**Identifikace oblastí s vysokým rizikem úniků akvarijních organismů v České republice na základě pozorování výskytu želvy nádherné**

**Souhrn (summary, abstract)**

**Úvod**

**Cíl práce**

**Literární rešerše**

**Nepůvodní invazivní druhy**

Invaze je proces skládající se z několika fází: transport (kdy se organismus pohybuje ze svého přirozeného prostředí, často přes dlouhé vzdálenosti, na nové lokality), zavlečení (introdukce) do volné přírody, usídlení populace na novém stanovišti, a konečně šíření do okolních stanovišť mající za následek environmentální a ekonomické dopady (Kolar and Lodge, 2001; Leung et al., 2002).

Vlastnosti nepůvodních druhů a jejich interakce s druhy původními určují do jaké míry se budou šířit. Neinvazivní druhy zůstávají kolem místa zavlečení, zatímco invazivní druhy se značně šíří (Kolar and Lodge 2001). Mezi obecné vlastnosti, kterými se invazivní druhy vyznačují, patří například vysoká rychlost šíření, partenogeneze, vegetativní rozmnožování, vysoká genetická variabilita, široký původní areál výskytu, fenotypová plasticita, vysoká přizpůsobivost okolním podmínkám či polyfagie (Lodge, 1993).

Nejčastější příčinou neúspěšné invaze je neschopnost nepůvodních druhů přizpůsobit se novým klimatickým podmínkám, disturbačním změnám, kompetici nebo predaci ze strany původních druhů a také odolat nemocem (Lodge, 1993).

Člověk svojí činností, jako je zemědělství, akvakultura, rekreace a přeprava podporuje úmyslně či neúmyslně šíření druhů na místa, kam by se jinak nedostala z důvodu přírodních bariér v místech jejich přirozeného výskytu. Ačkoli většina druhů zahyne během transportu nebo těsně po něm (Lodge, 1993), druhy co přežijí a stanou se invazivními, mají negativní vliv na biodiverzitu původních druhů a populací (Vitousek et al., 1997) a mohou způsobit až vyhynutí původních druhů (Clavero and Garcıa-Berthou, 2005). Invazivní druhy mění procesy v ekosystémech (Raizada et al., 2008) a vlivem kompetice, predace a hybridizace snižují početnost původních druhů (Blackburn et al., 2004; Gaertner et al., 2009).

Některé invazivní druhy jsou natolik rozšířené, že se dají považovat za významnou složku způsobující globální změny životního prostředí (Vitousek et al., 1996). Typickým příkladem je mlž, slávička mnohotvárná (*Dreissena polymorpha*), původem z Černého a Kaspického moře. V Severní Americe, kam se tento druh dostal pomocí lodní dopravy, způsobuje miliardové škody v přístavech, vodárnách a elektrárnách. Ačkoliv jsou ekonomické následky obrovské, ekologické dopady mohou být ještě horší. Slávička mnohotvárná snižuje přírodní populaci řas a biologickou produktivitu, naopak zvyšuje koncentraci živin v celých ekosystémech (Vitousek et al., 1996). Vzhledem k velkému počtu jedinců, slávička přeměňuje substrát dna na téměř jednotnou vrstvu lastur. Tato změna má negativní důsledky pro ostatní druhy žijící u dna, zejména pro původní druhy mlžů (Nalepa et al., 1996).

**Invaze ve vodním prostředí**

Invaze nepůvodních druhů ve vodním prostředí jsou celosvětově rozšířeným problémem se vzrůstající frekvencí. V současné době jsou nepůvodní druhy jednou z hlavních příčin poklesu nebo zničení diverzity rybích společenstev a také způsobují někdy až drastické změny ve vodních ekosystémech. Hlavní ekologické dopady spojené s introdukcí nepůvodních druhů ryb jsou: predace, devastace stanovišť, kompetice, hybridizace a přenos nemocí (Gozlan et al., 2010).

Příkladem může být introdukce robala nilského (*Lates niloticus*) do Viktoriina jezera v roce 1950, jehož populace zůstala po mnoho let na nízké úrovni, ale v poslední době se jeho početnost značně zvýšila. To vyvolalo změny v chování původní rybí kořisti. Kořist změnila stanoviště, díky tomu se zvýšila kompetice o potravu, což vedlo k vyhynutí okolo 200 druhů endemických cichlid (Lodge, 2001).

