

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Katedra zoologie a rybářství



**Fakulta agrobiologie,
potravinových a přírodních zdrojů**

**Efektivita zákazu chovu sladkovodních plžů rodu *Pomacea*
v České republice**

Bakalářská práce

Jana Nedvědová

Chov zájmových zvířat

doc. Ing. Jiří Patoka, Ph.D., DiS.

© 2024 ČZU v Praze

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou bakalářskou práci "Efektivita zákazu chovu sladkovodních plžů rodu *Pomacea* v České republice" jsem vypracovala samostatně pod vedením vedoucího bakalářské práce a s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou citovány v práci a uvedeny v seznamu literatury na konci práce. Jako autorka uvedené bakalářské práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušila autorská práva třetích osob.

V Praze dne 25. 4. 2024

Poděkování

Ráda bych touto cestou poděkovala doc. Ing. Jiřímu Patokovi, Ph.D., DiS. za cenné rady, odbornou pomoc a vstřícné vedení při psaní mé bakalářské práce. Dále děkuji své rodině a všem, kteří mě podporovali během celého studia.

Efektivita zákazu chovu sladkovodních plžů rodu *Pomacea* v České republice

Souhrn

Tato bakalářská práce se ve své první části zabývala biologickými invazemi, které jsou způsobovány lidskou činností a představují problém pro celý svět. Zavlečení nepůvodních organismů do míst mimo jejich přirozený výskyt může probíhat jejich záměrným vypuštěním, často k introdukci ale dochází neúmyslně bez vědomí člověka. Organismus, který se na novém místě usadí, dále se šíří a působí škody, je označován za invazní. Jednou z možných cest nejen živočichů do volné přírody je skrze akvaristiku, jejímž prostřednictvím dochází k invadování životního prostředí různými druhy obojživelníků, plazů, ryb, korýšů a měkkýšů. Takovými měkkýši jsou například atraktivně zbarvení a u akvaristů oblíbení sladkovodní plži rodu *Pomacea*, kteří úspěšně invadovali některé tropické části světa, ale byli objeveni i na jihu Evropy. Toto zjištění vedlo k vydání legislativního zákazu chovu, množení a prodeje těchto plžů na území Evropské unie. Zatím nebylo zjištěno, zdali je v České republice daný zákaz efektivní a jestli je opravdu dodržován.

Ve své druhé části si tato práce kladla za cíl zjistit četnost chovu plžů rodu *Pomacea* na území ČR. Za tímto účelem bylo provedeno a vyhodnoceno dotazníkové šetření a průzkum trhu. Dotazník sloužil pro zjištění, zdali byli plži od doby vydání zákazu na území ČR stále chováni, což se potvrdilo u 89 % z celkového počtu respondentů. Průzkum trhu dále zahrnoval sběr dat z internetových nabídek a fotografickou dokumentaci z míst prodeje těchto plžů. Dle získaných výsledků bylo zjištěno, že plži jsou zde nadále chováni, množeni a dále šířeni mezi chovateli. Vydaný legislativní zákaz se v ČR tedy jeví jako neefektivní.

Klíčová slova: Gastropoda; legislativa; akvaristika; okrasná akvakultura; biologické invaze

Effectiveness of the ban on gastropods from genus *Pomacea* in breedings in the Czech Republic

Summary

The first part of this bachelor thesis dealt with biological invasions, which are caused by human activities and are a problem for the whole world. The introduction of non-native organisms into places outside of their native range may be through deliberate release, but often the introduction is unintentional without human knowledge. An organism that establishes itself in a new place, spreads and causes damage is referred to as an invasive species. One of the possible gateways to the wild, not only for animals, is via aquaculture, through which various species of amphibians, reptiles, fish, crustaceans and molluscs invade the environment. Such molluscs are, for example, the attractively coloured and popular freshwater gastropods of the genus *Pomacea*, which have successfully invaded some tropical parts of the world but have also been discovered in southern Europe. This discovery led to a legislative ban on the keeping, breeding and sale of these snails in the European Union. So far, it has not been established whether the ban is effective in the Czech republic and whether it is actually being obeyed.

In its second part, this thesis aimed to determine the frequency of gastropods of the genus *Pomacea* in breedings in the Czech republic. For this purpose, a questionnaire survey and a market survey were carried out and evaluated. The questionnaire was used to find out whether snails were being kept by breeders in the Czech republic since the ban was issued, which was confirmed by 89 % of the total number of respondents. The market survey included the collection of data from online sales offers and photographic documentation from the places of sale where these snails were being sold. According to the obtained results, it was found that *Pomacea* snails are still being kept, bred and further spread among breeders. The legislative ban issued in the Czech republic therefore appears to be ineffective.

Keywords: Gastropoda; legislation; aquaristics; ornamental aquaculture; biological invasion

Obsah

1 Úvod	9
2 Cíl práce	10
3 Literární rešerše	11
3.1 Biologické invaze	11
3.1.1 Způsoby zavlečení invazních druhů	13
3.1.1.1 Neúmyslné introdukce	13
3.1.1.2 Úmyslné introdukce	14
3.1.2 Rizika související s biologickými invazemi	16
3.2 Akvaristika	17
3.2.1 Živočiškové chování v akvaristice z pohledu invazních druhů.....	18
3.2.1.1 Obojživelníci (Amphibia)	18
3.2.1.2 Plazi (Reptilia)	20
3.2.1.3 Ryby (Osteichthyes)	20
3.2.1.4 Korýši (Crustacea)	21
3.2.1.5 Měkkýši (Mollusca).....	22
3.2.2 Sladkovodní plži v okrasné akvakultuře.....	22
3.3 Plži rodu <i>Pomacea</i>	23
3.3.1 Biologie	24
3.3.2 Rozmnožování	25
3.3.3 Potrava	27
3.3.4 Teplotní tolerance	27
3.3.5 Invazivita	28
3.4 Rizika zavlečení plžů rodu <i>Pomacea</i>	29
3.5 Legislativní opatření	31
3.5.1 Legislativa EU	32
3.5.1.1 Zákaz plžů rodu <i>Pomacea</i>	34
4 Metodika	35
4.1 Dotazníkový průzkum	35
4.2 Průzkum trhu	38
4.2.1 Internetový průzkum	38
4.2.2 Pozorování v místech možného prodeje.....	39
5 Výsledky	39
5.1 Výsledky dotazníkového průzkumu	39
5.2 Výsledky průzkumu trhu	48
5.2.1 Výsledky internetového průzkumu.....	48

5.2.2	Výsledky pozorování v místech možného prodeje.....	51
6	Diskuze	56
7	Závěr	60
8	Literatura.....	61

1 Úvod

Biologické invaze jsou celosvětovým problémem, kterému se s postupem času dostává mnohem více pozornosti. Zavlečení (introdukce) organismů mimo jejich přirozené místo výskytu ovlivňuje mnoha způsoby nejen organizmy, které jsou v daném místě původní, ale i jejich okolí. Pakliže jsou schopny se danému prostředí přizpůsobit (adaptovat se), dále se šířit a způsobovat škody, jsou označovány za invazní.

Zavlečení organismů je vždy způsobeno člověkem a probíhá různými způsoby. Jednou z možných cest introdukce nejen živočichů do nových míst je skrze akvaristiku (či okrasnou akvakulturu), která je významným zdrojem nepůvodních druhů, a to ať už obojživelníků, plazů, ryb, korýšů anebo měkkýšů. Jedním takovým příkladem jsou i sladkovodní plži rodu *Pomacea* (ampulárky).

Pomacea spp. jsou plži větších rozměrů a různých zbarvení, což je dělá atraktivními pro chovatele a jejich akvária. Chov ampulárek je poměrně snadný a k jejich rozmnožení postačí mít dva jedince odlišného pohlaví, což může vyústit v řadu početných snůšek. Řada akvaristů tyto plže do svých chovů ale nevyhledává, a to z důvodu jejich velkého apetitu a schopnosti pozřít značnou část pracně vysázené vodní vegetace.

Plži rodu *Pomacea*, kteří se dostali do volné přírody, se chovají invazně. Vypuštění mohli být ať už úmyslně anebo neúmyslně společně s rostlinami anebo vodou z akvárií během jejich údržby. Usadili se především v tropech, ale jejich výskyt byl potvrzen i na jihu Evropy, kde požírají semenáčky rýže a další hospodářsky významné plodiny, a způsobují tak značné ekonomické škody. Toto zjištění vedlo k legislativnímu zákazu chovu, rozmnožování a prodeje těchto živočichů na území Evropské unie (EU).

Česká republika je z pohledu akvaristiky velmi významnou zemí. Dodržováním vydaných předpisů, jejichž cílem je předejít nechtěné introdukci rizikového organismu, kterými ampulárky jsou, by se mělo zamezit možnému ohrožení tamní přírody. Doposud však nebylo zjištěno, zdali je zákaz chovu plžů *Pomacea* spp. na jejím území opravdu efektivní, a právě na to se tato bakalářská práce blíže zaměří.

2 Cíl práce

Cílem této bakalářské práce bylo zjistit četnost chovu plžů rodu *Pomacea* v České republice.

3 Literární rešerše

3.1 Biologické invaze

Biologická invaze nastává ve chvíli, kdy se jakýkoliv organizmus, ať už se jedná o mikroorganismus, houbu, rostlinu nebo živočicha, dostane za pomoci člověka z místa svého původního výskytu na místo jím dříve neobývané (Williamson 1996; Shigesada & Kawasaki 1997; Lowe et al. 2000). Zde se stává tzv. nepůvodním druhem, tedy organizmem, který se v příslušné oblasti přirozeně nevyskytuje a byl na dané místo úmyslně nebo neúmyslně dopraven člověkem a kde alespoň krátkodobě vytváří lidmi neřízené populace (Laštůvka & Šefrová 2020).

V novém prostředí musí nepůvodní druh nalézt příznivé podmínky, přičemž jeho úspěšné zavlečení závisí nejen na přítomnosti pro něj vhodných biologických a environmentálních podmínek, ale i na přísunu diaspor (z angl. propagule pressure) (Giangrande et al. 2020), neboli na tzv. „introdukčním úsilí“ (Blackburn & Duncan 2001). Přísun diaspor je souhrnným měřítkem počtu jedinců introdukovaných do oblasti, v níž nejsou původní. Zahrnuje odhady absolutního počtu jedinců v rámci jednoho zavlečení (velikosti introdukce) a počtu těchto zavlečení (počtu introdukcí). S nárůstem jednoho z těchto parametrů roste i přísun diaspor, který je klíčovým k pochopení proč se některým introdukovaným populacím nedaří usadit, zatímco jiné uspějí. U organismů zavlečených ve velkém a konzistentním množství je pravděpodobnější, že přežijí, zatímco organizmy, které jsou zavlékány méně často a v malém počtu, spíše vyhynou. Přísun diaspor tak hraje roli při určení úspěchu nebo neúspěchu usazení (etablování) nepůvodních populací (Lockwood et al. 2005). Důležitá je pro nepůvodní druh i „vnímavost“ invadovaného ekosystému včetně jeho abiotických (např. klimatická podobnost a dostupnost zdrojů) a biotických vlastností (např. nepřítomnost predátorů) (Giangrande et al. 2020).

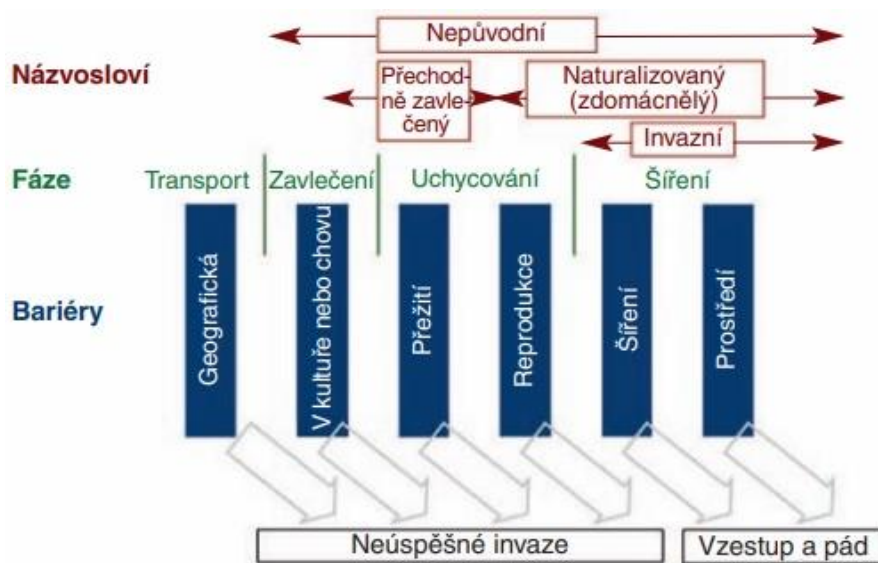
Růst a rozvoj světového obchodního systému a rychlost dopravy vedou k prudkému zvýšení nejen v počtu nových druhů zavlečených mimo jejich původní areál výskytu, ale i v četnosti těchto zavlečení (McNeely 2001; Perrings et al. 2002). Otevření nových trhů nebo obchodních cest s sebou často společně se zbožím přináší i nově zavlečené druhy (Perrings et al. 2005; Pimentel et al. 2005; Hulme et al. 2009; Banks et al. 2015). Růst v objemu obchodu po těchto trasách pak zvyšuje opakování těchto introdukcí (Perrings et al. 2005; Pimentel et al. 2005). V důsledku toho jsou najednou taxony, které se vyvinuly odděleně jeden od druhého, nuceny ke vzájemnému kontaktu (D'Antonio & Vitousek 1992).

Některé introdukované druhy se v novém prostředí usadí, část z nich se dále šíří a ty z nich, jejichž aktivita má na okolí negativní dopad (impakt), se označují jako invazní (Kolar & Lodge 2001). Svoji přítomností zde ohrožují původní druhy (Mack et al. 2000; Mooney & Cleland 2001; Sax et al. 2007; Šíma 2017), což jsou druhy, které se vyvinuly nezávisle na lidské činnosti na určité geograficky vymezené oblasti během evolučního procesu anebo se na dané území dostaly samovolným šířením (Patoková et al. 2023). Ohrožují je kompeticí nebo predací, vlivem křížení, možností přenosu parazitů a chorob či změnou potravních sítí (Mack et al. 2000; Mooney & Cleland 2001; Sax et al. 2007; Šíma 2017). Invazní druhy mohou způsobit ekologické škody, škody na životním prostředí nebo na zdraví lidí, zvířat či rostlin

(Andersen et al. 2004; Beck et al. 2008), jsou schopny měnit ekosystémové procesy (McGeoch et al. 2010) a snižovat početnost a bohatost původních druhů (McGeoch et al. 2010; Vilà et al. 2011; Pyšek et al. 2012; Gallardo et al. 2016), což představuje celosvětovou hrozbu pro biodiverzitu (Levine 2008; Pyšek & Richardson 2010; Simberloff et al. 2013; Doherty et al. 2016).

Za několik posledních desítek let došlo k dramatickému nárůstu ve výzkumu biologických invazí, porozumění problematice bylo však ztíženo přijetím odlišných koncepčních modelů pro proces invaze biologie zabývajícími se invazemi v rámci různých taxonů a prostředí. To mělo za následek vytvoření nepřehledné řady pojmů, termínů a definic (Blackburn et al. 2011).

Blackburn et al. (2011) navrhl jednotný model, který sjednocuje a propojuje klíčové rysy nejčastěji používaných modelů do jediného, který lze aplikovat na všechny člověkem zprostředkované invaze. Podle tohoto modelu (Obr. 1) lze proces invaze rozdělit do řady fází, kde v každé z nich existují bariéry. Ty mohou být biologické, fyzické a/nebo enviromentální (Parendes & Jones 2000) a druh nebo populace je musí překonat, aby mohl přejít do další fáze (Blackburn et al. 2011). Druh, který je invazní, postupně překoná všechny bariéry, unikne do přírody do nových lokalit, přežije a množí se bez lidské pomoci a dále se šíří do okolí, přičemž má nepříznivý vliv na původní organizmy i celý ekosystém (Patoková et al. 2023).



Obr. 1: Invazní proces – zobecněná verze pro všechny typy organizmů a prostředí (upraveno Pyškem 2018 podle Blackburn et al. 2011).

Druhy jsou v rámci názvosloví označovány různými termíny podle toho, kam v procesu invaze dosáhly (Blackburn et al. 2011). Kromě již zmíněných termínů „nepůvodní“ a „invazní“ se můžeme v invazním procesu setkat i s tzv. „přechodně zavlečeným“ a „naturalizovaným“ druhem. Přechodně zavlečený druh znamená, že se jedná o nepůvodní druh, který nevytváří soběstačné populace v invadované oblasti (Divíšek et al. 2018) a naturalizovaný (zdomácnělý) druh se trvale rozmnožuje a udržuje si populaci po více než jeden životní cyklus, a to bez přímého zásahu člověka (či navzdory lidskému zásahu). Často se rozmnožuje volně a nemusí nutně invadovat přirozené, polopřirozené nebo člověkem uměle vytvořené ekosystémy (McNeely 2001).

Nepůvodní druh se nestane invazním, pokud se mu nepodaří překonat některou z bariér ve kterékoli fázi invaze. Může k tomu dojít i v poslední fázi invazního šíření, kdy neúspěch organismu označujeme jako „vzestup a pád“ (Blackburn et al. 2011), který značí počáteční fázi propuknutí („boomu“), kdy se populace nepůvodního organismu velmi rozroste, a vzápětí klesne na mnohem nižší populační velikost (tzv. „bust“, „kolaps“ či „úpadek“). Dynamika „vzestupu a pádu“ má zásadní význam pro pochopení, interpretaci a regulaci biologických invazí (Strayer et al. 2017).

Je důležité vzít také v úvahu, že ne všechny nepůvodní druhy jsou invazní (Francis & Chadwick 2015; Patoková et al. 2023). Aby byl nepůvodní organizmus považován za invazní, musí negativní následky, které způsobuje nebo pravděpodobně způsobí, převažovat nad všemi jeho přínosy. Mnoho nepůvodních introdukcí, mezi kterými jsou i ty, které splňují definici invazního druhu, poskytuje pro společnost výhody (například hospodářské plodiny a zvířata). Tyto výhody výrazně převyšují jakékoli negativní dopady (Beck et al. 2008). Z tohoto důvodu nemá smysl zakazovat a právními předpisy omezovat využití veškerých nepůvodních druhů. Oproti nim pak stojí prokázané vysoce rizikové druhy, které se v případě zavlečení do nových lokalit budou chovat invazně a mít negativní vliv na přírodu i člověka. Právě tyto druhy je třeba regulovat (Patoková et al. 2023).

3.1.1 Způsoby zavlečení invazních druhů

Hlavní směr šíření druhů byl až do 19. století z Evropy do evropských kolonií a mnoha dalších částí světa. Později, s příchodem rostoucí nezávislosti řady zemí, s nárůstem světového obchodu, a také se zvyšujícím se stupněm globalizace, se druhy rozšířily ze všech a do všech koutů světa (Kowarik & Lippe 2007). Od začátku 20. století došlo ke zvýšení ve využívání nepůvodních druhů ve farmaření, lesním hospodářství, akvakultuře a pro rekreační účely (Hulme 2007). Mezi novodobé pohnutky pro šíření druhů po celém světě patří poptávka po luxusních a exotických produktech (např. kožesinách), biologické kontrole škůdců a obchodu se zvířaty pro zájmové chovy (Kowarik & Lippe 2007).

Mezinárodní obchod (a rychlost transportu) usnadnil šíření druhů do nepůvodních oblastí různými způsoby. Tyto způsoby zavlečení lze rozdělit na úmyslné a neúmyslné (Hulme 2007).

3.1.1.1 Neúmyslné introdukce

Rostliny jsou často zavlékány náhodně během transportu jako kontaminanty osiv, minerálních materiálů a dalšího zboží (Pyšek et al. 2009). K neúmyslné introdukci přispívá distribuce sazenic, kdy dochází zároveň k úmyslné i neúmyslné introdukci v případě, kdy je ve stejné zemině společně se sazenicí přenesen i plevel (Prach et al. 1995). Příkladem takového přenosu je v Austrálii vysoce invazní rýdík prutnatý (*Chondrilla juncea*), který byl dovezený společně s importovanou vinnou révou (Mack & Lonsdale 2001). U bylin a trav je, vzhledem ke kontaminovanému osivu jako hlavnímu zdroji neúmyslné introdukce suchozemských druhů rostlin, pravděpodobnost náhodného zavlečení výrazně vyšší než u popínavých rostlin, keřů a stromů (Lehan et al. 2013).

Introdukce organismů může být spojena s dopravou lidí nezávisle na převáženém zboží, kdy se jedná o tzv. „černé pasažéry“ (Hulme et al. 2008). Různé dopravní prostředky umožňují

rychlou přepravu mnoha druhů, které by jinak delší cesty na velké vzdálenosti nepřežily. Tímto způsobem jsou velmi rychle přepravovány po celém světě (Kowarik & Lippe 2007). Jedná se o přímý důsledek tranzitu zboží a vozidel. Nepřímo se mohou druhy šířit i důsledkem lokálních modifikací okolního prostředí způsobených dopravní infrastrukturou, které mohou usnadnit usídlení nepůvodních druhů (Hulme et al. 2008). „Černí pasažéři“ jsou přepravováni vlaky, letadly (např. škůdci na potravinách převážených cestujícími), automobily (např. semena zachycená v bahně na pneumatikách) nebo loděmi (např. druhy v balastní vodě nebo připevněné k trupům) (Keller et al. 2011).

