku, jego dostępności do pokarmu i kryjówek, od ukształtowania terenu, przebiegu sieci wodnej i dolin rzecznych jako najważniejszych korytarzy ekologicznych. Polskie materiały faunistyczne dostarczają przykładów na różne formy zasiedlenia terenu. Schemat rozprzestrzeniania się piżmaka, amerykańskiego gatunku sprowadzonego do Czech na początku XX wieku i wnikającego do państw sąsiednich, jest klasycznym przykładem inwazji typu dyfuzyjnego (*diffusion*), inaczej miarowego „rozlewania się” gatunku wokół centrum wprowadzenia (ryc. 2), którą udało się opisać stosunkowo precyzyjnie, włącznie z podaniem tempa inwazji (Nowak 1971; Shigesada i Kawasaki 1997). Toteż przykład ten przytaczany jest w prawie każdym podręczniku ekologii i zoogeografii traktującym o migracjach i inwazjach gatunków. Podobny, typowo promienisty sposób rozprzestrzeniania się wykazano w Europie Środkowej, w tym i Polsce u motyla szrotówka robiniczka *Phyllonorycter robinella* (Kosibowicz i Pawłowski 2011) i chrząszcza czwalaka dalekowschodniego *Amara majuscula* (Pawłowski 2011a).

W większości przypadków zasiedlanie obszaru Polski z miejsc wprowadzenia czy zawleczenia miało prze-



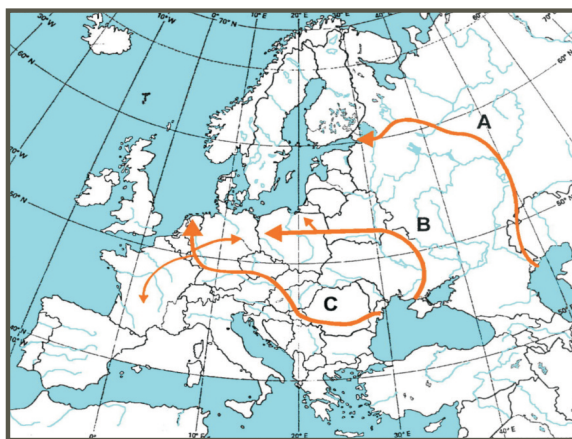
Rycina 2. Ekscentryczne rozprzestrzenianie się piżmaka *Ondatra zibethicus* w Europie w okresie początkowym ekspansji, tj od sprowadzenia do Czech 5 osobników w 1905 r. (czerwony punkt) do roku 1927 (za Eltonem 1967, nieco zmienione). Zwraca uwagę kilkuletnie zatrzymanie się ekspansji na Sudetach.

Figure 2. Eccentric dispersal of *Ondatra zibethicus* in the initial phase of its expansion in Europe i.e., in the period from the introduction of five individuals to Czech in 1905 (red dot) to 1927 (after Elton 1967, slightly changed). Worth of noticing is a few-year stop of the expansion in the Sudety Mts.

bieg bądź to frontalny (np. stonki – kukurydziana i ziemniaczana, rak pręgowaty *Orconectes limosus*, motyle – *Phyllonorycter issikii* i szrotówek kasztanowcowiaczek *Cameraria ohridella*), w znacznej części asymetryczny (np. błonkówka osiec korówkowy *Aphelinus mali*), bądź korytarzowy, podyktowany liniową lub tkankową strukturą przestrzenną siedlisk (np. skorupiaki wodne, ryby z rodzaju babek *Neogobius*). W przypadku niektórych zwierząt wysoce mobilnych (np. chrząszcz wagisz japoński *Cercyon laminatus* sprowadzony w 1957 r. do Niemiec, skąd rozprzestrzenił się na Polskę i kraje Europy Północnej; Pawłowski 2011b), dyspersja miała charakter skokowy (*jump dispersal*), nawiązujący do modelu „kolonii satelitarnych” (*satellite colonies*) Shigesady i Kawasaki (1997). Przeciwnieństwem tego wzorca jest powolne rozszerzanie zasięgu (*secular dispersal*), mierzone setkami lat, które ma charakter zmian tyle antropogenicznych co i naturalnych, ewolucyjnych (Pielou 1979 – za Krebssem 1997). Ten typ rozprzestrzeniania się można w Polsce przypisać myszy domowej *Mus musculus* (Lever 1985; Cichocki 2011a) i niektórym ślimakom (Alexandrowicz i Alexandrowicz 2010).

Mechanizmy i drogi wprowadzania gatunków

Jak już wcześniej wykazano (Głowaciński i Pawłowski 2011), przenikanie gatunków obcych do fauny Polski odbywa się w różnych okolicznościach i wieloma drogami. W rachubę wchodzi tu wszystkie trzy mechanizmy wymienione przez Levina (1989). Dodatkowo należy tu jednak wymienić czwarty, ważny mechanizm rozprzestrzeniania się gatunków wodnych poprzez kanały i sztuczne połączenia do niedawna izolowanych zlewni rzecznych i morskich (np. Jażdżewski 1980; Bij de Vaate i in. 2002; Kostrzewa i in. 2004; Stańczykowska i in. 2010).



Rycina 3. Główne europejskie korytarze wodne, którymi rozprzestrzeniają się gatunki ponto-kaspijskie (Bij de Vaate i in. 2002, nieco zmienione przez Grabowskiego i in. 2005): A - korytarz północno-wołżańsko-bałtycki, B - korytarz centralny-dnieprzańsko-odrzański, C - korytarz południowo-zachodni. Szczegółowe opisy sieci korytarzy i wodnych dróg inwazyjnych w publikacjach Jażdżewskiego (2003), Galila i in. (2007) i Panova i in. (2007).

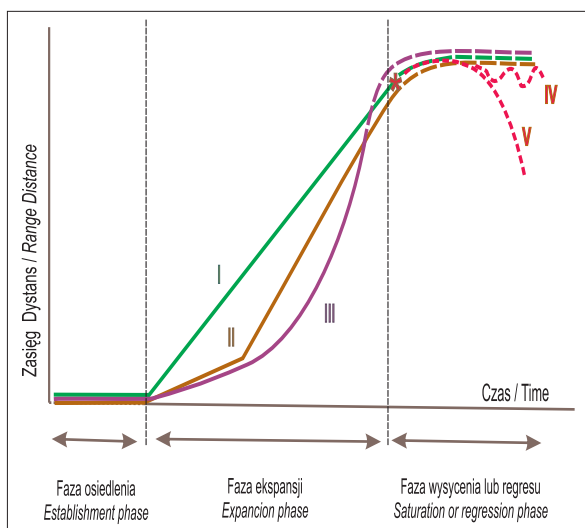
Figure 3. Main dispersal corridors of Ponto-Caspian water species in Europe (Bij de Vaate et al. 2002, slightly changed by Grabowski et al. 2005). A – north Volga-Baltic corridor, B – central Dniepr-Odra corridor, C – south-western corridor. Detailed descriptions of invasion corridors and waterways are found in publications by Jażdżewski (2003), Galil et al. (2007) and Panov et al. (2007).

Jeden z najważniejszych skanalizowanych szlaków wodnych – szlak Dniepru i Prypeci – łączy Polskę z obszarem ponto-kaspijskim, będącym ważnym rejonem „eksportu” m.in. skorupiaków i ryb do środkowej Europy do Bałtyku i wód śródlądowych. Istotne znaczenie ma też wielki szlak wołżański łączący Morza Azowskie i Kaspijskie z Morzem Bałtyckim, jak też południowo-zachodni szlak Dunaju i Renu łączący Morze Czarne z Morzem Północnym (ryc. 3; Kostrzewa i in. 2004; Grabowski i in. 2005; Galil i in. 2007; Panov i in. 2007). System wód połączonych ułatwia rozprzestrzenianie się zwierząt wodnych niemal po całym kraju, co stosunkowo dokładnie wykazano na przykładzie skorupiaków (Jażdżewski i Konopacka 2000, 2002; Bij de Vaate i in. 2002). Tego typu drogami wodnymi rozprzestrzeniają się gatunki nie tylko zawlekane przez statki i inne jednostki pływające (wody balastowe, przewożone produkty i materiały), ale też samoczynnie przenikające tymi szlakami. Część inwazji ma charakter tyle geograficzny co i ekologiczny. Wprowadzenie do pierwotnie bezrybnych stawów tatrzańskich amerykańskiego pstrąga źródlanego *Salvelinus fontinalis* to przykład antropogenicznego złamania obu barier z dotkliwym skutkiem dla lokalnych biocenoz jeziornych (Gliwicz 1963; Witkowski 1996a, b). W przypadku gadów czy ryb nagminnym zjawiskiem staje się wypuszczanie sprowadzonych zwierząt z terrariów i hodowli akwariowych, co szczególnie dotyczy żółwi – czerwoniczego *Trachemys scripta elegans*, stepowego *Testudo horsfieldii*, śródziemnomorskiego *T. graeca* (Mitrus 2007) oraz egzotycznych ryb, np. gupików *Poecilia reticulata*, w dodatku zakazanych tak samo egzotycznymi pasożytami (Niewiadomska i Pojmańska 2004). Także muławkę wschodnioamerykańską *Umbra pygmaea* do wód polskich najprawdopodobniej wypuścili akwaryści (Witkowski i in. 1995). Jednak większość zawleceń ma charakter zupełnie przypadkowy, np. niektóre egzotyczne drobne ryby to prawdopodobnie typowi „pasażerowie na gapę” (trawianka, czebaczek, babka łysa?), którzy dostali się do polskich wód podczas transportu narybku dużych ryb hodowlanych (Witkowski 1996a, 2009; Kostrzewa i in. 1999).

Fazy adaptacji i kolonizacji

Proces kolonizacji nowych terenów przez gatunki introdukowane zwykle na początku jest ledwie zauważalny, w każdym razie nie zaczyna się gwałtownie. Często pierwsze próby utrzymania się przybysza są nieskuteczne lub bywają skutecznie likwidowane (Elton 1958; Nowak 1971). Po kolejnych introdukcjach próby takie są przez dany gatunek ponawiane. Przypadki z Polski na ogół pogląd ten potwierdzają (zob. tom I – Głowaciński i in. red. 2011).

Shigesada i Kawasaka (1997) wyróżniają trzy fazy zajmowania przez gatunek nowego terenu/środowiska; są to: (1) faza założycielska (ang. *establishment phase*), (2) faza ekspansji (*expansion phase*) i (3) faza wysycenia (*saturation phase*; ryc. 4). W modelu cytowanych autorów istotne różnice adaptacji zachodzą dopiero i właściwie tylko w fazie drugiej, w której ekspansja może być (i) linearna, czyli przebiegająca w stałym tempie, (ii) może ona przebiegać dwuetapowo – najpierw w tempie wolnym, później jednostajnie przyspieszonym, prostoliniowym), bądź (iii) przebiega ona według krzywej esowatej. Faza trzecia może być uznawana za fazę względnej stabilizacji populacji ekspandującego gatunku.



Rycina 4. Trzy wzorce (I-III) ekspansji/inwazji gatunków obcych w relacji "range - time" według Shigesady i Kawasaki (1997; dostosowane), różniące się jedynie fazą ekspansji. Wzorzec I przedstawia ekspansję liniową, II - ekspansję liniową dwufazową, III - ekspansję stopniowo wzrastającą w czasie. Przypadki z Polski wskazują, że w fazie wysycenia, oprócz stabilizacji, możliwe są późniejsze przesilenia populacyjne, przejawiające się we fluktuacjach (IV) lub regresie liczebnym kolonizatorów (V).

Figure 4. Three patterns (I-III) of alien species invasions (range-time relation) according to Shigesada and Kawasaki (1997; adapted); differences concern only the phase of expansion. I - linear expansion, II - two-stage linear expansion, III - expansion intensifying with time. Some cases from Poland indicate that at the saturation phase the colonizers' populations may show not only stabilization but also fluctuations in numbers or regress.

Dane z Polski wskazują na przypadki odstępstwa od tej modelowej prawidłowości przypisanej fazie trzeciej. Odnotowywane są bowiem przypadki załamywania się lokalnych lub całych krajowych populacji zwierząt po zdawałoby się w pełni udanej ich inwazji. Przykładowo można wymienić tu w większości wspomniane już gatunki, jak: dziki królik, piżmak, szczur śniady, sumik karłowaty, bas słoneczny *Lepomis gibbosus*, ślimak świderok *Melanoides tuberculatus*, namułek pospolity i rak błotny. W fazie końcowej (III) spotykamy się zatem z możliwością regresu i zaniku gatunku, co można uznać za kolejny wariant kolonizacji, który należałoby uwzględnić w rozpatrywanym modelu. Zachowanie się niektórych inwaderów, jak np. racicznicy zmiennej *Dreissena polymorpha* w niektórych zanieczyszczonych polskich jeziorach (Stańczykowska i Lewandowski 1993; Kołodziejczyk i in. 2010; Stańczykowska i in. 2011) wskazuje, że lokalnie w fazie nasycenia może mieć miejsce fluktuacja liczebności populacji obcego gatunku, co jest również pewnym odstępstwem od przyjmowanych dotąd tendencji w końcowej fazie modelu (ryc. 4). Istnieje też hipoteza o długoterminowych fluktuacjach gatunków, oparta na obserwacjach piżmaka w Polsce (Okarma 2011). W osiedlaniu się na nowych terenach najmniejsze szanse mają gatunki, których populacje założycielskie są małe, tym samym podatne na czynniki losowe i wyeliminowanie przez człowieka.

