

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Katedra zoologie a rybářství



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

Bakalářská práce

Autor práce: Aleš Hroch

Vedoucí práce: Ing. Miloslav Petrtýl, Ph.D.

© 2013 ČZU v Praze

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem bakalářskou práci na téma „Identifikace oblastí s vysokým rizikem úniků akvariálních organismů v České republice na základě pozorování výskytu želvy nádherné“ vypracoval samostatně a použil jen pramenů, které cituji a uvádím v příložené bibliografii.

V Praze dne:

.....

Aleš Hroch

Poděkování

Děkuji svému vedoucímu práce Ing. Miloslavu Petrtýlovi, Ph.D. a konzultantovi doc. Ing. Lukáši Kalousovi, Ph.D. za vedení mé bakalářské práce, poskytnuté cenné rady a trpělivost v průběhu jejího vzniku. Dále musím poděkovat Mgr. Aleši Zbořilovi za vytvoření mapy výskytu želvy nádherné a mapy hustoty obyvatel pro tuto práci.

Souhrn

Teorie předpovídá, že počet úspěšně usídlených nepůvodních druhů pozitivně koreluje s počtem a frekvencí jakou jsou do volné přírody introdukovány (tzv. propagule pressure). Introdukce okrasných ryb má v Evropě dlouhou historii. První okrasnou rybou introdukovanou do Evropy byl v 17. století karas zlatý (*Carassius auratus*), který sem byl dovezen z Číny. Ačkoli je akvaristika velmi populární hobby na celém světě a jednou z nejdůležitějších součástí celosvětového obchodu s rybami, existuje jen málo prací, které se zabývaly introdukcí akvarijních organismů do volné přírody.

Tato práce se zabývá možností identifikovat oblasti s vysokým rizikem úniků akvarijních organismů v České republice na základě pozorování výskytu nepůvodního druhu sladkovodní želvy, konkrétně želvy nádherné (*Trachemys scripta*), která se zde začala chovat již v 50. letech 20. století jako terarijní druh. Je zde předpoklad, že oblasti, kde se tento druh vyskytuje nejhojněji, jsou zároveň oblasti s vysokým rizikem úniků akvarijních organismů a jiných druhů vodních terarijních živočichů. Pro zjištění o jaké oblasti se jedná a jaké faktory mají vliv na výskyt želvy v těchto oblastech a naopak, které faktory figurují v oblastech, kde se tento druh nevyskytuje, byla vytvořena mapa výskytu želvy nádherné, která byla následně porovnávána s dalšími mapami.

Bylo zjištěno, že ukazatele, jako je hustota obyvatel, nadmořská výška nebo krajinný pokryv lesních porostů, podle zde uváděných map k porovnávání, nejlépe vystihují rozšíření želvy nádherné v České republice. Naopak ukazatele, jako je průměrný věk obyvatel, průměrná hrubá měsíční mzda a míra nezaměstnanosti nevykazují na výskyt želvy ve volné přírodě výrazný vliv. Dále bylo zjištěno, že ačkoli želva dlouhodoběji přežívá pouze v nejteplejších oblastech České republiky, vyskytuje se ve větším počtu také v mírných a dokonce i v chladných oblastech. Také se ukázalo, že ve všech velkých městech nad 100 tisíc obyvatel se želva vyskytuje v hojném počtu. Z výše uvedeného vyplývá, že na základě porovnávání jednotlivých map se dají určit faktory, které lze využít pro identifikaci oblastí s vysokým rizikem úniků nepůvodních druhů nebo při monitoringu druhů, které se již ve volné přírodě vyskytují a některé z nich mohou negativně působit na druhy původní.

Klíčová slova: introdukce, invaze, nepůvodní druh, invazivní druh, usídlení, naturalizace

Summary

Theory predicts that number of established non - native species positively correlates with number of introduced species and frequency of their introduction (i.e. propagule pressure). An introduction of ornamental fish to Europe has a long history. First ornamental fish introduced to Europe were goldfish (*Carassius auratus*) which has been introduced from China in 17th century. Although fishkeeping is a popular hobby worldwide and one of the most important component of global fish trade, only few studies have examined aquarium fish introduction into the wild.

This thesis examines possibility to identify areas with high risk aquarium organisms introductions in the Czech republic based on observation of non - native freshwater turtle occurrence, namely pond slider (*Trachemys scripta*) which has started to be bred in the terrarium in the 1950s here. There is an assumption that areas, in which this species occurs most abundant, are simultaneously areas with high risk aquarium organisms and other freshwater terrarium species introductions. To determine these areas and factors that influence the occurrence of pond slider in these areas, and conversely, factors that acts in the areas without this species, map of the Czech republic with the occurrence of pond slider was made. This map was used to compare with others.

It was found that indicators such as population density, altitude or land cover of forest, according to the maps given here for comparison, are best predictors of pond slider distribution in the Czech republic. Conversely, indicators such as average age of the population, average monthly gross wage and unemployment rate do not show significant influence on pond slider occurrence. Furthermore, it was found although pond slider survives longer time only in warmest regions of the Czech republic, it occurs in greater numbers also in temperate and even in cold regions. It was also revealed the pond slider abundantly occurs in all towns with over 100 thousand inhabitants. From the above follows that by comparing each maps it is possible to determine factors which could be used for identification areas with high risk non - native species introductions or for monitoring species already occur in wild, and some of them can negatively affect native species

Keywords: introduction, invasion, non - native species, invasive species, establishment, natrualization

Obsah

1 Úvod	7
2 Cíl práce.....	8
3 Literární rešerše	9
3.1 Nepůvodní invazivní druhy	9
3.1.1 Invaze ve vodním prostředí.....	10
3.1.2 Cesty introdukce	11
3.1.2.1 Akvaristika	11
3.1.2.2 Akvakultura.....	13
3.1.2.3 Sportovní rybolov	14
3.1.2.4 Balastní voda lodí	14
3.2 Introdukce a invaze vodních organismů	15
3.2.1 Evropa	18
3.2.2 Česká republika	18
3.2.2.1 Nepůvodní druhy ryb.....	18
3.2.2.2 Nepůvodní druhy vodních plazů.....	20
3.3 Identifikace lokalit s pravděpodobným výskytem nepůvodních druhů	20
4 Materiál a metodika.....	22
4.1 Vstupní data	22
4.2 Postup získávání souřadnic	22
4.3 Postup tvorby map	22
5 Výsledky	23
6 Diskuse	24
7 Závěr.....	30
8 Zdroje	31

1 Úvod

Člověk svoji činností napomáhá šíření nepůvodních druhů na místa, kam by se přirozenou cestou nikdy nedostaly. Zavlečené organismy mohou na novém území značně ovlivnit původní faunu a flóru. V současné době jsou nepůvodní druhy jednou z hlavních příčin poklesu nebo zničení diverzity původních druhů a společenstev.

Zavlečení nepůvodních vodních organismů do volné přírody člověkem může být způsobeno jak z neúmyslných, tak i úmyslných důvodů. Neúmyslně se mohou nepůvodní organismy dostávat do přírodních vod následkem různých úniků, například z akvakultur, soukromých i veřejných akvárií nebo během transportu těchto organismů. Úmyslně se vodní organismy mohou dostávat do volných vod z důvodů produkčních (chov v rybnících), dále pak s cílem rozšířit soubor druhů pro sportovní rybolov, z důvodů biomelioračních nebo vypouštěním akvaristy.

Některé druhy, které přežijí proces transportu na nové lokality a začnou se zde úspěšně rozmnožovat a šířit do okolí, to znamená, že se stanou invazivními, mohou způsobovat značné ekologické a ekonomické škody. Proto je důležité nepůvodní druhy, a zvláště ty, které mají vysoký potenciál stát se invazivními, neustále monitorovat a tím předcházet negativním ekologickým a ekonomickým dopadům těchto druhů.

Informace obsažené v této práci nelze považovat za jejich publikování.

2 Cíl práce

Cílem této práce je určit, které faktory mohou pozitivně či negativně ovlivňovat výskyt nepůvodních akvarijních organismů v oblastech České republiky na základě porovnávání různých map s mapou výskytu nepůvodní želvy nádherné.