Jedním z hlavních zdrojů nepůvodních druhů po celém světě je okrasná akvakultura (Patoka & Patoková 2021). Obchod s akvarijními zvířaty a rostlinami představuje značné riziko neúmyslných náhodných introdukcí, usídlení a šíření tzv. „stopařů“ (z angl. hitchhikers), což jsou neúmyslně dovezené živočichové společně se záměrně importovanými organizmy, s nimiž se obchoduje (Patoka et al. 2016a; Patoka et al. 2016b; Patoka & Patoková 2021). Příkladem jsou např. cizopasky *Diceratocephala boschmai* nalezené společně se svými vejci na těle okrasného raka *Cherax* sp. a to až po dvou měsících po jejich přivezení (Ložek et al. 2021) nebo prvoci *Vorticella* sp., cizopasky *Caridinicola* sp. a jeden druh pijavenky, kteří byli neúmyslně dovezeni společně s atraktivně zbarvenými krevetami z čeledi Atyidae (Patoka et al. 2016a). Ve srovnání s okrasnými druhy je invazní potenciál „stopařů“ v mnoha případech vyšší (Patoka et al. 2017) a je bohužel většinou přehlížen (Patoka et al. 2020).

Balastní voda je pro životní prostředí hrozbou, protože podle odhadů se jí kolem oceánů přepravuje až 10 miliard tun ročně a může v ní být celosvětově přenášeno až několik tisíc mikrobiálních, rostlinných a živočišných organizmů (Palomares 2015). Z důvodu rovnováhy a stability používaly lodě jako zátěž až do 19. století místo balastní vody zeminu a kameny. V kombinaci s nákladem to pro mnoho druhů znamenalo možnost dosáhnout vzdálených břehů. K významným příkladům patří dnes celosvětově rozšířený potkan (*Rattus norvegicus*) a myš domácí (*Mus musculus*), která patří mezi sto nejhorších invazních druhů světa (Lowe et al. 2000; Hails & Timms-Wilson 2007).

Dalším příkladem neúmyslné introdukce je únik živočichů z lidské péče, například z kožešinových farem, akvakultury, zoologických zahrad (Hulme et al. 2008), včetně úniku domácích a hospodářských zvířat. Zvířata z farem dříve po celém světě pravidelně unikala a tvořila divoké populace. Důvodem útěku mohla být špatná konstrukce klecí nebo katastrofické události jako přírodní katastrofy nebo válka. Takovým zvířetem je např. jihoamerická nutrie říční (*Myocastor coypus*), která unikla v Evropě a v Severní Americe (Nentwig 2007) a rovněž patří mezi sto nejhorších invazních druhů světa (Lowe et al. 2000; Nentwig 2007). Příklady severoamerických savců uniklých z farem v Evropě zahrnují ondatru pižmovou (*Ondatra zibethicus*), norka amerického (*Mustela vison*) a mývala severního (*Procyon lotor*) (Nentwig 2007).

3.1.1.2 Úmyslné introdukce

V Evropě byly úmyslně introdukovány téměř dvě třetiny (63 %) zavlečených rostlin, a to pro okrasné, zahradnické nebo zemědělské účely (Pyšek et al. 2009). Druhy zavlečené pro lidské využití mohou mít významnou výhodu oproti druhům zavlečeným náhodně, protože jsou záměrně pěstovány a v důsledku toho mohou méně trpět z důvodu vyskytnutí se v náhodném

prostředí nebo malé velikosti populace (Mack et al. 2000). Rostliny rostoucí v lidské péči tvoří stabilní zdroj populací, které jsou schopny se eventuálně rozšířit do přírodních oblastí. Podobnost klimatu v kombinaci s úmyslným pěstováním značně zvyšuje pravděpodobnost tohoto šíření (Theoharides & Dukes 2007).

Příkladem je pro své jedlé plody úmyslně zavlečený jahodový stromek (či jahodová guava, *Psidium cattleianum*) z Brazílie na Floridu, Havaj, tropickou Polynésii a ostrovy Norfolk a Mauricius, kde tvoří houštiny a stíní původní vegetaci tropických lesů. K jeho šíření přispívají divoká prasata (*Sus scrofa*), která se plody živí a šíří tak semena do dalších oblastí. Na Havaji je jahodový stromek považován za nejhoršího rostlinného škůdce, protože invadoval řadu přírodních oblastí (Lowe et al. 2000).

Podobným případem je pro své květy a jedlé plody ceněná mučenka trojdílná („banana poka“, *Passiflora tripartita*), původem z And, která byla introdukována na Havaj na začátku 20. století. Tato mučenka nyní pokrývá původní lesy a její šíření je usnadněno nepůvodními ptáky a savci (Ewel et al. 1999).

Tokozelka nadmutá (*Pontederia crassipes*) je jihoamerická vodní rostlina, která se v průběhu minulého století rozšířila po celém světě a je známá pro způsobení zásadních ekologických a socioekonomických změn (Wilson et al. 2005; Villamagna & Murphy 2010). Její atraktivní a velké fialové květy z ní činí oblíbenou okrasnou rostlinu do zahradních rybníčků. Tento vodní hyacint je rychle rostoucí, jeho populace se mohou zdvojnásobit už za pouhých dvanáct dní. Zamoření tímto plevelem znamená blokaci vodních cest, omezení lodního provozu, koupání a rybaření. Brání také průniku slunečního záření a kyslíku k rostlinám pod hladinou. Jeho shlukování a stínění původním vodním rostlinám vede k dramatickému snížení biodiverzity ve vodních ekosystémech (Lowe et al. 2000).

Zvířata byla úmyslně introdukována v rámci globální distribuce domestikovaných zvířat, při vypouštění savců a ptáků za účelem jejich lovu, vypouštění ryb a dalších druhů, obchodu s okrasnými zvířaty a domácími mazlíčky a jako biologická kontrola škůdců. V době, kdy se lidé šířili po celém světě, je na cestě vždy doprovázel jejich dobytek. Šíření zvířat bylo rychlé, protože Evropané systematicky kolonizovali velké části světa na všech kontinentech a přepravovali s sebou evropské koně (*Equus caballus*), tury (*Bos taurus*), ovce (*Ovis ammon* f. *aries*), osly (*Equus asinus asinus*), kozy (*Capra aegagrus hircus*), prasata (*S. scrofa* f. *domestica*) a králíky (*Oryctolagus cuniculus*), a také psy (*Canis lupus familiaris*) a kočky (*Felis silvestris catus*). Všechny tyto druhy byly buď úmyslně vypuštěny anebo z lidské péče unikly (viz kapitola 3.1.1.1 Neúmyslné introdukce na str. 13) (Nentwig 2007), z toho kozy, prasata, králíci a kočky jsou v nynější době též vedeny mezi stem nejhorsích invazních druhů světa (Lowe et al. 2000; Nentwig 2007).

Dravý plž oleacína růžová („rosy wolfsnail“, *Euglandina rosea*), původem z jihovýchodu USA, byl ve druhé polovině 20. století introdukovan na ostrovy Tichého a Indického oceánu jako biologická kontrola proti jinému nepůvodnímu druhu, achatině žravé (*Lissachatina fulica*). Achatina sem byla původně introdukována jako zdroj potravy pro lidi, ale stala se zemědělským škůdcem (Lowe et al. 2000). Je jedním z nejinvasnějších ekologických škůdců na světě a ohrožuje nejen zemědělství, ale i původní flóru a zdraví lidí a zvířat (Thiengo et al. 2007; Rasal et al. 2022). *E. rosea* se naneštěstí namísto achatin zaměřila spíše na eliminaci místních endemických druhů, stromových plžů rodu *Partula*, a způsobila extinkci mnohých z nich

(Murray et al. 1988; Coote et al. 1999). Přímo zodpovědná je za vyhynutí nejméně 134 druhů plžů (Blackburn et al. 2019). Invaze tohoto druhu, původně zamýšleného pro biologickou kontrolu, tak způsobila značnou ztrátu biodiverzity (Lowe et al. 2000).

Obchod s okrasnými zvířaty a mazlíčky z různých důvodů neustále roste. Zatímco celosvětový obchod se třemi tisíci ohrožených savců, ptáků a plazů je od roku 1975 přísně regulován seznamem CITES (Úmluva o mezinárodním obchodu s ohroženými druhy volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin), ostatní taxony obratlovců a většina bezobratlých do tohoto seznamu nespádají. Především obchod s neohroženými druhy stále nemá ve většině zemí žádné omezení. To vede k paradoxní situaci, kdy s mnoha invazními anebo potenciálně invazními druhy může být snadno obchodováno. V případě úmyslného nebo neúmyslného vypuštění mohou tyto druhy tvořit populace a působit problémy, což by nemělo být ignorováno (Nentwig 2007). Příkladem úmyslně introdukovaného okrasného zvířete je do Evropy v minulosti hojně importovaná želva nádherná (*Trachemys scripta elegans*). Zástupci tohoto druhu byli často vypouštěni do přírodních stanovišť, což vedlo k rozšíření invazního druhu v mokřadech a jeho konkurování původním druhům (Cadi & Joly 2004; Polo-Cavia et al. 2011).

3.1.2 Rizika související s biologickými invazemi

Dopady invazí jsou často klasifikovány dle povahy jako ekonomické, sociální anebo environmentální. Ekonomické dopady jsou takové, které mají přímý dopad na lidi a obvykle vedou k peněžním ztrátám (Nentwig 2007). Lze je tedy definovat jako ekonomické náklady; výdaje za prevenci, snížení nebo zmírnění ztrát způsobených invazními organizmy. Zprávy o globálních ekonomických nákladech za posledních 50 let odhadují, že invazní druhy jsou zodpovědné za realizované a potencionální ekonomické dopady v řádu minimálně 2,3 bilionu USD (v roce 2017), což je číslo, které se neustále navyšuje. Skutečné ekonomické náklady jsou nicméně podhodnocené, protože údaje o nákladech nebyly dostupné pro mnoho skupin (např. mikroorganizmy), systémů (např. mořské prostředí) a regionů (např. Střední Amerika) (Zenni et al. 2021).

Sociální dopady se zaměřují převážně na lidské zdraví a bezpečnost, mohou ale zahrnovat i kvalitu života a možnosti rekreace, kulturní dědictví a další aspekty sociální struktury (Nentwig 2007). Svojí podstatou jsou invazní druhy tzv. "veřejnou ztrátou" v tom smyslu, že společnost musí vynaložit prostředky k jejich potlačení při množení a šíření se v prostoru a čase, zatímco negativně ovlivňují veřejné statky (např. biologickou rozmanitost) (Vaissière et al. 2022).

Zavlečené druhy mohou být přenašeči různých nemocí (Vitousek et al. 1996; Lounibos 2002; Hatcher et al. 2012), lidské zdraví tak může být ovlivněno mnoha způsoby (Pyšek & Richardson 2010; Lazzaro et al. 2018). Invazní druhy způsobují kupříkladu kožní poruchy a alergie (Pyšek & Richardson 2010). Alergenní pyl produkuje např. invazní rostlina ambrosie peřenolistá (*Ambrosia artemisiifolia*) (Richter et al. 2013).

Propuknutí lidských onemocnění způsobených novými patogeny, jako je HIV (z angl. Human Immunodeficiency Virus), opičí neštovice a SARS (z angl. Severe Acute Respiratory Syndrome), jsou obdobné procesu biologických invazí. Tyto patogeny překonávají bariéry,

kteře oddělují jejich přirozené rezervoáry od lidských populací a podněcují epidemické šíření nových infekčních onemocnění (Antia et al. 2003).

Dalším příkladem je komár tygrovaný (*Aedes albopictus*), přenášející virus horečky dengue (Bonizzoni et al. 2013; Hulme 2014; Akiner et al. 2016), nebo jedovatá zvířata jako je medúza *Rhopilema nomadica* (Balistreri et al. 2017; Bédry et al. 2021) a ropucha obrovská (*Rhinella marina*) (Bacher et al. 2018).

Environmentální dopady jsou takové, které ovlivňují strukturu a funkci ekosystému a často se vztahují ke ztrátě jedinečných stanovišť nebo biodiverzity (Nentwig 2007). Invazní druhy mohou zvýšit riziko vyhynutí původních druhů, ovlivnit genetické složení původních populací, modifikovat fylogenetickou a funkční rozmanitost invadovaných komunit a potravních sítí, mohou měnit produktivitu ekosystémů, koloběh živin a kontaminantů, hydrologii a režimy disturbancí (tedy krátkodobé změny krajiny, které mohou mít významný dopad na ekosystémy) (Pyšek et al. 2020). Samotný negativní dopad může být způsoben přímou biotickou interakcí s původním druhem (např. konkurence, predace) a také nepřímo změnou v podmínkách daného stanoviště (např. zákal vody, struktura stanoviště) (Crooks 2002).

Příkladem může být již zmíněná ropucha obrovská (*R. marina*), která je nebezpečná nejen pro lidi, ale i pro původní druhy predátorů (ryby, žáby, ještěry, hady, krokodýly a vačnatce) v případě jejího pozření (Crossland et al. 2012; Tingley et al. 2017). Tato žába je navíc přenašečem parazitů, jako je exotická plicnivka *Rhabdias pseudosphaerocephala*, a zasloužila se tak o změny ve vztazích mezi hostiteli a parazity u nativní fauny Austrálie (Dubey & Shine 2008; Pizzatto et al. 2013).

Z rostlin je možné zmínit zelenou mořskou řasu lazuchu tisolistou (*Caulerpa taxifolia*), která byla introdukována do Středomoří, kam byla pravděpodobně vyhozena jako odpad z akvária v Monaku. Nejspíše se jednalo o odolnější exemplář původně tropické řasy, která se dobře adaptovala na chladnější vody a rozšířila se po celém severním Středomoří, kde představuje vážnou hrozbu pro původní mořskou faunu a flóru (Lowe et al. 2000).

Akvária a obchod s akvarijními a okrasnými druhy jsou významným zdrojem nepůvodních organismů, které by do vodních biotopů mohly invadovat (Padilla & Williams 2004; Duggan 2010; Strecker et al. 2011) a jsou to právě akvarijní nebo okrasné druhy, které tvoří třetinu nejhorších vodních invazních druhů na světě (Lowe et al. 2000). Je známo, že více než 150 druhů živočichů, rostlin a mikrobů (včetně patogenů), pocházejících původně z akvárií a okrasných akvakultur, invadovalo přírodní ekosystémy (Padilla & Williams 2004).

3.2 Akvaristika

Akvaristika je oblíbeným koníčkem milionů lidí (Livengood & Chapman 2007; Maceda-Veiga et al. 2016; Novák et al. 2020) a je dokonce druhou nejrozšířenější zálibou na světě (Lipton 2006; Kureel et al. 2013; Pandey & Mandal 2017). Obliba chovu ryb celosvětově narůstá v průměru o 14 % ročně již od 70. let 20. století (Padilla & Williams 2004; Rani et al. 2014; Maceda-Veiga et al. 2016). Česká republika se řadí mezi přední světové producenty a obchodníky s akvarijními organismy (Kalous et al. 2015; Evers et al. 2019; Novák et al. 2022).

Hodnota celosvětového obchodu s okrasnými rybami (sladkovodními a mořskými včetně příslušenství) se pohybuje okolo 15–30 miliard USD (Evers et al. 2019). Ročně se mezinárodně obchoduje s více než 1 miliardou okrasných ryb (Whittington & Chong 2007), která zahrnuje více než 6 500 sladkovodních (Novák et al. 2020) a 1 802 mořských druhů. Obchod z 90 % tvoří tropické sladkovodní ryby, ze kterých je 10 % odchováno v lidské péči. Zbytek tvoří různorodé druhy ryb odchycených v přírodě (Raghavan et al. 2013).

V mořských a některých sladkovodních prostředích je hlavním potencionálním zdrojem zavlečení nových druhů balastní voda a je jí právem věnována velká pozornost (Calado & Chapman 2006). Nicméně pravděpodobně významnějším zdrojem introdukce druhů do vodního prostředí je celosvětový obchod s akvaristikou (Calado & Chapman 2006; Patoka et al. 2020). Introdukce akvariálních druhů do oblastí, kde se původně nevyskytují, je problémem především sladkovodního prostředí, protože je introdukcí z akvárií více ohroženo (Wabnitz et al. 2003).

Ne všechny akvariální druhy vypuštěné do volné přírody přežijí a ne všechny, které přežijí, se budou schopny rozmnožovat nebo se nakonec stát škůdci. Pokud se ale vypustí dostatečný počet jedinců společně, mohou být schopni se rozmnožit (pohlavně nebo nepohlavně) a následně soutěžit o životní prostředí s původními druhy v dané lokalitě. Pokud k tomu dojde, může to mít nepředvídatelné následky. Navzdory rostoucímu úsilí o odhalení invazních druhů zůstává mnoho druhů, zejména menších bezobratlých a rostlin, nepovšimnuto, dokud není příliš pozdě na zastavení jejich šíření (Calado & Chapman 2006).

3.2.1 Živočichové chování v akvaristice z pohledu invazních druhů

Mezi živočichy chované v akváriích patří obratlovci (obojživelníci, plazi a ryby) a bezobratlí (McCormick-Ray 1993). Z makroskopických bezobratlých je většina sladkovodních invazních druhů zastoupena koryši a měkkýši (Karatayev et al. 2009).

3.2.1.1 Obojživelníci (Amphibia)

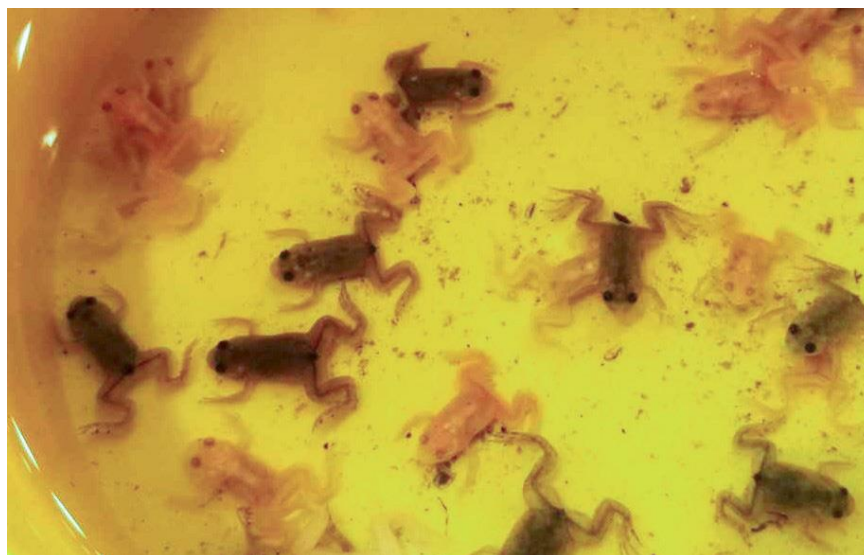
Obojživelníci jsou v přírodě ohroženi invazními druhy, které mají na svědomí vymření přibližně třetiny druhů a v současnosti je jimi ohroženo okolo 16 % existujících druhů (Falaschi et al. 2020). V chovech se nejčastěji vyskytuje axolotl mexický (*Ambystoma mexicanum*) (Björklund & Duhon 1999), který je společně s dalšími druhy axolotlů (Parra-Olea et al. 2012) na seznamu ohrožených druhů, zejména kvůli kvalitě vody, znečištění a dalším změnám životního prostředí v oblastech jejich výskytu (Recuero et al. 2010; Parra-Olea et al. 2012). Zvláště citliví jsou na zavlečení cizích predátorů (Cox & Lima 2006), nejčastěji ryb, které způsobily masivní ztrátu hnízdišť obojživelníků na všech kontinentech (Knapp 2005).

Dalším běžně chovaným druhem je axolotl tygrovaný (*Ambystoma tigrinum*) (Obr. 2, str. 19) (Colon & Gumpenberger 2020), jehož larvy jsou v USA využívány jako živé návnady při sladkovodním rybolovu. Obchod s larvami a jejich náhodný únik nebo úmyslné vypuštění rybáři nebo prodejci návnad mělo za následek rozšíření ranaviru mezi obojživelníky a jejich celosvětový úbytek a vymírání (Picco & Collins 2008). Po zavlečení *A. tigrinum* do střední Kalifornie bylo zjištěno, že se zde kříží s původním axolotlem kalifornským (*Ambystoma californiense*). Původní druhy jsou tak ohroženy hybridizací (Ryan et al. 2009).



Obr. 2: Jedinci *A. tigrinum mavortium* nabízení na Živé exotice, pražské burze s exotickými zvířaty. Zdroj: autorka (2024).

Drápatka vodní (*Xenopus laevis*) z čeledi Pipidae (Obr. 3) je komerčně chována ve velkém měřítku pro pokusy nebo jako mazlíček (Robert et al. 2007; Van Sittert & Measey 2016). Invazní populace této africké žáby byly zaznamenány na čtyřech světadílech: Asii, Evropě a Severní a Jižní Americe (Measey et al. 2012) a jsou známy asymptomatickým šířením ranavirů a dalších patogenů jako je plíseň *Batrachochytrium dendrobatidis* (Courant et al. 2018) způsobující onemocnění kůže (chytridiomykózu) obojživelníků (Bosch et al. 2001).



Obr. 3: Mláďata *X. laevis* nabízená na Živé exotice. Zdroj: autorka (2024).

Z čeledi Pipidae je také invazní pipa malá (*Pipa parva*), endemická v oblasti jezera Maracaibo ve venezuelském státu Zulia. Pipy byly ale objeveny i v rybí farmě poblíž jezera

Valencia ve venezuelském státu Carabobo, kam byly nejspíše přesunuty se záměrem chovat jedince pro národní a mezinárodní trh s okrasnými akvarijními zvířaty (Measey & Royero 2005).

3.2.1.2 Plazi (Reptilia)

Plazi, a to především želvy, jsou významnými akvarijními mazlíčky. Společně s rybami jsou želvy nejčastěji chovanými sladkovodními okrasnými živočichy, ale také nejrozmanitějšími chovanci s mnoha hlášenými případy vypuštění do volné přírody (Banha et al. 2019). Druhy jsou občas záměrně vypouštěny, pokud se chovatel rozhodne, že si již nepřeje mít jedince v držení, například když exemplář přeroste svou nádrž. Mohou také neplánovaně uniknout z farem, chovných/dovozních zařízení nebo ze zahradních rybníčků chovatelů (Tlustý et al. 2013).