Antropogeniczne biotopy jako ogniska dyspersji introdukowanych gatunków

Dane krajowe zawarte w niniejszej monografii (Głowaciński i in. 2011), jak też obszerna już literatura światowa (np. Pyšek i in. 2009; Simberloff i Rejmánek 2011.) dowodzą, że praktycznie wszystkie środowiska, typy siedlisk i ekosystemów strefy umiarkowanej znajdują się pod naporem gatunków obcych i są przez nie w różnym stopniu zasiedlane. Ale zdecydowana większość przypadków inwazji, czy to zwierząt czy roślin, ma miejsce w siedliskach przekształconych przez człowieka. Z krajowych materiałów wynika, że poprzez siedliska antropogeniczne i przekształcone przez gospodarkę ludzką obszar Polski kolonizuje co najmniej 90% egzotycznych gatunków zwierząt; są to niejako „bramy wjazdowe”, jak też miejsca adaptacji i rozrodu tych gatunków. Natomiast preferencja kolonizowanych siedlisk zależy od grupy systematycznej i ekologicznej introdukowanych i ekspandujących zwierząt (np. Drake 2009; Pyšek i Pergl 2009). Istnieje zatem pewna grupa gatunków (ok.10% spośród odnotowanych), które wnikają do każdego typu siedliska czy to wodnego czy lądowego. Przykładowo, norka amerykańska, szop pracz czy jenot zdolne są opanować najbardziej zwarte kompleksy leśne i bagienno-leśne, w tym nawet prawie pierwotną, rezerwatową Puszcze Białowieską (Najberek i Solarz 2011).

W Polsce, jak i innych krajach europejskich, spotyka się 3 główne kategorie siedlisk w różnym stopniu ukształtowanych przez człowieka, które sprzyjają inwazjom i stanowią ostoje rozwojowe gatunków introdukowanych, zwłaszcza z obszarów południowych. Należą do nich:

1/ podgrzewane wody przemysłowe (Dolna Odra, Jeziora Konińskie, zbiorniki przemysłowe na Śląsku) i podziemne kanały ściekowe,

2/ szklarnie, cieplarnie, kompostownie i budynki gospodarcze,

3/ składy nasion, owoców i produktów żywnościowych,

4/ wszelkiego rodzaju hodowle, zwłaszcza fermy i stawy hodowlane, także terraria i hodowle akwariowe, skąd przeważnie następują ucieczki zwierząt bądź są one wypuszczone na wolność przez właścicieli. Generalnie rzecz biorąc, są wyraźne podstawy aby powtórzyć twierdzenie, na co szczególnych dowodów dostarczają prace analityczne (np. Andrzejewska i in. 2011), że inwazje zachodzą głównie w środowiskach antropogenicznych i sztucznych, zaś o wiele rzadziej w naturalnych.

W sztucznych bądź półnaturalnych siedliskach sprowadzone czy zawleczone gatunki obcego pochodzenia przechodzą pierwsze próby adaptacji i stąd, w razie powodzenia (wydanie liczego potomstwa w kolejnych pokoleniach), następuje ich dyspersja. Z tego też względu przypadki takie zostały uwzględnione w ewidencjach i opisach gatunków zwierząt introdukowanych i inwazyjnych w Polsce (Głowaciński i in. 2011; Najberek i Solarz 2011).

Zbiorniki i całe systemy wodne z wodą podgrzewaną, jak zwłaszcza system podgrzewanych przez elektrownię ciepłą Jezior Konińskich czy wód podgrzewanych przez elektrociepłownię Dolna Odra są polami doświadczalnymi, miejscami prób zaaklimatyzowania się gatunków termofilnych, pochodzących z obszarów cieplejszych, nierzadko tropikalnych. Przykładowo, w samym tylko systemie Jezior

Konińskich można doliczyć się już kilkadziesiąt ciepłolubnych gatunków, w tym co najmniej 7 gatunków mięczaków, takich jak: *Dreissena polymorpha*, *Physella acuta*, *Menetus dilatatus*, *Melanoides tuberculatus*, *Sinanodonta woodiana*, *Potamopyrgus antipodarum*, *Ferrisia wautieri/clessiniana* (Kraszewski, Zdanowski 2006; Najberek i Solarz 2011; Stańczykowska i in. 2011). Próba aklimatyzacji jednego z takich gatunków – *M. tuberculatus* – najwyraźniej nie powiodła się, ale inne gatunki – jak np. *Ph. acuta*, *C. fluminea* – spotykane są już w wodach polskich o naturalnej termice (np. Stańczykowska i in. 2011).

W wodach sztucznie podgrzewanych utrzymywane są też wybitnie termofilne, południowe gatunki ryb, jak tilapia nilowa *Oreochromis niloticus*, sum afrykański *Clarias gariepinus*, czy pirapitinga *Piaractus brachypomus* (Witkowski 2002; Witkowski i Kotusz 2003). Kilka innych gatunków ryb, jak np. amur biały *Ctenopharyngodon idella*, tołpyga pstra *Aristichthys nobilis* i tołpyga biała *Hypophthalmichthys molitrix*, wprawdzie znoszą niską termikę śródlądowych wód krajowych, jednak nie są w stanie się w nich rozmnażać. Własności fizyko-chemiczne wód, zwłaszcza ich termika, jak dotychczas, są skuteczną barierą ograniczającą rozród i samoczynne rozprzestrzenianie się niektórych introdukowanych gatunków ryb i innych zwierząt wodnych z obszarów cieplejszych, zwłaszcza podzwrotnikowych.

Klimat należy do podstawowych czynników wpływających na powodzenie inwazji (Williamson 1996). Środowisko wodne może jednak znacznie neutralizować oddziaływanie ostrego klimatu, toteż pojawianie się w polskich szerokościach geograficznych pewnych gatunków wodnych względnie południowego pochodzenia bywa nieprzewidywalne. Przykładowo takie gatunki jak *Dreissena polymorpha*, *Cercopagis pengoi*, *Neogobius melanostomus* – wszystkie z regionu ponto-kaspijskiego – opanowały już niemal cały Bałtyk (np. Nummi 2001).

Mechanizmy wpływające na sukces inwazyjny

Przegląd gatunków, które odniosły sukces kolonizacyjny w Polsce pozwala stwierdzić, że sukces ten dotyczy głównie tych taksonów, u których dobór naturalny premiuje wysoką reprodukcję, czyli – zgodnie z koncepcją strategii życiowych typu r i typu K (MacArthur i Wilson 1967; Pianka 1970) – należących do tzw. r-strategów, inaczej generalistów.* Jak wiadomo, gatunki te – poza wysoką rozrodczością – na ogół odznaczają się małymi rozmiarami ciała, dużą plastycznością ekologiczną, krótkimi cyklami rozwojowymi i niską wrażliwością na stresy. Cechy te można przypisać gatunkom inwazyjnym nie tylko obcym (Andrzejewska i in. 2011).

Inwestowanie w szybką i wysoką reprodukcję gatunku jest cechą pierwszorzędą i decydującą o sukcesie inwazyjnym. Wśród zwierząt wyższych najlepszym tego przykładem są gryzonie – mysz domowa, szczur wędrowny i śniady. Wysoki wskaźnik rozrodczości gatunku daje duże szanse na opanowanie przez niego nowych terenów i nisz ekologicznych, nawet gdy strategia ta okupiona jest przez

* Teoria doboru typu r i K jest ostatnio krytykowana (Stearns 1977; Łomnicki 1988, 1995; Weiner 1999), proponuje się alternatywne koncepcje adaptacji gatunków (zob. teoria optymalizacji historii życiowych pod wpływem działania doboru naturalnego - Kozłowski 1980, 1992), jednak dla wielu ekologów pozostaje ona nadal inspirującym poglądem na ewolucyjne strategie życiowe. [ZG]

inwazyjny gatunek wysoką śmiertelnością (selekcja typu r).

Intensywny rozwój populacji ma silny związek ze sposobem rozmnażania się gatunku. Np. pochodzący z Chin (i innych rejonów Dalekiego Wschodu) karaś srebrzysty *Carassius auratus gibelio* **ma zdolności dzieworódzce (rozmnażanie partenogenetyczne, gynogenetyczne)**. Uzyskane z niezaplodnionych jaj potomstwo tego karasia składa się prawie wyłącznie z osobników płci żeńskiej. Niezależnie od tego gatunek ten może się rozmnażać z udziałem obu płci, jak też wchodzić w kontakt rozrodczy (gynogenezą) z karpem *Cyprinus carpio* (też gatunek sprowadzony) i niektórymi innymi rybami karpiołowatymi *Cyprinidae* (Szczerbowski 2000; Kotusz 2011; Witkowski 2011b). Sprawia to, że karaś srebrzysty, poprzez zawlekanie, łatwo się rozmnaża i pojawia masowo, toteż opanował w Polsce wiele stawów rybackich i jezior, tworząc tzw. chwast rybi, stwarzający konkurencję pokarmową dla ryb ważnych gospodarczo. Próby powstrzymania jego inwazji wydają się beznadziejne.

Partenogenetyczne rozmnażanie, zwłaszcza gdy jest ono dla gatunku rozmnażaniem alternatywnym i sukces kolonizacyjny ślimaka wodnego – wodożytki nowozelandzkiej *Potamopyrgus antipodarum* (Strzelec i Krodkiewska 1994; Strzelec 2011) oraz wioślarki kaspijskiej *Cercopagis pengoi* (Leppäkoski 2001; Grabowski 2011). Ten drugi gatunek aseksualnie rozmnaża się latem, w wodach cieplejszych (z jaj wylęgają się tylko osobniki żeńskie), natomiast w chłodniejszych rozmnaża się płciowo. W niekorzystnych warunkach życiowych samice wioślarek zaczynają produkować potomstwo męskie, prowadząc w konsekwencji do równoczesnego pojawienia się obu płci i zapłodnień. Wykluwanie się młodych z jaj może następować po kilku latach. Takie wielowariantowe i komplementarne rozmnażanie się sprawia, że nawet z małego stanu rozrodczego populacja może bardzo szybko wzrosnąć (Leppäkoski 2001).

Natomiast **obojnaczy system rozmnażania się (hermafrodytyzm)** okazał się bardzo sprzyjający niezwykle szybkiemu zasiedleniu w latach 80. XX w. Morza Czarnego, następnie M. Kaspijskiego, a ostatnio (2007 r.) także wód Bałtyku przez żebroplawa *Mnemiopsis leidyi* (Sapota 2011). Jest to przykład gatunku o nieprawdopodobnym tempie rozmnażania się, jako że przez kilka miesięcy rozrodczych codziennie samice produkują tysiące jaj, których zapłodnienie nie wymaga partnera. Wielki potencjał rozrodczy wykazuje również pąkla bałtycka *Balanus improvisus*, która jest zwierzęciem obupłciowym, ale też może podlegać samozapłodnieniu. Gatunek ten w Bałtyku wydaje dwa pokolenia w roku i łatwo się rozprzestrzenia (Jurasz 2011). Hermafrodytyzm zwiększa również sukces reprodukcyjny szczeżui chińskiej (Kraszewski i Zdanowski 2011). W warunkach słabej presji lokalnych konkurentów i drapieżników prowadzi to do wybuchu demograficznego w populacji obcego przybysza.

Znaczący jest również **krótki cykl rozrodczy** gatunku, czego dobrym przykładem jest szybko rozprzestrzeniający się w Europie amerykański rak *Procamburus clarkii* (Drake 2009). Badania inwazyjności bezkręgowców na poziomie ekosystemów również wskazują, że długość cyklu życiowego gatunków może mieć istotne znaczenie w kolonizacji terenów zmienionych przez człowieka. W każdym

razie cykl życiowy – wykazany przykładowo w takich grupach bezkręgowców, jak (glebowe) nicienie *Nematoda*, (roślinnożerne) owady równoskrzydłe *Homoptera*, (drapieżne) pająki *Araneae* – w warunkach polnych jest znacznie krótszy niż np. w lasach naturalnych (Andrzejewska i in. 2011).

Ponadto okazuje się, że niektóre obce i zawlezione skorupiaki z rzędu obunogich *Amphipoda*, nie tylko że krzyżują się między sobą (np. *Gammarus tigrinus* z *Pontogammarus robustoides* i innymi skorupiakami), ale wykazują też wyraźnie korzystniejsze dla siebie różnice w behawiorze rozrodczym w porównaniu z rodzimymi. Różnice te polegają na tym, że obce gatunki skorupiaków, jak *Chaetogammarus ischnus* czy *Pontogammarus robustoides*, w polskich wodach okazały się **wielopokoleniowe (iteroparyczne)**, podczas gdy gatunki rodzime wydają najczęściej jedno pokolenie (semelparyczne), rzadziej dwa i mają tendencję do wydłużania cyklu życiowego. Przy tym wykazano, że samice obunogów inwazyjnych w Polsce produkują przeciętnie więcej jaj przypadających na miot niż niektóre rodzime (Konopacka 1988; Konopacka i Jesionowska 1995; Bącela i Konopacka 2005). W konkurencji faworyzowane są zatem szybciej rozmnażające się populacje obce, które mogą wypierać i prawdopodobnie wypierają rodzime, o niższych wskaźnikach dostosowawczych (*fitness*).

Niektóre drobne ryby, jak np. babkowate *Gobiidae*, liczne potomstwo osiągają poprzez strategię porcjowego tarła, co zwiększa szanse przeżycia ikry i narybku w zmiennych warunkach środowiskowych. Szanse te u babek, jak również trawianki czy czebaczka *Pseudorasbora parva*, podnosi zdolność ukrywania ikry (np. w muszlach małży) i sprawowanie opieki samca nad potomstwem (Kostrzewa i in. 2004; Witkowski 2011c).

Wysoką rozrodzością, a przy tym i **plastycznością ekologiczną** odznaczają się także niektóre wprowadzone do Europy gatunki kręgowców, jak chociażby szczur wędrowny, mysz domowa, norka amerykańska i bernikła kanadyjska *Branta canadensis*. Zwłaszcza szczur, gatunek poliestralny (wielorujowy, rozmnażający się ciągle) wydaje w roku kilka nowych pokoleń i zasiedla szerokie spektrum siedliskowe. Pokolenia ciągle wydają też myszy (Macholàn 1999; Cichocki 2011a,b). Natomiast norka amerykańska, mimo że nie rozmnaża się w tempie gryzoni, na nowych terenach szybko opanowała niszę ekologiczną zwolnioną przez zanikającą norkę europejską *Mustela lutreola* (która w dodatku jest słabszą konkurencyjnie od wprowadzonej), będąc przy tym drapieżnikiem uniwersalnym i silnie oddziałującym na biocenozę.