Jiným příkladem je introdukce pstruha obecného (*Salmo trutta*) do potoků na Novém Zélandu, kde jejich predace bezobratlých živočichů živících se řasami, měla za následek celkový nárůst biomasy řas (Townsend, 1996).

Kapr obecný zase způsobuje potravním chováním devastaci stanovišť. Během hledání potravy ničí rostliny a promíchává sedimenty dna. Následkem toho dochází k většímu zakalení, které brání růstu rostlin a ovlivňuje fytoplankton. To má následně přímý vliv na diverzitu rostlin, bezobratlých a planktonu nebo nepřímý vliv prostřednictvím chemických změn (Miller and Crowl, 2006).

Příkladem hybridizace vedoucí k poklesu populací původních druhů může být hybridizace mezi nepůvodní populací karase stříbřitého (Carassius gibelio)a původní populací karase obecného (*Carassius carassius*) (Papoušek et al., 2008).

Pravděpodobnost ekologických dopadů plynoucí z introdukcí sladkovodních ryb je relativně nízká (okolo 6%) a představuje i mnoho pozitivních aspektů. Mezi tyto pozitiva patří nejen zlepšení ekonomiky a zajištění potravin pro lidi ale také zachování biodiverzity. Dobrým příkladem je introdukce sladkovodních ryb, které jsou ohrožené ve svém původním areálu výskytu a úspěšně se usídlí v lokalitách do kterých se dostali právě pomocí introdukce (Gozlan, 2008). Tímto případem je například slunka obecná (*Leucaspius delineatus*), malá ryba z čeledi kaprovití (cyprinidae), jejíž početní stavy v poslední době dramaticky poklesly (Gozlan et al., 2003). Dříve se tato ryba hojně vyskytovala ve střední Evropě. Avšak od doby, kdy byla introdukována do Anglie v polovině 80. let dvacátého století, došlo k vytvoření tamních rozsáhlých populací a je považována za dobře usídlený druh. Mohlo by se tedy argumentovat, že z hlediska zachování biodiverzity, by bylo cennější spíše vyvinout přístup na ochranu slunky obecné v Anglii, než se ji snažit vymýtit pouze na základě toho, že se jedná o nepůvodní druh (Gozlan, 2008).

**Cesty introdukce**

Mnoho druhů ryb bylo záměrně introdukováno pro zajištění potravy a sportovního rybolovu. Kromě těchto záměrných introdukcí se velký počet druhů rozšířil mimo svůj původní areál výskytu vypuštěním z akvárií, zahradních jezírek, únikem návnad, nebo jako kontaminanty rybích násad či v balastní vodě lodí. Některé z těchto ryb mají velké negativní ekologické dopady (Strayer, 2010).

**Akvaristika**

Chov okrasných druhů ryb je populární hobby pro mnoho milionů lidí celého světa. Odhaduje se, že 10 % domácností v USA vlastní akvárium. Ve Spojeném Království jsou akvarijní ryby třetím nejoblíbenějším domácím zvířetem, po psech a kočkách, a chová je 13% domácností (Davenport, 1996). Ačkoli většina ryb chovaných v akváriích jsou sladkovodní druhy, zájem o mořskou akvaristiku v poslední době rapidně vzrostl. Jedním důvodem je trend v pořizování akvárií s miniekosystémem mořského korálového útesu, kde kromě samotných ryb je chováno hlavně mnoho druhů bezobratlých živočichů, měkkýšů a ostnokožců (Livengood and Chapman, 2008; Rhyne et al., 2009).

Akvarijní ryby jsou introdukovány do volných vod z různých důvodů. Častým důvodem je zbavování se nemocných ryb, kdy si lidé myslí, že se jedná o humánnější způsob, než je usmrcení nemocného jedince. Dalšími důvody nechtěných jedinců může být jejich značná velikost v dospělosti, agresivní chování vůči jiným druhům, nadměrné rozmnožování nebo čistě jenom proto, že se daný druh stane nezábavným pro svého majitele (Padilla and Williams, 2004, Gertzen et al., 2008). Neúmyslně se do přírody mohou dostat únikem z chovatelských farem (např. při povodních) nebo při vypouštění vody z nádrží soukromých a veřejných akvárií (Padilla and Williams, 2004).