Nejikoničtější příkladem invazního druhu želvy je již dříve zmíněná *T. scripta* (Banha et al. 2019). Tento druh je taxonomicky rozčleněn do tří poddruhů (Fritz & Havaš 2007), z nichž *T. scripta elegans* je nejběžnější s největší oblastí původního rozšíření, která zahrnuje údolí řeky Mississippi v USA a severní části Mexika (Kopecký et al. 2013). Do volné přírody byla zavlečena z různých zemí a regionů v Asii, Evropě, Austrálii i Africe (Chen 2006) a je považována za jeden z nejhorších invazních druhů na světě (Lowe et al. 2000). Obchod s ní je zakázán ve všech zemích Evropské unie. Stále je to však jeden z nejčastěji chovateli vlastněných druhů želv (Banha et al. 2019).

Kajmanka dravá (*Chelydra serpentina*) byla prostřednictvím obchodu s potravinami a s mazlíčky zavlečena do mnoha zemí Asie, Evropy a Jižní Ameriky. Tato severoamerická želva je schopna přežít ve většině vodních prostředí jako jsou řeky, nádrže, rybníky, a dokonce i v pobřežních vodách. Predací a kompeticí škodí původním druhům, které také ohrožuje přenosem parazitů (Koo et al. 2020).

3.2.1.3 Ryby (Osteichthyes)

Ze sladkovodních ryb tvoří přibližně 90 % celkového objemu obchodu relativně malý počet druhů (Capps & Flecker 2013). Nejoblíbenější prodávané druhy se tak pravděpodobněji stanou introdukovanými a usazenými ve sladkovodních biotopech. Popularita je v tomto ve spojení s úspěchem invazí ryb ze soukromých akvárií zjevně důležitým faktorem (Duggan et al. 2006).

Mezi sto nejhorších invazních druhů na světě patří z akvarijních ryb tyto druhy: tlamoun mosambický (*Oreochromis mossambicus*), keříčkovec žabí (*Clarias batrachus*) a gambusie komáří (*Gambusia affinis*) (Lowe et al. 2000). Ze druhů z rodu *Pterygoplichthys*, které byly celosvětově rozšířeny následkem obchodu s okrasnými rybami, je velmi populárním invazním druhem chovaným v akváriích glyptoper mnohopaprscitý (*P. multiradiatus*) (Krishnakumar et al. 2009).

Další oblíbenou rybou je živorodka duhová (*Poecilia reticulata*). Samci tohoto druhu jsou pohlavně dospělí již ve dvou měsících věku a samičky ve třech měsících. Podobně brzy (již ve 3–4 měsících) dospívá i plata skvrnitá (*Xiphophorus maculatus*), což představuje značný potenciál těchto druhů pro to stát se škůdci (Raghavan et al. 2008). V neposlední řadě lze zmínit

i čichavce šedého (*Trichogaster trichopterus*), který je oportunistickým masožravcem s teritoriálním a agresivním chováním, což může představovat hrozbu pro původní okrasné druhy (Krishnakumar et al. 2009).

Původem asijská střevlička východní (*Pseudorasbora parva*) byla popsána jako nejhorší evropský invazní druh ryby (Gozlan et al. 2005; Pinder et al. 2005), jejíž populace mají tendenci se rychle usadit a stát se početně dominantní v invadovaném rybím společenstvu, což vyvolává obavy ze škodlivých ekologických dopadů na původní druhy kupříkladu kvůli potencionální vysoké konkurenci v otázce zdrojů potravy (Britton et al. 2007). Je také zdravým přenašečem patogenu způsobujícího potlačení růstu a reprodukce jiných ryb, což vede k jejich úhynu. Tento patogen může představovat hrozbu pro biodiverzitu ryb (Gozlan et al. 2005).

3.2.1.4 Koryši (Crustacea)

Různé případy vypouštění raků a krevet nebo jejich únik z vnitřních akvárií a zahradních rybníčků ukazují, jak významnou cestou je obchod se zvířaty v zavlékání nepůvodních koryšů (Weiperth et al. 2019b). Mezi nejčastěji se vyskytujícími invazními sladkovodními raky jsou především rak mramorovaný (*Procambarus virginalis*), rak červený (*Procambarus clarkii*) a rak ničivý (*Cherax destructor*) (Lipták & Vitázková 2015), kteří jsou velmi oblíbenými okrasnými druhy (Weiperth et al. 2019b). Dalšími příklady jsou i rak floridský (*Procambarus alleni*) a rak červenoklepetý (*Cherax quadricarinatus*) (Lipták & Vitázková 2015).

Procambarus virginalis byl do Evropy dovezen jako akvarijní koryš kvůli svému atraktivnímu vzhledu a pravděpodobně také kvůli efektivnímu rozmnožování (Jussila et al. 2015). Teprve později se zjistilo, že je schopen jednopohlavního rozmnožování (partenogeneze) (Jussila et al. 2015; Hossain et al. 2018). Z tohoto důvodu by se mohl stát hrozbou pro evropské sladkovodní ekosystémy, jelikož vypuštění, i třeba jediného exempláře do volné přírody, by stačilo k založení populace, která by mohla původní raky vytlačit (Scholtz et al. 2003). Mimo svůj původní areál výskytu byly zavlečeny i z akvarijních chovů pocházející krevety rodů *Macrobrachium* a *Neocaridina* (Obr. 4) (Klotz et al. 2013; Schoolmann & Arndt 2018; Weiperth et al. 2019a).



Obr. 4: Barevné formy krevet *Neocaridina davidi* nabízené na pražské akvaristické burze Ryby a rybičky. Zdroj: autorka (2024).

3.2.1.5 Měkkýši (Mollusca)

Měkkýši jsou druhým největším a nejrozmanitějším kmenem bezobratlých. Ve sladkovodních vodách žije okolo 7 000 druhů měkkýšů, kteří hrají významnou roli v ekosystému (Mahapatra et al. 2023). Mezi invazními organizmy jsou sladkovodní měkkýši považováni za poměrně úspěšné v zavlékání nových populací po celém světě a jejich náhodné introdukce jsou dostatečně zdokumentovány (Yanai et al. 2017). Řada studií zmiňuje náhodný výskyt nechtěných druhů měkkýšů v akváriích a zahradních rybníčcích (Patoka et al. 2017). Oproti tomu záměrné introdukce pravděpodobně hrají důležitější roli, než se doposud předpokládalo (Yanai et al. 2017).

Obchod se zvířaty v zájmovém chovu byl označen za hlavní zdroj nepůvodních měkkýšů vyskytujících se ve volné přírodě. Jakmile se v ní akvarijní měkkýši vyskytnou, mohou se rychle šířit a způsobovat značné změny celých ekosystémů s různými dopady (Patoka et al. 2017). Jakožto centrum celosvětového obchodu s akvarijními živočichy a rostlinami je známý Singapur (Ng et al. 1993; Raghavan et al. 2013; Ng et al. 2016). Lze se domnívat, že druhy měkkýšů, se kterými obchoduje, by mohly být potencionálně zavlečeny po celém světě. V tamní nabídce byla zaznamenána nečekaně vysoká rozmanitost a to 59 druhů sladkovodních mlžů a plžů ze 13 různých čeledí. Čtrnáct druhů ze 7 čeledí bylo již zavlečeno do oblastí mimo jejich původní rozšíření, přičemž u 11 z nich existují potencionální dopady či byly zaznamenány negativní dopady na stanoviště, která invadovaly. Vzhledem ke zjištění přítomnosti plžů v zásilkách je také pravděpodobné, že i druhy, které nejsou atraktivní pro zájmové chovy, mohou cestovat společně s vyváženými rostlinami a následně být zavlečeny do nepůvodních lokalit (Ng et al. 1993).

Z mlžů je svojí invazivitou známá například slávička mnohotvárná (*Dreissena polymorpha*), která patří mezi sto nejhorších invazních druhů světa (Lowe et al. 2000). K šíření slávičky do nepůvodních lokalit může docházet neúmyslně při vysazování importovaných rostlin jako je řasokoule zelená (*Aegagropila linnaei*), ve kterých může být skryta (Patoka & Patoková 2021).

3.2.2 Sladkovodní plži v okrasné akvakultuře

Okrasná akvakultura je ekonomicky významné odvětví, které je z velké části zásobováno jednotlivci a podniky z tropických zemí, protože právě z nich mnoho okrasných druhů pochází. Většina předních vývozců sladkovodních okrasných druhů jsou země jako je již zmíněný Singapur, dále Indonésie, Malajsie, Thajsko a Indie. V mírném pásu existuje pouze jedna vývozem a produkcí významná země, a tou je Česká republika (Novák et al. 2022).

Mnoho druhů sladkovodních plžů je po světě přepravováno za účelem prodeje a následného chovu v domácích akváriích (Obr. 5, str. 23), ze kterých mohou uniknout anebo být vypuštěni (Cowie & Robinson 2003). Tito plži jsou v přírodě široce rozšířenými nepůvodními druhy, které mohou působit významné ekologické škody na populacích původních organismů a ekosystémech. Konkrétně mohou například změnit primární produkci a koloběh živin, konkurovat místním organismům, sloužit jako kořist pro konzumenty nebo přenášet parazity volně žijících živočichů (Preston et al. 2022).



Obr. 5: Různé druhy sladkovodních plžů nabízených na burze Ryby a rybičky. Zdroj: autorka (2024).

Mezi sladkovodními plži v okrasné akvakultuře je možné najít řadu invazních a také potencionálně invazních druhů (Appleton 2003; Pointier et al. 2005; Gutiérrez Gregoric et al. 2007; Rawlings et al. 2007; Horgan et al. 2014). Patří mezi ně například *Tarebia granifera* (Appleton 2003; Miranda et al. 2010) a piskořka věžovitá (*Melanoides tuberculata*) z čeledi Thiaridae (Peso et al. 2011), *Cipangopaludina chinensis* z čeledi Viviparidae (Cowie & Robinson 2003; Havel 2011), okružákovec floridský (*Helisoma duryi*) (Cowie & Robinson 2003; Pointier et al. 2005), *Amerianna carinata* z čeledi Planorbidae (Pointier et al. 2005) a ampulárka okružákovitá (*Marisa cornuarietis*) z čeledi Ampullariidae (Horne et al. 1992; Cowie & Hayes 2012).

Plži z čeledi Ampullariidae jsou známí a velmi oblíbení po celém světě. Díky jejich stravování přispívajícímu k čistotě akvárií a atraktivnímu vzhledu, tvaru a velikosti se stali běžně nabízenými na celosvětovém trhu (Coelho et al. 2012) jako populární akvarijní mazlíčci (Ramakrishnan 2007). Z této čeledi, co se týče invazivity, je velmi významným rodem *Pomacea* (Cowie & Robinson 2003; Yusa et al. 2006; Horgan et al. 2014), o kterém dále pojednává tato práce.

3.3 Plži rodu *Pomacea*

Taxonomické zařazení:

Třída: Gastropoda

Řád: Architaenioglossa

Čeleď: Ampullariidae

Rod: *Pomacea* (Hayes et al. 2015; EFSA et al. 2020).

Ampulárky rodu *Pomacea* (Perry, 1810) jsou sladkovodní předožábří plži (Obr. 6), kteří se vyskytují převážně ve vlhkých tropických a subtropických stanovištích a jsou původem z Jižní Ameriky (Hayes et al. 2008; Yang et al. 2018a). Rod čítá okolo 50 druhů, mezi které patří i největší druhy sladkovodních plžů – *Pomacea urceus* s velikostí ulity až 145 mm a *Pomacea maculata* s ulitou, která může přesahovat 155 mm (Cowie 2002). Jednotlivé druhy rodu *Pomacea* je obtížné od sebe identifikovat pouze na základě morfologických znaků (Yoshida et al. 2014; Deaton et al. 2016). Jejich taxonomie tak byla po dlouhou dobu poněkud zmatená, a to nejen v zemích, které invadovaly, ale i na jejich původních stanovištích (Yoshida et al. 2014).



Obr. 6: Sladkovodní plži *Pomacea bridgesi*. Převzato z: <https://www.prirodovedci.cz/storage/images/800x600/5340.jp>

3.3.1 Biologie

Pomacea spp. obývají převážně pomalu tekoucí vody, močály, hráze, kanály, nádrže, řeky a záplavová území. Některé druhy (např. *P. maculata*) jsou schopné tolerovat nízké úrovně salinity, ale obecně v brakické vodě nežijí (Cowie 2002; Ocaña et al. 2015).

Ulita je veliká, kulatého tvaru a je uzavírána pomocí operkula (vápenitého víčka), které mají přirostlé k noze (Cowie 2002). Její pestré zbarvení od zeleno-hnědé po žlutou, oranžovou a další barvené varianty činí plže velmi atraktivními (Obr. 7, str. 25) pro akvarijní trh a potencionálně usnadňuje jejich neúmyslné zavlečení do míst mimo jejich původní výskyt (Ramakrishnan 2007).

Plži mají dobře vyvinuté žábry i „plíce“ z plášťové dutiny, díky tomu jsou schopni provádět jak vodní, tak i vzdušné dýchání. *Pomacea* je ale ze všech rodů z čeledi Ampullariidae nejlépe přizpůsoben na využívání atmosférického kyslíku (Seuffert & Martín 2010). Jedinci mají zatažitelný sifon, který využívají k nafouknutí plíce, zatímco zůstávají ponořeni pod hladinou. Díky nabrání vzduchu jsou schopni se vznášet ve vodním sloupci a získat tak lepší přístup k plovoucí vegetaci, která jim je jinak nepřístupná (Deaton et al. 2016).



Obr. 7: Atraktivní modře a fialově zbarvení plži *Pomacea* spp. Zdroj: autorka (2024).

U žádného druhu nebyl prokázán hermafroditismus (Takeda 2000), pohlaví plžů je možné určit podle sexuálního dimorfismu ulit u samců a samic, který byl popsán např. u druhu *Pomacea canaliculata* (Cazzaniga 1990b). U některých druhů je prokázáno, že samice jsou větší než samci. Kromě dimorfismu ve velikosti mohou být mezi pohlavími rozdíly také ve tvaru ústí ulity a operkula (Cowie 2002).

Během období sucha mnoho druhů aestivuje (ukládá se k letnímu spánku). Některé z nich ho přečkají zahrabáním se do bahna s ulitou zůstávající nad jeho povrchem, jiné se hrabou až 1 m hluboko pod povrch. Takto jsou schopny přežít i mnoho měsíců (Cowie 2002).

Odhadovaná délka života *Pomacea* spp. se pohybuje od jednoho do čtyř let (Hayes et al. 2015) v závislosti na tom, jestli plži hibernují nebo ne. Pokud k hibernaci (zimnímu spánku) dochází, žijí déle (až 3–4 roky) s nižším počtem potomků ročně. Pokud jsou teploty vysoké natolik, aby k hibernaci docházet nemuselo, žijí plži kratší dobu (cca 1–2 roky), zato s nepřetržitým obdobím reprodukce (EFSA et al. 2020).

3.3.2 Rozmnožování

Plži z rodu *Pomacea* jsou odděleného pohlaví. Oplození u nich probíhá vnitřně a jsou vejcorodí. Rozmnožování mnoha druhů je sezónní a zřejmě souvisí se zeměpisnou šířkou, teplotou a srážkami (Cowie 2002). Reprodukční aktivita začíná při teplotách vody nad 18 °C (EFSA et al. 2020).

Samice je schopna uchovávat v sobě spermie a z jedné kopulace vytvořit tisíce oplozených vajíček (Burela & Martín 2011). Vejce většiny druhů jsou pestře zbarvená, nejčastěji jsou růžová, oranžová nebo červená, ale mohou být i zelená nebo bílá. Obvykle jsou kladena nad vodu na obnažená místa jako jsou vegetace a kameny. Může to být z důvodu vyhnutí se vodním predátorům anebo v reakci na nízký obsah kyslíku v často téměř stojatých vodách (Cowie 2002).

Kladení vajec do hroznovitého uskupení může trvat až několik hodin. Podélná drážka na pravé straně těla plže pomáhá k vedení jednotlivých vajíček z pochvy na podklad v intervalech, které závisí na daném druhu (Hayes et al. 2015). Snůška může obsahovat od několika desítek až po téměř pět tisíc vajec (Kyle et al. 2013).

Vejce jsou individuálně uzavřena ve skořápce z uhličitanu vápenatého, která může ale nemusí být použita jako zdroj vápníku pro vyvíjející se zárodek (Cowie 2002). Vejce mohou vápenitou skořápku i postrádat (Hayes et al. 2015), což bylo zaznamenáno u vajec *Pomacea scalaris*, která byla takto snesena pod hladinou vody (Cowie 2002).

Inkubační doba vajec se pohybuje mezi 8 a 14 dny při teplotě 25 °C a vyšší. Může být ale delší, pokud jsou dočasně ponořena ve vodě anebo v případě nižších teplot. Čerstvě vylíhnutá mláďata (Obr. 8) jsou velká pouhých 2–5 mm. V juvenilní jedince se vyvíjejí 15–25 dní po vylíhnutí a dospívají po dalších 45–60 dnech (EFSA et al. 2020).



Obr. 8: Hrozen vajec s právě líhnoucími se mláďaty. Zdroj: autorka (2024).

Reprodukční cyklus je nepřetržitý po dobu 2 měsíců nebo déle, dokud nedochází k hibernaci v chladnějším období. V tropických oblastech je rozmnožování nepřetržité až do doby úhynu plže (EFSA et al. 2020).

Výjimkou je *P. urceus*, který má odlišnou strategii rozmnožování než ostatní druhy tohoto rodu. Před zahrabáním se do bahna (před aestivací) nakladou samice tohoto druhu do své ulity v prostoru mezi ústím ulity a operkulem vejce. Jejich vývoj probíhá v období sucha, během kterého samice v intervalech uvolňuje ze svého těla vodu pro ochlazení sebe a svého potomstva, které je velmi citlivé na vysychání. Mláďata vylézají se začátkem období dešťů (Hayes et al. 2015).

Reprodukční chování může být ovlivněno nízkými teplotami, které vedou k zastavení metabolismu, ale i dostupností potravy, která může ovlivnit začátek snášení snůšek (Albrecht et al. 1999). Od dostupnosti zdrojů potravy se odvíjí i počet vajec ve snůšce, kdy samice plžů s neomezeným přístupem k potravě produkují až třikrát větší počty vajec v jedné snůšce a celkově větší počet vajec za sezónu (Kyle et al. 2013).

3.3.3 Potrava

Ampulárky jsou všežravci schopní žít se různou potravou od biofilmů (mikrobiálních společenstev), perifytonů (komplexních směsí řas, sinic, heterotrofních mikrobů a detritu), plovoucích, ponořených a vynořujících makrofytů až po živé živočichy a mršiny (Hayes et al. 2015). Převažuje mezi nimi však makrofytofágie, která je u nich, jakožto u zemědělských škůdců, nejvýznamnější (Cowie 2002) a dávají přednost plovoucím nebo ponořeným rostlinám před vynořenými. Tato preference je odlišuje od většiny sladkovodních plžů, kteří jsou mikrofágní (Cazzaniga 2003).

V lidské péči se plžům dobře daří na běžné zelenině v kombinaci s krmivem pro ryby. Jejich preference vodní vegetace před řasou bohužel vede k rychlé redukci vodní vegetace, kdy jsou schopni zničit krásné akvárium během několika dní. Druh *P. canaliculata* je dobrým příkladem tohoto typu neselektivního vegetativního chování, které z něj dělá významného škůdce (Coelho et al. 2012).

Zdá se, že základem stravy mláďat jsou řasy a detrit. Po dosažení velikosti 15 mm v ulitě začínají napadat vyšší rostliny. V případě nedostatku potravy ale mohou být ponořené makrofyty požírány, dle provedených laboratorních pokusů, už i 2,5 mm velkými mláďaty. Potravní preference se dále nemění u mláďat o velikosti 10–25 mm až po dospělé jedince (Cazzaniga 2003).

3.3.4 Teplotní tolerance

Teplota vody má na chování sladkovodních plžů zásadní vliv, především na jejich růst, vzdušnou respiraci, rozmnožování a přežití. Během nejchladnějších měsíců v mírném podnebí zůstávají *Pomacea* spp. neaktivní a přezimují zahrabáni v bahnitých dnech. Toto chování je stejné v místech jejich přirozeného výskytu i v invadovaných oblastech (Seuffert et al. 2010).

Teplotní tolerance byla často zkoumána u druhů *P. canaliculata* a *P. maculata* (Matsukura et al. 2009; Seuffert & Martín 2013; Yoshida et al. 2014; Deaton et al. 2016). Podle provedeného pokusu na *P. maculata* bylo zjištěno, že při teplotách 15–20 °C nedošlo k žádnému úhynu, plži byli aktivní a přijímali potravu. Vystavení plžů teplotám 5–10 °C mělo za následek úhyn poloviny zvířat, čemuž předcházelo snížení aktivity, zalezení do ulity a nepřijímání potravy. Při teplotě 0 °C vykazovali plži nejvyšší úmrtnost, kdy po pěti dnech uhynuli všichni jedinci (Deaton et al. 2016). Obdobné výsledky přinesla i pozorování provedená na *P. canaliculata* (Matsukura et al. 2009; Seuffert et al. 2010; Seuffert & Martín 2013).

V rozmezí teplot od 10 °C do 30 °C se doba strávená aktivitou plžů a jejich kmením zvyšuje společně s výší teploty. Při teplotách nad 30 °C se aktivita snižuje. Od 30 °C do 35 °C se více plžů zatahuje do ulity anebo zůstávají neaktivní až na nadměrné nabírání vzduchu sifonem do plíce (Seuffert et al. 2010).