Model ciągłego, wielopokoleniowego rozmnażania się gatunku (np. Krebs 1997) daje spotęgowane efekty gdy wsparty jest dodatkowymi cechami przystosowawczymi. Spektakularnym przykładem jest tu ropucha olbrzymia (inaczej aga) *Bufo marinus* – gatunek południowoamerykańskiego płaza, którego niefrasobliwie introdukowano w obszar Antypodów – m.in. do północnej Australii (1935 r.). Na zajmowanych terenach tego kontynentu ropucha olbrzymia rozmnaża się bez ograniczeń, a przy tym praktycznie nie ma tam naturalnych wrogów (przed intruzami chroni ją toksyczna wydzielina z grzbietowych gruczołów), toteż w niektórych rejonach inwazyjnych występuje wręcz masowo. Ropucha ta zawdzięcza swój niebywały sukces kolonizacyjny jeszcze innym, dodatkowym

cechom: w strefie łagodnego klimatu (jest zwierzęciem poikilotermicznym, któremu można wyznaczać klimatyczne granice zasięgu; Beurden 1981 – za Krebssem 1997), łatwo adaptuje się do nowych warunków środowiskowych, a przy tym jest wyjątkowo duża (długość ciała do 25 cm, waży do 2 kg) i agresywna.

Cechą sprzyjającą w utrzymaniu się gatunków na nowych terenach jest też ich **oportunizm pokarmowy** – szeroka dieta i łatwość korzystania z pokarmu jaki w danym środowisku jest najbardziej dostępny. Za tą tezą (choć wśród inwazyjnych gatunków trafiają się też zwierzęta monofagiczne) przemawiają liczne przykłady z Polski, jak zwłaszcza przykład norki amerykańskiej, jenota, szopa pracza, szczurą wędrownego, trawianki i babki łysej *Neogobius gymnotrachelus*. Są to też gatunki o wysokich zdolnościach migracyjnych (np. czerwony rak Luizjański *Procambarus clarkii*, mrówka argentyńska *Linepithema humilis*) i łatwe do przenoszenia w różnych stadiach rozwojowych (np. afrykańska mucha owocowa *Ceratitis capitata*). Taki gatunek, jak np. ryba trawianka, odznacza się nie tylko przystosowaniem do zmiany diety, ale jest też odporna na zmiany warunków siedliskowych. Dobrze znosi deficyty tlenowe, może występować w niewielkich zbiornikach wodnych, które latem wysychają, a zimą przemarzają. Ryby te są w stanie przetrwać takie okresowe niekorzystne warunki dzięki zdolności zagrzebywania się w mule i przystosowaniom fizjologicznym. Po wypełnieniu się zbiornika wodami opadowymi znów powracają do normalnego życia (Kostrzewa i in. 1999).

Znaczący wpływ na sukces inwazyjny ma również **odporność organizmów na środki chemiczne, zdolność wytwarzania przez nie form odpornościowych** na stosowane pestycydy, jak też łatwe przerzucanie się na żywicieli zastępczych w przypadku braku żywiciela podstawowego. Najlepszym tego przykładem jest stonka ziemniaczana, która – poza dużą odpornością na pestycydy bynajmniej nie okazała się ścisłym monofagiem.

Wpływ hybrydyzacji

Historia introdukcji i inwazji gatunków pełna jest przykładów krzyżowania się gatunków czy populacji obcych z rodzimymi (np. Goodman i in. 1999; Brylińska 2000; Witkowski 2011d), jednak badania konsekwencji biologicznych tych krzyżowań ciągle należą do rzadkich. Tymczasem wiadomo, że prawdopodobieństwo wyginięcia gatunku związane jest nie tylko z wypieraniem gatunku rodzimego przez inwazyjny na zasadzie konkurencji, ale również ze względu na introgresję obcych genów, mająca z reguły miejsce w przypadku krzyżowania się spokrewnionych gatunków (Levin i in. 1996; Rhymer i Simberloff 1996). Zjawisko hybrydyzacji jest znacznie częściej stwierdzane i lepiej poznane wśród roślin (np. Jalas 1961 – za Nummi 2001; Pyšek i Pergl 2008) niż w świecie zwierząt. Jednakże szybki rozwój genetyki populacyjnej i molekularnej pozwala przypuszczać, że wkrótce poznamy pełniej skalę i skutki hybrydyzacji również w faunie oraz lokalnych ekosystemach, w tym także polskich (Konoński 2003).

W przypadku dużych różnic w dostosowaniu pomiędzy konkurującymi gatunkami mamy do czynienia z przyspieszeniem procesu doboru naturalnego i nawet przy niewielkich początkowych liczebnościach nowego gatunku może dojść do szybkiego utrwalenia preferowanego

genotypu i jednoczesnej eliminacji genotypu rodzimego (Kondrashov 1992). Jeżeli gatunki mogą się krzyżować, w wyniku czego powstaje płodne potomstwo, może dojść do introgresji, czyli wprowadzenia do rodzimej populacji obcych alleli, a więc powstania nowych, rzadkich genotypów. Dzięki krzyżówkom wstecznym z przedstawicielami jednego z gatunków rodzicielskich lub między hybrydami, dochodzi do szybkiego rozprzestrzenienia nowopowstałych genotypów. W sprzyjających warunkach, wysoki współczynnik selekcji obcych alleli będzie jednocześnie powodował szybsze zastępowanie rodzimych alleli obcymi, co w ostateczności doprowadzi do całkowitego zastąpienia rodzimej populacji przez gatunek inwazyjny (Huxel 1999). Hybrydyzacja i introgresja może zagrozić istnieniu gatunku szczególnie wtedy, gdy mieszańce wykazują efekt heterozji lub mają wyższe dostosowanie w środowisku zmienionym przez człowieka (Rafiński 1995). Przykładowo, badania Echelle i Conor (1989) wskazują, że wprowadzeniu karpieńca zmiennego *Cyprinodon variegatus* do siedliska innego karpieńca, *Cyprinodon pecosensis*, spowodowało całkowitą eliminację czystego genotypu rodzimych osobników tej drugiej, endemicznej ryby.

W wyniku krzyżowania się populacji obcych z rodzimymi mogą powstawać mieszańce o niższym dostosowaniu, upośledzonych w wyniku tzw. depresji mieszańcowej (*outbreeding depression*). Zwykle upośledzenie to przejawia się obniżoną kondycją i przeżywalnością potomków. Krzyżowanie się osobników z uprzednio izolowanych populacji może też prowadzić do mieszańców wykazujących heterozję, czyli ukazujących w pokoleniu F1 wyjąte cechy, w tym intensywny rozwój postnatalny i podwyższoną żywotność. Efekt heterozji ulega „rozmyciu” w dalszych pokoleniach mieszańców (F₂, F_n), jeśli tylko mają one miejsce, a w wyniku wstecznych krzyżowań fenotypy wracają do gatunków wyjściowych lub któregoś z tych gatunków. Można to stwierdzić u płodnych mieszańców, np. kuny leśnej *Martes martes* i sobola *Martes zibellina* (Ruprecht 1993, 2004). Hybrydyzacja bliskich sobie i nie w pełni wykształconych gatunków na obszarach ich krzyżowania się może prowadzić do powstrzymania lub nawet cofnięcia specjacji i – w konsekwencji – strat w różnorodności biologicznej. W pewnych jednak przypadkach, zwłaszcza u ryb (np. Brylińska 2000), w wyniku poliploidyzacji krzyżowanie się form może prowadzić do przyspieszonej specjacji.

Z jakim skutkiem może się zakończyć hybrydyzacja odrębnych populacji poucza nas przykład ze wspomnianymi wcześniej pszczołami krzyżowanymi w Brazylii. W Polsce, jak na razie, tak drastycznych przypadków w faunie w nie odnotowano, jakkolwiek takie zagrożenia istnieją. Od pewnego czasu do Polski sprowadza się z krajów zachodnich, zwłaszcza Holandii, trzmiele *Bombus* spp. wyhodowane w sztucznych warunkach – służące jako zapylacze roślin szklarniowych. Import tych wyspecjalizowanych, ważnych ekologicznie i gospodarczo zapylaczy grozi trudnymi do opanowania krzyżowaniami, które mogą prowadzić do utraty przez populacje rodzime swej odrębności genetycznej i zdolności przystosowawczych. W ochronie przyrody, a do pewnego stopnia i w gospodarce liczy się też bowiem ochrona lokalnych pul genetycznych należących do odrębnych form (podgatunków) danego gatunku.

Interakcji międzypopulacyjnych trzmieli, tak sprowadzonych jak i miejscowych, jak się wydaje w Polsce nie badano, ale import tych zapylaczy do kraju bynajmniej nie wygasł. Problem z introdukowanymi zapylaczami mają już m.in. Skandynawowie. Ostatnio importowali oni w dużych ilościach trzmieła ziemnego *Bombus terrestris*, używanego do zapylania pomidorów i innych roślin szklarniowych, który zdominował skandynawskie populacje trzmieli stwarzając ryzyko niepożądanych krzyżówek (Dafni i Schmida 1996; zob. także Gederaas i in. 2007).

W Polsce szczególnie dużo przypadków hybrydyzacji obserwuje się wśród kongenerycznych gatunków ryb (Brylińska 2000). Masowe krzyżówki międzygatunkowe stwierdzono np. w jeziorach gdzie występowała sieja *Coregonus lavaretus* i do których sprowadzono syberyjską pelugę *C. peled*. Według Mamcarza (1986, 1992 – za Witkowskim 2011d) aż w 70% jezior mazurskich z sieją i zarybionych pelugą pojawiły się liczne mieszańce. Jak już wcześniej wspomniano, w gynogenetyczne krzyżówki z natywnymi i sprowadzonymi karpiołowatymi *Cyprinidae* wchodził pospolicie karaś srebrzysty. Próby powstrzymania tych procesów u ryb są bezcelowe i skazane na niepowodzenie. Różne hybrydy, powstałe w warunkach naturalnych i hodowlanych, wykazano także w rodzinie jesiotrów *Acipenseridae*; np. krzyżówka białugi *Huso huso* (gatunek rejonu adriatycko-kaspijskiego) ze sterletem *Acipenser ruthenus* (gat. rzeczny występujący od basenu M. Czarnego po baseny M. Białego i Karskiego) daje płodne mieszańce zwane besterami. Mieszaniec ten (*bester*) dał początek kilku innym liniom hodowlanym, w tym także hybrydom zwrotnym (Kolman 2000). Introdukcje te mogą stanowić pewne genetyczne zagrożenie dla podejmowanej w kraju restytucji jesiotra ostronosgo *Acipenser oxyrhynchus* – gatunku atlantyckiego, historycznie związanego również z hydrologicznym systemem Morza Bałtyckiego, a dotychczas mylnie identyfikowanego jako jesiotr zachodni *A. sturio* (Kolman i Kapusta 2008).

Dość liczne już badania morfologiczne i genetyczne, prowadzone nad żbikami *Felis silvestris* szkockiej populacji, wskazują ewidentnie na krzyżowanie się (*interbreeding*) tego zagrożonego gatunku z kotem domowym *F. silvestris catus* (French i in. 1988; McOrist i Kitchner 1994; Beaumont i in. 2001). Jakkolwiek krzyżowanie się osobników tych taksonów nie zostały potwierdzone przez badania genetyczne populacji włoskich (Randi i Ragni 1991), to jednak trudno przypuszczać aby badania te obrazowały rzeczywisty stan genetyczny żbika w całym jego areale południowoeuropejskim. Istnieje pogląd, że hybrydyzacja żbika z kotem domowym to proces już od dawna trwający, odkąd tylko obie formy zaczęły występować sympatrycznie (Sumiński 1962; Daniels i in. 1998). Jednak nasilenie hybrydyzacji szkockich żbików i tamtejszych kotów domowych miało miejsce na początku XX stulecia, gdy liczba żbików dramatycznie zmalała wskutek tępienia zwierzęcia i niszczenia jego siedlisk, a wzrosła populacja kotów. Nie ma nawet pewności, że czysta (*pure*) forma żbika jeszcze w Szkocji występuje (French i in. 1988). Z badań wynika, że w puli genetycznej żbików zaznaczają się śladowe efekty wcześniejszych introgresyjnych krzyżówek z kotem domowym (Beaumont i in. 2001).

Krzyżowanie się żbika ze zdziczałym kotem domowym w Polsce jest dostatecznie udowodnione (Sumiński 1962), chociaż brakuje ustalenia genetycznego efektu tych krzyżowań. Prawdopodobnie prowadzą one do płodnych mieszańców i tym samym do „erozji” genetycznej i utraty odrębności obu gatunków. Żbik, przez swą niską liczebność, rozproszenie i rzadkość ma w polskich ostojach utrudniony kontakt z płcią odmienną swego gatunku (prawdopodobny wpływ reguły Allee’go, 1938), toteż zapewne dlatego często kojarzy się zastępczo z pospolitym kotem domowym (Sumiński 1962). Hybrydyzacja prowadzi do „rozmywania” jego puli genowej i powstrzymywania specjacji toteż uważana jest (McOrist i Kitchner 1994) za główne zagrożenie żbika.

Wykazano też swobodne krzyżowanie się dwóch pokrewnych gatunków jeleni: sprowadzonego z Dalekiego Wschodu jelenia sika *Cervus nippon* i jelenia europejskiego *C. elaphus*. Co ważne mieszańce obu gatunków są płodne (Goodman i in. 1999; Konopiński 2003); złamanie barier w przepływie genów często prowadzi do gwałtownej introgresji i tym samym do wymieszania cech genetycznych i fenotypowych tych gatunków. To samo dotyczy gęsi gęgawy *Anser anser* i introdukowanej do Europy, ławko kojarzącej się z gęgawą bernikli kanadyjskiej. Nie ma jednak dostatecznych dowodów potwierdzających tezę, że powstałe tu mieszańce mogą się płodnie krzyżować (zob. Głowaciński i Solarz 2011). Płodne potomstwo dają krzyżówki żubra *Bison bonasus* z bliskim mu bizonem amerykańskim *B. americanus* (Pucek 2004). Sprawia to, że w strefie restytucji żubra, zapobiegawczo nie dopuszcza się do tworzenia wolnych stad bizonów. Narastającym problemem tak w Polsce, jak i innych krajach europejskich jest krzyżowanie się zwierząt domowych z ich dzikimi odpowiednikami. Oprócz kota domowego i żbika dotyczy to np. świni domowej *Sus scrofa domestica* i dzika *Sus scrofa*, czy udomowionej świni wietnamskiej z dzikiem. Podobne przypadki hybrydyzacji zdarzają się u psa *Canis lupus familiaris* i wilka *C. lupus* (Nummi 2001).