Více než miliarda okrasných ryb zahrnující přes 4000 sladkovodních a 1400 mořských druhů je předmětem mezinárodního obchodu každý rok (Whittington and Chong, 2007), tvoří tak jednu z nejdůležitějších komponent celosvětového obchodu s rybami. Sladkovodní druhy tvoří až 90% z tohoto obchodu, neboť jsou nejoblíbenějšími a nejvíce chovanými akvarijními živočichy po celém světě (Krishnakumar et al.,2009).

Obchod s exotickými akvarijními druhy výrazně souvisí s jejich výskytem v přírodě. Studie Duggana et al (2006) ukazuje jasné vztahy mezi četností výskytu ryb v obchodech a jejich usídlením a introdukováním do sladkovodních stanovišť. To naznačuje, že druhy snadněji dostupné jsou introdukovány častěji a ve větším počtu, než druhy vzácné. Popularita je zřejmě důležitým faktorem spojeným s úspěšnými invazemi ryb ze soukromých akvárií. U druhů ryb prodávaných ve velkém množství v akvaristice je tak větší pravděpodobnost, že budou spatřeny ve volné přírodě.

S růstem lidské populace roste i počet zájemců o akvaristiku. Je tak větší pravděpodobnost, že počet introdukcí akvarijních ryb do volné přírody se bude postupem času zvyšovat (Duggan et al., 2006).

Okrasné druhy včetně rostlin a živočichů představují jednu třetinu nejproblematičtějších vodních invazivních druhů světa (Padilla and Williams, 2004). Například, ve Spojených Státech Amerických bylo přibližně 100 druhů okrasných ryb introdukováno pomocí akvaristiky a 40 z těchto druhů se usídlilo ve zdejších přírodních vodách (Fuller et al., 1999).

Většina druhů důležitých pro akvaristiku je původem z tropických a subtropických oblastí, to omezuje jejich šíření v místech, kde je teplota vody nižší, než jaká je těmito druhy tolerována (McDowall, 2004). Některé druhy, však mohou najít ideální podmínky v nižších zeměpisných šířkách (např. jižní Evropa nebo jih USA), kde teplota vody neklesne pod tolerovanou mez. Navíc, některé druhy mohou také nalézt útočiště ve vodách uměle ohřívaných, například přítokem vody z elektráren a dalších průmyslových zařízení (Gozlan et al., 2010).

**Akvakultura**

Akvakultura je hlavním původcem introdukcí ryb v různých zemích. Podle Casala (2006) nyní žije ve volné přírodě až 50% sladkovodních ryb introdukovaných pro akvakulturní účely. Kapr obecný (*Cyprinus carpio*) je na třetím místě (v produkci) chovaný v akvakultuře na světě (usídlen v 91 ze 121 zemí do kterých byl introdukován) a v 15 zemích má nepříznivé ekologické účinky (Casal, 2006).

Rostoucí poptávka po rybích produktech nemůže být zajištěna samotným lovným rybářstvím, proto se mnoho zemí obrací k akvakultuře (Casal, 2006). Důkazem je významný vzrůst produkce v akvakultuře na rozdíl od lovného rybářství v posledních letech. Průměrný roční vzrůst produkce v letech 2006-2011 v akvakultuře činí 6% oproti lovnému rybářství, které v produkci stagnuje. V roce 2011 celosvětová produkce v akvakultuře představovala 63,6 milionů tun (FAO, 2012).

Zatímco většina akvakultur na celém světě se věnuje produkci potravin, produkce okrasných ryb je důležitou součástí odvětví akvakultury v několika zemích. V Singapuru, okrasné ryby představují 40% z celkového vývozu (Tay, 1977). Ve Spojených státech je produkce okrasných ryb na 4. místě za produkcí sumců, pstruhů a lososů (Tlusty, 2002).

Většina okrasných ryb chovaných v akvakultuře jsou sladkovodní druhy. Z celkového množství obchodovaných ryb ve sladkovodní akvaristice pochází 90 % z akvakultur a jen 10 % je extrahováno z volné přírody. U mořských druhů se v akvakultuře chová pouhých 100 z 800 druhů obchodovaných v „hobby-průmyslu“. Zbylých 700 druhů se získává lovem v přírodních vodách (Dawes, 1998).