Úmrtnost plžů obou druhů *P. canaliculata* a *P. maculata* při teplotě 15 °C a vyšší je velmi nízká. Jejich přežití při teplotách blízkých bodu mrazu závisí na několika faktorech včetně délky expozice nízkým teplotám, velikosti plžů, zda byli již dříve vystaveni mrazu a jestli byli předtím ponořeni ve vodě anebo ponecháni na vzduchu (Deaton et al. 2016). Teploty pod bodem mrazu nejsou schopni přežít (Matsukura et al. 2009).

Pokud jsou plži vystaveni postupnému snižování teplot z 25 °C na 10 °C, zvyšuje to jejich odolnost vůči chladu díky hromadění molekul organických látek ve tkáních (Deaton et al. 2016). Plži *P. canaliculata* vykazují v Japonsku sezónní adaptaci, díky aklimatizaci na chlad a suchým podmínkám mají zvýšenou toleranci vůči chladu během zimy. Fyziologicky odolní plži vůči chladu mají vyšší obsah glycerolu ve svém těle a snížený obsah glykogenu (Yoshida et al. 2014). U hmyzu má glycerol několik funkcí v mechanismu mrazuvzdornosti. Vyvolává snížení bodu podchlazení, inhibuje aktivitu ledotvorných činidel, stabilizuje enzymy při nízkých teplotách a působí jako prevence ztrát vody. Obsah glycerolu se u plžů zvýšil během aklimatizace na chlad, což naznačuje, že hraje určitou roli ve vývoji odolnosti vůči chladu u *P. canaliculata* (Matsukura et al. 2008). I přes tento vývoj pro ně ale vystavení delšímu období mírného chladu nad bodem mrazu končí úhynem (Yoshida et al. 2014).

Teplota je jedním z významných faktorů, který určuje šíření živočišných druhů ve vodním prostředí (Bae et al. 2012). Společně s dalšími klimatickými faktory napomáhá předpovědět další potencionální zavlečení druhů *P. canaliculata* a *P. maculata* do oblastí jejich nepůvodního výskytu (Hayes et al. 2015). Obecně lze říci, že změna klimatu může v budoucnu podpořit celosvětovou invazi invazních druhů (Lei et al. 2017). Globální oteplování tak může ampulárkám pomoci k rozšíření potencionálních stanovišť a jejich úspěšnému invadování (Bae et al. 2012).

3.3.5 Invazivita

Nejméně 10 druhů z rodu *Pomacea* bylo vypuštěno do vod mimo svá původní místa výskytu, některé z nich se dále šíří a působí značné škody. V oblastech, kde se plži usadili, byly zaznamenány významné změny v mokřadních ekosystémech. Mnoho z těchto introdukcí je provázáno s obchodem se zvířaty, došlo ale i k několika úmyslným zavlečením pro podporu akvakultury nebo pro biologickou kontrolu jiných vodních plžů a plevelů (Horgan et al. 2014).

Několik druhů bylo zavlečeno a etablováno v mnoha zemích v Asii, Severní Americe, na ostrovech v Tichomoří a v Evropě (Yang et al. 2018b). Do Asie byly v 80. letech 20. století dovezeny jako zdroj potravy pro lidi a pro akvarijní trh (Yoshida et al. 2014). Jako lehce dostupný zdroj bílkovin byl do jihovýchodní Asie introdukován druh *P. canaliculata*, pro místní obyvatelstvo ale nebyli plži chutní a rychle tak ztratili svoji komerční hodnotu. Zemědělci je následně vypustili do vodních toků a zavlažovacích kanálů, kde se úspěšně usadili a začali se dále šířit (Carlsson & Lacoursiere 2005; Ramakrishnan 2007).

Identifikace plžů je ale na základě morfologických znaků obtížná, proto k jejich přesnému určení dopomohla až molekulární genetika. Provedené testy DNA potvrdily přítomnost celkem čtyř druhů na území Asie: *P. canaliculata*, *P. maculata*, *P. scalaris* a *Pomacea diffusa*. První dva druhy, převážně však *P. canaliculata*, jsou široce rozšířeny v jihovýchodní a východní Asii, kde se staly vážnou hrozbou pro produkci rýže a asijské ekosystémy (Yoshida et al. 2014).

První důkaz o požívání semenáčků rýže plži *P. canaliculata* pochází z Japonska z roku 1984. Ti byli následně pozorováni na přibližně 65 000 ha rýžových polí (Bae et al. 2012) a právem tak patří mezi sto nejhorších invazních druhů světa (Lowe et al. 2000).

V roce 2009 byl poprvé nahlášen výskyt neúmyslně vypuštěných plžů *P. maculata* v deltě řeky Ebro ve Španělsku, kde se usadili, začali se dále šířit a působit škody na plodinách.

V současné době se vyskytují nejen v rýžových polích, ale i v některých blízkých mokřadech, zároveň se šíří řekou Ebro dále do vnitrozemí (Gilioli et al. 2017).

3.4 Rizika zavlečení plžů rodu *Pomacea*

Existuje řada různých základních mechanismů, které jsou považovány za impakt invazních druhů. Mechanizmy související s invazními plži rodu *Pomacea*, zahrnují spásání rostlin, kompetici, predaci, přenos nemocí, křížení s původními druhy, otravu/toxicitu a interakci s jinými invazními druhy. Kromě toho se jich týkají i další mechanismy, kdy jsou sami kořistí, nebo když vznikly vedlejší škody způsobené v rámci biologické kontroly nepůvodních druhů (Martín et al. 2019).

Spásání rostlin: Ampulárky požírají živé vodní rostliny včetně makrofytních cévnatých rostlin (Dillon 2000), což je pro většinu sladkovodních plžů neobvyklé (Cazzaniga 2003). Z tohoto důvodu jsou vážnými zemědělskými škůdci, zejména na sazenicích rýže v asijských zemích (Bae et al. 2012). Škody jsou většinou spojeny s kulturními postupy a hospodařením s vodou, při kterých je plžům umožněno napadat nejzranitelnější stádia rostlin, jako jsou semenáčky a velmi mladé rostliny (Martín et al. 2019). Rozsah škod na zavlažované rýži je závislý na stáří plodin, hustotě plžů a věku jedinců v rámci populace. Mladí plži sazenice rýže nepožírají, ale dospělí plži s velikostí ulity nad 5 cm mohou požrít i 7–24 sazenic denně (Halwart 1994). Je známo, že invazní druhy rodu *Pomacea* jsou schopny zkonzumovat větší množství potravy než jiní a neinvazní plži (Martín et al. 2019).

Byly pozorovány, i když ne kvantifikovány, škody na dalších vodních rostlinách s hospodářským významem, jako je např. kolokázie jedlá („taro“, *Colocasia esculenta*), lotos indický (*Nelumbo nucifera*) a další (Carlsson & Lacoursiere 2005). Ačkoli je *P. canaliculata* obecně považována za makrofytofágní, požírá i jiné druhy rostlin jako jsou bentické, vláknité a perifytní řasy. Může také přežívat na organických materiálech, které nalezne na vodní hladině a ve velké míře požírá rostlinný detrit, který může zredukovat až na třetinu (Martín et al. 2019).

Kompetice a predace: Ve vodním prostředí je vliv predace na biotickou odolnost obecně důležitější než kompetice, ale dopady se liší podle druhů stanovišť a taxonů. *Pomacea canaliculata* je kompetitorem a predátorem ostatních plžů a v invadovaných oblastech může hrát klíčovou roli ve složení společenstev sladkovodních plžů (Maldonado & Martín 2019). Konkurenceschopnost tohoto druhu vůči ostatním plžům je pravděpodobně daná jeho větší velikostí, značným reprodukčním potenciálem, flexibilitou v konzumovaných druzích a velkém množství potravy, které je schopen spořádat (Maldonado & Martín 2019; Martín et al. 2019). V případě vyčerpání zdrojů detritu může dojít k silné konkurenci vůči jiným velkým detritivorním bezobratlým jako jsou členovci a další plži (Martín et al. 2019). Zároveň je tento druh schopen napadat dospělé jedince, čerstvě vylíhnutá mláďata a vejce jiných plžů (Kwong et al. 2009). Predace je pravděpodobně primárně cílena na vejce a mladé plže, ale je možné, že ve znečištěných nebo kyselých vodách, kde ulity plžů mohou přirozeně křehnout, je pro *P. canaliculatu* snadná predace i na dospělících (Cazzaniga 1990a). Zaznamenána byla také

predace na vejcích obojživelníků, což může mít významný vliv na jejich populace (Karraker & Dudgeon 2014; Carter et al. 2018).

Přenos nemoci: *Pomacea* spp. jsou mezipřenositeli třetího larválního stádia hlístice *Angiostrongylus cantonensis* (Martín et al. 2019), jejichž přirozeným definitivním hostitelem je potkan. Náhodným hostitelem se může stát člověk, který se nakazí konzumací syrových nebo nedostatečně tepelně upravených plžů (Cowie 2013). *Pomacea canaliculata* je jedním z hlavních přenašečů této hlístice (Yang et al. 2013; Martín et al. 2019), která způsobuje parazitární onemocnění člověka, tzv. eozinofilní meningitidu (zánět mozkových blan způsobený parazity) (Cowie 2013). *Pomacea* spp. přenáší řadu lidských nemocí, tato je však nejvýznamnější z důvodu možné závažnosti onemocnění (Damborenea et al. 2017).

Přerušení životního cyklu plžů je jedním z nejúčinnějších způsobů k omezení výskytu tohoto onemocnění. Značná rozšířenost plžů v kombinaci s absencí dostatečně účinné metody jejich kontroly však dělá nákazu extrémně obtížnou pro eliminaci. V případě, že nebudou přísně dodržována pravidla pro bezpečnost potravin, se s další konzumací těchto plžů pravděpodobně objeví další ohniska nákazy (Wang et al. 2007). Lidé by měli být také poučeni o konzumaci syrových, nedostatečně tepelně upravených plžů nebo zeleniny, která s nimi mohla přijít do kontaktu (Wang et al. 2007; Cowie 2013).

Křížení s původními druhy: Druhy *P. canaliculata* a *P. maculata* patří taxonomicky v rodu *Pomacea* do odlišných kladů (vývojových větví) a nejsou si tak v rámci rodu blízce příbuzné (Hayes et al. 2012). Přesto u nich dochází k hybridizaci, jak v jejich původních lokalitách výskytu, tak v invadovaných oblastech (Matsukura et al. 2016; Kannan et al. 2021). Jejich biogeografické rozšíření v Jižní Americe se překrývá jen částečně (Hayes et al. 2012). V jedné z pěti míst v Brazílii, kde se vyskytuje pouze *P. maculata* a které je tisíce kilometrů vzdálené od lokality výskytu *P. canaliculata*, byli objeveni kříženci těchto dvou druhů (Glasheen et al. 2020). Jelikož má druh *P. maculata* menší toleranci pro nižší teploty než *P. canaliculata* (Matsukura et al. 2016), vede jejich křížení ke vzniku hybridů *P. maculata* se zvýšenou tolerancí pro nízké teploty (Yoshida et al. 2014), což může pomoci k jejich šíření do chladnějších oblastí (Matsukura et al. 2016).

Otrava/toxicita: Vejce většiny ampulárek jsou jasně zbarvená, nejspíše jako varování před jejich chutí (Cowie 2005). Jsou zřídka konzumována obratlovci nebo bezobratlými, jelikož nejsou predátory považována za chutná, a to jak v původních lokalitách výskytu plžů, tak i v invadovaných oblastech (Martín et al. 2019). Tekutina obsažená ve vejcích vykazuje neurotoxické, antidigestivní a antinutritivní vlastnosti (Dreon et al. 2013; Hayes et al. 2015; Giglio et al. 2016; Lajmanovich et al. 2017). Stejně vlastnosti vykazují i reprodukční orgány samic, které se predátoři naučili nepojídat. Predátoři z invadovaných oblastí ale nemusí být schopni identifikovat toxické orgány a mohou být touto neobvyklou vlastností negativně ovlivněni (Martín et al. 2019).

Interakce s jinými invazními druhy: Ačkoli *P. maculata* i *P. canaliculata* požívají jak invazní, tak i lokálně se vyskytující rostliny, mnoho původních druhů konzumují ve větší míře

(Burlakova et al. 2009). Konkrétně např. do Severní Ameriky zavlečená *P. maculata*, která zde preferuje konzumaci místních rostlin před invazním makrofytem *Alternanthera philoxeroides*. Množství a diverzita původních rostlin tak byla plži výrazně snížena, aniž by na to měla vliv invazní rostlina (Meza-Lopez & Siemann 2015). Mnohočetné invaze jsou stále častější a stejně tak i případy, kdy si zavlečené druhy navzájem usnadňují usídlení a další šíření (Simberloff 2006).

Pomacea spp. jako kořist: Mnoho původních i zavlečených predátorů požívá invazní plže rodu *Pomacea*, kteří jsou pro ně novým a hojným zdrojem potravy, a to může vést ke změnám potravních sítí. Vznik početných populací invazních plžů (Martín et al. 2019), kteří mají navíc zhruba třikrát vyšší energetickou hodnotu než původní druhy (Cattau et al. 2010), vede predátory jako jsou luněc bažinný (*Rostrhamus sociabilis*) a kurlan chřástalovitý (*Aramus guarauna*) v Jižní a Severní Americe k rozšíření a využití nových stanovišť pro sběr potravy a hnízdění. Výskyt predátorů v nových oblastech ale může přispívat k úbytku původních druhů plžů, jako je tomu např. v případě *Pomacea paludosa* na Floridě (Martín et al. 2019).

Vedlejší škody způsobené kontrolou nepůvodních druhů: Existuje více způsobů kontroly nepůvodních druhů: pěstitecké, mechanické, chemické a biologické (Halwart 1994; Ip et al. 2014). V mnoha zemích je nejrozšířenějším způsobem regulace invazních plžů aplikace chemických moluskocidů (Wang et al. 2022). Některé přípravky jsou proti plžům *Pomacea* spp. efektivní, ale mohou nepříznivě ovlivnit bezobratlé i obratlovce, což podnítilo vývoj nových ekologicky šetrných moluskocidů s nízkými nebo žádnými toxickými účinky pro necílové organizmy (Martín et al. 2019).

Jako možná biologická kontrola proti invazním plžům byly použity měkkýše požírající ryby jako je kapr obecný (*Cyprinus carpio*) nebo amur černý (*Mylopharyngodon piceus*). Oba druhy ale kromě redukce invazních plžů způsobily i snížení počtu původních plžů a *C. carpio* snížil i množství makrofytů (Ip et al. 2014). Dokonce i ruční sběr, který je nejekologičtější možnou metodou kontroly, může mít dopad na původní plže, protože farmáři nemusí umět rozeznat invazní plže od původních (Schneiker et al. 2016).

3.5 Legislativní opatření

Objevení nepůvodních druhů, ať už živočichů, rostlin, hub nebo mikroorganismů na nových místech není vždy důvodem k obavám. Významná část nepůvodních druhů se však může stát invazní a může mít závažné nepříznivé účinky na biologickou rozmanitost a související ekosystémové služby, jakož i na další sociální a ekonomické dopady, kterým je potřeba se vyhnout. Přibližně 12 000 druhů v životním prostředí Evropské unie a dalších evropských zemí je nepůvodních, z nichž je odhadem 10–15 % invazních (Wittlinger et al. 2022).

Vzhledem k tomu, že invazní nepůvodní druhy jsou celosvětovým problémem, jednostranná opatření několika málo států nemohou být nikdy účinná. Spolupráce na mezinárodní, regionální, přeshraniční a místní úrovni je nezbytná pro vytvoření kompatibilních přístupů ke společným problémům. Evropa je významným obchodním blokem s mnoha

sousedními státy, společnými hranicemi a vysoce rozvinutými dohodami o volném obchodu. Obrovská množství druhů jsou úmyslně i neúmyslně přemísťována v rámci států i mezi nimi. Potencionálně invazní druhy se tak mohou snadno dostat do sousedních zemí či do environmentálně odlišných částí téhož státu (Genovesi & Shine 2004).

Účinné strategie pro prevenci zavlékání nových druhů zahrnují nasazení řady opatření a postupů, jako je prosazování přísných právních předpisů a regulací, horizon scanning (systematický proces provádění souvislého vyhledávání potenciálních hrozeb a příležitostí, které je třeba identifikovat za účelem získání informací pro budoucí rozhodování a vývoj opatření), hodnocení rizik a uplatňování účinných opatření biologické bezpečnosti ve spojení se vzdělávacími programy (Britton et al. 2023).

3.5.1 Legislativa EU

Reakce Evropské unie na problémy s nepůvodními druhy se zpočátku odvíjela od závazků k mezinárodním dohodám, jako je dohoda Světové obchodní organizace (z angl. World Trade Organization, WTO) o uplatňování sanitárních a fytosanitárních opatření a Úmluva o biologické rozmanitosti (z angl. Convention on Biological Diversity, CBD) (Hulme et al. 2009), která byla schválena na konferenci OSN (Organizaci Spojených Národů) v roce 1992 (Rands et al. 2010). Tyto závazky však nebyly podpořeny opatřeními. Členské státy EU v rámci této úmluvy hodnotily naplnění článku 8, bodu h), který uvádí, že každá smluvní strana, pokud to bude možné a vhodné, „zabrání zavádění, bude kontrolovat nebo vyhubí ty cizí druhy, které ohrožují ekosystémy, přírodní stanoviště nebo druhy“, což se ve výsledku ukázalo, že má u členských států nižší prioritu než u států mimo EU (Hulme et al. 2009).

Evropská unie vydala směrnici rady 92/43/EHS dne 21. května 1992 o ochraně přírodních stanovišť, volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin. Tato směrnice má mimo jiné také zabránit šíření jakýchkoli druhů, které mohou ohrozit původní organizmy. Tento dokument uvádí potřebu pravidelného monitoringu, sumarizace lokalit a údajů o výskytu nepůvodních invazních druhů (Wittlinger et al. 2022).

Zvýšený zájem o řešení problematiky týkající se nepůvodních invazních druhů je možné v rámci EU sledovat přibližně od roku 2000 (Görner et al. 2021). Současně s přijetím strategie pro rozvoj udržitelné akvakultury přijala Evropská komise nařízení Rady (ES) č. 708/2007 dne 11. června 2007 o používání cizích a místně se nevyskytujících druhů v akvakultuře, které bylo přijato v reakci na rostoucí obavy týkající se nepůvodních druhů ve vodních ekosystémech. Cílem nařízení bylo přispět k udržitelnosti akvakultury, snížit ekonomické narušení mezi evropskými zeměmi a podpořit země, které mají omezenou regulaci jak v oblasti ochrany, tak v oblasti akvakultury (Copp et al. 2016).

Snahu o vytvoření komplexního přístupu k invazním druhům lze sledovat od roku 2008 (Görner et al. 2021), kdy Evropská komise předložila návrh strategie EU pro invazní druhy (Hulme et al. 2009; Görner et al. 2021), který klade důraz na prevenci jako na nákladově nejefektivnější způsob ochrany a předkládá tři nové politické možnosti: maximalizovat využití stávajících právních pokynů, upravit stávající právní předpisy prostřednictvím specifických změn nebo vytvořit komplexní, specializovaný právní rámec pro řešení biologických invazí. Jedním ze způsobů, jak upravit právní předpisy, je vytvoření „černé listiny“ druhů, jejichž dovoz a prodej by byl v Evropě zakázán a která by upřednostňovala ty druhy, jež představují

největší hrozbu. Evropská unie přijala takový přístup již ve své směrnici Rady 2000/29/ES (Hulme et al. 2009) o ochranných opatřeních proti zavlékání organismů škodlivých rostlinám nebo rostlinným produktům do Společenství a proti jejich rozšiřování na území Společenství. Směrnice mimo jiné stanovuje kontrolní opatření, která mají být prováděna v místě původu rostlin a rostlinných produktů určených pro EU nebo přemísťovaných v rámci EU, seznam škodlivých organismů, jejichž zavlékání do EU nebo šíření na jejím území je zakázáno, a kontrolní opatření, která mají být prováděna na vnějších hranicích EU při příjezdu rostlin a rostlinných produktů (Baker et al. 2012).

Směrnice Rady 2000/29/ES mohla být základem pro zařazení širšího okruhu invazních škůdců v terestrickém a vodním prostředí, příslušné orgány se ale nedokázaly dohodnout na kritériích pro zařazení druhů na seznam (Hulme et al. 2009). Dopady mnoha dřívějších invazí mohly být nižší, kdyby evropské státy jednotně uplatňovaly vhodné osvědčené postupy a přijaly rychlá opatření k vymýcení invazních druhů. Většině biologických invazí, které ohrožují Evropu, se mohlo předejít pomocí větší informovanosti o problematice invazních druhů a většího odhodlání ji řešit (Genovesi & Shine 2004).

Vzhledem k potřebě koordinovaného souboru opatření k prevenci, kontrole a zmírnění dopadu invazních nepůvodních druhů přijal Evropský parlament a Rada (EU) nařízení č. 1143/2014 o prevenci a regulaci zavlékání či vysazování a šíření invazních nepůvodních druhů, které vstoupilo v platnost 1. ledna 2015 (Tsiamis et al. 2019). Nařízení stanovuje pravidla pro účinné řešení problémů spojených s invazními nepůvodními druhy. Snaží se zabránit vstupu invazních nepůvodních druhů, zřídit systém včasného varování a rychlé reakce, zajistit rychlou eradikaci lokalizovaných invazních druhů a efektivněji řídit invazní nepůvodní druhy, které se usadily a rozšířily (Roy et al. 2015).

Pro dosažení cílů počítá toto nařízení se třemi typy zásahů: prevencí, včasnou detekcí (odhalením organismů) a rychlým vymýcením nových introdukcí a řízením již usazených populací, přičemž prioritu představuje seznam invazních nepůvodních druhů s významným dopadem na Unii (dále jen „unijní seznam“). První unijní seznam byl zveřejněn spolu s prováděcím nařízením Komise (EU) 2016/1141 a obsahoval celkem 37 taxonů živočichů i rostlin. Následně bylo prováděcím nařízením Komise (EU) 2017/1263 na seznam přidáno dalších 12 druhů (Tsiamis et al. 2019). V roce 2019 došlo ke druhé aktualizaci, kdy bylo prováděcím nařízením Komise (EU) 2019/1262 přidáno 17 nových druhů. Po přidání 22 druhů prováděcím nařízením Komise (EU) 2022/1203 je od roku 2022 na unijním seznamu celkem 88 živočichů a rostlin se zvláštním dopadem na Unii, z toho tři z nich mají odloženou účinnost na rok 2024 a jeden druh až na rok 2027.