Przełamanie izolacji genetycznej naraża gatunki na utratę ich odrębnych cech morfologicznych i przystosowań nabytych w toku ewolucji. Hybrydyzacja, wprowadzająca kompozycję obcych alleli do puli genetycznej drugiego gatunku, może otwierać nowe kierunki ewolucji – uruchamia proces, któremu zawsze towarzyszy element nieprzewidywalności.

Nawet gdy mieszańce nie są płodne (brak introgresji) i tworzą ewolucyjnie ślepią uliczkę, krzyżówki międzygatunkowe dla dziko żyjących populacji są szkodliwe ze względu na utratę cennych gamet „inwestowanych” w bezpłodne mieszańce. Przykładem tego jest krzyżowanie się w Polsce sprowadzonego z południowej Azji bażanta *Phasianus colchicus* z coraz rzadszym i ginącym cietrzewiem *Lyrurus tetrix* (Kamieniarski i Szymkiewicz 2001). Zasadniczo w grę wchodzi tu konkurencja kogutów bażanta o samice rodzimego cietrzewia (Tomiałojć i Stawarczyk 2003).

Inne oddziaływania introdukowanych gatunków

Tak jak to twierdzą autorzy podobnych opracowań (np. Weidema 2000; Nummi 2001), oddziaływanie gatunków inwazyjnych sprowadza się do kilku czynników. Oprócz

- (1) hybrydyzacji, są to przede wszystkim:
- (2) roślinożerność (żeranie roślin lub ich części),
- (3) drapieżnictwo,

- (4) konkurencja,
- (5) strukturalne zmiany biocenotyczne i siedliskowe
- (6) pasożyty i choroby.

Wpływ gatunków obcych roślinożernych na ekosystemy w Polsce zaznacza się szczególnie wyraźnie wśród owadów i ślimaków lądowych. Rola stonki ziemniaczanej, stonki kukurydzianej, szrotówka kasztanowcowiaczka i licznie występujących ślimaków nagich, zwłaszcza ślimaka luzytańskiego *Arion lusitanicus* jest powszechnie znana i opisana (zob. Kałmuk i Pawłowski 2011a, b; Kosibowicz i Pawłowski 2011; Stworzewicz 2011). W Polsce wśród kręgowców czynnikiem ten w istotnym stopniu dotyczy właściwie tylko roślinożernych ryb – amura białego i tołpyg. Amur jest bardzo żarłoczną rybą, efektywnym konsumentem roślinności naczyniowej, toteż jest w stanie skutecznie oczyścić z niej zbiorniki i nizinne ciekły wodne. Zarazem doprowadza do wzrostu eutrofizacji wód, a zmieniając strukturę siedliska i pożerając uzupełniająco inne, nie tylko rośliny organizmy może powodować obniżenie różnorodności biologicznej zbiorników wodnych (Opuszyński 1972, 1979; Krzywosz i in. 1980; Mastyński i in. 1987; Witkowski 1989, 2011a,d; Krzywosz 2000a). Natomiast fitofagiczne tołpygi żerują zasadniczo na planktonie, i to tak roślinnym jak i zwierzęcym, uruchamiają zjawiska kaskadowe, przez co ich rola w krajowych ekosystemach wodnych jest niejednoznaczna, budząca kontrowersje (Krzywosz 2000b). Jeśli chodzi zaś o troficzny wpływ sprowadzanych dużych roślinożerców, jakimi są ssaki kopytne, to w skali kraju jest on raczej mało istotny (stosunkowo niewielka skala introdukcji), praktycznie niezauważalny na tle oddziaływania roślinożerców rodzimych.

Wpływ gatunków obcych drapieżnych na krajowe biocenozy zaznacza się jeszcze bardziej wyraźnie niż obcych fitofagów. Dotyczy to zarówno siedlisk lądowych, jak i wodnych. Pojawienie się w Polsce norki amerykańskiej, jenota i szopa pracza – trzech bardzo skutecznych drapieżców o zbliżonych niszach ekologicznych – spowodowało wyraźne już zmiany strukturalne w lokalnych zoocenozach, zwłaszcza leśnych i wodnych (Bartoszewicz 2003a, b; Brzeziński i Marzec 2003; Zalewski i Bartoszewicz 2011). Pośrednio zmianami tymi objęte też zostały inne komponenty biocenotyczne. Nie ulega wątpliwości, że za tym postępują jeszcze bliżej niezbadane i nieudokumentowane (choć dostrzegane przez ekologów terenowych) funkcjonalne zmiany w populacjach i ekosystemach rodzimych. Pomijając w tym miejscu fakt, że gatunki te są roznośicielami specyficznych pasożytów i chorób, troficznie wpływają one na stan swych ofiar, będąc typowymi oportunistami pokarmowymi, korzystającymi z szerokiej skali gatunkowej ofiar (Bartoszewicz 2003b; Brzeziński i Marzec 2003; Sidorovich i in. 2008). Wyszczególnione drapieżniki można uznawać za gatunki kluczowe, inaczej zwornikowe (*keystone species*) zdolne nie tylko do ograniczania i wpływania na regulację populacji ofiar, ale też uruchamiania w ekosystemach procesów kaskadowych. Do drapieżnych należą też niektóre obce gatunki ryb, jak np. sumik karłowaty, trwianka, pstrąg tęczowy *Oncorhynchus mykiss* i bass słoneczny. Większość z tych gatunków występuje w Polsce tylko lokalnie i – jak się wydaje – w warunkach polskich nie odgrywa istotnej roli biocenotycznej.

Wiele bardzo inwazyjnych gatunków drapieżnych stwierdza się wśród zwierząt wodnych planktonowych. Należą do nich przede wszystkim żebroplaw *Mnemiopsis leidyi* i kaspijski kielż *Dikerogammarus villosus* – gatunki, które ostatnio opanowały przybrzeżne wody Bałtyku i przyujściowych odcinków polskich rzek (Jażdżewski 2011; Sapota 2011). Są to gatunki wyzerające inne zwierzęta planktonowe, w tym także ikrę i narybek, tym samym w warunkach masowego występowania narażają akweny na drastyczne zmiany biocenotyczne i straty gospodarcze. Zawleczenie północnoatlantyckiego żebroplawa *Mnemiopsis leidyi* do Morza Czarnego, gdzie – wystąpił masowo – spowodowało ogromne zmiany w biocenozach morskich i straty w gospodarce rybackiej. Mamy tu klasyczny przykład poważnej katastrofy ekologicznej w środowisku morskim, spowodowanej przez drobnego drapieżnika planktonowego przemieszczonego z innej krainy biogeograficznej. W strefie bentonicznej natomiast ważnym drapieżnikiem jest babka bycza, wyjadająca organizmy tworzące bentos w obrębie zatok, zalewów i przybrzeżnych wód Bałtyku (Skóra 2011). Inna rzecz, że sama babka stanowi ważne ogniwo w sieci troficznej przybrzeżnych wód morskich i w przepływie energii przez ekosystem morski.

Oddziaływanie troficzne obcych gatunków roślinożernych czy drapieżników prowadzi w konsekwencji do wytworzenia konkurencji pokarmowej względem organizmów rodzimych. Ta **konkurencyjność** zaznacza się szczególnie w środowisku wodnym, gdzie zasoby – zwłaszcza pokarmowe – są najbardziej ograniczone. Niemal wszystkim inwazyjnym gatunkom ryb, skorupiaków czy mięczaków wodnych przypisuje się negatywny lub potencjalnie negatywny wpływ na populacje rodzime z uwagi na konkurencję pokarmową. Konkurencja nie odnosi się tylko do zasobów pokarmowych. Polega też ona na lepszym wykorzystaniu kryjówek, tarlisk i nisz siedliskowych pozwalających gatunkowi osiągnąć sukces rozwojowy. Np. takie egzotyczne gatunki jak mandarynka i karolinka – kaczki gnieźdzące się w dziuplach, stwarzają konkurencję o miejsca lęgowe dla rodzimych dużych dziuplaków, do jakich należy chociażby gągoł *Bucephala clangula* czy lokalne gatunki trzczy *Mergus* sp. Konkurencja u ryb to również wyniszczanie siedlisk rozrodowych konkurenta, wyzeranie ikry, larw i młodych rybek. Tego typu konkurentem jest np. amur biały i oba sprowadzone do kraju gatunki tołpyg (Witkowski 2011a, d). Konkurencyjne oddziaływanie może też polegać na większej odporności na infekcje i choroby. Np. współwystępowanie rodzimego raka szlachetnego *Astacus astacus* i obcego, sygnałowego *Pacifastacus leniusculus* z reguły kończy się wyparciem tego pierwszego (Śmietana i Strużyński 1996), co można wiązać z większą odpornością raka sygnałowego na dżumę raczą.

Konkurencja między gatunkami lądowymi w Polsce wydaje się łagodniejsza, w każdym razie dotyczy to ssaków kopytnych. Stan populacyjny sprowadzonych jeleniowatych *Cervidae* w kraju jest raczej niewielki, są one rozmieszczone lokalnie, toteż problem konkurencji z rodzimymi jeleniowatymi jest praktycznie niezauważalny. Jedyne w przypadku licznie sprowadzonych i wyhodowanych danieli (wg GUS 2009 – w 2007 i 2008 r. wykazano w Polsce 15432 i 20667 osobników) gdzieśgdzie mogą wystąpić przejawy konkurencji. Silniejszej konkurencji można się natomiast dopatrywać w grupie średnich drapieżników – jęnoty, szopa pracza, norki amerykańskiej, których nisze

ekologiczne w znacznej mierze nakładają się na siebie, tak jak nakładają się na nisze drapieżników krajowych – lisa *Vulpes vulpes* i borsuka *Meles meles*, w mniejszym stopniu wydry *Lutra lutra*. W silnej konkurencji pozostają względem siebie naturalne wikarianty, jakimi są norka europejska i norka amerykańska (Sidorovich i in. 1999, 2008). O możliwości ostrej konkurencji między bliskimi sobie gatunkami ssaków lądowych, która kończy się wyparciem gatunku lokalnego, dobitnie świadczy też przytoczony wcześniej przykład wiewiórek w Wielkiej Brytanii (Lever 1977; Pullin 2004).

Zmiany w siedliskach i ekosystemach krajowych, spowodowane przez introdukowane gatunki zwierząt, w niektórych przypadkach okazały się bardzo radykalne. Wprowadzony do polskich wód śródlądowych amur biały, wyjadając roślinność, doprowadził w wielu przypadkach do likwidacji tarlisk, miejsc odrostu i żerowisk ryb fitofilnych. Zmienił strukturę siedlisk. W takich miejscach odnotowano w kraju spadek odłowów sandacza *Stizostedion lucioperca*, lina *Tinca tinca*, leszcza *Abramis brama*, płoci *Rutilus rutilus*, a nawet drapieżnego szczupaka *Esox lucius* (Mastyński i in. 1987; Witkowski 1989, 2011d). Wpływ amura pośrednio odbija się też na niektórych populacjach ptaków wodnych (Krzywosz i in. 1980). Natomiast skutki wprowadzenia do Bałtyku wioślarki kaspijskiej *Cercopagis pengoi* nie są już tak jednoznaczne, w każdym razie w jej obecności można się dopatrzeć zarówno zagrożeń jak i pozytywów ekologicznych. W tym zubożonym pod względem różnorodności biologicznej akwenie morskim może być ona poważnym konkurentem o zasoby pokarmowe dla wioślarek rodzimych i innych skorupiaków, ale też – co nie ulega wątpliwości – poszerza system powiązań troficznych w strefie pelagicznej Bałtyku. Staje się tu dodatkowym elementem troficznym jako źródło pokarmu dla ryb, m.in. śledzi *Clupea harengus* i szprotów bałtyckich *Spratuus spratuus balticus*. Dla rybaków jest utrapieniem z powodu zatykania wciągarek i zanieczyszczania sieci połowowych (Grabowski 2011). Nie jest też obojętne dla biocenozy, w tym dla zespołów drobnych zwierząt zawlekanie obcych gatunków roślin; np. wykazano (Moroń i in. 2009), że masowy rozwój bardzo inwazyjnej u nas nawłoci *Solidago* sp. (ryc. 5) wpływa negatywnie na różnorodność naturalnych zapylaczy z grupy błonkówek i motyli. Jednakże w pszczelarstwie nawłoc uchodzi za roślinę użyteczną, bo nie tylko że jest zasobną w nektar i pyłek, ale też jest rośliną długo kwitnącą, której kwiatostany przyciągają pszczoły miodne i inne gatunki pszczołowatych.

Istnieją też liczne zagraniczne przykłady na to, jak dalece gatunki introdukowane zmieniają stosunki przyrodnicze w lokalnych ekosystemach. Jeden z nich dotyczy sprowadzenia amerykańskiego raka do Andaluzji (południowa Hiszpania), na teren nadmorskich mokradeł u ujścia Gwadalkiwir w sąsiedztwie Parku Narodowego Doñana. Introdukcja ta wniosła ogromne biocenotyczne zmiany w tym osobliwym ekosystemie, których ocena może być tyle negatywna co i pozytywna. Za negatywną stronę tej inwazji można uznawać owe zmiany naruszające naturalną strukturę i funkcjonowanie specyficznego ekosystemu. Pozytywy tej introdukcji polegają głównie na podniesieniu różnorodności gatunkowej i ekologicznej lokalnych ekosystemów (Profus 1996).