3 Literární rešerše

3.1 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 (naturalizace) 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 (rozmnožování bez přispění samčí pohlavní buňky), 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 a parazitům (Lodge, 1993).

Člověk svojí činností, jako je zemědělství, akvakultura, rekreace a přeprava, podporuje úmyslně či neúmyslně šíření druhů na místa, kam by se jinak nedostaly 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 Garcia-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).

3.1.1 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 druhů a společenstev a také způsobují někdy až drastické změny ve vodních ekosystémech. Hlavní ekologické dopady spojené s introdukcí nepůvodních druhů vodních organismů jsou predace, devastace stanovišť, kompetice, hybridizace a přenos nemocí.

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).

Invazivní druhy nepůvodních druhů raků jsou známým příkladem šíření nemocí ve vodním prostředí. Severoamerické druhy raků jsou přenašeči plísňového onemocnění *Aphanomyces astaci* způsobujícího tzv. račí mor u raků původních v Evropě, Asii a Austrálii (Kozubíková-Balcarová, 2013).

Pravděpodobnost ekologických dopadů plynoucích 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 dostaly právě pomocí introdukce (Gozlan, 2008). Tímto případem je například slunka obecná (*Leucaspis 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 úspěšně 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 jí snažit vymýtit pouze na základě toho, že se jedná o nepůvodní druh (Gozlan, 2008).

3.1.2 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).

3.1.2.1 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 akvariální 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 introdukovaním 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 nejproblematictějších 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 ohříváných, například přítokem vody z elektráren a dalších průmyslových zařízení (Gozlan et al., 2010).

3.1.2.2 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 (Tlustý, 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 odchylem v přírodě. Mnoho lokalit v současné době omezuje počet kusů nebo počet druhů ryb, které se mohou ulovit ve volné

přírodě (Tlustý, 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 (Tlustý, 2002).

3.1.2.3 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).

3.1.2.4 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).

3.2 Introdukce a invaze vodních organismů

Existuje mnoho prací, které se zabývaly výskytem a invazemi nepůvodních druhů v závislosti na ekologických, ekonomických nebo demografických faktorech v různých prostorových měřítkách od celosvětového měřítka přes kontinenty, biogeografické oblasti, až po úroveň jednotlivých států, regionů, okresů a ještě menších lokalit.

Mezi ekologické faktory mající vliv na rozšíření nepůvodních druhů patří například geografie, klimatické podmínky, krajinný pokryv, dostupnost energie, heterogenita stanovišť, a další (Leprieur et al., 2008; Pyšek et al., 2010). Zeměpisná šířka, jako jeden z geografických ukazatelů, značně ovlivňuje rozšíření nepůvodních druhů. Je prokázáno, mimo tropické a subtropické oblasti, že množství původních i nepůvodních druhů živočichů a rostlin se vzrůstající zeměpisnou šířkou klesá, kdežto velikost geografického okrsku druhů se vzrůstající zeměpisnou šířkou se zvětšuje. To platí pro severní i jižní polokouli. V tropickém pásmu je počet naturalizovaných nepůvodních druhů nízký a jejich geografický okrsek velký. Naopak nejvyšší množství nepůvodních druhů s nejmenším okrskem se nachází v subtropickém pásmu (Sax, 2001).

Klimatické podmínky, především ty související s teplotou, mají také významný vliv na rozšíření původních (Guisan and Hofer, 2003) i nepůvodních druhů. U nepůvodních druhů ovlivňují jejich usídlení v nových lokalitách, do kterých byly zavlečeny, protože podobné klimatické podmínky mezi původním a nepůvodním areálem výskytu zvyšují šanci nepůvodních druhů na úspěšné usídlení (Bomford et al., 2009). V posledních desetiletích jsou to globální změny klimatických podmínek, které mohou ovlivňovat šanci nepůvodních druhů na úspěšné usídlení. Tyto klimatické změny mají vliv na výskyt nepůvodních druhů také nepřímo, působením na celé ekosystémy, které se následkem změn stávají méně odolné proti zavlečeným druhům. Přibývá také důkazů, že globální oteplování umožnilo nepůvodním druhům expandovat do oblastí, kde předtím nebyly schopny přežít a rozmnožovat se (Walther et al., 2009). Globální oteplování také umožňuje lidské činnosti,

kteře by mohly zvýšit riziko zavlečení druhů na nové lokality. Například v létě vlivem tání arktického ledu se otevírají sezónní vodní cesty, nejen pro lodě ale i pro studenovodní organismy, mezi severním Atlantikem a severním Tichým oceánem. Právě nedávno byl v severním Atlantiku zpozorován druh tichomořské rozsivky *Neodenticula seminae*, která se v této oblasti podle zjištěných fosilních pozůstatků nevyskytovala 800 000 let. Znovuobjevení *N. seminae* v severním Atlantiku je indikátorem rychlosti a rozsahu změn, které se odehrávají v Arktidě a v severním Atlantickém oceánu v důsledku globálního oteplování. Vlivem pokračujícího tání ledovce je pravděpodobné, že trans - arktické migrace z Tichého do Atlantického oceánu se budou vyskytovat v průběhu příštích 100 let stále častěji, a tím více budou ovlivňovat biodiverzitu v Atlantiku (Reid et al., 2007).

V regionálním měřítku úspěšné usídlení nepůvodních druhů ryb silně závisí na vlastnostech jednotlivých druhů (Ruesink, 2005). Mezi tyto vlastnosti, které zvyšují šanci nepůvodních ryb na úspěšné usídlení, patří maximální velikost v dospělosti, značné rozšíření druhů v oblasti původního výskytu, rychlý individuální růst, potravní specializace, fyziologická tolerance k teplotě, množství kyslíku, salinitě a zakalení vody (Kolar and Lodge, 2002; Marchetti et al., 2004). Naproti tomu v globálním měřítku je úspěšné usídlení nepůvodních druhů obecně vyšší u čeledí zahrnující malé druhy ryb a u omnivorních druhů. Naturalizace nepůvodních druhů ryb je také častější v zemích s vysokým počtem endemických druhů ryb nebo pokud bylo naturalizování druhů ve volné přírodě plánované člověkem. Faktory, jako zeměpisná šířka, biodiverzita původních druhů a datum první introdukce, nejspíše s počtem naturalizovaných nepůvodních druhů ryb nemají v globálním měřítku souvislost (Ruesink, 2005).

Na experimentální rovině je předpoklad, že ekosystémy s nízkou druhovou pestrostí jsou mnohem náchylnější k invazím, než ekosystémy s vysokým počtem druhů (Chapin et al., 1998). Například Gido a Brown (1999) během výzkumu 125 povodí napříč mírným podnebným pásmem Severní Ameriky zjistili, že v povodích s vysokým počtem původních druhů se vyskytuje méně introdukovaných druhů, než v povodích s nižším počtem původních druhů. Naproti tomu Moyle a Light (1996) naznačují, že na lokální úrovni všechny sladkovodní ekosystémy jsou vysoce invazibilní, bez ohledu na lokální druhovou bohatost, ale v závislosti na podmínkách, které panují v době invaze. Biotická rezistence ve vodních ekosystémech je obvykle méně důležitá pro určování, zda proces invaze bude úspěšný, či

nikoli, než je rezistence životního prostředí, snad jen s výjimkou v časné fázi invazního procesu, kdy je počet invazivních jedinců malý (Moyle and Light, 1996).

Neexistuje univerzální soubor vlastností, které by dokázaly předpovědět úspěšný proces invaze ve vodním prostředí, nebo které druhy nepůvodních ryb budou mít negativní dopad na druhy původní (Moyle a Marchetti, 2006). Avšak pro potencionálně invazivní druhy ryb a lokality, do kterých byly tyto druhy introdukovány, existují určité charakteristiky, které zvyšují pravděpodobnost úspěšné invaze těchto druhů. Moyle a Marchetti (2006) na základě výzkumu jednotlivých povodí v Kalifornii mezi tyto charakteristiky řadí: historické případy úspěšného usídlení druhů mimo původní areál výskytu; vlastnosti druhů, které zvyšují jejich šanci na úspěch v jednotlivých fázích procesu invaze; jsou introdukovány do lokalit, které více či méně odpovídají lokalitám v původním místě výskytu; jsou introdukovány do oblastí s poměrně vysokou druhovou bohatostí, včetně ostatních nepůvodních druhů ryb; a jsou opakovaně introdukovány v počtech přesahující 100 jedinců.