Pro zvýšení povědomí široké veřejnosti, politiků a zúčastněných stran byly vytvořeny seznamy nejškodlivějších nepůvodních druhů (Nentwig et al. 2018). Nejznámějšími z nich jsou seznam sta nejhorších invazních druhů světa, který vydal Mezinárodní svaz ochrany přírody (z angl. International Union for Conservation of Nature, IUCN) v roce 2000 (Lowe et al. 2000) a seznam sta nejinvaznějších nepůvodních druhů v Evropě sestaveným společenstvím EU v rámci projektu DAISIE (z angl. Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe). Seznamy vychází z názorů odborníků a pokrývají různé oblasti taxonomických skupin a prostředí. Byly sestaveny tak, aby byly reprezentativní pro širokou škálu taxonů, způsobů zavlečení a rozmanitostí dopadů. Ne všechny druhy z těchto a dalších seznamů jsou zahrnuty

i na unijním seznamu. Evropská unie zařazuje druh na seznam pouze tehdy, pokud je pravděpodobné, že se jeho zařazením účinně zabrání, minimalizuje a zmírní jeho impakt. Nejrozšířenější druhy s velkým dopadem jsou často příliš nákladné na to, aby mohly být účinně regulovány (Nentwig et al. 2018).

3.5.1.1 Zákaz plžů rodu *Pomacea*

První ohnisko výskytu plžů *P. maculata* na území Evropské unie nahlásilo Španělsko v roce 2009 v deltě řeky Ebro. V dalším roce byly ampulárky nalezeny také v rýžových polích, kde v některých případech napáchaly značné škody. Španělské ministerstvo životního prostředí, venkova a mořských záležitostí následně vypracovalo pro území EU analýzu rizika škodlivého organismu (z angl. Pest Risk Analysis, PRA). Tato analýza hodnotí pravděpodobnost zavlečení a šíření *P. maculata* jako možné a dochází k závěru, že potencionální ekonomický a environmentální dopad na životní prostředí v ohrožené oblasti by byl v případě usazení plžů závažný (Baker et al. 2012).

Vzhledem ke značné invazivitě těchto plžů (Hayes et al. 2012; Gilioli et al. 2017; Yang et al. 2018b) rozšířených po mnoha zemích světa (Yang et al. 2018b; Wang et al. 2024) vydala 8. listopadu 2012 Evropská komise prováděcí rozhodnutí 2012/697/EU o opatřeních proti zavlečení rodu *Pomacea* (Perry) do Unie a jeho rozšiřování na území Unie. Ampulárky (Obr. 9) by tak dále neměly být dováženy, rozmnožovány ani prodávány (Patoka et al. 2016b, Patoka et al. 2018).



Obr. 9: Ampulárky nabízené na Exotice, výstavě zvířat v Lysé nad Labem. Zdroj: Patoka (2023).

Žádná omezení nejsou však zaměřena na náhodně přenášené plže, což by mělo být důvodem k obavám, protože výše zmínění plži se dostávají spolu s vodními hyacinty přímo do zahradních rybníčků, a tudíž je jejich šíření do nových lokalit možné a pravděpodobně

i bezproblémové (Patoka et al. 2016b). Jakmile se však nepůvodní invazní organizmy usadí ve volné přírodě, může být velmi obtížné, ne-li nemožné, je zlikvidovat (Patoka et al. 2018).

Česká republika je známá jako jeden z předních dovozců a vývozců vodních okrasných druhů (Patoka & Patoková 2021), navíc je v mírném pásu jedinou vývozem významnou zemí, která se s celkovou hodnotou trhu 32 milionů USD umístila v roce 2014 na třetím místě mezi všemi zeměmi dodávajícími sladkovodní akvarijní ryby a je tak významnou vstupní bránou akvarijních organizmů do Evropské unie (Novák et al. 2022). Přestože je myšlenka legislativních opatření dobrá, jako je tomu v případě předpisů EU, chovatelé často neznají důvody, proč je chov některých druhů zakázán a neuvědomují si rizika a důsledky biologických invazí. Navíc ve snaze vyhnout se případným problémům, mohou mít někteří chovatelé v souvislosti se špatně komunikovanými předpisy tendenci vypouštět zakázaná zvířata do volné přírody (Patoka et al. 2018).

4 Metodika

Za účelem zjištění četnosti chovu plžů rodu *Pomacea* na území České republiky jsem zvolila dva druhy zkoumání – dotazníkový průzkum a průzkum trhu. První část popisuje šetření realizované s pomocí dotazníku spolu s jeho vyhodnocením. Druhá část se zabývá internetovým průzkumem trhu, jeho vyhodnocením a vlastním pozorováním v místech možného prodeje těchto plžů.

4.1 Dotazníkový průzkum

Dotazník byl sestaven z celkem 24 otázek (Tab. 1), kdy na 18 z nich bylo možné odpovědět v uzavřené formě, na 4 v polouzavřené (otázky č. 8, 19, 20 a 24) a na zbylé 2 v otevřené formě (otázky č. 4 a 15). První dvě otázky sloužily pro oddělení lidí, kteří nežijí v ČR a kteří ampulárky nikdy nechovali, což následně vedlo k ukončení dotazníku pro tyto respondenty. K otázkám č. 2, 12, 13 a 14 byly přiloženy obrázky (Obr. 10 str. 36, Obr. 11, 12 a 13 str. 37), aby se respondentům blíže objasnilo, o jaký druh vodního plže se jedná, případně o jaké zbarvení.

Tab. 1: Obsah dotazníku




Znění otázky	Možnosti odpovědí
1. Odkud pocházíte?	<ul style="list-style-type: none">○ Hlavní město Praha○ Jihočeský kraj○ Jihomoravský kraj○ Karlovarský kraj○ Kraj Vysočina○ Královéhradecký kraj○ Liberecký kraj○ Moravskoslezský kraj○ Olomoucký kraj○ Pardubický kraj○ Plzeňský kraj○ Středočeský kraj○ Ústecký kraj○ Zlínský kraj○ nežijí v ČR (ukončení dotazníku)

-
2. Choval/a jste někdy nebo stále chováte vodní plže ampulárie (měchýřovky východní, *Pomacea* spp.)?
- ano
 - ne (ukončení dotazníku)



Obr. 10: Vodní plž *Pomacea* spp. Převzato z: www.aquaplantados.com.br/image/cache/catalog/INVERTEBRADOS/ampularia-01-800x800.jpg.

-
3. Jaké je Vaše pohlaví?
- muž
 - žena
 - nechci specifikovat
-
4. Jaký je Váš věk?
- otevřená odpověď
-
5. Jaké je Vaše nejvyšší dosažené vzdělání?
- bez vzdělání nebo neúplné základní vzdělání
 - základní
 - střední (s vyučením/bez vyučení, s maturitou/bez maturity, odborné i neodborné)
 - vyšší odborné
 - vysokoškolské – bakalářský titul
 - vysokoškolské – magisterský titul
 - vysokoškolské – doktorský titul nebo vyšší
-
6. Jak dlouho se zajímáte o akvaristiku?
- do 5 let
 - 6–10 let
 - 11–15 let
 - 16–20 let
 - 21 let a více
 - nepamatuji si
 - o akvaristiku se nezajímám
-
7. V jakém období jste ampulárky choval/a?
- před dlouhou dobou (v roce 2012 či dříve)
 - před 5–11 lety (roky 2013–2019)
 - v posledních 5 letech (roky 2020–2024)
-
8. Odkud ampulárie máte?
- z kamenného obchodu (akvaristika, zverimex)
 - přes internetový obchod (např. shrimp.cz)
 - z burzy se zvířaty (Živá exotika, Ryby a rybičky, apod)
 - z inzerce (např. bazos.cz, hyperinzerce.cz, faunaaflora.cz)
 - od kamaráda/známého
 - od chovatele ampulárií
 - odjinud:
-
9. Jaká je podle Vás adekvátní cena za jedno mládě žluté ampulárie (velikost 2 cm)?
- zdarma
 - do 10 Kč
 - 11–30 Kč
 - 31–60 Kč
 - 61–100 Kč
 - 101 Kč a více
-
10. Jaká je podle Vás adekvátní cena za jedno mládě hnědé ampulárie (velikost 2 cm)?
- zdarma
 - do 10 Kč
 - 11–30 Kč
 - 31–60 Kč
 - 61–100 Kč
-

		<input type="radio"/> 101 Kč a více <input type="radio"/> zdarma <input type="radio"/> do 10 Kč <input type="radio"/> 11–30 Kč <input type="radio"/> 31–60 Kč <input type="radio"/> 61–100 Kč <input type="radio"/> 101 Kč a více
11	Jaká je podle Vás adekvátní cena za jedno mládě ampulárie s méně obvyklým zbarvením (např. fialové, velikost 2 cm)?	<input type="radio"/> ano <input type="radio"/> ne
12	Choval/a jste žlutě zbarvené ampulárie? 	<input type="radio"/> ano <input type="radio"/> ne
	Obr. 11: Žlutě zbarvená ampulárie. Převzato a upraveno podle: www.aquaticarts.com/cdn/shop/files/Gold_Mystery_Snail_6edited3_1800x1800.jpg?v=1703118697 .	
13	Chovala jste hnědě zbarvené ampulárie?	<input type="radio"/> ano <input type="radio"/> ne
		
	Obr. 12: Hnědě zbarvená ampulárie. Převzato z: www.specified.ru/assets/99958652.jpg .	
14	Choval/a jste jiné barvy ampulárií?	<input type="radio"/> ano → zobrazení otázky č. 15 <input type="radio"/> ne
		
	Obr. 13: Fialově zbarvené ampulárie. Převzato a upraveno podle: www.planetainvertebrados.com.br/imagens_artigos/textos/img_20130609_mjbpicmthh8y.jpg .	
15	Jaké jiné barvy ampulárií jste choval/a?	otevřená odpověď
16	Kolik jedinců jste celkem choval/a nebo chováte?	<input type="radio"/> 1 ks <input type="radio"/> 2–5 ks <input type="radio"/> 6–10 ks <input type="radio"/> 11–20 ks <input type="radio"/> 21 ks a více
17	Kde jste ampulárie choval/a nebo chováte?	<input type="radio"/> doma <input type="radio"/> v práci

		<input type="radio"/> jinde <input type="radio"/> do 5 litrů <input type="radio"/> 6–20 litrů <input type="radio"/> 21–45 litrů <input type="radio"/> 46 litrů a více
18	V jak velkém akváriu jste ampulárie choval/a nebo chováte?	
19	Čím ampulárie krmíte?	<input type="radio"/> zeleninou (salát, okurka, špenát, ...) <input type="radio"/> krmivem pro ryby <input type="radio"/> krmivem pro vodní šneky <input type="radio"/> rostlinami vysazenými v akváriu <input type="radio"/> jiné:
20	Jakou potravu Vaše ampulárie preferují?	<input type="radio"/> zeleninu (salát, okurka, špenát, ...) <input type="radio"/> krmivo pro ryby <input type="radio"/> krmivo pro vodní šneky <input type="radio"/> rostliny vysazené v akváriu <input type="radio"/> jiné:
21	Podářilo se Vám odchovat mláďata ampulárií?	<input type="radio"/> ano → zobrazení otázek č. 22 a 23 <input type="radio"/> ne
22	Nabízel/a jste odchovaná mláďata dalším chovatelům?	<input type="radio"/> ano <input type="radio"/> ne
23	Byl o mláďata zájem?	<input type="radio"/> ano <input type="radio"/> ne, nedařilo se mi je udat
24	Co byste v případě úspěšného odchovu udělal/a s mláďaty, pokud by se Vám je nedařilo udat?	<input type="radio"/> nechal/a si je <input type="radio"/> nabídl/a je na zkrm pro jiná zvířata <input type="radio"/> zmrazil/a je <input type="radio"/> vypustil/a je do volné přírody <input type="radio"/> jiné:

Průzkum byl zcela anonymní a volně přístupný elektronicky na internetové stránce www.vyplnto.cz určené pro tvorbu online průzkumů. Oslovení respondentů se žádostí o vyplnění dotazníku probíhalo z části osobně (ústně), z většiny ale prostřednictvím sociálních sítí jako je Instagram a Facebook, kde jsou veřejné či uzavřené skupiny lidí se stejnými zájmy. Dotazník byl sdílen ve skupinách přímo určených pro sdílení online výzkumů, převážně však v těch zaměřených na akvaristiku, chov akvariálních zvířat a na jejich prodej.

Sběr dotazníků probíhal od 25. 1. 2024 do 14. 3. 2024. Celkem bylo získáno vyplnění od 190 respondentů. Získaná data byla prostřednictvím výše zmíněné webové stránky vygenerována do souboru Microsoft Excel, dále zpracována do tabulek a grafů uvedených v kapitole 5.1 Výsledky dotazníkového průzkumu na str. 39 a slovně vyhodnocena.

4.2 Průzkum trhu

4.2.1 Internetový průzkum

Internetový průzkum byl proveden průběžným vyhledáváním na internetových bazarech či inzertních portálech (bazos.cz, sbazar.cz, hyperinzerce.cz, faunaportal.cz, faunaaflorea.cz), ve veřejných i uzavřených skupinách na sociální síti Facebook a pomocí internetového vyhledávače Google. Pro vyhledávání byla použita slova: „nabídka“, „prodej“ a „daruji“ v kombinaci s termíny: „*Pomacea*“, „ampulárie/ky“, „vodní šnečí“ a „měchýřovka východní“.

Celkem bylo nalezeno 152 inzerátů, které byly na internetu zveřejněny v období od 1. 2. 2023 do 2. 4. 2024. Pokud byla patrně stejná nabídka od jednoho inzerenta nalezena v duplikátu na více stránkách, byla započítána pouze jednou.

Z inzerátů byla do souboru Microsoft Excel sbírána data zahrnující datum vystavení inzerátu; stránka, na které byl publikován; kraj, ze kterého inzerující pochází; název, pod kterým plže nabízí; barva, počet a velikost nabízených ampulárek a cena, za kterou je nabízí. Data byla dále zpracována do tabulek v kapitole 5.2.1 Výsledky internetového průzkumu na str. 48 a slovně vyhodnocena.

4.2.2 Pozorování v místech možného prodeje

Pozorování bylo uskutečněno v Praze během pravidelných návštěv burzy Živá exotika (konané 1x za měsíc kromě července a srpna) a to v období od 9. 4. 2022 do 13. 4. 2024. Dále během dvou návštěv akvaristické burzy Ryby a rybičky a několika zverimexů/akvaristik. V případě objevení ampulárek u některého z prodejců byla pořízena fotografie nabízených plžů. Fotografie byly zaneseny do kapitoly 5.2.2 Výsledky pozorování v místech možného prodeje str. 51, okomentovány a odatovány.

5 Výsledky

5.1 Výsledky dotazníkového průzkumu

Celkový počet respondentů: 190.

Otázka č. 1 – „Odkud pocházíte?“

Nejvíce odpovědí bylo dle Tab. 2 získáno od lidí žijících v Praze a Středočeském kraji, na třetím místě se umístili ti, kteří žijí mimo ČR. Zvolení možnosti „nežiji v ČR“ vedlo u těchto osob k ukončení dotazníku. Z celkového počtu vyplněných dotazníků bylo 170 odpovědí od lidí žijících na území České republiky, kteří pokračovali ve vyplnění dotazníku.

Tab. 2: Bydliště respondentů

Hlavní město Praha	44x
Jihočeský kraj	8x
Jihomoravský kraj	6x
Karlovarský kraj	1x
Kraj Vysočina	11x
Královéhradecký kraj	11x
Liberecký kraj	9x
Moravskoslezský kraj	6x
Olomoucký kraj	8x
Pardubický kraj	8x
Plzeňský kraj	9x
Středočeský kraj	32x
Ústecký kraj	14x
Zlínský kraj	3x
nežiji v ČR	20x

Otázka č. 2 – „Choval/a jste někdy nebo stále chováte vodní plže ampulárie (měchýřovky východní, *Pomacea* spp.)?“

Zvolení možnosti „ne“ vedlo u dotazovaných osob k ukončení dotazníku. Ze 170 respondentů žijících na území ČR bylo 58,82 % odpovědí od lidí, kteří během svého života někdy chovali ampulárie (Tab. 3) a ti dále pokračovali ve vyplnění dotazníku.

Tab. 3: Chov ampulárií respondenty

ano	100x
ne	70x

Otázka č. 3 – „Jaké je Vaše pohlaví?“

Podle získaných výsledků (Tab. 4) zodpovědělo dotazník více žen (65 %) než mužů (33 %), a to téměř dvojnásobně.

Tab. 4: Zastoupení pohlaví

muž	33x
žena	65x
nechci specifikovat	2x

Otázka č. 4 – „Jaký je Váš věk?“

Tato otevřená otázka byla zodpovězena osobami ve věku od 14 do 70 let. Medián věku respondentů (n = 100) byl 31 let.

Otázka č. 5 – „Jaké je Vaše nejvyšší dosažené vzdělání?“

Největší zastoupení měly odpovědi od osob se středním vzděláním a od vysokoškolsky vzdělaných lidí, z nichž nejvíce dosáhlo titulu bakalář (Tab. 5). Nejméně zastoupeni byli lidé se základním vzděláním a lidé bez vzdělání či s neúplným základním vzděláním.

Tab. 5: Nejvyšší dosažené vzdělání respondentů

bez vzdělání nebo neúplné základní vzdělání	2x
základní	1x
střední (s vyučením/bez vyučení, s maturitou/bez maturity, odborné i neodborné)	66x
vyšší odborné	4x
vysokoškolské – bakalářský titul	15x
vysokoškolské – magisterský titul	8x
vysokoškolské – doktorský titul nebo vyšší	4x

Otázka č. 6 – „Jak dlouho se zajímáte o akvaristiku?“

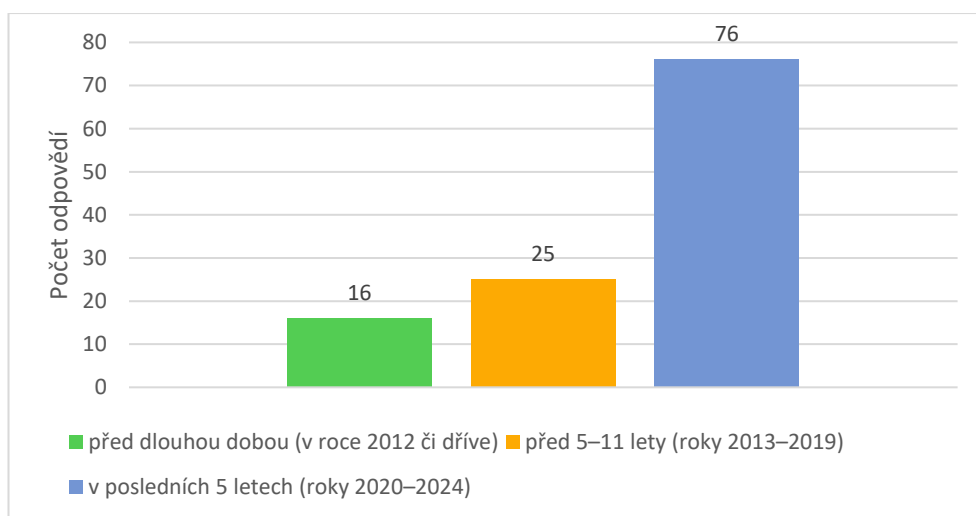
Nejvíce odpovědí (celkem 58 %) bylo získáno od lidí zajímajících se o akvaristiku v období posledních deseti let (Tab 6). Dohromady 12 % lidí si nepamatuje, jak dlouho se o akvaristiku zajímá anebo se o ni nezajímá vůbec.

Tab. 6: Zájem o akvaristiku

do 5 let	34x
6–10 let	24x
11–15 let	8x
16–20 let	4x
21 let a více	18x
nepamatuji si	6x
o akvaristiku se nezajímám	6x

Otázka č. 7 – „V jakém období jste ampulárky choval/a?“

V rámci této otázky mohli respondenti zvolit jednu až všechny tři možné odpovědi v závislosti na tom, kdy dané plže chovali (Graf 1). Třináct respondentů v odpovědi zvolilo dvě období a dva respondenti všechna tři. Celkem bylo získáno 117 odpovědí. Ze 100 respondentů 76 % chovalo plže v posledních 5 letech (roky 2020–2024), 25 % ze 100 chovalo plže před 5–11 lety (2013–2019) a 16 % ze 100 (tj 16 osob) chovalo plže před dlouhou dobou (v roce 2012 či dříve). Z těchto lidí zvolilo odpověď „v roce 2012 či dříve“ jako jedinou možnost pouze 11 osob (11 % z celkového počtu dotazovaných).