Akvakultura okrasných ryb a bezobratlých organismů je nyní považována za vhodnou alternativu k získávání volně žijících druhů jejich odchytem v přírodě. Mnoho lokalit v současné době omezuje počet kusů nebo počet druhů ryb, které se mohou ulovit ve volné přírodě (Tlusty, 2002). Například Brazílie má povoleno exportovat pouze 180 druhů ryb (Chao and Prang, 1997), Peru zakázalo export 48 druhů ryb pro akvarijní účely (Posel, 2003), na Bahamách je povoleno exportovat 50 kusů od každého druhu ryb za rok a na Floridě je zakázán odchyt 49 druhů ryb (Tlusty, 2002).

**Sportovní rybolov**

Z historického hlediska byla sociální hodnota rekreačního rybolovu obvykle důležitější než zachování biodiverzity (Cambray, 2003). Lowe et al (2000) řadí 8 druhů ryb mezi stovku nejhorších invazivních nepůvodních druhů světa. Tři z těchto druhů byly introdukovány výhradně pro sport (Cambray, 2003).

Mezi ryby introdukované pro sportovní rybolov patří hlavně druhy z čeledi lososovití (salmonidae), jejichž vlastnosti jsou ceněné po stránce sportovní i gastronomické. Nejvíce jsou rozšířeny, pstruh duhový (*Oncorhynchus mykiss*), pstruh obecný (*Salmo trutta*), siven americký (*alvelinus fontinalis*), z čeledi okounkovití (centrarchidae), okounek pstruhový (*Micropterus salmoides*). Podobně druhy sumců ze Severní Ameriky, jako je sumeček černý (*Ameiurus melas*), sumeček americký (*Ameiurus nebulosus*)a sumeček tečkovaný (*Ictalurus punctatus*), stejně tak Evropský sumec velký (*Silurus glanis*), byly vysazeny do rybníků po celé Evropě pro účely sportovního rybolovu (Gozlan et al., 2010).

**Balastní voda lodí**

U lodí je balastní voda používána pro vyrovnání náklonu lodi. Balastní nádrže jsou taktéž používány ke snížení těžiště lodi a tím ke zvýšení stability a taktéž k zajištění dostatečného ponoru pro chod lodních šroubů.

Protože se balastní voda nabírá v zálivech a ústích řek, kde je voda bohatá na plankton a nekton, většina lodí s sebou převáží v balastní vodě (Carlton and Geller, 1993) a v sedimentech na dně nádrží (Kelly, 1993) velké množství různých organismů.

Aby mohlo dojít k úspěšné introdukci, musí organismy během transportu přežít řadu biologických (hladovění, predace), fyzikálních (nedostatek světla, změna teploty, poranění vlivem turbulencí během plavby) a chemických faktorů, jako je nedostatek kyslíku (Lavoie et al., 1999). Aby se nepůvodní druhy mohly v novém prostředí následně usídlit, musí být transportovány v dostatečné početnosti a schopny reprodukce (Lavoie et al., 1999).

Pomocí lodní dopravy byla během posledního století v oblasti Velkých jezer v Severní Americe přepravena zhruba polovina nepůvodních druhů a množství takto přepravených druhů stále narůstá. Od roku 1970 bylo více jak 75% nepůvodních druhů introdukováno díky transoceánské lodní dopravě (Ricciardi and MacIsaac, 2000).

**2 Introdukce a invaze vodních organismů**

**2.1 Evropa**

Introdukce okrasných ryb do Evropy začala v 17. století (Lever, 1996), kdy sem byl dovezen karas zlatý (*Carassius auratus*) z Číny (Copp et al., 2005). Tento druh byl introdukován hlavně do rybníků a jezírek, které jsou zvláště důležité pro zachování biodiverzity vodních druhů (Oertli et al., 2002).

Bylo uznáno, že akvakultura a související činnosti (např. sportovní rybolov, obchod s okrasnými druhy) byly v minulosti významným zdrojem nepůvodních druhů v Evropě, a že jsou zapotřebí dodržovat určitá pravidla s jejich obchodováním, aby se zabránilo zavlečení cílových i necílových druhů do volné přírody (Savini et al., 2010).

Analýza podle García-Berthou et al (2005) ukázala, že počet druhů indrodukovaných do nebo z dané země je dán velikostí (plochy) země a hustotou obyvatelstva.