Niektóre introdukowane gatunki oddziałują negatywnie przede wszystkim poprzez **zawlekanie groźnych**

Pasożytów i mikroorganizmów chorobotwórczych, o czym wspomniano już wcześniej (zob. Głowaciński i in. 2011; tab. 1, tom I). W takich przypadkach mamy tu do czynienia z podwójnym wprowadzaniem gatunków obcych: pasożyta czy innego patogena oraz jego żywiciela bądź tylko przenosiiciela. Ze zjawiskami takimi spotykamy się najczęściej w przypadku sprowadzanych ssaków drapieżnych i kopytnych oraz ryb. Historia introdukowanego do Europy i wybitnie inwazyjnego czebaczka amurskiego oraz żyjącego w nim, trudnego do rozpoznania wirulentnego pasożyta *Sphaerothecum destruens* (Gozlan i in. 2005; Witkowski 2009, 2011c; Amirowicz 2011) jest pouczającym przykładem na to do jakiego stopnia przypadkowa bądź niekiedy celowa introdukcja obcego gatunku może zagrozić pomorem w lokalnej faunie i stratami w różnorodności biologicznej. Stwierdzono to na europejskich łososiowatych i karpowatych, przy czym sam nosiciel pasożyta, w tym przypadku czebaczka, jest odporny na jego oddziaływanie (Amirowicz 2010). Podobnie jest z inwazyjnym szopem praczem, który przywłókł do Polski kilka nowych, wysoce patogennych pasożytów wewnętrznych (Bartoszewicz i in. 2008), zagrażających lokalnej faunie ssaków i, być może, ludziom. Skutki tego zjawiska są na razie poza kontrolą ekspercką. Natomiast dobrym przykładem zawleczenia groźnych chorób jest chociażby amerykański rak pręgowaty *Orconectes limosus*, z którym przeniknął do Polski mikroorganizm z grupy grzybów, opisany jako *Aphanomyces astaci*, powodujący tzw. dżumę raczą (wektorem dżumy raczej jest też wprowadzony do Europy rak sygnałowy). Epidemia dżumy zdziesiątkowała populacje krajowych raków (Śmietana i Strużyński 1996; Śmietana 2011), a dalsze konsekwencje tego zawleczenia są z niepokojem śledzone.

Obce gatunki zwierząt najbardziej inwazyjne w Polsce
Wykaz gatunków zwierząt introdukowanych do Polski, jakkolwiek nie wszystkich w pełni zdomowionych (*not all established*) w siedliskach naturalnych, zawiera osobne opracowanie (zob. tabela I, tom 1 – Głowaciński i in. 2011, także internet: www.iop.krakow.pl/gatunkiobce). Spośród zidentyfikowanych i uwzględnionych ok. 300 obcych gatunków zwierząt wymienić tu można kilkadziesiąt, które niewątpliwie należą do wybitnie inwazyjnych w Polsce, a także w świecie, sprawiających dziś najwięcej problemów ekologicznych i społecznych. Trzymając się uproszczonych kryteriów ISSG (Lowe i in. 2000) można przyjąć, że czołówkę tej grupy tworzą (wyłuszczone nazwy gatunków obecnych na liście „100 najgorszych inwaderów w świecie”): **Mnemiopsis leidyi** (żebroplaw), **Khawia sinensis** (tasiemiec), **Asworthius sidemi** (nicień), **Arion lusitanicus** (ślimak nagi), **Dreissena polymorpha** (małż), **Cercopagis pengoi** (wioślarka), **Bemisia tabaci** (owad równoskrzydły), **Leptinotarsa decemlineata** (chrząszcz), **Pseudorasbora parva**, **Carasius auratus gibelio**, **Oncorhynchus mykiss**, **Neogobios melanostomus** (ryby), **Mus musculus**, **Rattus norvegicus**, **Nyctereutes procyonoides**, **Mustela vison** (ssaki). Opisy większości tych gatunków zawiera część I tego opracowania (Głowaciński i in. 2011; zob. także internet 2008: www.iop.krakow.pl/gatunki_obce), jak też najnowsze opracowanie monograficzne poświęcone gatunkom obcym Europy (Drake 2009). Z pewnością można tu mówić o niedoszacowaniu zawleczonych do Polski pasożytów, zwłaszcza wewnętrznych, które stwarzają po-

ważne zagrożenie dla dzikich zwierząt krajowych, hodowlanych i dla zdrowia człowieka (zob. Pojmańska i Niewiadomska 2011).

Gatunki obce u granic Polski

Introdukcje i inwazje gatunków obcych w większości są nieprzewidywalne lub trudno przewidywalne. Jednak śledząc zmiany w faunie regionalnej i losy poszczególnych gatunków, jak też narastające zjawisko introdukcji zwierząt (i związane z tym ucieczki zwierząt egzotycznych z ogrodów zoologicznych, zwierzyńców i prywatnych hodowli), można z grubsza prognozować i określać szanse zdomowienia się przynajmniej niektórych zwierząt celowo sprowadzonych czy zawleczonych. W przypadku bezkręgowców, zwłaszcza uznawanych za szkodniki, istnieje nawet konieczność monitorowania charakteru i skutków tej inwazji, a także organizowania działań zapobiegawczych. Służą temu m.in. graniczne kontrole sanitarne i zabiegi kwarantannowe. Działania te, nawet najlepiej prowadzone, nie są w stanie stworzyć absolutnie szczelnej bariery dla nowych przybyszów. Zatem należy się liczyć z ciągłym przenikaniem na teren kraju gatunków obcego pochodzenia, zwłaszcza w obrębie portów, lotnisk, baz przeładunkowych i wzdłuż linii kolejowych. Osobnym zagadnieniem jest tu rola sklepów zoologicznych i prywatnych hodowli, jak też kontrola inicjatyw hodowlanych w rybactwie i łowiectwie.

Stosunkowo najłatwiej poddają się kontroli (choć nie w każdym przypadku) zwierzęta kręgowce oraz mięczaki (np. Witkowski 1989, 2002, 2011d; Alexandrowicz i Alexandrowicz 2010; Stańczykowska i in. 2011), skorupiaki (np. Jażdżewski i Konopačka 1993, 2000, 2002; Jażdżewski i in. 2005) i niektóre grupy owadów (Kałmuk i Pawłowski 2011a,b; Pawłowski 2011a), toteż o tych grupach systematycznych mamy najwięcej wiadomości z kraju i jego otoczenia. Do wkrótce spodziewanych w Polsce nowych gatunków obcych należą zwłaszcza: kaczkę – mandarynkę *Aix galericulata*, karolinkę *Aix sponsa*, sterniczka jamańska *Oxyura jamaicensis*, dalej kazarkę (gęsiówka) egipską *Alopochen aegyptiacus*, papugę aleksandretta obroźną *Psittacula krameri*, żółw stepowy *Agriemys horsfieldii*, żaba rycząca *Rana catesbeiana*, sterlet *Acipenser ruthenus*, wiosłonos amerykański *Polyodon spathula*, motyl zwójka goździkoweczka *Cacoecimorpha pronubana*, muchówka *Ceratitis capitata*, błonkówka *Linepithema humile*, skorupiaki *Procambarus clarkii*, świdrak okrętowy *Teredo navalis* i przywra *Gyrodactylus proterorhini*. Na krajowej liście gatunków obcych większości tych gatunków nadano status potencjalnie inwazyjnych (zob. Głowaciński i in. 2011; także www.iop.krakow.pl/gatunkiobce), jako że wykazują już pierwsze oznaki udanej aklimatyzacji na terenie i/lub w pobliżu Polski (np. Bauer i Woog 2008). O pojawach kilku gatunków, jak *Oxyura jamaicensis*, *Ceratitis capitata* i *Teredo navalis*, brakuje z terenu Polski wiadomości, jakkolwiek z ogólnoeuropejskiej ewidencji gatunków obcych (Drake 2009) wynika, że ich aktualne zasięgi niemal ocierają się o granice państwa polskiego. Szczególnie groźny dla gospodarki morskiej świdrak okrętowy *Teredo navalis* (ślimak niszczący drewniane konstrukcje i elementy jednostek pływających oraz drewnianych urządzeń morskich) jest gatunkiem strefy litoralnej, który od zachodu opanował już niemal całe niemieckie wody przybrzeżne Bał-

tyku aż po Rugię. Mniej więcej po granice polsko-niemiecką i polsko – czeską sięgają już stanowiska afrykańskiej muchy owocowej *Ceratitis capitata* i mrówki argentyńskiej *Leptihema humile*. Do gatunków wysokiego ryzyka (hybrydyzacja z bliskimi gatunkami, jak np. z euro – afro – azjatycką sterniczką *Oxyura leucocephala*) zaliczana jest w Europie i północnej Afryce sterniczka jamajska *Oxyura jamaicensis* (Oven i in. 2006; Natura 2000-IAS 2008; Shirley 2009), jakkolwiek w przypadku Polski gatunek ten nie stanowi jeszcze problemu i wydaje się mało groźny. Sterniczka jamajska zasiedliła już (poprzez Anglię, dokąd została najwcześniej sprowadzona) większość Skandynawii, w tym m.in. południowe rejony Szwecji (Drake 2009).

Pierwsze lęgi w Polsce wprowadziła już kazarka egipska; w 2008 r. na stawach Górnego Śląska odnotowano wszakże 3 pary rodzicielskie tego gatunku z młodymi (J. Betleja, M. Rojek 2008 – www.komisjafaunistyczna.pl). Znaczy to, że – tak jak w przypadku nearktycznej bernikli kanadyjskiej (Głowaciński i Solarz 2011) – na naszych oczach zawiązuje się w kraju pionierska populacja bardzo egzotycznego, afrykańskiego gatunku ptaka.

Ze względu na atrakcyjność i znaczenie gospodarcze warto zwrócić uwagę na kilka gatunków potencjalnie inwazyjnych wpisanych na krajową listę gatunków obcych. Niewątpliwie należy do nich mandarynka. Osobniki tej charakterystycznej kaczki, wypuszczone lub będące uciekinierami z prywatnych hodowli i ogrodów zoologicznych, z rzadka notowano w ostatnim półwieczu niemal w całej Polsce. Pierwsze lęgi odnotowano dopiero w latach 2001 (jeden lęg z ośmioma młodymi) i 2003 (trzy pary) w Parku Łazienkowskim w Warszawie (Tomiałojć i Stawarczyk 2003). Nie jest to wprawdzie pełna adaptacja do życia w wolnej przyrodzie, ale można oczekiwać, że już w niedługim czasie gatunek ten zacznie się gnieździć w warunkach bardziej naturalnych. Ojczyzną tej kaczki jest rozległy Daleki Wschód (Shibnev 1989), czyli obszar o zbliżonym klimacie do środkowoeuropejskiego, toteż pełna adaptacja tego gatunku do polskich warunków klimatycznych jest bardzo prawdopodobna.

Karolinka, gatunek północnoamerykański, jest również często hodowany w Europie, pojedynczo i w parach pojawia się w różnych porach roku i różnych częściach Polski (Tomiałojć i Stawarczyk 2003, D. i A. Szyra 2008 – www.komisja_faunistyczna.pl), jakkolwiek nie zanotowano tu jeszcze efektywnego rozmnażania się tej kaczki. Ze względu na piękne upierzenie samca, cenione w kolekcjonerstwie i ozdobnictwie, ptak ten w minionych stuleciach został w Ameryce silnie przetrzebiony, jednak w porę wprowadzona czynna ochrona zapobiegła jego wytępieniu (Perrins & ICBP 1993). Pojaw karolinki w Polsce prawdopodobnie będzie miał charakter łagodnej ekspansji, jednak jest to gatunek, który podobno łatwo kojarzy się z innymi kaczkami (Kruszewicz 2008), wprowadzając do rodzimych zoocenoz mieszańce o nieznanych własnościach.

Wybitnie inwazyjna jest żaba rycząca – gatunek północnoamerykański, sprowadzony do Włoch i Europy Zachodniej ze względu na walory kulinarne. Jest to wielka i agresywna żaba, gatunek plastyczny ekologicznie, zasiedlający rzeki, jeziora i wszelkie inne zbiorniki słodkowodne. Żywi się głównie płazami, mniejszymi gadami i gryzoniami oraz wieloma gatunkami skorupiaków wodnych, włącznie z rakami. Wprowadzona w 2002 r. do Niemiec w dorzecze

Renu zaczęła się szybko rozmnażać, wyzerając m.in. skrzek i larwy lokalnych gatunków płazów (doniesienia prasowe). Tym samym wyraźnie wypiera rodzime gatunki. Nie wyjadają jej ryby drapieżne ani bociany. Podjęto próby wyeliminowania żaby ryczącej z nadreńskich stanowisk, których rezultat dopiero się okaże. Tak czy inaczej istnieje wysokie prawdopodobieństwo przedostania się żaby ryczącej (jej larwy bywają zawlekane podczas zarybień akwenów) do sąsiednich zlewni, m.in. Odry. Istnieje obawa wprowadzenia jej poprzez niekontrolowane hodowle.

Natomiast oba wymienione wyżej gatunki jesiotorowatych lub hybrydy pierwszego z nich mogą wkrótce pojawić się w naszych wodach otwartych w drodze działań restytucyjnych (sterlet) i hodowlanych (wiosłonos i inne z „grupy jesiotorów”; Arndt i in. 2000; Witkowski 2002). Ichtiolodzy ukraińscy prowadzą ostatnio prace nad reaklimatyzacją sterleta w systemie wodnym Dniepr – Bug (Sherman i in. 2008). Jeśli te działania doprowadzą do odtworzenia w zlewni Dniepru dostatecznie żywotnej populacji sterleta prawdopodobnie pojawi się on w zlewni Wisły, a najwcześniej w Bugu, gdzie już ponad wiek temu był notowany (Wilkosz 1904 – za Kolmanem 2000). W Polsce południowej zaś podjęto próby gospodarczej hodowli wiosłonosy amerykańskiego (Kaczmarczyk i in. 2008). Wprowadzenie obu jesiotorów w obręb wód polskich w rejonie południowo wschodnim z pewnością nie przysporzy większych problemów ekologicznych poza tym, że mogą być one wektorami obcych i patogennych pasożytów.