Ekonomické a demografické ukazatele lidské činnosti (HDP, populační hustota, procento městských oblastí) v globálním měřítku pozitivně souvisí s počtem úspěšně usídlených nepůvodních druhů ryb v povodích světa. Kromě toho se také podílí na většině globálních změn v množství nepůvodních druhů. Přesněji řečeno, míra ekonomické aktivity daného povodí (vyjádřena v HDP) výrazně určuje jeho invazibilitu (Leprieur et al., 2008). Ekonomicky bohaté oblasti jsou náchylnější k narušování přírodních stanovišť (např. stavby přehrad a nádrží modifikující vodní toky) a umožňují tak nepůvodním druhům v těchto stanovištích snadnější usidlování (Havel et al., 2005). Vysoká míra mezinárodního obchodu zvyšuje počet nepůvodních druhů a zvýšená poptávka po dovážených produktech související s ekonomickým rozvojem zvyšuje pravděpodobnost neúmyslných introdukcí během procesu importu (Levine and D'Antonio, 2003). Hustota obyvatel pozitivně souvisí s počtem nepůvodních druhů ryb také v národním i lokálním měřítku (García-Berthou et al., 2005; Copp et al., 2010).

Na základě studie o výskytu nepůvodních invazivních druhů v Číně se zdá, že kromě základních biologických faktorů, které jsou hlavními mechanizmy biologických invazí, jsou ekonomické faktory spolu s klimatickými podmínkami rozhodujícími silami, které určují distribuci a intenzitu biologických invazí (Lin et al., 2007).

3.2.1 Evropa

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 vodních organismů indrokovovaných do nebo z dané země je dán velikostí (plochy) země a hustotou obyvatelstva a nikoli hrubým domácím produktem. Toto do určité míry potvrzují také Pyšek et al (2010) zabývající se vlivem ekologických, ekonomických a demografických faktorů na množství indrokovovaných nepůvodních druhů rostlin a živočichů v jednotlivých státech Evropy. Ukázalo se, že kromě ryb a obojživelníků, u všech ostatních skupin živočichů zahrnutých v této studii jejich výskyt ve volné přírodě výrazně souvisí s demografickými a ekonomickými ukazateli, zejména s národním bohatstvím.

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 indrokován hlavně do rybníků a jezírek, které jsou zvláště důležité pro zachování biodiverzity vodních druhů (Oertli et al., 2002). Zájem o tuto rybu v Evropě dokládá i fakt, že nejvíce indrokcí karase zlatého směřovalo právě do evropských států, a to až 37 % z celkového počtu 54 indrokcí (García-Berthou et al., 2005).

3.2.2 Česká republika

3.2.2.1 Nepůvodní druhy ryb

Převážná většina nepůvodních druhů ryb byla do České republiky 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 indrokovovaných do České republiky se pohybuje okolo 42 druhů náležejících do 14 čeledí. Podobné množství druhů je hodnoceno jako původní (49), alespoň pro jedno z úmoří, do kterých spadá území České republiky (Mlíkovský a Stýblo, 2006). 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 Lusk et al (2011) patří takové druhy, jejichž charakteristickou vlastností je, že proces aklimatizace u nich byl završen naturalizací. V přírodních podmínkách České republiky se přirozeně rozmnožují a vytvořily stabilní a početné populace, jejichž existence je nezávislá na člověku a do různé míry negativně působí na nativní druhy. Mezi tyto druhy patří karas stříbřitý (*Carassius gibelio*), střevlička východní (*Pseudorasbora parva*), sumeček americký (*Ameiurus nebulosus*) a hlaváč černoústý (*Neogobius melanostomus*), u kterého negativní vliv na původní druhy prozatím nebyl v našich podmínkách doposud prokázán. Z těchto čtyř druhů stojí za zmínku hlavně karas stříbřitý, jehož vliv na původní biodiverzitu je různorodý. Vytváří hybridy s karasem obecným (*Carassius carassius*) a s kaprem obecným (*Cyprinus carpio*) (Papoušek et al. 2008; Lusk et al., 2011). Nezanedbatelný je tzv. sexuální parazitismus, kdy triploidní samice využívají pro nepohlavní reprodukci samce kaprovitých druhů - zejména karase obecného (*Carassius carassius*), kapra obecného (*Cyprinus carpio*), cejna velkého (*Abramis brama*), plotici obecnou (*Rutilus rutilus*) (Lusk et al., 2011), čímž snižují jejich reprodukční potenciál (Smartt, 2007). Protože karas stříbřitý je reprodukčně velmi výkonný a značně odolný vůči nepříznivým podmínkám, je schopen vytvářet velmi početné doslova „přemnožené“ populace s následným konkurenčním vlivem v oblasti potravy a prostorové kompetice (Lusk et al., 2011).

Koljuška tříostná (*Gasterosteus aculeatus*) je v České republice jediný naturalizovaný druh, který byl vysazen akvaristy (Lusk et al., 2010). Vyskytuje se především v rybnících, tůních, slepých ramenech, zavodňovacích kanálech a malých potocích. V současnosti je rozšířena ostrůvkovitě v nepočetných populacích a nelze očekávat přílišné změny v areálu rozšíření ani v početnosti populací. Lokálně může docházet k přemnožení. Na našem území nebyl prokázán žádný vliv koljušky na původní faunu či biotopy (Mlíkovský a Stýblo, 2006).

Od nás i z dalších evropských států je známa již řada nečekaných úlovků různých exotických teplomilných ryb jako výsledek úniku z chovů či vysazení akvaristy. Tyto druhy mohou krátce přežívat v místech výtoku teplých odpadních vod. Jedná se například o živorodku ostrotlamou (*Poecilia sphenops*), živorodku duhovou (*Poecilia reticulata*) a mečovku zelenou (*Xiphophorus helleri*) (Lusk et al., 2010). Větším problémem mohou být exotické druhy ryb z jiných oblastí světa s obdobnými klimatickými podmínkami, jako jsou ve střední

Evropě, které by pak mohly přežívat ve zdejších volných vodách dlouhodobě. V poslední době je např. na našem trhu do zahradních jezírek nabízen kaprovec čínský (*Myxocyprinus asiaticus*, čeleď Catostomidae) dorůstající až do metrové délky, u nějž úspěšné přezimování v naší volné přírodě není vyloučeno. Jeho domovinou je čínská řeka Chang Jiang a její povodí (Lusk et al., 2011).

3.2.2.2 Nepůvodní druhy vodních plazů

V České republice se kromě želvy nádherné (*Trachemys scripta*) dosud nevyskytuje žádný nepůvodní druh plaza, který by dlouhodoběji přežíval ve volné přírodě nebo přímo vykazoval schopnost aklimatizace. Želva nádherná je druh sladkovodní želvy původem z východní části USA. Na území České republiky se želva nádherná začala v domácích chovech pravidelně objevovat v 50. letech 20. století (Mlíkovský a Stýblo, 2006). Želva nádherná tráví většinu života ve sladké vodě. Mimo vodu se vydává hlavně při slunění, kladení vajec, při migracích na další vhodná stanoviště, nebo při migracích na zimoviště. Ve své domovině (a druhotně i u nás) obývá stojaté, nebo pomalu tekoucí vody s nejčastěji bahnitým dnem a je věrná svému domovskému okrsku (Dewey and Kuhrt, 2002; Mikula a Kopecký, 2007). Želva nádherná je omnivorním druhem. Živočišná složka potravy převládá u jedinců mladých, u dospělců naopak v potravě převažuje potrava rostlinná (Dewey and Kuhrt, 2002; Prevot-Julliard et al., 2007). V místech společného výskytu s původními druhy sladkovodních želv může želva nádherná představovat významného potravního konkurenta, případně obsazovat místa vhodná ke slunění, či kladení vajec a přispívat tak ke zhoršování fitness autochtonních druhů, hlavně želvy bahenní (*Emys orbicularis*) (Cadi and Joly, 2004). Vzhledem k potravnímu spektru se může místy významněji podílet na predaci domácí fauny bezobratlých živočichů, ryb a obojživelníků (Mlíkovský a Stýblo, 2006). Od roku 2005 je na základě nařízení evropské komise dovoz želvy nádherné do EU zastaven. Je tedy téměř jisté, že časem z naší volné přírody postupně vymizí. Tato želva se totiž v podmínkách České republiky nerozmnožuje a dlouhodoběji přežívá pouze v nejteplejších oblastech (Mlíkovský a Stýblo, 2006).