**2.2 Česká republika**

## 2.2.1 Nepůvodní druhy ryb

Převážná většina nepůvodních druhů ryb byla do ČR dovezena záměrně především z důvodů produkčních (chov v rybnících) a s cílem rozšířit soubor druhů pro sportovní rybolov, dále pak z důvodů biomelioračních a experimentálních (Lusk et al., 2011). Počet ryb introdukovaných do ČR se pohybuje okolo 42 druhů. Nejvíce druhů bylo dovezeno mezi lety 1960 a 1995 a jsou původem hlavně ze Severní Ameriky (17 druhů), Asie (12 druhů) a Evropy (9 druhů), zbylé 4 druhy pocházejí z Afriky (Musil et al., 2010).

Mezi nepůvodní invazivní druhy ryb v České republice podle Luska et al (2011) patří takové druhy jejichž charakteristickou vlastností je, že proces aklimatizace u nich byl završen naturalizací. V přírodních podmínkách ČR se přirozeně rozmnožují a vytvořily stabilní a početné populace, jejichž existence je nezávislá na člověku a do různé míry negativně působí na nativní druhy.

## 2.2.2 Nepůvodní druhy vodních bezobratlých živočichů

## 2.2.3 Nepůvodní druhy vodních rostlin

V současnosti se na území ČR vyskytuje ve volné přírodě 49 druhů ryb, hodnocených jako původní alespoň pro jedno z úmoří, do kterých spadá území ČR.

**Akvaristika v České republice**

**Zdroje**

Adámek, Z. 2001. Role akvaristiky v introdukcích vodních živočichů do našich povrchových vod. Akvárium terárium. 44(8). 48–52.

Blackburn, T. M., Cassey, P., Duncan, R. P., Evans, K. L., Gaston, K. J. 2004. Avian extinction and mammalian introductions on oceanic islands. Science. 305 (5692). 1955–1958.

Cambray, J. A. 2003. Impact on indigenous species biodiversity caused by the globalisation of alien recreational freshwater ﬁsheries. Hydrobiologia. 500 (1-3). 217-230.

Carlton, J. T., Geller, J. B. 1993. Ecological roulette: The global transport and invasion of nonindigenous marine organisms. Science. 261 (5117). 78-82.

Casal, C. M. V. 2006. Global documentation of ﬁsh introductions: the growing crisis and recommendations for action. Biological Invasions. 8 (1). 3–11.

Chao, N. L., Prang, G. 1997. Project Piaba - towards a sustainable ornamental fischery in the Amazon. Aquarium Sciences and Conservation. 1 (2). 105 - 111.

Clavero, M., Garcıa-Berthou, E. 2005. Invasive species are a leading cause of animal extinctions. Trends in Ecology and Evolution. 20 (3). 110.

Copp, G. H., Bianco, P. G., Bogutskaya, N., Erős, T., Falka, I., Ferreira, M. T., Fox, M. G., Freyhof, J., Gozlan, R. E., Grabowska, J., Kováč, V., Moreno-Amich, R., Naseka, A. M., Peňáz, M., Povž, M., Przybylski, M., Robillard, M., Russell, I. C., Stakenas, S., Šumer, S., Vila-Gispert, A., Wiesner, C. 2005. To be, or not to be, a non-native freshwater fish?. Journal of Applied Ichthyology. 21 (4). 242-262.

Davenport, K. E. 1996. Characteristics of the current international trade in ornamental fish, with special reference to the European Union. Revue Scientifique et Technique de l’OIE. 15 (2) 435-443.

Dawes, J., 1998. International experience in ornamental marine species management. Part 1: perspectives. Ornamental Fish International Journal. 26. 1-3.

Duggan, I. C., Rixon, C. A. M., MacIsaac, H. J. 2006. Popularity and propagule pressure: determinants of introduction and establishment of aquarium ﬁsh. Biological Invasions. 8 (2). 377-382.

FAO. 2012. The State of World Fisheries and Aquaculture. Rome. p. 209. ISBN: 978-92-5-107225-7.

Fuller, P. L., Nico, L. G., Williams, J. D. 1999. Non Indigenous Fishes Introduced into Inland Waters of the United States, American. American Fisheries Society. Bethesda. p. 622. ISBN: 978-1888569148.