Literatura

- Alexandrowicz W.P., Akexandrowicz S.W. 2010. Expansive migrations of molluscs during the historic period. In: Z. Mirek (ed.); Biological invasions in Poland. Wyd. Instytutu Botaniki im. W. Szafera PAN w Krakowie, 1: 23–48.
- Allee W.C. 1938. The social life of animals. W.W. Norton & Co., New York.
- Amirowicz A. 2011. Czebaczek amurski – inwazyjny koń trojański? W; Z. Głowaciński (red.); Gatunki obce w faunie Polski. II. Zagadnienia problemowe, rozdz. 6. Wyd. Instytutu Ochrony Przyrody PAN w Krakowie: 583–588.
- Andrzejewska L., Kajak A., Wasilewska L. 2011. Jakie warunki decydują o sukcesie gatunków inwazyjnych? W; Z. Głowaciński (red.); Gatunki obce w faunie Polski. II. Zagadnienia problemowe i syntezy, rozdz. 11. Wyd. Instytutu Ochrony Przyrody PAN w Krakowie: 640–651
- Arndt G.M., Gessner J., Andreas E., Spratte S., Filipiak J., Debus L., Skóra K. 2000. Predominance of exotic and introduced species among sturgeons captured from the Baltic and North Seas and their watersheds, 1891–1999. Bol. Inst. Esp. Oceanogr. 16: 29–36.
- Bartoszewicz M. 2003a. Szopy w Ujściu Warty. Parki Narodowe 3/2003: 22–24.
- Bartoszewicz M. 2003b. Wpływ norki amerykańskiej *Mustela vison* na ptaki wodne a strategia ich ochrony w Parku Narodowym „Ujście Warty”. Praca doktorska, Instytut Ochrony Przyrody PAN w Krakowie, Kraków: 1–68 (msc.).
- Bartoszewicz M., Okarma H., Zalewski A., Szczęśna J. 2008. Ecology of the raccoon (*Procyon lotor*) from western Poland. Annales Zool. Fennici 45: 291–296.
- Bartoszewicz M., Zalewski A. 2011. *Mustela vison* Schreber,

- 1777 – norka amerykańska. W: Z. Głowaciński, H. Okarma, J. Pawłowski, W. Solarz (red.); Gatunki obce w faunie Polski. I. Przegląd i ocena stanu. Wyd. Instytutu Ochrony Przyrody PAN w Krakowie: 473-478.
- Bauer H.-G., Woog F. 2008. Nichtheimische Vogelarten (Neozoen) in Deutschland, Teil I: Auftreten, Bestände und Status. *Vogelwarte* 46: 157-194.
- Bącela K., Konopacka A. 2005. The life history of *Pontogammarus robustoides*, an alien amphipod species in Polish waters. *Journal of Crustacean Biology* 25(2): 190-195.
- Beaumont M., Barrat E.M., Gottelli D., Kitchener A.C., Daniels M.J., Pritchards J.K., Bruford M.W. 2001. Genetic diversity and introgression in the Scottish wildcat. *Molecular Ecology* 10: 319-336.
- Bij de Vaate A., Jażdżewski K., Ketelaars H.A.M., Gollasch S., Van der Velde G. 2002. Geographical patterns in range extension of Ponto-Caspian macroinvertebrate species in Europe. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 59: 1159-1174.
- Brylińska M. (red.) 2000. Ryby słodkowodne Polski. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa: 1-521.
- Brzeziński M., Marzec M. 2003. The origin, dispersal and distribution of the American mink *Mustela vison* in Poland. *Acta Theriologica* 48(4): 505-514.
- Carlton J.T. 1996. Biological invasions and cryptogenic species. *Ecology* 77 (6): 1653-1655.
- Carlton J.T., Geller J. 1993. Ecological roulette: the global transport and invasion of nonindigenous marine organisms. *Science* 261: 78-82.
- Cichocki J. 2011a. *Mus musculus* Linnaeus, 1758 – mysz zwyczajna. W: Z. Głowaciński, H. Okarma, J. Pawłowski, W. Solarz (red.); Gatunki obce w faunie Polski. I. Przegląd i ocena stanu. Wyd. Instytutu Ochrony Przyrody PAN w Krakowie: 450-452.
- Cichocki J. 2011b. *Rattus rattus* (Linnaeus, 1758) - szczur śniady. W: Z. Głowaciński, H. Okarma, J. Pawłowski, W. Solarz (red.); Gatunki obce w faunie Polski. I. Przegląd i ocena stanu. Wyd. Instytutu Ochrony Przyrody PAN w Krakowie: 456-460.
- Dafni A., Schmida A. 1996. The possible ecological implications of the invasion of *Bombus terrestris* (L.) (Apidae) at Mt Carmel, Israel. In: A.C. Matheson (red.), The conservation of bees. The Linnean Society of London and The International Bee Research Association, London, UK: 183-200.
- Daniels M.J., Balharry D., Hirst D., Kitchener A.C., Aspinnall R.J. 1998. Morphological and pelage characteristics of wild living cats in Scotland: implications for defining the 'wildcat'. *Journal of Zoology*, London 244: 231-247.
- Drake J.A. (ed.) 2009. Handbook of alien species in Europe. DAISIE project. *Invasive Nature: Springer Series in Invasion Ecology* 3, Springer: 1-399.
- Drake J.A., Mooney H.A., di Castri F., Goves R.H., Kruger F.J., Rejmanek M., Williamson M. –eds. 1989. Biological invasions: a global perspective. *SCOPE* 37. John Wiley & Sons. Chichester, England.
- Dukes J.S. 2011. Climate change. In: D. Simberloff, M. Rejmanek (eds); *Encyclopedia of biological invasions*. University of California Press; Berkeley, Los Angeles, London: 113-117.
- Echelle A.A., Conor P.J. 1989. Rapid, geographically extensive genetic introgression after secondary contact between two pupfish species (*Cyprinodon*, *Cyprinodontidae*). *Evolution* 43: 717-727.
- Elton Ch. 1958. The ecology of invasions by animals and plants. Methuen & Co Ltd., London: 1-181.
- Elton Ch. 1967. *Ekologia inwazji zwierząt i roślin*. Państwowe Wyd. Rolnicze i Leśne. Warszawa: 1-189.
- French D.D., Corbett L.K., Easterbee N. 1988. Morphological discriminants of Scottish wildcats (*Felis silvestris*), domestic cats (*F. catus*) and their hybrids. *Journal of Zoology*, London 214: 235-259.
- Galil B.S., Nehring S., Panov V. 2007. Waterways as invasion highways – impact of climate change and globalization. In: W. Nentwig (ed.), *Biological invasions*. Springer-Verlag Berlin Heidelberg. *Ecological Studies* 193: 59-74.
- Gederaas L., Salvesen I., Viken Å. (red.) 2007. Norsk svarteliste 2007. Økologiske risikovurderinger av fremmede arter/ 2007 Norwegian black list. Ecological risk analysis of alien species. Artsdatabanken, Norway.
- Genovesi P., Shine C. 2004. European strategy on invasive alien species. Convention on the Conservation of European Wildlife and Habitats (Bern Convention). *Nature and environment* 137: 1-67.
- Gliwicz M. 1963. Wpływ zarybienia na biocenozę jezior tatrzańskich. *Chrońmy Przyrodę Ojczystą* 19: 27-35.
- Glue D., Korpimäki E. 1997. *Asio flammeus* short-eared owl. In: E.J.M. Hagemeyer, M.J. Blair (eds); The EBCC atlas of European breeding birds: their distribution and abundance. T&AD Poyser, London: 418-419.
- Głowaciński Z., Pawłowski J. 2011. Podsumowanie i komentarz. W: Z. Głowaciński, H. Okarma, J. Pawłowski, W. Solarz (red.); Gatunki obce w faunie Polski. I. Przegląd i ocena stanu: 497-511.
- Głowaciński Z., Okarma H., Pawłowski J., Solarz W. (red.) 2011. Gatunki obce w faunie Polski. I. Przegląd i ocena stanu. Wyd. Instytutu Ochrony Przyrody PAN w Krakowie: 1-520.
- Głowaciński Z., Solarz W. 2011. *Branta canadensis* (Linnaeus, 1758) – bernikla kanadyjska. W: Z. Głowaciński, H. Okarma, J. Pawłowski, W. Solarz (red.); Gatunki obce w faunie Polski. I. Przegląd i ocena stanu. Wyd. Instytutu Ochrony Przyrody PAN w Krakowie: 429-433.
- Goodman S.J., Barton N.H., Swanson G., Abernethy K., Pemberton J.M. 1999. Introgression through rare hybridization: a genetic study of a hybrid zone between red and sika deer (genus *Cervus*) in Argyll, Scotland. *Genetics* 152: 355-371.
- GUS – Główny Urząd Statystyczny/Central Statistical Office 2009. *Ochrona Środowiska/Environment* 2009. Wyd. Departamentu Badań Regionalnych i Środowiska GUS, Warszawa 2009.
- Gozlan R.E., St-Hilaire S., Feist S.W., Martin P., Kent M.L. 2005. Disease threat to European fish. *Nature* 435, 23: 1046.
- Grabowski M. 2011. *Cercopagis pengoi* (Ostroumov, 1891) – wioślarka kaspjska. W: Z. Głowaciński, H. Okarma, J. Pawłowski, W. Solarz (red.); Gatunki obce w faunie Polski. I. Przegląd i ocena stanu. Wyd. Instytutu Ochrony Przyrody PAN w Krakowie: 165-168.

- Grabowski M., Jażdżewski K., Konopacka A. 2005. Alien *Crustacea* in Polish waters – introduction and *Decapoda*. *Oceanological and Hydrobiological Studies* 34, Suppl. 1: 43–61.
- Holdgate M.W. 1986. Summary and conclusions: characteristics and consequences of biological invasions. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 314: 733–742.
- Huxel G.R. 1999. Rapid displacement of native species by invasive species: effects of hybridization. *Biological Conservation* 89: 143–152.
- Jażdżewski K. 1980. Range extension of some gamma-ridean species in European inland waters caused by human activity. *Crustaceana*, Leiden, Suppl. 6: 84–107.
- Jażdżewski K. 2011. *Dikerogammarus villosus* (Sovinsky, 1894). W: Z. Głowaciński, H. Okarma, J. Pawłowski, W. Solarz (red.); Gatunki obce w faunie Polski. I. Przegląd i ocena stanu. Wyd. Instytutu Ochrony Przyrody PAN w Krakowie: 180–182.
- Jażdżewski K., Konopacka A. 1993. Survey and distribution of *Crustacea Malacostraca* in Poland. *Crustaceana* 65 (2): 176–191.
- Jażdżewski K., Konopacka A. 2000. Immigration history and present distribution of alien crustaceans in Polish waters. In: J.C. von Vaupel Klein, F.R. Schram (eds); *The biodiversity crisis and Crustacea*. A.A. Balkema/Rotterdam/Brookfield: 37–46.
- Jażdżewski K., Konopacka A. 2002. Invasive Ponto-Caspian species in waters of the Vistula and Oder basin and the southern Baltic Sea. In: E. Leppäkoski, G. Gollasch, S. Olenin (eds), *Invasive aquatic species of Europe*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Boston, London: 384–398.
- Jażdżewski K., Konopacka A., Grabowski M. 2005. Native and alien malacostracan *Crustacea* along the Polish Baltic sea coast in the twentieth century. *Oceanological and Hydrobiological Studies* 34, Suppl. 1: 175–193.
- Jurasz W. 2011. *Balanus improvisus* Darwin, 1854 – pąkła. W: Z. Głowaciński, H. Okarma, J. Pawłowski, W. Solarz (red.); Gatunki obce w faunie Polski. I. Przegląd i ocena stanu. Wyd. Instytutu Ochrony Przyrody PAN w Krakowie: 169–171.
- Kaczmarczyk D., Kolman R., Łuczyński M., Tretiak A. 2008. Choosing spawning pairs based on individual genetic characteristics: a new tool for the management of American paddlefish (*Polyodon spatula*) resources.
- Kałmuk J., Pawłowski J. 2011a. *Leptinotarsa decemlineata* Say, 1824 – stonka ziemniaczana. W: Z. Głowaciński, H. Okarma, J. Pawłowski, W. Solarz (red.); Gatunki obce w faunie Polski. I. Przegląd i ocena stanu. Wyd. Instytutu Ochrony Przyrody PAN w Krakowie: 305–310.
- Kałmuk J., Pawłowski J. 2011b. *Diabrotica virgifera* LeConte, 1868 – stonka kukurydziana. W: Z. Głowaciński, H. Okarma, J. Pawłowski, W. Solarz (red.); Gatunki obce w faunie Polski. I. Przegląd i ocena stanu. Wyd. Instytutu Ochrony Przyrody PAN w Krakowie: 300–304.
- Kamieniarz R., Szymkiewicz M. 2001. *Tetrao tetrix* Linné, 1758 – cietrzew. W: Z. Głowaciński (red.); Polska czerwona księga zwierząt. Kręgowce; PiWRiL, Warszawa: 169–173.
- Kareiva P. 1996 (ed.). Advances in invasion ecology – Special feature. *Ecology* 77, 6: 1651–1697.
- Kolman R. 2000. Sterlet, czechuga *Acipenser ruthenus* Linnaeus, 1758. W: M. Brylińska (red.); *Ryby słodkowodne Polski*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa: 148–151.
- Kolman R., Kapusta A. 2008 (red.). Actual status and active protection of sturgeon fish populations endangered by extinction. Wyd. Instytutu Rybactwa Śródlądowego –IRS, Olsztyn.
- Kołodziejczyk A. 2004. Namulek pospolity, *Lithoglyphus naticoides* (C. Pfeiffer, 1828) (*Gastropoda: Prosobranchia*) – ginący gatunek inwazyjny w Polsce. *Parki Narodowe i Rezerваты Przyrody* 23 (2): 261–270.
- Kołodziejczyk A., Łabęcka A.M., Stańczykowska A. 2011. *Corbicula* i *Dreissena* – niewyjaśnione problemy inwazji. W: Z. Głowaciński (red.); Gatunki obce w faunie Polski. II. Zagadnienia problemowe i syntezy, rozdz. 3. Wyd. Instytutu Ochrony Przyrody PAN w Krakowie: 551–563.
- Kondrashov A.S. 1992. The third phase of Wright's shifting-balance: a simple analysis of the extreme case. *Evolution* 46: 1972–1975.
- Konopacka A. 1988. Life history of *Gammarus varsoviensis* Jażdżewski, 1975 from Kampinoski National Park (Central Poland). *Zoologica Poloniae* 35: 1–4.
- Konopacka A., Jesionowska K. 1995. Life history of *Echinogammarus ischnus* (Stebbing, 1898) (*Amphipoda*) from artificially heated Licheńskie Lake (Poland). *Crustaceana* 68: 61–69.
- Konopiński M. 2003. Różnorodność wewnątrzgatunkowa zwierząt dziko żyjących. W: R. Andrzejewski, A. Weigle (red.); *Różnorodność biologiczna w Polsce*: 177–182.
- Kosibowicz M., Pawłowski J. 2011. *Phyllonorycter robinella* (Clemens, 1859). W: Z. Głowaciński, H. Okarma, J. Pawłowski, W. Solarz (red.); Gatunki obce w faunie Polski. I. Przegląd i ocena stanu. Wyd. Instytutu Ochrony Przyrody PAN w Krakowie: 343–345.
- Kostrzewa J., Marszał L., Tłoczek K. 1999. Czy trawianka *Perccottus glenii* ma szansę stać się trwałym elementem polskiej ichtiofauny? *Chrońmy Przyrodę Ojczystą* 55, 5: 98–101.
- Kostrzewa J., Grabowski M., Zięba G. 2004. Nowe inwazyjne gatunki ryb w wodach Polski. *Archives of Polish Fisheries* 12, Suppl. 2: 21–34.
- Kotusz J. 2011. *Carassius auratus gibelio* (Bloch, 1782) – karaś srebrzysty. W: Z. Głowaciński, H. Okarma, J. Pawłowski, W. Solarz (red.); Gatunki obce w faunie Polski. I. Przegląd i ocena stanu. Wyd. Instytutu Ochrony Przyrody PAN w Krakowie: 376–381.
- Kowarik I. 2003. *Biologische Invasionen: Neophyten und Neozoen in Mitteleuropa*. Verlag Eugen Ulmer GmbH&Co, Stuttgart: 1–380.
- Kozłowski J. 1980. Density dependence, the logistic equation, and r- and K- selection: a critique and an alternative approach. *Evolutionary theory* 5: 89–101.
- Kozłowski J. 1992. Optimal allocation of resources to growth and reproduction: implication for age and size at maturity. *Trends in ecology and evolution* 7: 15–19.