3.3 Identifikace lokalit s pravděpodobným výskytem nepůvodních druhů

Počet úspěšně usídlených nepůvodních druhů souvisí s počtem a frekvencí jakou jsou do volné přírody introdukovány (tzv. propagule pressure) (Lockwood et al., 2005). Avšak

rostoucí „propagule pressure“ může být stejně důležitý pro pochopení míry geografického šíření nepůvodních populací (Rouget and Richardson, 2003). Ačkoli je „propagule pressure“ velmi důležitým faktorem pro úspěšné usídlení introdukovaných druhů, je často obtížně měřitelným parametrem u sladkovodních ryb (Copp et al., 2010). Hustota lidské populace může sloužit jako náhradní ukazatel pro předpověď oblastí s vysokým rizikem introdukcí nepůvodních druhů, a to například v zemích nemajících dostatek dat o introdukcích nepůvodních druhů (Copp et al., 2010).

Porovnávání oblastí s největším rizikem introdukcí s oblastmi s vysokou hodnotou ochrany pomůže stanovit priority jak pro management nepůvodních druhů, tak pro ochranu původních druhů a tím zefektivnit činnost orgánů ochrany přírody (Copp et al., 2010). Management nepůvodních druhů má největší význam v časných fázích invazního procesu, protože v těchto fázích lze zavlečení nepůvodních druhů předcházet. S postupem invazního procesu se možnosti managementu stávají čím dál více omezeny. Jakmile se nepůvodní druh jednou usídí, eradikace takového druhu je často nemožná a zmírňování následků a kontrola jsou obtížné a nákladné (Kolar and Lodge, 2001).

Tato práce se zabývá možností využití nepůvodního druhu, konkrétně želvy nádherné (*Trachemys scripta*), k identifikaci oblastí s pravděpodobným výskytem nepůvodních sladkovodních organismů z hobby chovů (akvaristika, teraristika). Vhodnost tohoto druhu jako „indikátoru“ lokalit s vysokým rizikem úniků spočívá především v hojnějším výskytu ve volné přírodě. To je především důsledek častého zbavování se této želvy jejími majiteli. Hlavním důvodem, proč se jí chovatelé zbavují, je velikost v dospělosti (Brejcha et al., 2009). Poměrně velký vzrůst (délka krunýře až 28 cm) je ovšem vhodným faktorem pro spatření a pozorování želv ve volné přírodě.

4 Materiál a metodika

4.1 Vstupní data

Hlavní vstupní data pro tvorbu map tvoří databáze souřadnic (x, y) výskytu želvy nádherné, databáze počtu obyvatel v jednotlivých katastrech a mapová vrstva katastrálních území. Další pomocná data představuje vrstva s hranicí České republiky a vrstva s hranicemi krajů.

4.2 Postup získávání souřadnic

Přibližné souřadnice 250 lokalit výskytu želvy nádherné byly získané pomocí mapového portálu www.mapy.cz. Jako zdroj informací pro vyhledání lokalit byly použity publikované záznamy výskytů želvy nádherné v České republice (Mikula a Kopecký, 2007; Brejcha et al., 2009; Brejcha et al., 2010). Jednotlivé záznamy zahrnují jak lokality s dočasným výskytem jedinců, tak i lokality s počtem přesahující 10 jedinců.

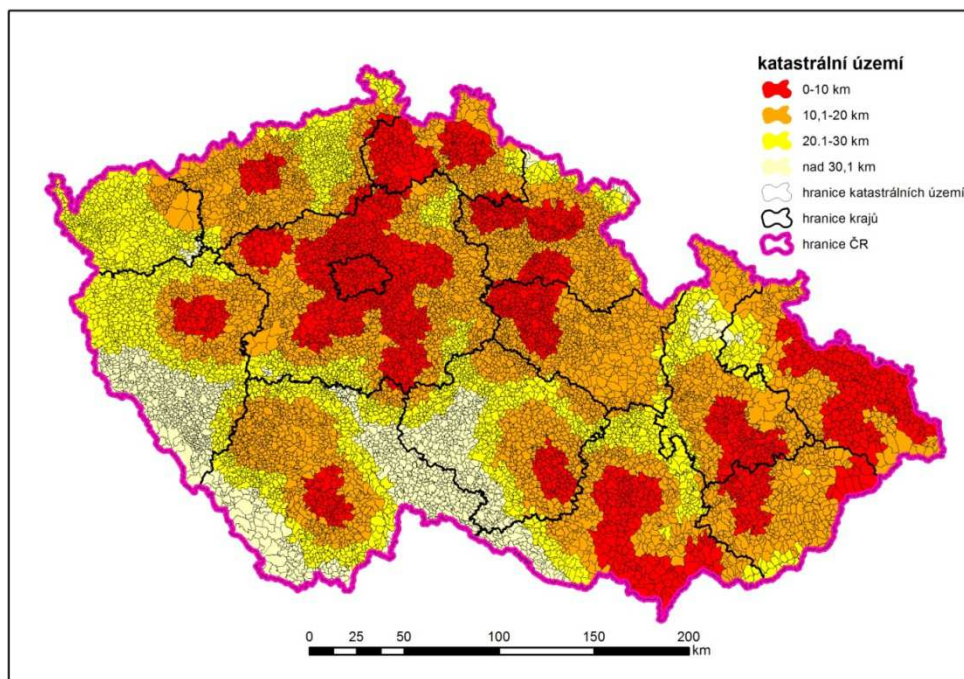
4.3 Postup tvorby map

V prostředí software ArcMap od firmy ESRI a její nadstavby ET GeoWizards verze 10.0 ArcGIS 10 byl použit nástroj Connect Points k výpočtu vzájemných vzdáleností jednotlivých lokalit výskytu želv. Následně s využitím standardních nástrojů ArcMapu byla provedena zonalizace vzájemných vztahů v intervalech 0, 10, 20, 30 a nad 30 km včetně vazby na hustotu obyvatel dle katastrálních území České republiky.

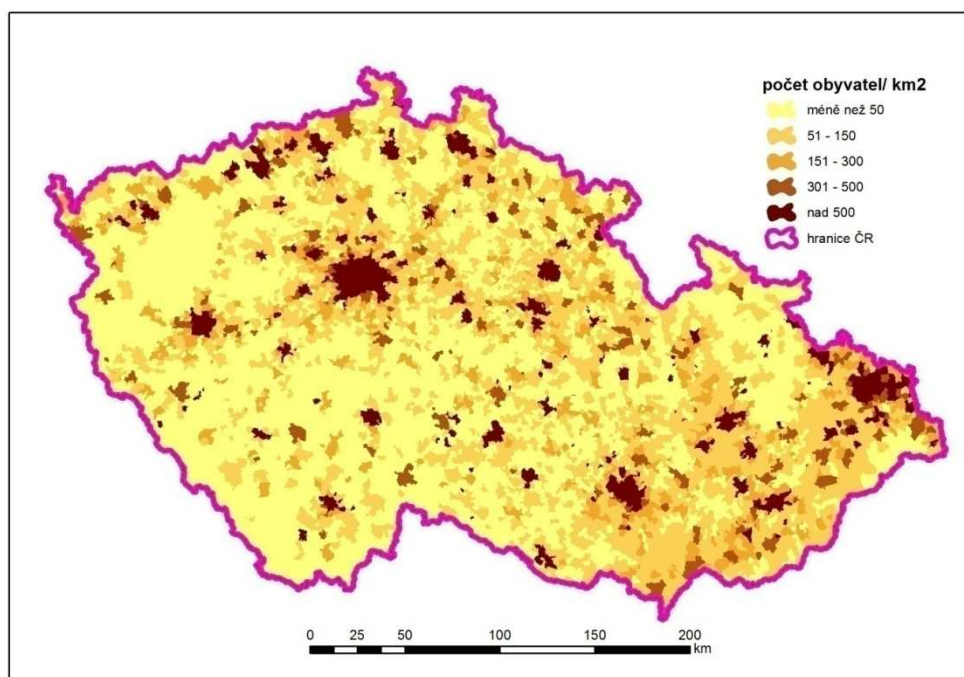
Výsledná mapa výskytu želvy poté byla porovnávána s jednotlivými mapami volně dostupnými na internetu a heuristickou metodou byly z tohoto porovnávání vyvozované možné důsledky a závěry.