Gaertner, M., Den Bree, A., Hui, C., Richardson, D. M. 2009. Impacts of alien plant invasions on species richness in Mediterranean-type ecosystems: a meta-analysis. Progress in Physical Geography, 33 (3). 319-338.

García-Berthou, E., Alcaraz, C., Pou-Rovira, Q., Zamora, L., Coenders, G., Feo, C. 2005. Introduction pathways and establishment rates of invasive aquatic species in Europe. Canadian Journal Of Fisheries & Aquatic Sciences. 62 (2). 453-463.

Gertzen, E., Familiar, O., Leung B. 2008. Quantifying invasion pathways: fish introductions from the aquarium trade. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. 65 (7). 1265-1273.

Gozlan, R. E., Flower, C. J., Pinder, A. C. 2003. Reproductive success in male sunbleak, a recent invasive fish species in the U.K. Journal of Fish Biology. 63 (Suppl. 1). 131–143.

Gozlan, R. E. 2008. Introduction of non-native freshwater fish: is it all bad?. Fish and Fisheries. 9 (1). 106-115.

Gozlan, R. E., Britton, J. R., Cowx, I., Copp, G. H. 2010. Current knowledge on non-native freshwater fish introductions. Journal of Fish Biology. 76 (4). 751-786.

Kelly, J. M. 1993. Ballast water and sediments as mechanisms for unwanted species introductions into Washington state. Journal of Shellfish Research. 12(1). 405-410.

Kolar, C. S., Lodge, D. M. 2001. Progress in invasion biology: predicting invaders. Trends in Ecology & Evolution. 16 (4). 199-204.

Krishnakumar, K., Raghavan, Rajeev, Prasad, G., Bijukumar, A., Sekharan, Mini, Pereira, Benno, Ali, Anvar. 2009. When pets become pests - exotic aquarium fishes and biological invasions in Kerala, India. Current Science. 97 (4). 474-476.

Lavoie, D. M., Smith, L. D., Ruiz, G. M. 1999. The Potential for Intracoastal Transfer of Non-indigenous Species in the Ballast Water of Ships. Estuarine, Coastal and Shelf Science. 48 (5). 551-564.

Leung, B., Lodge, D. M., Finnoff, D., Shogren, J. F., Lewis, M. A., Lamberti, G. 2002. An ounce of prevention or a pound of cure: bioeconomic risk analysis of invasive species. Proceedings B. 269 (1508). 2407-2413.

Lever, C. 1996. The naturalised ﬁshes of the world. Academic Press. San Diego. California. p. 408. ISBN: 978-0124447455

Livengood, E. J., Chapman, F.A. 2008. The Ornamental Fish Trade: An Introduction with  
Perspectives for Responsible Aquarium Fish Ownership. Gainesville: University of Florida Institute of Food and Agricultural Sciences. 1-8.

Lodge, D. M. 1993. Biological invasions: lessons for Ecology. Trends in Ecology & Evolution. 8 (4). 133-137.

Lodge, D.M. 2001. Lakes. In: Chapin, III F.S., Sala, O.E., Huber-sannwald, E. (eds): Future Scenarios of Global Biodiversity. Springer-Verlag, New York. 277-312 p. ISBN: 978-0-387-95249-9.

Lowe, S., Browne, M., Boudjelas, S., De Poorter, M. 2000. 100 of the World’s Worst Invasive Alien Species A selection from the Global Invasive Species Database. The Invasive Species Specialist Group (ISSG) a specialist group of the Species Survival Commission (SSC) of the World Conservation Union (IUCN). 12 p.

Lusk, S., Lusková, V., Hanel, L. 2010. Alien fish species in the Czech Republic and their impact on the native fish fauna. Folia Zoologica. 59 (1). 57-72.

Lusk, S., Lusková, V., Hanel, L. 2011. Černý seznam nepůvodních invazivních druhů ryb České republiky, (Black List alien invasive fish species in the Czech Republic). In: Lusk, S., Lusková, V. (eds). Biodiverzita ichtyofauny České republiky: Biodiversity of fishes in the Czech Republic VIII. Ústav biologie obratlovců AV ČR. Brno. s. 79-97. ISBN: 9788087189085.

McDowall, R.M. 2004. Shoot first, and then ask questions: a look at aquarium fish imports and invasiveness in New Zealand. New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research. 38 (3). 503-510.