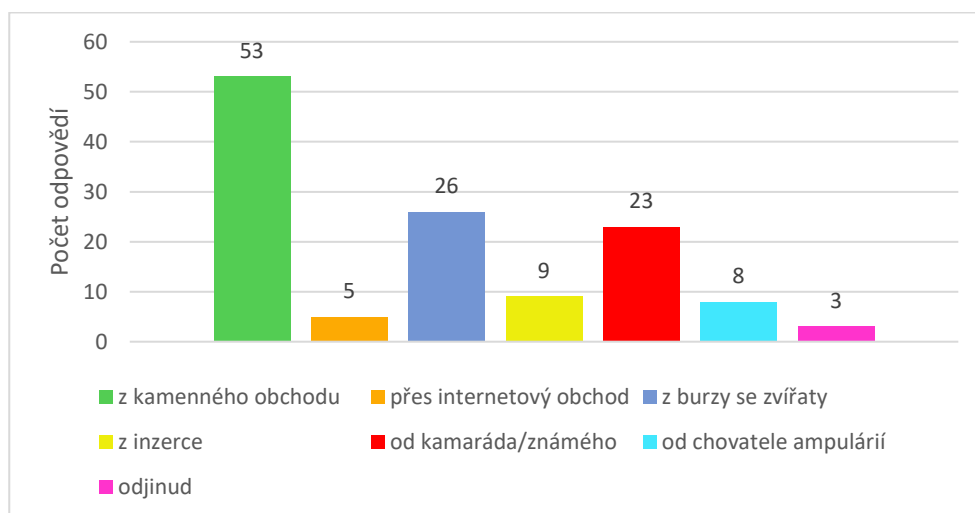


Graf 1: Období zvolená respondenty, během kterých měli ampulárie ve svém chovu. Zdroj: vlastní šetření.

Otázka č. 8 – „Odkud ampulárie máte?“

V rámci této otázky mohli respondenti zvolit jednu až všechny možné odpovědi v závislosti na tom, z jakých zdrojů plže získali do svého chovu. Patnáct respondentů zvolilo v odpovědi dvě možnosti a šest respondentů tři možnosti. Celkem bylo získáno 127 odpovědí. Podle získaných dat (Graf 2, str. 42) byl zdrojem plžů nejčastěji kamenný obchod (akvaristika,

zverimex) a to u více než poloviny dotázaných. Druhým nejčastějším zdrojem (26 %) byla burza se zvířaty (Živá exotika, Ryby a rybičky apod) a u dalších 23 % odpovědí byli plži získáni od kamaráda či známého (kam by se daly přiřadit i 3 odpovědi z možnosti „odjinud“, kdy domů plže doneslo dítě respondenta). Následuje 9 % odpovědí s možností „z inzerce“ (např. bazos.cz, hyperinzerce.cz, faunaaflora.cz), 8 % odpovědí s možností „od chovatele ampulárií“ a 5 % odpovědí s možností „přes internetový obchod“ (např. shrimp.cz).



Graf 2: Zdroje, odkud respondenti plže získali. Zdroj: vlastní šetření.

Otázka č. 9 – „Jaká je podle Vás adekvátní cena za jedno mládě žluté ampulárie (velikost 2 cm)?“

Celkem 44 % respondentů považuje za nejpřijatelnější cenu mláděte žlutě zbarvené ampulárie v rozmezí 11–30 Kč (Tab. 7). Pro možnosti cen do 60 Kč hlasovalo 97 % respondentů, pouze 3 % z celkového počtu bylo ochotno zaplatit více.

Tab. 7: Adekvátní cena žlutě zbarvené ampulárie

zdarma	10x
do 10 Kč	20x
11–30 Kč	44x
31–60 Kč	23x
61–100 Kč	2x
101 Kč a více	1x

Otázka č. 10 – „Jaká je podle Vás adekvátní cena za jedno mládě hnědé ampulárie (velikost 2 cm)?“

Celkem 44 % respondentů považuje za nejpřijatelnější cenu mláděte hnědě zbarvené ampulárie v rozmezí 11–30 Kč (Tab. 8, str. 43). Pro možnosti cen do 60 Kč hlasovalo podobně jako u žlutého zbarvení ampulárek 96 % respondentů, pouze 4 % z celkového počtu bylo ochotno zaplatit více.

Tab. 8: Adekvátní cena hnědě zbarvené ampulárie

zdarma	8x
do 10 Kč	27x
11–30 Kč	44x
31–60 Kč	17x
61–100 Kč	3x
101 Kč a více	1x

Otázka č. 11 – „Jaká je podle Vás adekvátní cena za jedno mládě ampulárie s méně obvyklým zbarvením (např. fialové, velikost 2 cm)?

Celkem 44 % respondentů považuje za nejpříjemnější cenu mládě ampulárie s méně obvyklým zbarvením v rozmezí 31–60 Kč (Tab. 9), což je vyšší cenová kategorie než u žlutých a hnědých ampulárek. Zároveň cenové rozmezí 61–100 Kč získalo druhý nejvyšší počet hlasů (20 %) a cenové rozmezí 101 Kč a více získalo o 8 hlasů více než v předchozích dvou otázkách.

Tab. 9: Adekvátní cena ampulárie s málo obvyklým zbarvením

zdarma	2x
do 10 Kč	6x
11–30 Kč	19x
31–60 Kč	44x
61–100 Kč	20x
101 Kč a více	9x

Otázka č. 12 – „Choval/a jste žlutě zbarvené ampulárie?“

Žlutě zbarvené ampulárie chovalo 83 % respondentů (Tab. 10).

Tab. 10: Četnost chovu žlutě zbarvených ampulárií

ano	83x
ne	17x

Otázka č. 13 – „Choval/a jste hnědě zbarvené ampulárie?“

Hnědě zbarvené ampulárie chovalo 74 % respondentů (Tab. 11).

Tab. 11: Četnost chovu hnědě zbarvených ampulárií

ano	74x
ne	26x

Otázka č. 14 – „Choval/a jste jiné barvy ampulárií?“

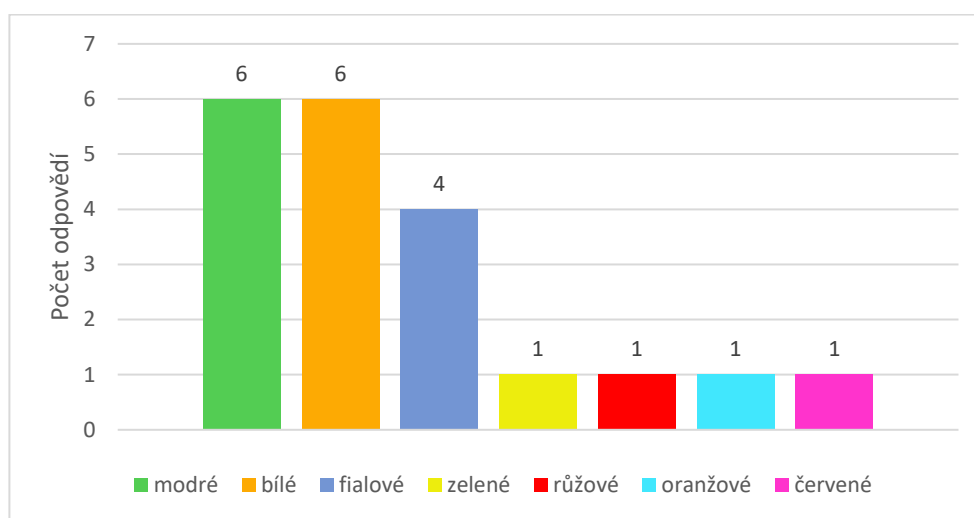
Ampulárie s jiným než žlutým nebo hnědým zbarvením chovalo pouze 10 % respondentů (Tab. 12, str. 44). Volba možnosti „ano“ vedla k zobrazení otázky č. 15 pro tyto repondenty, ostatní pokračovali otázkou č. 16. Na základě odpovědí u otázky č. 15 byly 3 odpovědi v rámci otázky č. 14 přesunuty do možnosti „ne“ z důvodu jejich neplatnosti, viz další otázka.

Tab. 12: Četnost chovu ampuláří s méně obvyklým zbarvením

ano	10x
ne	90x

Otázka č. 15 – „Jaké jiné barvy ampuláří jste choval/a?“

V této otevřené otázce 10 respondentů uvedlo, že chovalo ampulárky v modrém, fialovém, bílém, zeleném, oranžovém, růžovém a/nebo červeném zbarvení. Dohromady byla tato zbarvení uvedena 20x (Graf 3). Neplatné byly odpovědi od 3 respondentů, kteří uvedli „žádné jiné“, „kdysi žluté“ a „všechny uvedené“ a byli proto z této otázky vyřazeni.



Graf 3: Zastoupení četnosti chovu různých zbarvení ampulárek jiných než žlutých a hnědých. Zdroj: vlastní šetření.

Otázka č. 16 – „Kolik jedinců jste celkem choval/a nebo chováte?“

Přibližně polovina respondentů (51 %) nejčastěji chovala 2–5 jedinců ampulárek (Tab. 13). Chov 21 jedinců a více byl třetí nejčastější odpovědí (16 %). Pouze 7 % osob chovalo jediného plže.

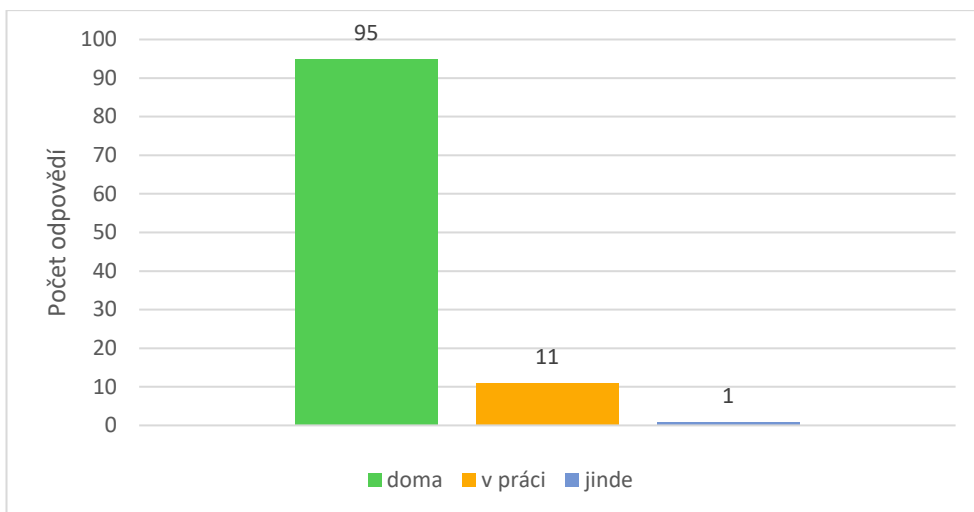
Tab. 13: Množství plžů chovaných respondenty

1 ks	7x
2–5 ks	51x
6–10 ks	17x
11–20 ks	9x
21 ks a více	16x

Otázka č. 17 – „Kde jste ampulárie choval/a nebo chováte?“

V rámci této otázky mohli respondenti zvolit jednu až všechny tři možné odpovědi v závislosti na tom, jestli plže chovají či chovali na více místech. Sedm respondentů zvolilo celkem dvě odpovědi. Celkem bylo získáno 107 odpovědí (Graf 4, str. 45). Z dotazovaných

uvedlo 95 %, že chová či chovalo plže doma, 11 % je chová či chovalo v práci a pouhé 1 % je chová či chovalo na jiném místě.



Graf 4: Místa chovu ampulárek. Zdroj: vlastní šetření.

Otázka č. 18 – „V jak velkém akváriu jste ampulárie choval/a nebo chováte?“

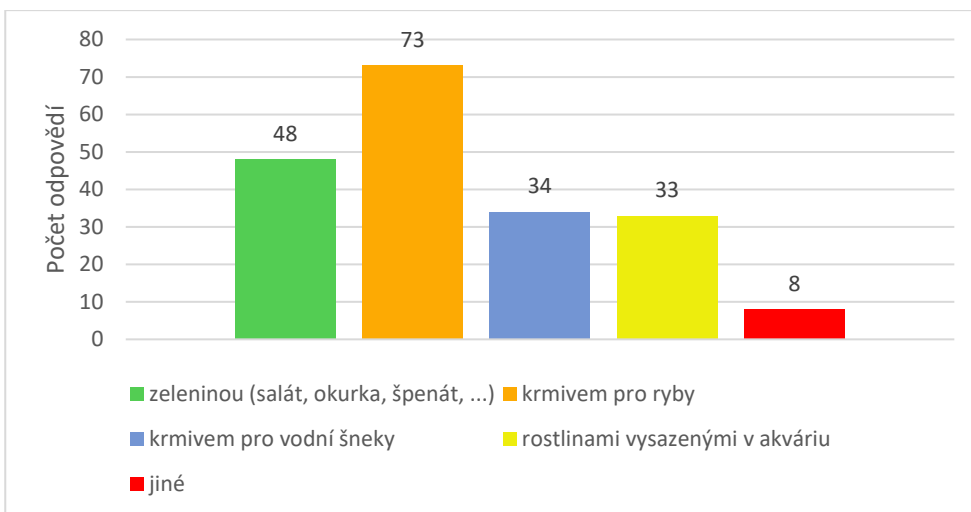
Podle získaných odpovědí jsou ampulárie nejčastěji chovány (z 60 %) v akváriích s objemem větším než 45 litrů (Tab. 14).

Tab. 14: Velikost akvária

do 5 litrů	8x
6–20 litrů	11x
21–45 litrů	21x
46 litrů a více	60x

Otázka č. 19 – „Čím ampulárie krmíte?“

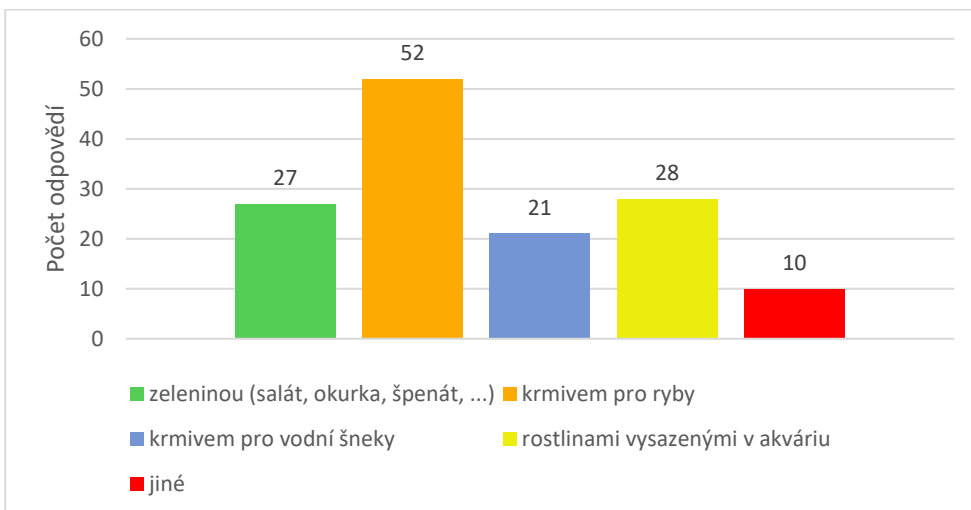
V rámci této otázky mohli respondenti zvolit jednu až všechny možné odpovědi. Dvě odpovědi zvolilo 45 respondentů, tři možnosti 23 respondentů, čtyři zvolily 2 osoby. Celkem bylo získáno 197 odpovědí (Graf 5, str. 46). Nejčastěji byli plži krmeni krmivem pro ryby (37,06 %) a zeleninou (24,37 %). Respondenti, kteří zvolili možnost „jiné“ uvedli, že je nedokrmují, šneci se živí zelenou řasou narostlou v akváriu. Jedna osoba zmínila dokrmování plžů vápníkem.



Graf 5: Potrava nabízená ampuláriím chovateli. Zdroj: vlastní šetření.

Otázka č. 20 – „Jakou potravu Vaše ampulárie preferují?“

V rámci této otázky mohli respondenti zvolit jednu až všechny možné odpovědi. Dvě odpovědi zvolilo 25 respondentů, tři zvolilo 5 respondentů a čtyři 1 respondent. Celkem bylo získáno 138 odpovědí (Graf 6). Dle odpovědí respondentů plži nejčastěji preferovali krmivo pro ryby (37,68 %) a rostliny vysazené v akváriu (20,29 %). Z respondentů, kteří zvolili možnost „jiné“ 7 z nich uvedlo, že plži preferují řasu v akváriu, 2 uvedli, že neví a 1 uvedl, že u plžů nepozoroval významnou preferenci krmiva.



Graf 6: Potrava preferovaná ampuláriemi. Zdroj: vlastní šetření.

Otázka č. 21 – „Podařilo se Vám odchovat mláďata ampulárií?“

Více než polovina respondentů (55 %) byla úspěšná v odchovu mláďat ampulárek (Tab. 15, str. 47). Volba možnosti „ano“ vedla k zobrazení otázky č. 22, ostatní pokračovali rovnou otázkou č. 24.

Tab.15: Úspěšnost odchovu mlád'at

ano	55
ne	45

Otázka č. 22 – „Nabízel/a jste odchovaná mlád'ata dalším chovatelům?“

Z 55 respondentů, kteří byli s odchovem úspěšní, jich 61,82 % nabízelo mlád'ata dalším chovatelům (Tab. 16). Volba možnosti „ano“ vedla k zobrazení otázky č. 23.

Tab. 16: Distribuce mlád'at

ano	34
ne	21

Otázka č. 23 – „Byl o mlád'ata zájem?“

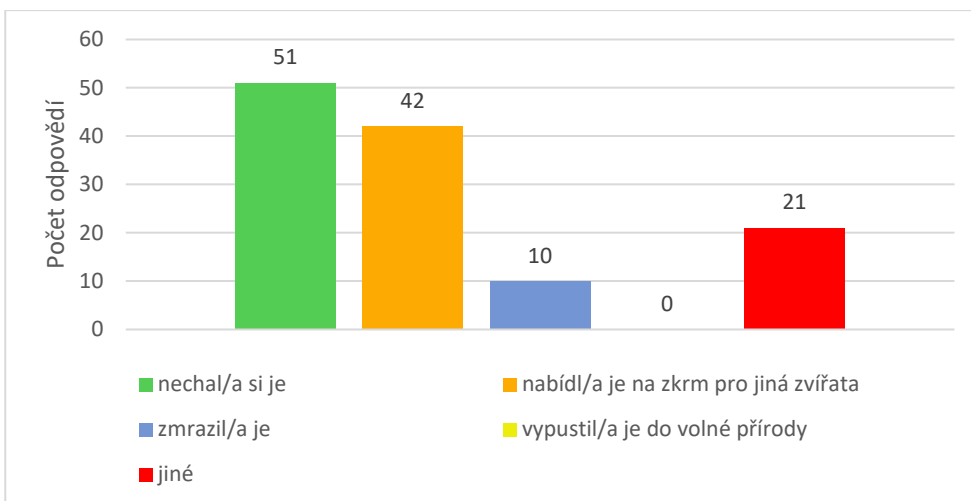
Ze 34 respondentů, kteří nabízeli mlád'ata dalším chovatelům, jich 79,41 % uvedlo, že byl o mlád'ata zájem (Tab. 17).

Tab. 17: Zájem o mlád'ata

ano	27
ne	7

Otázka č. 24 – „Co byste v případě úspěšného odchovu udělal/a s mlád'aty, pokud by se Vám je nedařilo udat?“

V rámci této otázky mohli respondenti zvolit jednu až všechny možné odpovědi. Dvě odpovědi zvolilo 20 respondentů, tři zvolili 2 respondenti. Celkem bylo získáno 124 odpovědí. Nejvíce hlasů (41,13 %) získala možnost „nechal/a si je“ (Graf 7, str. 48), kterou následovalo „nabídla je na zkrm pro jiná zvířata“ (33,87 %). Z respondentů, kteří zvolili možnost „jiné“ 6 z nich uvedlo, že plže zkrmuje vlastním želvám nebo rybám. Zbylých 16 osob by se plže snažilo nabídnout ve zverimexu, darovat nebo prodat (bez ohledu na protiřečení si s danou otázkou).



Graf 7: Zacházení s mláďaty, která se nepodařilo udat. Zdroj: vlastní šetření.

5.2 Výsledky průzkumu trhu

5.2.1 Výsledky internetového průzkumu

Celkový počet nalezených inzerátů: 152.

Data č. 1 – Místa uveřejnění inzerátů

Více než polovina inzerátů (63,82 %) byla nalezena na internetové inzerci (Tab. 18). Na Facebooku byly nalezeny nabídky pouze v jediné skupině s názvem „Akvaristika – DARUJI“ (k 2. 4. 2024), celkem 21,71 %. Ve zbylých případech šlo o stálé nabídky internetových obchodů, dodavatelů a podnikatelů (14,47 %).

Tab. 18: Místa s publikovanou inzercí

internetová inzerce	97x
facebooková skupina „Akvaristika – DARUJI“	33x
stálá nabídka dodavatelů a prodejců	22x

Data č. 2 – Místo pobytu inzerentů

Nejvíce inzercí bylo nalezeno od osob žijících v Moravskoslezském kraji (14,47 %), Středočeském kraji (12,5 %), Jihomoravském kraji (11,18 %) a Praze (9,87 %) (Tab. 19, str. 49). Celkem 6 nabídek bylo nalezeno od prodejce ze Slovenska, který pod českou doménou shrimp.cz nabízel plže s doručením do ČR. Neurčeno bylo bydliště u jedné inzerce, protože se jednalo o síť prodejen Super zoo (superzoo.cz) s nabídkou pro osobní vyzvednutí plžů v prodejnách po celé ČR.

Tab. 19: Bydliště inzerentů

Hlavní město Praha	15x
Jihočeský kraj	6x
Jihomoravský kraj	17x
Karlovarský kraj	2x
Kraj Vysočina	9x
Královéhradecký kraj	7x
Liberecký kraj	3x
Moravskoslezský kraj	22x
Olomoucký kraj	9x
Pardubický kraj	4x
Plzeňský kraj	12x
Středočeský kraj	19x
Ústecký kraj	13x
Zlínský kraj	7x
Slovensko	6x
neurčeno	1x

Data č. 3 – Názvy, pod jakými jsou plži nabízeni

V některých nabídkách bylo inzerenty použito více termínů zároveň. V takovém případě byl každý z názvů samostatně započítán. Ze 74,25 % byl nejčastěji používaným názvem „ampulárie“ či „ampulárka“ (Tab. 20). V žádné inzerci nebyl použit název druhu *Pomacea*.