5 Výsledky

Výstupem po zpracování dat v programu ArcMap je mapa České republiky s výskytem želvy nádherné (viz obr. 1) a s hustotou obyvatel (viz obr. 2). Barevná škála na mapě výskytu želvy znázorňuje rozdělení do zón podle vzájemných vzdáleností jednotlivých lokalit nálezů. Hranice zón potom vymezují katastrální území.



Obr. 1: Mapa výskytu želvy nádherné (*Trachemys scripta*) v České republice

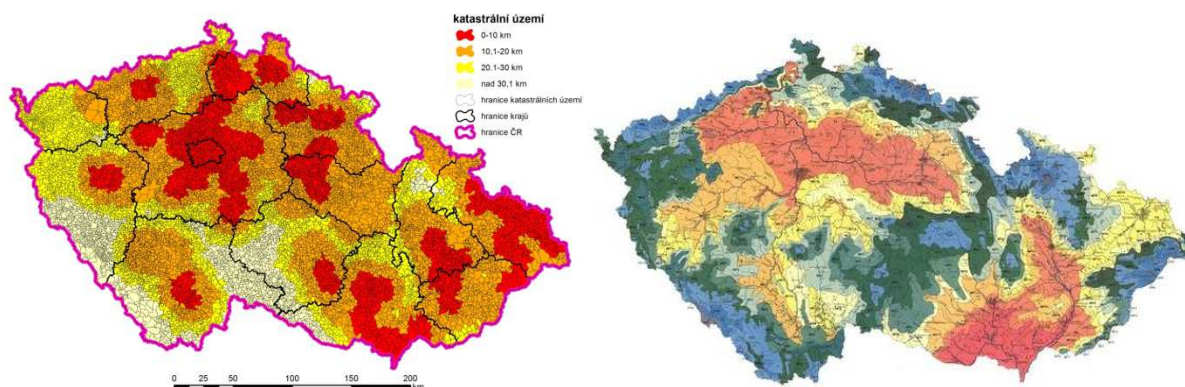


Obr. 2: Mapa hustoty obyvatel České republiky

6 Diskuse

Při porovnávání jednotlivých map lze celkem jednoznačně usoudit, že hustota obyvatel pozitivně koreluje s výskytem želvy nádherné. Většina oblastí s nejvyšší hustotou obyvatel se kryje s oblastmi s vyšším počtem zaznamenaných jedinců želvy nádherné. Nejlépe je to patrné v okolí Prahy, podél řeky Moravy nebo na Ostravsku, dále pak v okolí Brna, Plzně či Liberce (viz obr. 1 a 2). Toto tvrzení je v souladu s jinými pracemi, které se zabývaly výskytem nepůvodních druhů ryb v globálním (Leprieur et al., 2008) i lokálním měřítku (Copp et al., 2010) v závislosti na ukazatelích lidské činnosti a demografických faktorech, mezi které patří, mimo jiné, také hustota obyvatel.

Zajímavé je porovnání mapy výskytu s mapou podnebných oblastí České republiky (viz obr. 3). I přes tvrzení, že želva nádherná dlouhodoběji přežívá pouze v nejteplejších oblastech



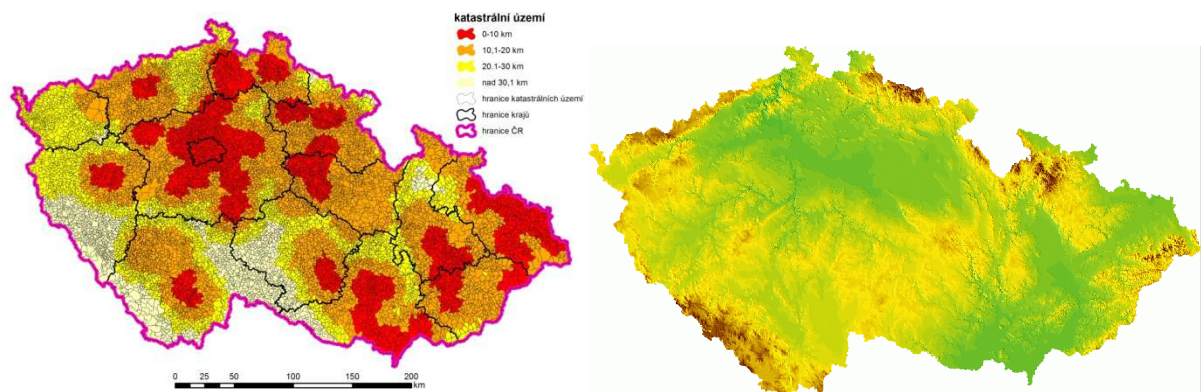
Obr. 3: Porovnání map výskytu želvy nádherné a podnebných oblastí. Červené odstíny vymezují teplé oblasti, zelené a žluté odstíny mírně teplé oblasti a modré odstíny chladné oblasti.

Zdroj: <http://www.hajduch.net/cesko/priroda/podnebi>

České republiky (Mlíkovský a Stýblo, 2006), je při pohledu na obě mapy vidět, že se želva v hojnějším počtu vyskytuje v mírně teplých a dokonce i v chladných oblastech. Názorným příkladem takových chladných oblastí je oblast Liberecka jižně od Jizerských hor nebo oblast Vsetínska jižně od Moravskoslezských Beskyd. Lokality nálezů na Vsetínsku jsou zároveň, díky klimatickému charakteru oblasti, nejextrémnějšími lokalitami výskytu želvy nádherné v České republice (Mikula a Kopecký, 2007). Výskyt želvy v těchto dvou lokalitách bude souviset nejspíše s vysokým zalidněním v prvním případě, a vyšším zalidněním v kombinaci s vhodným stanovištěm (kromě teploty) pro přežívání želv v oblasti CHKO Beskydy v druhém případě. Na druhou stranu je ovšem vidět, že většina lokalit s výskytem želvy nádherné se nachází v oblastech s nejteplejším klimatem (Polabí, dolní Povltaví, Hornomoravský úval,

Dolnomoravský úval a Dyjsko-svratecký úval). Také studie zabývající se předpovědí rozšíření původních druhů plazů na základě klimatických a topografických modelů ukazuje, že klimatické faktory, zvláště ty souvisejí s teplotou, znatelně ovlivňují rozšíření druhů (Guisan and Hofer, 2003). Klimatické podmínky také ovlivňují usídlení nepůvodních druhů v nových lokalitách, protože podobné klimatické podmínky mezi původním a nepůvodním areálem výskytu zvyšují šanci nepůvodních druhů na úspěšné usídlení (Bomford et al., 2009).

Další mapou k porovnávání je výškopisná mapa terénu poskytující informace o nadmořské výšce v rámci České republiky. Srovnání s touto mapou nejlépe vystihuje rozšíření želvy nádherné v České republice (viz obr. 4). Je zřetelně vidět, že všechny oblasti, až na pár výjimek, kde se želva nádherná vyskytuje, jsou zároveň oblasti s nejnižší nadmořskou výškou.