Miller, S. A., Crowl, T. A. 2006. Effects of common carp (*Cyprinus carpio* ) on macrophytes and invertebrate communities in a shallow lake. Freshwater Biology. 51 (1). 85 - 94.

Mlynář. 2006: Listárna, GM Ryby. Akva tera fórum 11:5.

Musil, J., Jurajda, P., Adámek, Z., Horký, P., Slavík, O. 2010. Non-native fish introductions in the Czech Republic-species inventory, facts and future perspectives. Journal of Applied Ichthyology. 26.(Suppl. 2) 38-45.

Nalepa, T. F., Hartson, D. J., Gostenik, G. W., Fanslow, D. L., Lang, G. A. 1996. Changes in the freshwater mussel community of Lake St. Clair: from Unionidae to *Dreissena polymorpha* in eight years. Journal of Great Lakes Research. 22 (2). 354-369.

Oertli, B., Joye, D. A., Castella, E., Juge, R., Cambin, D., Lachavanne, J.-B. 2002. Does size matter? The relationship between pond area and biodiversity. Biological Conservation. 104 (1). 59–70.

Padilla, D.K., Williams, S.L. 2004. Beyond ballast water: aquarium and ornamental trades as sources of invasive species in aquatic ecosystems. Frontiers in Ecology and the Environment. 2 (3). 131-138.

Papoušek, I., Vetešník, L., Halačka, K., Lusková, V., Humpl, M., Mendel, J. 2008. Identification of natural hybrids of gibel carp Carassius auratus gibelio (Bloch) and crucian carp Carassius carassius (L.) from lower Dyje River floodplain (Czech Republic). Journal of Fish Biology. 72 (5). 1230-1235.

Posel, P. 2003. Ekologické aspekty světové akvaristiky. Disertační práce. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích. Zemědělská fakulta. České Budějovice. 99 s.

Raizada, P., Raghubanshi, A. S., Singh, J. S. 2008. Impact of invasive alien plant species on soil processes: a review. Proceedings of the National Academy of Sciences India Section B: Biological Sciences. 78(4). 288–298.

Rhyne, A., Rotjan, R., Bruckner, A., Tlusty, M. 2009. Crawling to Collapse: Ecologically Unsound Ornamental Invertebrate Fisheries. PLoS ONE. 4 (12). 1-8.

Ricciardi, A., MacIsaac, H. J. 2000. Recent mass invasion of the North American Great Lakes by Ponto-Caspian species. Trends in Ecology and Evolution. 15 (2). 62-65.

Savini, D., Occhipinti–Ambrogi, A., Marchini, A., Tricarico, E., Gherardi, F., Olenin, S. and Gollasch, S. 2010. The top 27 animal alien species introduced into Europe for aquaculture and related activities. Journal of Applied Ichthyology. 26 (Suppl. 2). 1-7.

Strayer, D. L. 2010. Alien species in fresh waters: ecological effects, interactions with other stressors, and prospects for the future. Freshwater Biology. 55 (Suppl. 1). 152-174.

Tay, S. H. 1977. ASEAN meeting of experts on aquaculture and cultivation of ornamental fish in cage-nets in Singapore (a recent development). First ASEAN Meeting of Experts on Aquaculture. Semarang, Indonesia,31 January to 6 February 1977. p. 217–220.

Tlusty, M. 2002. The benefits and risks of aquacultural production for the aquarium trade. Aquaculture. 205 (3-4). 203-219.

Townsend, C. R. 1996. Invasion biology and ecological impacts of brown trout *Salmo trutta* in New Zealand. Biological Conservation. 78 (1-2). 13-22.

Vitousek, P. M., D'Antonio, C. M., Loope, L. L., Westbrooks, R. 1996. Biological Invasions as Global Environmental Change. American Scientist. 84 (5). 468-478.

Vitousek, P. M., H. A. Mooney, J. Lubchenco, J. M. Melillo. 1997. Human domination of Earth’s ecosystems. Science. 277 (5325). 494–499.

IUCN. 1987. The IUCN position statement on translocation of livingorganisms: introductions, reintroductions and re-stocking. Species Survival Commission, IUCN Commission on Ecology, Gland.

Whittington, R. J., Chong, R. 2007. Global trade in ornamental fish from an Australian perspective: the case for revised import risk analysis and management strategies. Preventive Veterinary Medicine. 81 (1-3). 92-116.