- Kraszewski A., Zdanowski B. 2006. Rodzima i obca malakofauna w podgrzonym ekosystemie konińskim. XXII Krajowe Seminarium Malakologiczne, Akademia Świętokrzyska, Huta Szklana-Kielce-Św. Krzyż: 28–28.
- Kraszewski A., Zdanowski B. 2011. *Sinanodonta woodiana* (Lea, 1834). W: Z. Głowaciński, U. Okarma, J. Pawłowski, W. Solarz (red.); Gatunki obce w faunie Polski. I. Przegląd i ocena stanu. Wyd. Instytutu Ochrony Przyrody PAN w Krakowie: 141–145.
- Krebs Ch.J. 1997. Ekologia. Eksperymentalna analiza rozmieszczenia i liczebności. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa: 1–734.
- Kruszewicz A. 2008. Cudokaczki. Gazeta Przyroda Polska. Warszawa 4: 38.
- Krzanowska H., Łomnicki A., Rafiński J., Szarski H., Szymura J. 1995. Zarys mechanizmów ewolucji. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa: 1–402.
- Krzywosz T., Krzywosz W., Radziej J. 1980. The effect of grass carp, *Ctenopharyngodon idella* (Val.) on aquatic vegetation and ichthyofauna of lake Dgął Wielki. Ekologia Polska 28: 433–450.
- Krzywosz T. 2000a. Amur biały *Ctenopharyngodon idella* (Valenciennes, 1844). W: M. Brylińska (red.); Ryby słodkowodne Polski. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa: 214–219.
- Krzywosz T. 2000b. Tołpyga biała *Hypophthalmichthys molitrix* (Valenciennes, 1844) i *Aristichthys nobilis* Richardson, 1836. W: M. Brylińska (red.); Ryby słodkowodne Polski. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa: 288–294.
- Leppäkoski E. 2001. Spiny water flea (*Cercopagis pengoi*). Case study in alien species in Finland. The Finnish Environment 466. Ministry of the Environment, Helsinki: 31–35.
- Lever Ch. 1977. The naturalized animals of the British Isles. Hutchinson & Co (Publishers) Ltd, London: 1–600.
- Lever Ch. 1985. Naturalized mammals of the world. Longman, London and New York: 1–487.
- Lever Ch. 1987. Naturalized birds of the world. Longman, Essex (UK): 1–615.
- Levin S.A. 1989. Analysis of risk for invasions and control programmes. In: Drake J.A., Mooney F., di Castri R.H., Groves R.H., Kruger F.J., Rejmanek M., Williamson M. (eds.); Biological invasions: A global perspective. John Wiley, New York. SCOPE 37: 425–435.
- Levin D.A., Ortega F.J., Jansen R.K. 1996. Hybridization and extinction of rare plant species. Biological Conservation 10: 10–16.
- Lorvelec O., Détaint M. 2009. *Lithobates catesbeianus* (Shaw), American bullfrog (*Ranidae*, *Amphibia*). In: J.A. Drake (ed.); Handbook of alien species in Europe. DAISIE project. Invading Nature: Springer Series in Invasion Ecology 3; Springer: 362.
- Low T. 2011. Australia: invasions. In: D. Simberloff, M. Rejmanek (eds); Encyclopedia of biological invasions. University of California Press; Berkeley, Los Angeles, London: 36–42.
- Lowe S.J., Browne E., Boudjelas S., De Poorter M. 2000. 100 of the world's worst invasive alien species: A selection from the Global Invasive Database. Auckland, New Zealand, IUCN/SSC Invasive Species Specialist Group (ISSG), 1–12 (available at www.issg.org).
- Łomnicki A. 1988. Population ecology of individuals. Princeton Univ. Press. Princeton, New Jersey: 12 + 1–223.
- Łomnicki A. 1995. Ekologiczne i behawioralne konsekwencje ewolucji. W: H. Krzanowska i A. Łomnicki (red.); Zarys mechanizmów ewolucji. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa: 202–252.
- MacArthur R.H., Wilson E.O. 1967. The theory of island biogeography. Princeton Univ. Press, Princeton, New Jersey: 15 + 1–203.
- Macholán M. 1999. *Mus musculus* Linnaeus 1758. In: A.J. Mitchell-Jones at al. (eds); The atlas of European mammals. Publ. T&AD Poyser Natural History, London, UK.: 286–287.
- Mastyński J., Małecki J., Iwazkiewicz M. 1987. Ryby roślinożerne w jeziorach – perspektywa czy niebezpieczeństwo. Gospodarka Rybna 1: 9–11.
- McOrist S., Kitchener A.C. 1994. Current threats to the European wildcat, *Felis silvestris*, in Scotland. Ambio 23, 4–5: 243–245.
- Mitrus S. 2007. Metody badań i ochrony żółwia błotnego. Podręcznik metodyczny. Wyd. Uniwersytetu Opolskiego, Opole: 1–132.
- Moroń D., Lenda M., Skórka P., Szentýörgyi H., Settele J., Woyciechowski M. 2009. Wild pollinator communities are negatively affected by invasion of alien goldenrods in grassland landscape. Biological Conservation 142: 1322–1332.
- Najberek K., Solarz W. 2011. Jeziora Konińskie jako ognisko inwazji gatunków obcych w Polsce. W: Z. Głowaciński (red.); Gatunki obce w faunie Polski. II. Zagadnienia problemowe i syntezy. Wyd. Instytutu Ochrony Przyrody PAN w Krakowie: 614–637.
- Najberek K., Solarz W. 2011. Inwazje biologiczne w polskich parkach narodowych i krajobrazowych. W: Z. Głowaciński (red.); Gatunki obce w faunie Polski. II. Zagadnienia problemowe i syntezy. Wyd. Instytutu Ochrony Przyrody PAN w Krakowie: 624–637.
- Natura 2000 – IAS 2008. Invasive alien species: a threat to Europe's economy and biodiversity. N 2000, European 11
- Niewiadomska K., Pojmańska T. 2004. Organizmy pasożytnicze – dlaczego należy monitorować ich występowanie. Biuletyn Monitoringu Przyrody 1/2004(5): 43–51.
- Nowak E. 1971. O rozprzestrzenianiu się zwierząt i jego przyczynach. Zeszyty Naukowe Instytutu Ekologii PAN, nr 3: 1–255.
- Nowak E. 1974. Zwierzęta w ekspansji. Biblioteka Wiedzy Współczesnej „Omega”. Wiedza Powszechna, Warszawa: 1–184.
- Nummi P. 2001. Alien species in Finland.– The Finnish Environment 466. Ministry of the Environment, Helsinki: 1–40.
- Okarma H. 2011. *Ondatra zibethicus* (Linnaeus, 1766) – piżmak. W: Z. Głowaciński, H. Okarma, J. Pawłowski, W. Solarz (red.); Gatunki obce w faunie Polski. I. Przegląd i ocena stanu. Wyd. Instytutu Ochrony Przyrody PAN w Krakowie: 444–449.
- Opuszyński K. 1972. Wykorzystanie ryb roślinożernych do zwalczania roślin wodnych. Wiadomości Ekologiczne 18: 111–124.

- Opuszyński K. 1979. Azjatyckie ryby roślinożerne – czy niespełnione nadzieje? *Gospodarka Rybna* 6: 6–9.
- Panov V.E., Dgebuadze Y.Y., Shiganova T.A., Filippov A.A., Minchin D. 2007. A risk assessment of biological invasions: inland waterways of Europe – the northern invasion corridor case study. In: Francesca Gherardi (ed) *Freshwater bioinvaders: profiles, distribution, and threats*. *Invading Nature – Springer Series in Invasion Ecology*, Vol. 2: 639–656.
- Pawłowski J. 2011. *Amara majuscula* (Chaudoir, 1850) – czwalak dalekowschodni. W: Z. Głowaciński, H. Okarma, J. Pawłowski, W. Solarz (red.); *Gatunki obce w faunie Polski. I. Przegląd i ocena stanu*. Wyd. Instytutu Ochrony Przyrody PAN w Krakowie: 246–248.
- Perrins Ch.M. 1993. Ilustrowana encyklopedia ptaków. Przewodnik po świecie ptaków. (oryg. *The illustrated encyclopaedia of birds*). Wyd. Muza S.A., Warszawa: 1–419.
- Pianka E.R. 1970. On r- and K-selection. *American Naturalist* 104: 592–597.
- Pojmańska T., Niewiadomska K. 2011. Pasożyty zawleczone, ekspansywne i inwazyjne w faunie Polski. W: Z. Głowaciński (red.); *Gatunki obce w faunie Polski. II. Zagadnienia problemowe i syntezy, rodz. 7*. Wyd. Instytutu Ochrony Przyrody PAN w Krakowie: 589–603.
- Profus P. 1996. Od Redakcji (dopisek z komentarzem dot. introdukcji raków). *Chrońmy Przyr. Ojczystą* 52, 6: 94–95.
- Pucek Z. (red.) 2004. European bison – status survey and conservation action plan. IUCN/SSC Bison Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland a. Cambridge, UK. 9 + 1–54.
- Pullin A.S. 2004. *Biologiczne podstawy ochrony przyrody* (oryg. *Conservation biology*, Cambridge Univ. Press, 2002). Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa: 1–394.
- Pyšek P., Pergl J. (red.) 2008. Towards a synthesis: Neobiota book of abstracts. Institute of Botany Academy of Sci., Czech Republic, Průhonice and Prague: 1–181.
- Pyšek P., Pergl J. (eds) 2009. *Biological invasions: towards a synthesis*. *Neobiota* 8: 1–227.
- Pyšek P., Bacher S., Chytrý M., Jarosik V., Wild J., Celesti G.L., Gasso N., Kenis M., Lambdon Ph., Nentwig W., Pergl J., Roques A., Sadlo J., Solarz W., Vilà M., Hulme Ph. 2009. Contrasting patterns in the invasions of European terrestrial and freshwater habitats by alien plants, insects and vertebrates. In: D. Currie (ed.); *Global ecology and Biogeography*. *J. Macroecology* 19: 317–331.
- Rafiński J. 1995. *Gatunek i specjacja*. W: H. Krzanowska i A. Łomnicki (red.); *Zarys mechanizmów ewolucji*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa: 252–285.
- Randi E., Ragni B. 1991. Genetic variability and biochemical systematics of domestic and wild cat populations (*Felis silvestris: Felidae*). *Journal of Mammalogy* 72(1): 79–88.
- Rhymer J.M., Simberloff D. 1996. Extinction by hybridization and introgression. *Annual Review of Ecology and Systematics* 27: 83–109.
- Risberg L. 1990. *Sveriges fåglar – aktuell översikt över deras utbredning numerär och flyttning samt något om svensk ornitologi*. *Vår Fågelvärld*, suppl. 14: 1–295.
- Ruprecht A.L. 1993. Trudności taksonomiczne w oznaczaniu ssaków Polski w świetle postępów morfologii diagnostycznej. *Przegląd Zoologiczny* 37: 219–232.
- Ruprecht A.L. 2004. Element borealny w teriofaunie Europy i prawdopodobieństwo jego występowania w Puszczy Białowieskiej dawniej i dziś. *Leśne Prace Badawcze* 3: 132–139.
- Sapota M.M. 2011. *Mnemiopsis leidyi* A. Agassiz, 1865. W: Z. Głowaciński, H. Okarma, J. Pawłowski, W. Solarz (red.); *Gatunki obce w faunie Polski. I. Przegląd i ocena stanu*. Wyd. Instytutu Ochrony Przyrody PAN w Krakowie: 57–61.
- Sherman I.M., Ignatov V.O., Vityukov Y.Y., Kutschev P.S. 2008. The first results of the re-acclimatization of *Acipenser ruthenus* in the Dnieper–Bug region. In: R. Kolman, A. Kapusta (red.); *Actual status and active protection of sturgeon fish populations endangered by extinction*. Wyd. Instytutu Rybactwa Śródlądowego, Olsztyn: 59–64.
- Shibnev Y.B. 1989. Mandarinka *Aix galericulata* (Linnaeus, 1758). In: P.A. Ler (ed.); *Redkije pozvonochnye zhivotnyje Sovjetskogo Dalnego Vostoka i ich ochrana/Rare vertebrates of the Soviet Far East and their protection* (in Russian). “Nauka” Publishing House, Leningrad: 75–76.
- Shigesada N., Kawasaki K. 1997. *Biological invasions: theory and practice*. Oxford Univ. Press, Oxford, N. York, Tokyo: 1–205.
- Shirley S. 2009. *Oxyura jamaicensis* (Gmelin), ruddy duck (*Anatidae, Aves*). *Handbook of alien species in Europe, DAISIE; Invading nature: Springer series in invasion ecology* 3: 367.
- Sidorovich V., Kruuk H., Macdonald D.W. 1999. Body size, and interactions between European and American mink (*Mustela lutreola* and *M. vison*) in Eastern Europe. *Journal of Zoology* 248: 521–527.
- Sidorovich V.E., Solovej A., Sidorovich A.A., Dyman A.A. 2008. Seasonal and annual variation in the diet of the raccoon dog *Nectereutes procyonoides* in northern Belarus: the role of the habitat type and family group. *Acta Theriologica* 53(1): 27–38.
- Simberloff D., Rejmánek M. (eds) 2011. *Encyclopedia of biological invasions*. University of California Press, Berkeley, Los Angeles, London.
- Skóra K.E. 2011. *Neogobius melanostomus* (Pallas, 1811). W: Z. Głowaciński, H. Okarma, J. Pawłowski, W. Solarz (red.); *Obce gatunki w faunie Polski. I. Przegląd i ocena stanu*. Wyd. Instytutu Ochrony Przyrody PAN w Krakowie: 413–418.
- Solarz W. 2011. *Oryctolagus cuniculus* (Linnaeus, 1758) – dziki królik. W: Z. Głowaciński, H. Okarma, J. Pawłowski, W. Solarz (red.); *Gatunki obce w faunie Polski. I. Przegląd i ocena stanu*. Wyd. Instytutu Ochrony Przyrody PAN w Krakowie: 439–443.
- Stańczykowska A., Lewandowski K. 1993. Effect of filtering activity of *Dreissena polymorpha* (Pall.) on the nutrient budget in the litoral of Lake Mikołajskie. *Hydrobiologia* 251: 73–93.
- Stańczykowska A., Kołodziejczyk A., Lewandowski K. 2011. Nowe gatunki w malakofaunie słodkowodnej Polski. W: Z. Głowaciński (red.); *Gatunki obce w faunie Polski. II. Zagadnienia problemowe i syntezy*