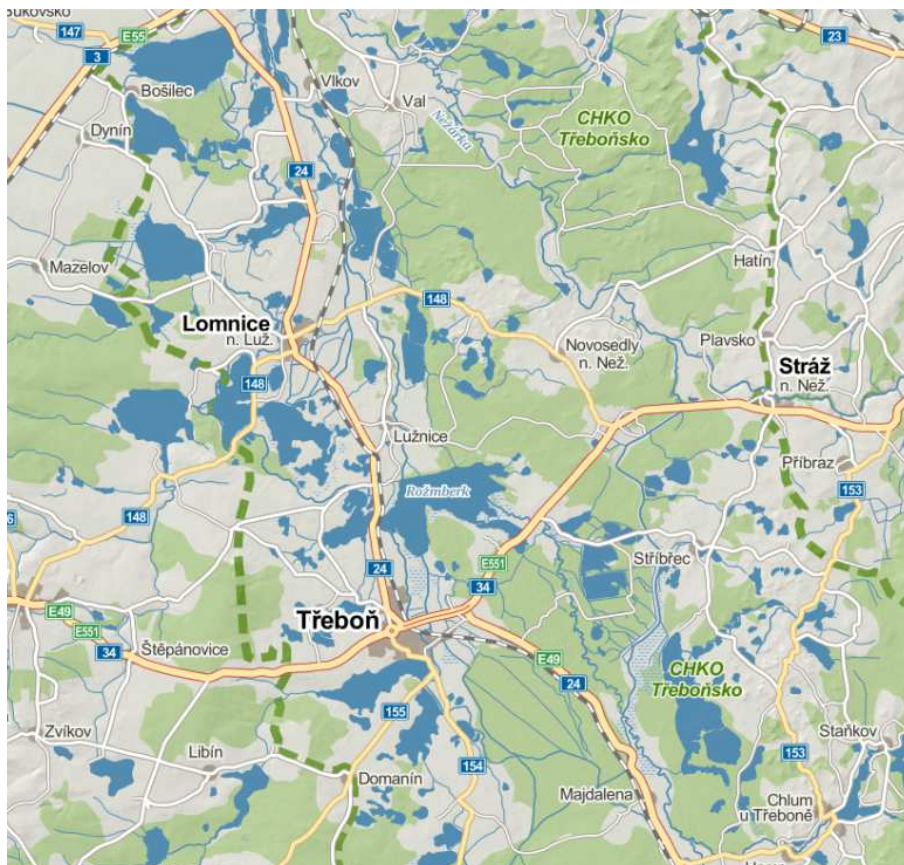


Obr. 4: Porovnání mapy výskytu s výškopisnou mapou terénu

Zdroj: <http://www.gisat.cz/content/cz/produkty/digitalni-model-terenu>

Výskyt želvy v těchto polohách bude souviset zejména s vyšší teplotou a s častějším výskytem stojatých a pomalu tekoucích vod, které želva nádherná nejčastěji obývá (Dewey and Kuhrt, 2002). Právě velká hustota rybníků je nejpravděpodobnějším důvodem přežívání vyššího počtu jedinců v lokalitách s malou hustotou obyvatel (například lokality severovýchodně od Třebíče a severozápadně od Českých Budějovic). Otázkou ovšem je, jak se do těchto lokalit takové množství želv vůbec dostalo. Možným vysvětlením je migrace želv z okolních stanovišť (Mikula a Kopecký, 2007), která jsou v blízkosti větších měst, tudíž je zde větší riziko úniků nebo úmyslného vypouštění želv do volné přírody (Copp et al., 2010). Druhou možností by mohlo být vypouštění želv v těchto vzdálenějších lokalitách od měst přímo člověkem, zejména pokud se nacházejí v blízkosti frekventovaných silnic nebo pěšin (Copp et al., 2005b). S největší pravděpodobností oba tyto procesy probíhají současně.

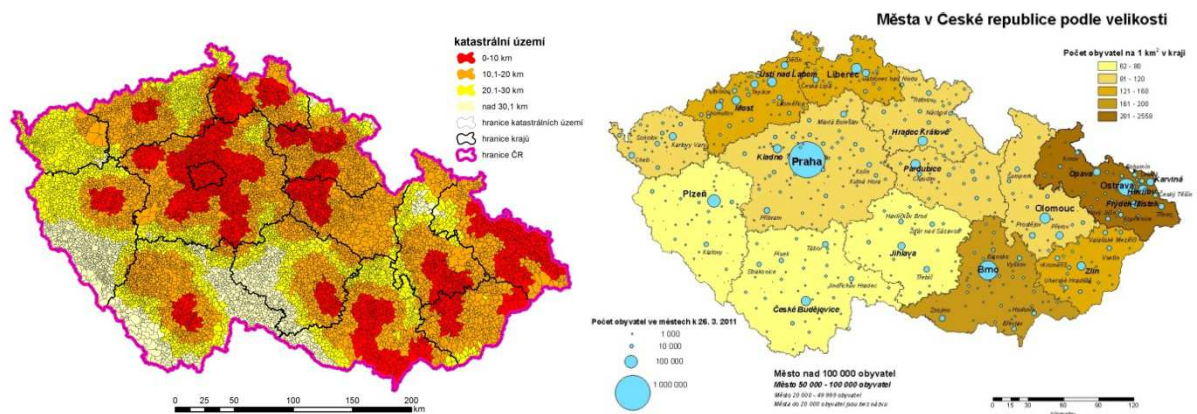
Výjimkou je snad jen lokalita na Třeboňsku (viz obr. 5). V této přímo rybníkářské oblasti se paradoxně želva nádherná pravděpodobně vůbec nevyskytuje. Pokud se tato oblast promítne do mapy podnebných oblastí, je vidět, že se nenachází v teplé oblasti, která nejvíce želvě vyhovuje (Mlíkovský a Stýblo, 2006), a porovnání s mapou hustoty zalidnění a mapou měst (viz obr. 2 a 6) ukazuje minimální osídlení v této oblasti a absenci bezprostředního navázání větších a velkých měst. Nízká hustota zalidnění a nižší teplota se tak jeví jako hlavní faktory ovlivňující výskyt želvy v oblasti Třeboňska.