Tab. 20: Použité termíny v inzerci

ampulárie/ka	124x
měchýřovka východní	16x
<i>Ampullaria australis</i>	19x
ampulárka argentinská / <i>Pomacea bridgesi</i>	2x
akvariijní/vodní šnek	6x
<i>Pomacea</i>	0x

Data č. 4 – Barevné varianty nabízených plžů

Některé inzeráty obsahovaly nabídku více zbarvení plžů. Každá barva byla v takovém případě samostatně započítána (Tab. 21). V případě, že barva nebyla uvedena v textu, byla určena podle přiložené fotografie, pokud ji inzerát obsahoval a pokud byla identifikace zbarvení možná. U 22 nabídek nebyla barva vůbec uvedena ani vyobrazena a do následných výpočtů nebyla zahrnuta. Nejčastěji nabízené byly ampulárie zbarvené žlutě (66,67 %) a hnědě (25,33 %). Další, méně obvyklá zbarvení, byla zastoupena minimálně.

Tab. 21: Barvy plžů v inzerci

žluté	100x
hnědé	38x
modré	5x
fialové	3x
bílé	2x
zelené	1x
růžové	1x
neuvedeno	22x

Data č. 5 – Množství nabízených plžů

U více než poloviny nabídek (59,87 %) nebylo nabízené množství plžů uvedeno či ho nebylo možné odhadnout z důvodu neexistující či špatně čitelné přiložené fotografie (Tab. 22). Do následných výpočtů nebyly tyto nabídky zahrnuty. Pakliže byl počet uveden anebo ho bylo možné podle fotografií určit, nejčastěji se jednalo o 6–25 jedinců (45,9 %). Celkem tři nabídky (4,92 %) uváděly jako dostupné množství 100, 200 nebo 600 jedinců.

Tab. 22: Množství plžů v inzerci

3–5 ks	8x
6–25 ks	28x
26–50 ks	11x
51–99 ks	11x
100 ks	1x
200 ks	1x
600 ks	1x
neuveďeno	91x

Data č. 6 – Velikost nabízených plžů

Dle získaných dat (viz Tab. 23) nebyla u 46,05 % inzerátů uvedena velikost nabízených plžů. Do následných výpočtů nebyly tyto nabídky zahrnuty. U zbylých inzerátů byl rozměr uveden slovně anebo číslicí. Nejčastěji nabízenou velikostí byla ve 34,15 % velikost 1–2,5 cm.

Tab. 23: Velikost plžů v inzerci

do 1 cm	3x
1–2,5 cm	28x
3–5 cm	6x
malí	10x
střední/velcí/odrostlí	16x
různé velikosti	19x
neuveďeno	70x

Data č. 7 – Cena nabízených plžů

Část inzerátů (13,82 %) neobsahovalo informaci o ceně plžů. Do následných výpočtů nebyly tyto nabídky zahrnuty. Nejvíce inzerátů (34,35 %) nabízelo plže zdarma darováním anebo výměnou (Tab. 24). Plži byli nejčastěji nabízeni za cenu 10–13 Kč za jednoho plže (19,85 %). Vyšší částky 75 Kč a 100 Kč byly vždy ceny za málo obvyklá zbarvení plžů.

Tab. 24: Cena plžů v inzerci

darování/výměna	45x
3–9 Kč	16x
10–13 Kč	26x
15 Kč	8x
20 Kč	9x
24–25 Kč	9x
29–30 Kč	6x
40 Kč	5x
75 Kč	6x
100 Kč	1x
neuveďeno	21x

5.2.2 Výsledky pozorování v místech možného prodeje

Nejčastěji bylo provedeno pozorování na Živé exotice, burze s exotickými zvířaty, kde byli v období od 9. 4. 2022 do 13. 4. 2024 viděny ampulárky na prodej u celkem 5 prodejců (Obr. 14, 15 a Obr. 16, 17, 18 str. 52).



Obr. 14: Prodávané ampulárky, Živá exotika dne 9. 4. 2022. Zdroj: autorka (2022).



Obr. 15: Prodávané ampulárky, Živá exotika dne 7. 5. 2022. Zdroj: autorka (2022).



Obr. 16: Prodávané ampulárky, Živá exotika dne 3. 9. 2022. Zdroj: autorka (2022).



Obr. 17: Prodávané ampulárky, Živá exotika dne 13. 1. 2024. Zdroj: autorka (2024).



Obr. 18: Prodávané ampulárky, Živá exotika dne 13. 1. 2024. Zdroj: autorka (2024).

Dále byla v roce 2024 dvakrát navštívena akvaristická burza Ryby a rybičky, kde byly ampulárky k vidění u 5 prodejců (Obr. 19, 20, 21 a Obr. 22, 23, 24 str. 54), u jednoho z nich byly viděny opakovaně (Obr. 19 a Obr. 22, str. 54). Na této burze bylo během obou návštěv k vidění mnoho jedinců ampulárek na prodej, a to v různých i méně běžných zbarveních.



Obr. 19: Prodávané ampulárky, Ryby a rybičky dne 28. 1. 2024.
Zdroj: autorka (2024).



Obr. 20: Prodávané ampulárky, Ryby a rybičky dne 28. 1. 2024. Zdroj: autorka (2024).



Obr. 21: Prodávané ampulárky, Ryby a rybičky dne 28. 1. 2024.
Zdroj: autorka (2024).



Obr. 22: Prodávané ampulárky, Ryby a rybičky dne 21. 4. 2024. Zdroj: autorka (2024).



Obr. 23: Prodávané ampulárky, Ryby a rybičky dne 21. 4. 2024. Zdroj: autorka



Obr. 24: Prodávané ampulárky, Ryby a rybičky dne 21. 4. 2024. Zdroj: autorka (2024).

Namátkou bylo navštíveno 5 různých pražských zverimexů/akvaristik. Ve 2 z nich bylo prodáváno několik jedinců ampulárek (Obr. 25 a 26).



Obr. 25: Prodávané ampulárky, chovatelské potřeby AKVAZOO dne 27. 1. 2024. Zdroj: autorka (2024).



Obr. 26: Prodávaná ampulárka, chovatelské potřeby Super zoo dne 11. 2. 2024. Zdroj: autorka (2024).

6 Diskuze

V rámci dotazníkového šetření a průzkumu trhu bylo zjištěno, že plži rodu *Pomacea* jsou i přes legislativní zákaz nadále prodáváni a chováni v akváriích na území České republiky. Otázky šetření byly položeny v širším rozsahu a takovým způsobem, aby nebylo zřejmé, že záměrem dotazníku je zjištění, jestli je chovateli zákaz chovu ampulárek porušován. Věk respondentů mohl být ovlivněn sdílením dotazníku převážně na sociálních sítích, zároveň značnější zastoupení žen mohlo být způsobeno jejich vyšší ochotou k vyplnění dotazníku.

Výsledek šetření se shoduje se zjištěním Mazzy et al. (2015), který v rámci svého průzkumu potvrdil existenci online prodeje plžů *P. canaliculata* v Itálii. Navíc bylo v červenci 2018 v obci Fréjus ve Francii nalezeno a zničeno přes 60 hroznů vajec *Pomacea* spp. (EFSA et al. 2020), což svědčí o přítomnosti těchto plžů v místních chovech, ze kterých buď unikli anebo byli vypuštěni. Česká republika tak není jedinou členskou zemí, kde jsou ampulárky i přes legislativní zákaz nadále chovány a prodávány. Patoka et al. (2018) ve své studii uvádí pochybnosti o účinnosti vnitrostátních a mezinárodních omezení obchodu se zvířaty v zájmovém chovu. Zdá se, že zákony, které by měly tento obchod regulovat, mají jen zřídka účinky. Toto tvrzení je v jasném souladu s výsledkem této práce.

Ampulárky mohou, stejně jako jiní plži, uniknout z domácích akvariálních chovů anebo být vypuštěny (Cowie & Robinson 2003) společně s rostlinami či s vodou z prováděné údržby. Omezujícím faktorem pro jejich přežití v českých vodách jsou nízké teploty během zimních měsíců, spadající pod bod mrazu, které nejsou schopny přežít (Matsukura et al. 2009; Deaton et al. 2016). V případě přetrvávajících každoročních mrazů by nebylo potřebné se těchto invazních plžů v ČR obávat, protože zima by jimi nebyla ve zdraví přečkána. Nicméně na tuto skutečnost nemůže být zcela spoléháno, protože u nich byla prokázána do jisté míry schopnost adaptace na nižší teploty, které bylo docíleno jejím postupným snižováním (Deaton et al. 2016). To mělo vliv i na zvýšení obsahu glycerolu a snížení obsahu glykogenu v jejich těle (Yoshida et al. 2014), přičemž o glycerolu je známo, že u hmyzu ovlivňuje jejich mrazuvzdornost a existují náznaky, že hraje určitou roli ve vývoji odolnosti vůči chladu i u ampulárek (Matsukura et al. 2008). Dalším faktorem, který by mohl ovlivnit schopnost přežití ampulárek ve volné přírodě, je globální oteplování (Bae et al. 2012). Kombinace zvýšení teplot v zimě a možné postupné adaptace plžů na mírné zimní teploty by v rámci ČR mohlo být považováno za možnou budoucí hrozbu.

Obchod se zvířaty v zájmovém chovu je hlavním zdrojem nepůvodních měkkýšů vyskytujících se ve volné přírodě (Patoka et al. 2017). Přítomnost vypuštěných plžů ve vodních ekosystémech může být obtížně zjišťována. Pokud se zde akvariální plži vyskytnou, mohou se rychle šířit a způsobovat značné změny celých ekosystémů s různými dopady (Patoka et al. 2017). Jak uvedl Yanai et al. (2017), mezi invazními organizmy jsou sladkovodní měkkýši považováni za poměrně úspěšné v zavlékání nových populací. V případě, že by došlo k introdukci dostatečného počtu jedinců společně, mohou se začít množit a následně soutěžit o životní prostředí s původními druhy v dané lokalitě, což může mít nepředvídatelné následky (Calado & Chapman 2006).

Je známo, že reprodukční cyklus ampulárií trvá minimálně 2 měsíce, ale za příznivých podmínek může být i nepřetržitý (EFSA et al. 2020), přičemž jediná samice je schopna za svůj

život snést i tisíce vajec (Burela & Martín 2011; Kyle et al. 2013). Rozmnožení ampulárek ve volné přírodě by mohlo vést k nepozorovanému zamoření mláďaty, která jsou navíc v době svého vylíhnutí velká pouhých 2–5 mm (EFSA et al. 2020). Přítomnost invazních plžů ve vodním prostředí by tedy s největší pravděpodobností byla zjištěna až v okamžiku, kdy by byly škody, které způsobili, intenzivní. Pokud by tedy nebyly dříve nalezeny snůšky vajec, které plži snáší na vegetaci nad vodní hladinou (Cowie 2002). Mimo jiné jsou to právě menší bezobratlí, kteří, navzdory rostoucímu úsilí o odhalení invazních druhů, zůstávají často nepovšimnutí, dokud není příliš pozdě na zastavení jejich šíření (Calado & Chapman 2006). S ohlednutím na tato fakta je nutné souhlasit s tvrzením Patoky et al. (2018), že jakmile se nepůvodní invazní organizmy usadí ve volné přírodě, může být velmi obtížné, ne-li nemožné, je zlikvidovat.

Plži *Pomacea* spp. se v zemích, které invadovali, stali významnými škůdci místních plodin (Bae et al. 2012; Yoshida et al. 2014; Gilioli et al. 2017). V ČR by jimi mohly být napáchány škody na místních makrofytních rostlinách, které rádi požírají (Cowie 2002). Kromě toho by místní ekosystém ovlivnili dalšími mechanismy, jako je kompetice, predace, přenos nemocí, interakce s jinými invazními druhy nebo by se sami stali kořistí, s čímž souvisí i možná otrava jejich predátorů, či by vznikly vedlejší škody způsobené v rámci biologické kontroly nepůvodních druhů (Martín et al. 2019).

V analýze rizika škodlivého organismu pro území EU byly Španělskem vyhodnoceny potencionální ekonomické a environmentální dopady na životní prostředí. V případě usazení plžů se jeví jako závažné (Baker et al. 2012). Vzhledem k možným negativním dopadům, které by mohlo mít úspěšné zavlečení plžů do České republiky, a potenciálním nákladům spojeným s jejich regulací či eradikací ve volné přírodě, by měla být věnována pozornost nejlépe již předcházení samotné introdukci. A právě zákaz chovu, množení a prodeje těchto plžů byl vydán za účelem takovéto prevence.

Stěžejní otázkou dotazníkového šetření byla otázka č. 7 (str. 41), jejímž cílem bylo zjistit, jestli dotazované osoby chovaly plže *Pomacea* spp. před anebo až po vydání zákazu jejich chovu. Jelikož bylo Prováděcí rozhodnutí 2012/697/EU o opatřeních proti zavlečení rodu *Pomacea* (Perry) do Unie a jeho rozšiřování na území Unie vydáno ke konci roku, 8. listopadu 2012, pro zjednodušení je možnost „před dlouhou dobou (v roce 2012 či dříve)“ považována jako období před zákazem a zbylé dvě možnosti „před 5–11 lety (roky 2013–2019)“ a „v posledních 5 letech (roky 2020–2024)“ jako období po vydání zákazu.

Z výsledků uvedených v Grafu 1 (str. 41) je zřejmé, že 16 osob chovalo plže před vydáním zákazu. Jelikož ale mohli chovatelé chovat plže v průběhu všech období, mohli zvolit více než jen jednu z odpovědí, což učinilo 5 z těchto respondentů. Osob, které chovaly plže pouze před vydáním zákazu tak bylo jen 11, z čehož vyplývá, že 89 % dotazovaných osob chovalo plže v období po vydání zákazu.

Zákaz chovu byl vydán téměř před 12 lety, v této souvislosti je dobré zmínit, že dle Tab. 6 (str. 41) uvedlo 58 % respondentů, že se o akvaristiku nezajímají déle než 10 let a dalších 6 % se i přesto, že plže chovají, o akvaristiku nijak blíže nezajímá.

Primárním zdrojem, z něhož lidé plže do svého chovu získávají, je dle Grafu 2 (str. 42) ze 41,73 % kamenný obchod typu akvaristika a zverimex. Inzerce nebo internetový obchod celkem označilo jako zdroj pouze 11,02 % respondentů. Důvodem může být preference chovatelů odebírat plže ze svého blízkého okolí, kromě kamenného obchodu tedy např. od

kamarádů/známých anebo z burzy se zvířaty, kterou třeba i běžně navštěvují. Obě tyto možnosti získaly druhý a třetí nejvyšší počet hlasů.

Dle provedeného průzkumu je zřejmé, že v rámci internetového prodeje jsou ampulárky snadno sehnatelným zbožím a jsou dostupné ve všech krajích České republiky (Tab. 19, str. 49). Je možné, že ne vždy jsou plži z online nabídky dostupní v blízkosti bydliště kupující osoby, a tím pro ni může být nákup z inzerce méně snadný. V rámci případného dalšího zkoumání by bylo vhodné zmapovat prodej plžů v kamenných prodejnách a zjistit, jestli jde čistě o preferované místo nákupu anebo jestli je tato preference způsobena dobrou dostupností plžů v těchto prodejnách. Jedním ze zjištěných inzerentů v průzkumu byl prodejce chovatelských potřeb Super zoo (viz 5.2.1 Výsledky internetového průzkumu str. 48), který nabízí osobní odběr plžů (Obr. 26, str. 55) v 76 prodejnách po celé České republice (ke dni 9.4.2024). Rozsah poboček mohl být důvodem, proč lidé zvolili kamenný obchod jako zdroj plžů v takové míře oproti inzerci.

Bylo zjištěno, že plži v internetové inzerci jsou nejčastěji nabízeni zdarma darováním anebo výměnou. Pakliže prodejce chtěl za plže peníze, nejčastěji požadovanou částkou bylo rozmezí 10–13 Kč nebo 3–9 Kč (za žlutě či hnědě zbarveného plže). Částka byla nižší při odběru více jedinců nebo naopak vyšší v případě prodeje odrostlejších mlád'at, maximálně však do 40 Kč za jedince. Za méně obvykle zbarvené plže byly požadovány částky vyšší, rozsahově v řádu 75–100 Kč. Z dotazníkových výsledků v Tab. 7 a 8 (str. 42 a 43), v níž respondenti určovali pro ně adekvátní cenu za žlutě a hnědě zbarvené plže, vyplývá, že je u obou zbarvení drtivá většina dotazovaných ochotna dát za mládě až do 60 Kč. Tato skutečnost dělá z ampulárek nabízených online snadno prodejný artikl. Z Tab. 9 (str. 43) lze vyčíst, že za méně běžná zbarvení plžů nejsou respondenti tolik ochotni dávat částky, jaké v inzerci byly nalezeny, přesto si ale své kupující najdou. Rozmezí cen 61–100 Kč a více považuje za adekvátní 29 % respondentů, nejvíce z nich (44 %) považuje za přijatelných 31–60 Kč.

Ze sta dotazovaných osob, které někdy ampulárie chovaly, jich více než polovina byla úspěšná v jejich rozmnožení (Tab. 15, str. 47). Jak bylo dříve již zmíněno, samice ampulárky je schopna v sobě uchovávat spermie a z jedné kopulace vytvořit tisíce oplozených vajíček (Burela & Martín 2011), přičemž jediná snůška může obsahovat od několika desítek až po téměř pět tisíc vajíček (Kyle et al. 2013) a to může vést ke zrodu mnoha mlád'at. Tento předpoklad navíc podporuje Tab. 13 (str. 44), podle které většina respondentů (93 %) uvedla, že chovala více než jen jednoho plže. Současný chov více jedinců zvyšuje šanci na zastoupení obou pohlaví v daném chovu a k jejich dalšímu množení.

Všem dotazovaným byla položena hypotetická otázka č. 24, co by v případě úspěšného odchovu s mlád'aty dělali, pokud by se jim je nedařilo udat (Graf 6, str. 46). Většina by si plže nechala nebo je nabídla na zkrm (dohromady 75 %). Usmrcení (zmrazení) mlád'at považovalo za možnost pouze 8,06 % dotázaných. Možnost „vypustil/a je do volné přírody“ nezískala hlas žádný. Podle Patoky et al. (2018) je veřejností vypouštění domácích mazlíčků obvykle vnímáno jako etičtější než usmrcení. K mnoha vypouštěním organizmů do volné přírody dochází až ve chvíli, kdy jsou jednotlivci nuceni rozhodnout o osudu nechtěných zvířat, například když se domácí mazlíčci stanou nežádoucími (Drake et al. 2015). Otázkou tedy je, jestli respondentům nebránila zvolit tuto možnost skutečnost, že takové jednání může být považováno za nemorální a to i přes anonymní formu šetření.

Povaha dotazníku nedovolila zeptat se chovatelů přímo, jestli jsou se zákazem chovu ampulárek vůbec obeznámeni. Podle Patokové et al. (2023) není tématu biologických invazí věnována dostatečná pozornost už na základních školách. Nejvyšší dosažené vzdělání dotazovaných respondentů bylo dle Tab. 5 (str. 40) z 66 % středoškolské. Je možné, že na středních školách, zvláště pokud jsou odborné, může být situace s výukou zabývající se invazím obdobná.

Biologické invaze jsou problémem, který byl dlouho zanedbáván (Ahmed et al. 2023) a to přibližně až do přelomu tisíciletí, odkdy je na území EU možné sledovat zvýšený zájem o tuto problematiku (Görner et al. 2021). Jak už bylo zmíněno, více než polovina respondentů se o akvaristiku zajímá maximálně posledních deset let a část se o ni nezajímá vůbec (Tab. 6, str. 41) a je tedy možné, že o zákazu chovu, rozmnožování a prodeji plžů, které mají ve svém chovu, ani neví. Je možné, že někteří chovatelé mohou také považovat vydané Prováděcí rozhodnutí č. 2012/697/EU za již neplatné, zvláště po vydání unijního seznamu a jeho aktualizacích, kde tito plži ale znovu nefigurují, jelikož byl celý rod *Pomacea* spp. dávno zakázán.

Domněnku, že lidé o zákazu neví anebo je považován za neplatný, potvrzuje činnost organizátora burzy Živá exotika, kterou navštěvují jako prodejce přibližně od poloviny roku 2011. Plži rodu *Pomacea* spp. zde byli v průběhu let a i stále jsou k vidění na prodej (viz kapitola 5.2.2 Výsledky pozorování v místech možného prodeje str. 51). Teprve od roku 2022, kdy došlo ke změně majitele, se zde započal prodej invazních druhů řešit. Od listopadu téhož roku začal organizátor před každou akcí rozesílat všem prodejcům informační e-mail, ve kterém uvádí i informace o zákazu prodeje invazních druhů. Odkazuje se přitom na internetovou stránku www.invaznidruhy.nature.cz/invazni-druhy-z-unijniho-seznamu (ke dni 11.4.2024), kde jsou ovšem zmíněny pouze druhy z unijního seznamu.

Ze získaných výsledků dotazníkového průzkumu a provedeného průzkumu trhu je nepochybné, že zákaz chovu sladkovodních plžů rodu *Pomacea* v České republice není efektivní. Přítomnost ampulárek v českých chovech je dle získaných výsledků vysoká. Chovatelé je běžně chovají, množí a prodávají či zdarma přenechávají ostatním chovatelům, což podporuje jejich další chov.

7 Závěr

První část této bakalářské práce pojednávala o problematice biologických invazí a uvedla konkrétní příklady invazních organismů s jejich dopady na životní prostředí. Mezi tyto organizmy patří i invazní plž rodu *Pomacea*, jejichž chov byl na území České republiky zakázán. Ve druhé části práce bylo pomocí dotazníkového průzkumu a průzkumu trhu zjištěno, že je tento zákaz vydaný EU neefektivní, protože je zde hojně porušován chovem, množením a dalším šířením těchto plžů mezi chovateli.