- zy, rodz. 2. Wyd. Instytutu Ochrony Przyrody PAN w Krakowie: 540–550.
- Stearns S.C. 1977. Evolution of life history traits: a critique of the theory and review of r data. *Am. Rev. Ecol. System* 8: 145–171.
- Strauss S.Y. 2011. Evolutionary response, of natives to invaders. In: D. Simberloff, M. Rejmanek (eds); *Encyclopedia of biological invasions*. University of California Press; Berkeley, Los Angeles, London: 213–215.
- Sulkava S. 1997. *Surnia ulula* hawk owl. In: E.J.M. Hagemeyer, M.J. Blair (eds); *The EBCC atlas of European breeding birds: their distribution and abundance*. T&AD Poyser, London: 405–405.
- Szczerbowski 2000. Karaś srebrzysty *Carassius auratus gibelio* (Bloch, 1783). W: M. Brylińska (red.), *Ryby słodkowodne Polski*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa: 209–214.
- Strzelec M. 2011. *Potamopyrgus antipodarum* (J.E. Gray, 1843) – wodożyłka nowozelandzka. W: Z. Głowaciński, H. Okarma, J. Pawłowski, W. Solarz (red.); *Gatunki obce w faunie Polski. I. Przegląd i ocena stanu*. Wyd. Instytutu Ochrony Przyrody PAN w Krakowie: 77–81.
- Strzelec M., Krodkiewska M. 1994. The rapid expansion of *Potamopyrgus jenkinsi* (A.E. Smith, 1889) in Upper Silesia (Southern Poland) (*Gastropoda: Prosobranchia: Hydrobiidae*). *Malakologische Abhandlungen* 17: 83–86.
- Stworzewicz E. 2011. *Arion lusitanicus* Mabilie, 1868 – śliniak luzytański. W: Z. Głowaciński, H. Okarma, J. Pawłowski, W. Solarz (red.); *Gatunki obce w faunie Polski. I. Przegląd i ocena stanu*. Wyd. Instytutu Ochrony Przyrody PAN w Krakowie: 96–100.
- Sumiński P. 1962. Badania nad formą krajową żbika (*Filis sylvestris* Schreber) na tle jego rozmieszczenia geograficznego. *Folia Forestalia Polonica*, ser. A, 8: 5–75.
- Śmietana P., Strużyński W. 1996. Uwagi do introdukcji raka sygnałowego *Pacifastacus leniusculus* w wodach Polski. *Chrońmy Przyrodę Ojczyzn* 52, 6: 89–93.
- Śmietana P. 2011. *Ortonectes limosus* (Rafinesque, 1817) – rak pręgowany. W: Z. Głowaciński, H. Okarma, J. Pawłowski, W. Solarz (red.); *Gatunki obce w faunie Polski. I. Przegląd i ocena stanu*. Wyd. Instytutu Ochrony Przyrody PAN w Krakowie: 206–210.
- Tiedemann R., Moll K., Paulus K.B., Scheer M., Williot P., Bartel R., Gessner J., Kirschbaum F. 2007. Atlantic sturgeons (*Acipenser sturio*, *Acipenser oxyrinchus*): American females successful in Europe. *Naturwissenschaften* 94: 213–217.
- Tomiałojć L., Głowaciński Z. 2006. Zmiany w awifaunie Polski – przeszłość, przyszłość, różne interpretacje. W: J.J. Nowakowski, P. Tryjanowski, P. Indykiewicz (red.), *Ornitologia Polska na Progu XXI Stulecia – Dokonania i Perspektywy*. Sekcja Ornit. PTZool., Katedra Ekologii i Ochr. Środowiska Uniwersytetu Warmińsko-Mazurskiego. Olsztyn: 39–85.
- Tomiałojć L., Stawarczyk T. 2003. Awifauna Polski. Rozmieszczenie, liczebność i zmiany. I-II. *Polskie Towarzystwo Przyjaciół Przyrody „pro Natura”*, Wrocław: 1–870.
- Weidema I.R. (ed.) 2000. Introduced species in the Nordic countries. *Nord Environment* 2000, 13, Nordic Council of Ministers, Copenhagen: 1–242.
- Weiner J. 1999. *Życie i ewolucja biosfery*. Podręcznik ekologii ogólnej. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa: 1–589.
- Williamson M. 1996. *Biological invasions*. Chapman & Hall, London: 1–244.
- Williamson M., Fitter A. 1996. The varying success of invaders. *Ecology* 77: 1661–1666.
- Witkowski A. 1979. Ichtiofauna górnego dorzecza Nysy Kłodzkiej. *Fragmenta Faunistica* 25: 37–72.
- Witkowski A. 1989. Introdukowane ryby w polskich wodach i ich wpływ na środowisko. *Przegląd Zoologiczny* 33: 583–598.
- Witkowski A. 1996a. Introduced fish species in Poland: pros and cons. *Archiwum Rybactwa Polskiego* 4: 101–112.
- Witkowski A. 1996b. Ryby. W: Z. Mirek i in. (red.), *Przyroda Tatrzańskiego Parku Narodowego*. Wyd. Tatrzański Park Narodowy, Zakopane-Kraków: 486–492.
- Witkowski A. 2002. Introduced fishes species in to Poland: benefaction or plague? *Nature Conservation* 59: 41–52.
- Witkowski A. 2009. On the expansion and occurrence of an invasive species – *Pseudorasbora parva* (Temminck et Schlegel, 1846) (*Teleostei: Cyprinidae: Gobionibae*) in Poland. *Fragmenta Faunistica* 52: 25–32.
- Witkowski A. 2011a. *Ctenopharyngodon idella* (Valenciennes, 1844) – amur biały. W: Z. Głowaciński, H. Okarma, J. Pawłowski, W. Solarz (red.); *Gatunki obce w faunie Polski. I. Przegląd i ocena stanu*. Wyd. Instytutu Ochrony Przyrody PAN w Krakowie: 382–384.
- Witkowski A. 2011b. *Cyprinus carpio* Linnaeus, 1758 – karp. W: Z. Głowaciński, H. Okarma, J. Pawłowski, W. Solarz (red.); *Gatunki obce w faunie Polski. I. Przegląd i ocena stanu*. Wyd. Instytutu Ochrony Przyrody PAN w Krakowie: 385–390.
- Witkowski A. 2011c. *Pseudorasbora parva* (Schlegel, 1842) – czebaczek amurski. W: Z. Głowaciński, H. Okarma, J. Pawłowski, W. Solarz (red.); *Gatunki obce w faunie Polski. I. Przegląd i ocena stanu*. Wyd. Instytutu Ochrony Przyrody PAN w Krakowie: 391–397.
- Witkowski A. 2011. Introdukcje ryb słodkowodnych w Polsce – ich aktualny stan, ekologiczne i gospodarcze znaczenie. W: Z. Głowaciński (red.); *Gatunki obce w faunie Polski. II. Zagadnienia problemowe i syntezy*. Wyd. Instytutu Ochrony Przyrody PAN w Krakowie: 575–582.
- Witkowski A., Kotusz J. 2003. Pirapitinga, *Piaractus brachypomus* (Cuvier, 1818) (*Serrasalminae: Osteichthyes*) w Polsce – kolejny introdukowany gatunek. *Przegląd Zoologiczny* 47: 3–4: 221–224.
- Witkowski A., Kotusz J., Kuszniarz J. 1996. Ichtiofauna dorzecza Małej Panwi (środkowe dorzecze Odry). *Roczniki Naukowe PZW* 10: 61–84.
- Witkowski A., Kuszniarz J., Kotusz J. 1995. *Umbra pygmea*

De Key, 1842 (*Osteichthyes, Umbridae*) nowy introdukowany gatunek ryby w polskiej ichtiofaunie. Przegląd Zoologiczny 39: 281–286.

Zalewski A., Bartoszewicz M. 2008. Norka amerykańska *Neovison vison* w Europie: rozmieszczenie, adaptacje i wpływ na środowisko. *Drapieżnictwo na zwierzyźnie drobnej*. Warszawa 3: 56–67.

Summary

During the past several centuries at least 300 (305 recorded) animal species from the group of Eumazoa have been introduced, intentionally or accidentally, into Poland. Both anthropogenic and random factors have contributed to their spread in new areas. With reference to the documental part of the elaboration (*Alien species in Polish fauna*, vol. I 2008; see also webpage: www.iop.krakow.pl/gatunkiobce), we are describing here (1) general regularities governing the process of species introduction, and particularly introduction of invasive alien species, (2) stages of the colonization of the country territory, shown by some species and (3) mechanisms enabling colonization. The fates of introduced species are very different, as shown in a graphic model (Fig. 1).

About two third of the identified introduced species have achieved a great colonization success in Poland. Almost half of these species (100-120) appeared to be invasive, which may suggest that the adaptation success and scale of the invasiveness of alien species are greater in the fauna of Poland than we could deduce from the "rule of tens", proposed by Williamson and Fitter (1996).

The rate and character of the expansion of species in Poland are governed, as described by Nowak (1971) and Shigesada and Kawasaki (1997), by population and environmental factors (Fig. 2). This process is also influenced by conditions created by man, e.g. construction of artificial canals linking drainage basins (fig. 3). Colonization of new areas by alien species occurs in stages, the largest differences occurring in the middle phase (Shigesada and Kawasaki 1997) and also in the terminal phase, as shown in examples from Poland (Fig. 4). In the terminal phase we usually observe stabilization of colonizers' populations but also fluctuations in numbers (e.g. *Dreissena polymorpha*) and population declines (*Rattus rattus*, *Melanoides tuberculatus*, *Lithoglyphus naticoides*, *Pontastacus leptodactylus*).

The main places of adaptation and simultaneously the infestation foci of introduced species are: (1) heated industrial waters (e.g. the system of Konin lakes heated by an electric power plant), (2) hothouses, compost plants and farm buildings, (3) stores of food products, (4) farms and aquacultures. It has been noticed that over a dozen of species (e.g. *Physella acuta*) are able to survive and successfully reproduce outside artificial habitats. Ambient temperature is the most important factor limiting colonization of new areas.

The mechanisms enabling successful colonization consist mainly in the reproduction strategies of organisms. Favored are species which are able to increase quickly their populations (parthenogenetic reproduction, hermaphroditism, and related bisexual reproduction, production of offspring in more than one group and across multiple seasons, as in iteroparous species) and species of great ecological plasticity.

The impact of introduced animals on the native biota consists mainly in (1) hybridization (most frequently noted in fish species), (2) herbivorousness (e.g. slugs and fish), (3) predation (strongest in mammals and fish), (4) competition (noted in all animal groups), (5) structural changes in ecosystems (e.g. in the Baltic Sea), (6) introduction of new pathogens (*Asworthius sidemi* and more than a dozen of other parasites). Among new alien species that are expected to appear in the territory of Poland in the nearest future, there are over a dozen of vertebrates and arthropods observed in the neighboring countries. It is difficult, however, to foresee the invasion of lower species.



fot. Zbigniew Głowaciński

Rycina 5. Nawłoc kanadyjska *Solidago canadensis* – jeden z najbardziej inwazyjnych gatunków roślin obcego pochodzenia (znad Bugu we Włodawie, 2011).

Figure 5. Canada Goldenrod *Solidago canadensis* – one of the most invasive species from among the alien plants (Bug Valley in Włodawa, 2011).