Obr. 5: Mapa Třeboňska

Zdroj: www.mapy.cz

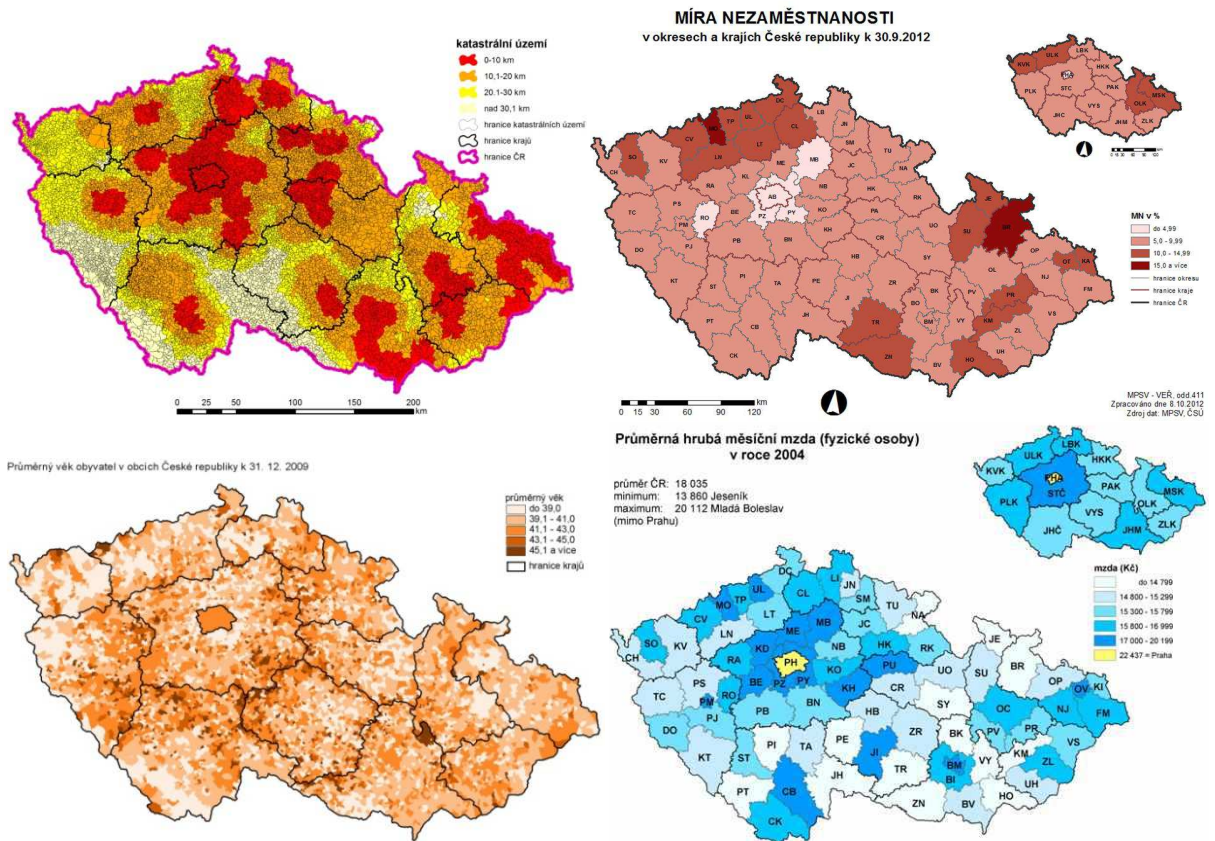
Srovnání s mapou měst také ukazuje, že ve všech největších městech, co do počtu obyvatel (Praha, Brno, Ostrava, Plzeň, České Budějovice, Hradec Králové, Pardubice, Olomouc a Liberec) a jejich okolí, se želva nádherná vyskytuje ve vyšším a hojném počtu, dokonce i bez rozdílu podnebných oblastí a nadmořských výšek, ve kterých jednotlivá města leží. Také zde, ovšem existuje výjimka, kterou je v tomto případě oblast kolem Ústí nad Labem. I přes vyšší počet obyvatel, oproti některým výše jmenovaným městům, se zde želva nádherná nevyskytuje. Důvod, proč tomu tak je, není zřejmý, jelikož zde neexistuje faktor, který by výskyt želvy v této lokalitě omezoval či přímo znemožňoval. Naopak, lokalita se nachází v teplé oblasti s vyšší hustotou obyvatel v okolí a v neposlední řadě se zde nachází i dostatek vodních ploch. Pokud se bude uvažovat, že jsou malé želvy oblíbené především u mladé



Obr. 6: Porovnání mapy výskytu s mapou měst České republiky

Zdroj: [http://www.scitani.cz/csu/2012edicniplan.nsf/t/D70024DB93/\\$File/mesta_CR_velikost.jpg](http://www.scitani.cz/csu/2012edicniplan.nsf/t/D70024DB93/$File/mesta_CR_velikost.jpg)

generace nebo že nebudou chovány například v zadlužených a chudých domácnostech, tak ani ukazatele, jako je průměrný věk obyvatel, výše průměrné hrubé měsíční mzdy, míra nezaměstnanosti v porovnání s jinými lokalitami, nevykazují signifikantní vliv na výskyt želvy ve volné přírodě, nejen v této lokalitě, ale v celé České republice (viz obr. 7). Při pohledu na jednotlivé mapy se nedá říci, že by byla vidět významná pozitivní nebo negativní korelace mezi výskytem želvy a těmito ukazateli, tudíž se tyto ukazatele nedají považovat pro předpovídání lokalit s vyšším rizikem úniků nepůvodních druhů za spolehlivé. Nejspíše ani neexistuje studie, která by toto tvrzení potvrdila nebo naopak vyvrátila.



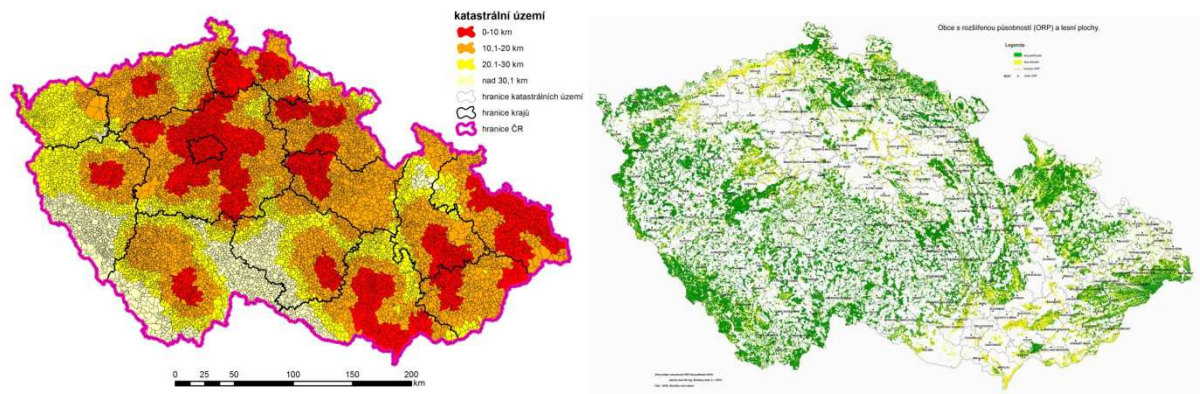
Obr. 7: Porovnání mapy výskytu s mapou průměrného věku, míry nezaměstnanosti a hrubé měsíční mzdy obyvatel

Zdroje: <http://www.profesa.cz/wordpress/wp-content/uploads/2012/10/nezam%C4%9Bstnanost-9-2012.jpg>

[http://www.czso.cz/xk/redakce.nsf/i/prumerny_vek_obyvatel_v_obcich_cr_k_31_12_2009/\\$File/pr%C5%AFm%C4%9Brn%C3%BD%20v%C4%9Bk.jpg](http://www.czso.cz/xk/redakce.nsf/i/prumerny_vek_obyvatel_v_obcich_cr_k_31_12_2009/$File/pr%C5%AFm%C4%9Brn%C3%BD%20v%C4%9Bk.jpg)

[http://www.czso.cz/csu/redakce.nsf/i/prumerna_hrubá_mesicni_mzda_fyzicke_osoby_v_roce_2004_ks/\\$File/pm_2004.jpg](http://www.czso.cz/csu/redakce.nsf/i/prumerna_hrubá_mesicni_mzda_fyzicke_osoby_v_roce_2004_ks/$File/pm_2004.jpg)

Poslední zde uváděnou mapou k porovnání, která poměrně dobře vystihuje rozšíření želvy nádherné, je mapa lesních ploch (viz obr. 8). Želva totiž preferuje biotopy s osluněnými plochami vhodnými k vyhřívání (Dewey and Kuhrt, 2002), které v lesních porostech jen stěží může nacházet.



Obr. 8: Porovnání mapy výskytu s mapou lesních ploch. Zeleně jsou znázorněny lesy jehličnaté, žlutě lesy listnaté.

Zdroj: http://www.uhul.cz/prehl_map_cr/

7 Závěr

Ve všech velkých městech nad 100 tisíc obyvatel a u naprosté většiny měst s počtem obyvatel nad 50 tisíc se želva nádherná vyskytuje ve větším počtu.

Oblasti s vysokou hustotou obyvatel pozitivně korelují s výskytem želv.

Mapa podnebných oblastí ukazuje, že výskyt želvy není omezený pouze na teplé oblasti, ale že se vyskytuje také v mírných a dokonce i v chladných oblastech.

Ze všech zde použitých map k porovnávání s mapou výskytu želvy nádherné nejlépe rozšíření želvy vystihuje výškopisná mapa terénu.

Ukazatele, jako jsou průměrný věk obyvatel, míra nezaměstnanosti nebo průměrná hrubá měsíční mzda, nevykazují výrazný vliv na výskyt želvy ve volné přírodě.

Oblasti s možným výskytem nepůvodních druhů, které preferují stejné biotopy jako želva nádherná, lze poměrně spolehlivě předpovídat také podle oblastí lesních porostů.

Tato práce ukazuje, jak některé mapy lze poměrně spolehlivě využít pro identifikaci oblastí s vysokým rizikem úniků nepůvodních druhů a jaké faktory nejlépe určují množství nepůvodních druhů v daných oblastech. Díky tomu je potom možné navrhnout postupy, které omezí výskyt a šíření těchto druhů ve volné přírodě.

8 Zdroje

- 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.
- Bomford, M., Kraus, F., Barry, S. C., Lawrence, E. 2009. Predicting establishment success for alien reptiles and amphibians: a role for climate matching. *Biological Invasions*. 11 (3). 713 - 724.
- Brejcha, J., Miller, V., Jeřábková, L., Šandera, M. 2009. Výskyt *Trachemys scripta* na území ČR. *Herpetologické informace*. 8 (1). 14 - 29.
- Brejcha, J., Jeřábková, L., Miller, V., Šandera, M. 2010. Zaznamenávání výskytu želvy nádherné (*Trachemys scripta*) na území ČR v roce 2010. *Herpetologické informace*. 9 (1). 18 - 24
- Cadi, A., Joly P. 2004. Impact of the introduction of the red-eared slider (*Trachemys scripta elegans*) on survival rates of the European pond turtle (*Emys orbicularis*). *Biodiversity and Conservation*. 13 (13). 2511 - 2518.
- 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 fishery in the Amazon. *Aquarium Sciences and Conservation*. 1 (2). 105 - 111.
- Chapin III, F. S., Sala, O. E. 1998. Ecosystem consequences of changing biodiversity. *BioScience*. 48 (1). 43 - 52.
- Clavero, M., Garcia-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. 2005a. To be, or not to be, a non-native freshwater fish?. *Journal of Applied Ichthyology*. 21 (4). 242 - 262.

Copp, G. H., Wesley, K. J., Vilizzi, L. 2005b. Pathways of ornamental and aquarium fish introductions into urban ponds of Epping Forest (London, England): the human vector. *Journal of Applied Ichthyology*. 21 (4). 263 - 274.

Copp, G. H., Vilizzi, L., Gozlan, R. E. 2010. The demography of introduction pathways, propagule pressure and occurrences of non-native freshwater fish in England. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*. 20 (5). 595 - 601.

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.

Dewey, T., Kuhrt, T. 2002. *Trachemys scripta* [online]. *Animal Diversity Web*. 2002. [cit. 2013-02-12]. Dostupné z <http://animaldiversity.ummz.umich.edu/accounts/Trachemys_scripta/>

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.
- Gido, K. B, Brown, J. H. 1999. Invasion of North American drainages by alien fish species. *Freshwater Biology*. 42 (2). 387 - 399.
- 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.
- Guisan, A. Hofer, U. 2003. Predicting reptile distributions at the mesoscale: relation to climate and topography. *Journal of Biogeography*. 30 (8). 1233 - 1243.
- Havel, J. E, Lee, C. E, Vander Zanden, M. J. 2005. Do reservoirs facilitate invasions into landscapes? *BioScience*. 55 (6). 518 - 252.
- 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.
- Kolar, C. S., Lodge, D. M. 2002. Ecological predictions and risk assessment for alien fishes in North America. *Science*. 298 (5596). 1233 - 1236.

- Kozubíková-Balcarová, Eva. 2013. Biologické invaze a paraziti - příběh raků a račího moru. *Živa*. 51 (1). 31 - 34.
- 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.
- Leprieur, F., Beauchard, O., Blanchet, S., Oberdorff, T., Brosse, S. 2008. Fish Invasions in the World's River Systems: When Natural Processes Are Blurred by Human Activities. *PLoS Biol*. 6 (2). 404 - 410.
- 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
- Lin, W., Zhou, G., Cheng, X., Xu, R. 2007. Fast Economic Development Accelerates Biological Invasions in China. *PLoS ONE*. 2 (11). 1 - 6.
- 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.
- Levine, J. M, D'Antonio, C. M. 2003. Forecasting biological invasions with increasing international trade. *Conservation Biology*. 17 (1). 322 - 326.
- Lockwood, J. L., Cassey, P., Blackburn, T. 2005. The role of propagule pressure in explaining species invasions. *Trends in Ecology and Evolution*. 20 (5). 223 - 228.
- 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.
- Marchetti, M. P., Moyle, P. B., Levine, R. 2004. Alien fishes in California watersheds: characteristics of successful and failed invaders. Ecological Applications. 14 (2). 587 - 596.
- 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.
- Mikula, J., Kopecký, O. 2007. Želva nádherná (*Trachemys scripta*, Schoepff 1792) na Vsetínsku. Časopis Slezského Muzea Opava (A). 56. 185 - 186.
- 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.
- Mlíkovský, J., Stýblo, P. (eds.). 2006. Nepůvodní druhy fauny a flóry České republiky. ČSOP. Praha. 496 s. ISBN: 8086770176.
- Moyle, P. B, Light, T. 1996. Biological invasions of fresh water: Empirical rules and assembly theory. Biological Conservation. 78 (1). 149 - 161.

- Moyle, P. B., Marchetti, M. P. 2006. Predicting Invasion Success: Freshwater Fishes in California as a Model. *BioScience*. 56 (6). 515 - 524.
- 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.
- Prevot-Julliard, A. C., Goussete, E., Archinard, C., Cadi, A., Girondot, M. 2007. Pets and invasion risks: is the Slider turtle strictly carnivorous?. *Amphibia-Reptilia*. 28 (1). 139 - 143.
- Pyšek, P., Jarošík, V., Hulme, P. E., Kühn, I., Wild, J., Arianoutsou, M., Bacher, S., Chiron, F., Didžiulis, V., Essl, F., Genovesi, P., Gherardi, F., Hejda, M., Kark, S., Lambdon, P. W., Desprez-Loustau, A.-M., Nentwig, W., Pergl, J., Poboljšaj, K., Rabitsch, W., Roques, A., Roy, D. B., Solarz, W., Vilà, M., Winter, M. 2010. Disentangling the role of environmental and human pressures on biological invasions across Europe. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 107 (27). 12157 - 12162.

- 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., Tlustý, M. 2009. Crawling to Collapse: Ecologically Unsound Ornamental Invertebrate Fisheries. *PLoS ONE*. 4 (12). 1 - 8.
- Reid, P. C., Johns, D. G., Edwards, M., Starr, M., Poulin, M., Snoeijs, P. 2007. A biological consequence of reducing Arctic ice cover: arrival of the Pacific diatom *Neodenticula seminae* in the North Atlantic for the first time in 800 000 years. *Global Change Biology*. 13 (9). 1910 - 1921.
- 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.
- Rouget, M., Richardson, D. M. 2003. Inferring Process from Pattern in Plant Invasions: A Semimechanistic Model Incorporating Propagule Pressure and Environmental Factor. *The American Naturalist*. 162 (6). 714 - 724.
- Ruesink, J. L. 2005. Global Analysis of Factors Affecting the Outcome of Freshwater Fish Introductions. *Conservation Biology*. 19 (6). 1883 - 1893.
- Savini, D., Occhipinti-Ambrogi, A., Marchini, A., Tricarico, E., Gherardi, F., Olenin, S., 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.
- Sax, D. F. 2001. Latitudinal gradients and geographic ranges of exotic species: Implications for biogeography. *Journal of Biogeography*. 28 (1). 139 - 150.
- Smartt, J. 2007. A possible genetic basis for species replacement: preliminary results of interspecific hybridisation between native crucian carp *Carassius carassius* (L.) and introduced goldfish *Carassius auratus* (L.). *Aquatic Invasions*. 2 (1). 59 - 62.
- 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. 217 - 220.
- Thlusty, 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.
- Walther, G. R., Roques, A., Hulme, P. E., Sykes, M. T., Pysek, P., Kühn, I., Zobel, M., Bacher, S., Botta-Dukát, Z., Bugmann, H., Czúcz, B., Dauber, J., Hickler, T., Jarosík, V., Kenis, M., Klotz, S., Minchin, D., Moora, M., Nentwig, W., Ott, J., Panov, V. E., Reineking, B., Robinet, C., Semchenko, V., Solarz, W., Thuiller, W., Vilà, M., Vohland, K., Settele, J. 2009. Alien species in a warmer world: risks and opportunities. *Trends in Ecology and Evolution*. 24 (12). 686-693.
- 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.