Jako doporučení, co s tímto problémem lze udělat, jsem navrhla následovné:

- 1) Je potřeba o problému biologických invazí více informovat a vzdělávat širokou veřejnost, a to například:
 - a) Prostřednictvím různých médií včetně sociálních sítí.
 - b) Organizováním odborných přednášek na dané téma.

Lidé by měli být seznámeni s tím, kde mohou najít další informace o invazních druzích, kde najdou platná legislativní nařízení, jak dané invazní druhy vypadají a jak je mohou rozeznat od jiných druhů. Důležité je vysvětlit, proč nesmí vypouštět jakékoli zvířata do volné přírody, a informovat je, jak se zvířetem mají případně naložit, pokud již není chtěné.

- 2) Zajistit povědomí o biologických invazích už u žáků základních škol, a to skze učitele v rámci vyučování anebo pomocí externích odborníků docházejících do škol (pořádání besed).
- 3) Informovat podnikatele (např. skrze datovou schránku), tzn. včetně organizátorů prodejních akcí se zvířaty, o platnosti zákazu chovu, množení a prodeje ampulárek s cílem zamezení jejich dalšího prodeje.
- 4) Informovat provozovatele inzertních portálů o platném zákazu prodeje ampulárek s cílem zajištění monitorování inzerce a nezveřejňování inzerátů se zakázanými živočichy samotnými provozovateli.

8 Literatura

- Ahmed DA, et al. 2023. Recent advances in availability and synthesis of the economic costs of biological invasions. *BioScience* **73**:560-574.
- Akiner MM, Demirci B, Babuadze G, Robert V, Schaffner F. 2016. Spread of the invasive mosquitoes *Aedes aegypti* and *Aedes albopictus* in the Black Sea region increases risk of chikungunya, dengue, and Zika outbreaks in Europe. *PLoS neglected tropical diseases* 10 (e0004664) DOI: 10.1371/journal.pntd.0004664.
- Albrecht EA, Carreno NB, Castro-Vazquez A. 1999. A quantitative study of environmental factors influencing the seasonal onset of reproductive behaviour in the South American apple-snail *Pomacea canaliculata* (Gastropoda: Ampullariidae). *Journal of Molluscan Studies* **65**:241-250.
- Andersen MC, Adams H, Hope B, Powell M. 2004. Risk assessment for invasive species. *Risk Analysis: An International Journal* **24**:787-793.
- Antia R, Regoes RR, Koella JC, Bergstrom CT. 2003. The role of evolution in the emergence of infectious diseases. *Nature* **426**:658-661.
- Appleton CC. 2003. Alien and invasive fresh water Gastropoda in South Africa. *African Journal of Aquatic Science* **28**:69-81.
- Bae MJ, Kwon YS, Park YS. 2012. Effects of global warming on the distribution of overwintering *Pomacea canaliculata* (Gastropoda: Ampullariidae) in Korea. *Korean Journal of Ecology and Environment* **45**:453-458.
- Bacher S, et al. 2018. Socio-economic impact classification of alien taxa (SEICAT). *Methods in Ecology and Evolution* **9**:159-168.
- Baker R, et al. 2012. Scientific Opinion on the evaluation of the pest risk analysis on *Pomacea insularum*, the island apple snail, prepared by the Spanish Ministry of Environment and Rural and Marine Affairs. *EFSA JOURNAL* **10**:1-57.
- Balistreri P, Spiga A, Deidun A, Gueroun SKM, Daly-Yahia MN. 2017. Further spread of the venomous jellyfish *Rhopilema nomadica* Galil, Spannier & Ferguson, 1990 (Rhizostomeae, Rhizostomatidae) in the western Mediterranean. *BioInvasions Records* **6**:19-24.
- Banha F, Diniz A, Anastácio PM. 2019. Patterns and drivers of aquarium pet discharge in the wild. *Ecological Indicators* 106 (e105513) DOI: 10.1016/j.ecolind.2019.105513.
- Banks NC, Paini DR, Bayliss KL, Hodda M. 2015. The role of global trade and transport network topology in the human-mediated dispersal of alien species. *Ecology letters* **18**:188-199.
- Beck KG, Zimmerman K, Schardt JD, Stone J, Lukens RR, Reichard S, Randall J, Cangelosi AA, Cooper D, Thompson JP. 2008. Invasive species defined in a policy context: Recommendations from the Federal Invasive Species Advisory Committee. *Invasive Plant Science and Management* **1**:414-421.
- Bédry R, De Haro L, Bentur Y, Senechal N, Galil BS. 2021. Toxicological risks on the human health of populations living around the Mediterranean Sea linked to the invasion of non-indigenous marine species from the Red Sea: A review. *Toxicon* **191**:69-82.

- Björklund NK, Duhon ST. 1999. The Mexican axolotl as a pet and a laboratory animal. In: Biology, husbandry and health care of reptiles and amphibians. Tropical Fish Hobbyist, Jersey City.
- Blackburn TM, Bellard C, Ricciardi A. 2019. Alien versus native species as drivers of recent extinctions. *Frontiers in Ecology and the Environment* **17**:203-207.
- Blackburn TM, Duncan RP. 2001. Determinants of establishment success in introduced birds. *Nature* **414**:195-197.
- Blackburn TM, Pyšek P, Bacher S, Carlton JT, Duncan RP, Jarošík V, Wilson JRU, Richardson DM. 2011. A proposed unified framework for biological invasions. *Trends in ecology & evolution* **26**:333-339.
- Bonizzoni M, Gasperi G, Chen X, James AA. 2013. The invasive mosquito species *Aedes albopictus*: current knowledge and future perspectives. *Trends in parasitology* **29**:460-468.
- Bosch J, Martínez-Solano I, García-París M. 2001. Evidence of a chytrid fungus infection involved in the decline of the common midwife toad (*Alytes obstetricans*) in protected areas of central Spain. *Biological conservation* **97**:331-337.
- Britton JR, Davies GD, Brazier M, Pinder AC. 2007. A case study on the population ecology of a topmouth gudgeon (*Pseudorasbora parva*) population in the UK and the implications for native fish communities. *Aquatic conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* **17**:749-759.
- Britton JR, et al. 2023. Preventing and controlling nonnative species invasions to bend the curve of global freshwater biodiversity loss. *Environmental Reviews* **31**:310-326.
- Burela S, Martín PR. 2011. Evolutionary and functional significance of lengthy copulations in a promiscuous apple snail, *Pomacea canaliculata* (Caenogastropoda: Ampullariidae). *Journal of Molluscan Studies* **77**:54-64.
- Burlakova LE, Karatayev AY, Padilla DK, Cartwright LD, Hollas DN. 2009. Wetland restoration and invasive species: apple snail (*Pomacea insularum*) feeding on native and invasive aquatic plants. *Restoration Ecology* **17**:433-440.
- 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 & Conservation* **13**:2511-2518.
- Calado R, Chapman PM. 2006. Aquarium species: deadly invaders. *Marine Pollution Bulletin* **52**:599-601.
- Capps KA, Flecker AS. 2013. Invasive aquarium fish transform ecosystem nutrient dynamics. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* **280** (e20131520) DOI: 10.1098/rspb.2013.1520.
- Carlsson NO, Lacoursiere JO. 2005. Herbivory on aquatic vascular plants by the introduced golden apple snail (*Pomacea canaliculata*) in Lao PDR. *Biological invasions* **7**:233-241.
- Carter J, Johnson D, Merino S. 2018. Exotic invasive *Pomacea maculata* (Giant Apple Snail) will depredate eggs of frog and toad species of the Southeastern US. *Southeastern Naturalist* **17**:470-475.
- Cattau CE, Martin J, Kitchens WM. 2010. Effects of an exotic prey species on a native specialist: example of the snail kite. *Biological conservation* **143**:513-520.

- Cazzaniga NJ. 1990a. Predation of *Pomacea canaliculata* (Ampullariidae) on adult *Biomphalaria peregrina* (Planorbidae). *Annals of Tropical Medicine & Parasitology* **84**:97-100.
- Cazzaniga NJ. 1990b. Sexual dimorphism in *Pomacea canaliculata* (Gastropoda: Ampullariidae). *Veliger* **33**:384-388.
- Cazzaniga NJ. 2003. *Pomacea canaliculata*: Harmless and useless in its natural realm (Argentina). Pages 37-60 in Joshi RC, Sebastian LS, editors. *Global advances in ecology and management of golden apple snails*. Philippine Rice Research Institute, Muñoz, Philippines.
- Chen TH. 2006. Distribution and status of the introduced red-eared slider (*Trachemys scripta elegans*) in Taiwan. Pages 187-195 in Koike F, Clout MN, Kawamichi M, Poorter MD, Iwatsuki K, editors. *Assessment and Control of Biological Invasion Risks*. Shoukadoh Book Sellers, Kyoto, Japan and IUCN, Gland, Switzerland.
- Coelho AR, Calado GJ, Dinis MT. 2012. Freshwater snail *Pomacea bridgesii* (Gastropoda: Ampullariidae), life history traits and aquaculture potential. *Aquaculture, Aquarium, Conservation & Legislation* **5**:168-181.
- Colon V, Gumpenberger M. 2020. Diagnosis of hepatic lipidosis in a tiger salamander (*Ambystoma tigrinum*) by computed tomography. *Journal of Exotic Pet Medicine* **33**:18-22.
- Coote T, Loeve E, Meyer JY, Clarke D. 1999. Extant populations of endemic partulids on Tahiti, French Polynesia. *Oryx* **33**:215-222.
- Copp GH, et al. 2016. European Non-native Species in Aquaculture Risk Analysis Scheme—a summary of assessment protocols and decision support tools for use of alien species in aquaculture. *Fisheries management and ecology* **23**:1-11.
- Courant J, Secondi J, Vollette J, Herrel A, Thirion JM. 2018. Assessing the impacts of the invasive frog, *Xenopus laevis*, on amphibians in western France. *Amphibia-Reptilia* **39**:219-227.
- Cowie RH, Hayes KA. 2012. Apple snails. Pages 207-221 in Francis RA, editor. *A handbook of global freshwater invasive species*. Earthscan, London and New York.
- Cowie RH, Robinson DG. 2003. Pathways of introduction of nonindigenous land and freshwater snails and slugs. Pages 93-122 in Ruiz GM, Carlton JT, editors. *Invasive species: vectors and management strategies*. Island Press, Washington.
- Cowie RH. 2002. Apple snails (Ampullariidae) as agricultural pests: their biology, impacts and management. Pages 145-192 in Barker GM, editor. *Molluscs as crop pests*. CABI publishing DOI: 10.1079/9780851993201.0145.
- Cowie RH. 2005. The Golden Apple Snail: *Pomacea* species including *Pomacea canaliculata* (Lamarck, 1822) (Gastropoda: Ampullariidae). Diagnostic standard. Report to Plant Health Australia. Available from <https://www.planthealthaustralia.com.au/wp-content/uploads/2013/03/Golden-apple-snail-DP-2005.pdf> (accessed April 2024).
- Cowie RH. 2013. Pathways for transmission of angiostrongyliasis and the risk of disease associated with them. *Hawai'i Journal of Medicine & Public Health* **72**:70.
- Cox JG, Lima SL. 2006. Naiveté and an aquatic–terrestrial dichotomy in the effects of introduced predators. *Trends in Ecology & Evolution* **21**:674-680.

- Crooks JA. 2002. Characterizing ecosystem-level consequences of biological invasions: the role of ecosystem engineers. *Oikos* **97**:153-166.
- Crossland MR, Haramura T, Salim AA, Capon RJ, Shine R. 2012. Exploiting intraspecific competitive mechanisms to control invasive cane toads (*Rhinella marina*). *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* **279**:3436-3442.
- Damborenea MC, Brusa F, Negrete J, Joshi RC, Cowie RH, Sebastian LS. 2017. Symbionts and diseases associated with invasive apple snails. Pages 73-97 in Joshi RC, Cowie RH, Sebastian LS, editors. *Biology and Management of Invasive Apple Snails*. Philippine Rice Research Institute, Philippines.
- D'Antonio CM, Vitousek PM. 1992. Biological invasions by exotic grasses, the grass/fire cycle, and global change. *Annual review of ecology and systematics* **23**:63-87.
- Deaton LE, Schmidt W, Leblanc B, Carter J, Mueck K, Merino S. 2016. Physiology of the invasive apple snail *Pomacea maculata*: tolerance to low temperatures. *Journal of Shellfish Research* **35**:207-210.
- Dillon RT. 2000. *The ecology of freshwater molluscs*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Divíšek J, Chytrý M, Beckage B, Gotelli NJ, Lososová Z, Pyšek P, Richardson DM, Molofsky J. 2018. Similarity of introduced plant species to native ones facilitates naturalization, but differences enhance invasion success. *Nature communications* **9** (e4631) DOI: 10.1038/s41467-018-06995-4.
- Doherty TS, Glen AS, Nimmo DG, Ritchie EG, Dickman CR. 2016. Invasive predators and global biodiversity loss. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **113**:11261-11265.
- Drake, D. A. R., Mercader, R., Dobson, T., & Mandrak, N. E. (2015). Can we predict risky human behaviour involving invasive species? A case study of the release of fishes to the wild. *Biological Invasions*, **17**., 309-326.
- Dreon MS, Frassa MV, Ceolín M, Ituarte S, Qiu JW, Sun J, Fernández PE, Heras H. 2013. Novel animal defenses against predation: a snail egg neurotoxin combining lectin and pore-forming chains that resembles plant defense and bacteria attack toxins. *PLoS One* **8** (e63782) DOI: 10.1371/journal.pone.0063782.
- Dubey S, Shine R. 2008. Origin of the parasites of an invading species, the Australian cane toad (*Bufo marinus*): are the lungworms Australian or American? *Molecular Ecology* **17**:4418-4424.
- Duggan IC, Rixon CA, MacIsaac HJ. 2006. Popularity and propagule pressure: determinants of introduction and establishment of aquarium fish. *Biological invasions* **8**:377-382.
- Duggan IC. 2010. The freshwater aquarium trade as a vector for incidental invertebrate fauna. *Biological invasions* **12**:3757-3770.
- European Food Safety Authority (EFSA), Schrader G, Delbianco A, Vos S. 2020. Pest survey card on *Pomacea* spp. EFSA Supporting Publications **17** (1877E) DOI: 10.2903/sp.efsa.2020.EN-1877.
- Evers HG, Pinnegar JK, Taylor MI. 2019. Where are they all from? – sources and sustainability in the ornamental freshwater fish trade. *Journal of Fish Biology* **94**:909-916.

- Ewel JJ, et al. 1999. Deliberate introductions of species: research needs: benefits can be reaped, but risks are high. *BioScience* **49**:619-630.
- Falaschi M, Melotto A, Manenti R, Ficetola GF. 2020. Invasive species and amphibian conservation. *Herpetologica* **76**:216-227.
- Francis RA, Chadwick MA. 2015. Urban invasions: non-native and invasive species in cities. *Geography* **100**:144-151.
- Fritz U, Havaš P. 2007. Checklist of chelonians of the world. *Vertebrate Zoology* **57**:149-368.
- Gallardo B, Clavero M, Sánchez MI, Vilà M. 2016. Global ecological impacts of invasive species in aquatic ecosystems. *Global change biology* **22**:151-163.
- Genovesi P, Shine C. 2004. European strategy on invasive alien species: Convention on the Conservation of European Wildlife and Habitats (Bern Convention). *Nature and environment* **137**:1-68.
- Giangrande A, Pierri C, Del Pasqua M, Gravili C, Gambi MC, Gravina MF. 2020. The Mediterranean in check: Biological invasions in a changing sea. *Marine Ecology* **41** (e12583) DOI: 10.1111/maec.12583.
- Giglio ML, Ituarte S, Pasquevich MY, Heras H. 2016. The eggs of the apple snail *Pomacea maculata* are defended by indigestible polysaccharides and toxic proteins. *Canadian Journal of Zoology* **94**:777-785.
- Gilioli G, Pasquali S, Martín PR, Carlsson N, Mariani L. 2017. A temperature-dependent physiologically based model for the invasive apple snail *Pomacea canaliculata*. *International journal of biometeorology* **61**:1899-1911.
- Gilioli G, Schrader G, Carlsson N, van Donk E, van Leeuwen CHA, Martín PR, Pasquali S, Vilà M, Vos S. 2017. Environmental risk assessment for invasive alien species: A case study of apple snails affecting ecosystem services in Europe. *Environmental Impact Assessment Review* **65**:1-11.
- Glasheen PM, Burks RL, Campos SR, Hayes KA. 2020. First evidence of introgressive hybridization of apple snails (*Pomacea* spp.) in their native range. *Journal of Molluscan Studies* **86**:96-103.
- Görner T, Šíma J, Pergl J. 2021. Invazní nepůvodní druhy s významným dopadem na Evropskou unii: jejich charakteristiky, výskyt a možnosti regulace. *Metodika AOPK ČR. Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky, Praha.*
- Gozlan RE, St-Hilaire S, Feist SW, Martin P, Kent ML. 2005. Disease threat to European fish. *Nature* **435**:1046-1046.
- Gutiérrez Gregoric DE, Nuñez MV, Ferrando NS, Rumi Macchi Zubiaurre A. 2007. First records of invasive snail *Melanoides tuberculatus* (Gastropoda: Prosobranchia: Thiaridae) to the Iguazú River basin, Argentina-Brazil. *Comunicaciones de la Sociedad Malacológica del Uruguay* **9**:109-112.
- Hails R, Timms-Wilson T. 2007. Genetically Modified Organisms as Invasive Species? Pages 293-310 in Nentwig W, editor. *Ecological Studies, Volume 193, Biological invasions.* Springer, Germany.
- Halwart M. 1994. The golden apple snail *Pomacea canaliculata* in Asian rice farming systems: present impact and future threat. *International journal of pest management* **40**:199-206.

- Hatcher MJ, Dick JT, Dunn AM. 2012. Disease emergence and invasions. *Functional Ecology* **26**:1275-1287.
- Havel JE. 2011. Survival of the exotic Chinese mystery snail (*Cipangopaludina chinensis malleata*) during air exposure and implications for overland dispersal by boats. *Hydrobiologia* **668**:195-202.
- Hayes KA, Cowie RH, Thiengo SC, Strong EE. 2012. Comparing apples with apples: clarifying the identities of two highly invasive Neotropical Ampullariidae (Caenogastropoda). *Zoological Journal of the Linnean Society* **166**:723-753.
- Hayes KA, et al. 2015. Insights from an integrated view of the biology of apple snails (Caenogastropoda: Ampullariidae). *Malacologia* **58**:245-302.
- Hayes KA, Joshi RC, Thiengo SC, Cowie RH. 2008. Out of South America: multiple origins of non-native apple snails in Asia. *Diversity and distributions* **14**:701-712.
- Horgan FG, Stuart AM, Kudavidanage EP. 2014. Impact of invasive apple snails on the functioning and services of natural and managed wetlands. *Acta Oecologica* **54**:90-100.
- Horne FR, Arsuffi TL, Neck RW. 1992. Recent introduction and potential botanical impact of the giant rams-horn snail, *Marisa cornuarietis* (Pilidae), in the Comal Springs ecosystem of central Texas. *The Southwestern Naturalist* **37**:194-196.
- Hossain MS, Patoka J, Kouba A, Buřič M. 2018. Clonal crayfish as biological model: a review on marbled crayfish. *Biologia* **73**:841-855.
- Hulme PE, et al. 2008. Grasping at the routes of biological invasions: a framework for integrating pathways into policy. *Journal of Applied Ecology* **45**:403-414.
- Hulme PE, Pyšek P, Nentwig W, Vilà M. 2009. Will threat of biological invasions unite the European Union? *Science* **324**:40-41.
- Hulme PE. 2007. Biological invasions in Europe: drivers, pressures, states, impacts and responses. Pages 56-80 in Hester E, Harrison RM, editors. *Biodiversity Under Threat*. The Royal Society of Chemistry, Cambridge.
- Hulme PE. 2014. Invasive species challenge the global response to emerging diseases. *Trends in parasitology* **30**:267-270.
- Ip KK, Liang Y, Lin L, Wu H, Xue J, Qiu JW. 2014. Biological control of invasive apple snails by two species of carp: Effects on non-target species matter. *Biological control* **71**:16-22.
- Jussila J, Vrezec A, Makkonen J, Kortet R, Kokko H. 2015. Invasive crayfish and their invasive diseases in Europe with the focus on the virulence evolution of the crayfish plague. Pages 183-211 in Canning-Clode J, editor. *Biological invasions in changing ecosystems: vectors, ecological impacts, management and predictions*. De Gruyter Open, Berlin.
- Kalous L, Patoka J, Kopecký O. 2015. European hub for invaders: risk assessment of freshwater aquarium fishes exported from the Czech Republic. *Acta Ichthyologica et Piscatoria*, **45**:239-245.
- Kannan A, Ratnayeke S, Yow YY. 2021. Molecular evidence of hybridisation in two invasive species of *Pomacea* (Gastropoda: Ampullariidae) in Peninsular Malaysia. *Raffles Bulletin of Zoology* **69**:570-585.
- Karatayev AY, Burlakova LE, Padilla DK, Mastitsky SE, Olenin S. 2009. Invaders are not a random selection of species. *Biological Invasions* 11 DOI: 10.1007/s10530-009-9498-0.

- Karraker NE, Dudgeon D. 2014. Invasive apple snails (*Pomacea canaliculata*) are predators of amphibians in South China. *Biological Invasions* **16**:1785-1789.
- Keller RP, Geist J, Jeschke JM, Kühn I. 2011. Invasive species in Europe: ecology, status, and policy. *Environmental Sciences Europe* **23**:1-17.
- Klotz W, Miesen FW, Hüllen S, Herder F. 2013. Two Asian fresh water shrimp species found in a thermally polluted stream system in North Rhine-Westphalia, Germany. *Aquatic Invasions* **8**:333-339.
- Knapp RA. 2005. Effects of nonnative fish and habitat characteristics on lentic herpetofauna in Yosemite National Park, USA. *Biological Conservation* **121**:265-279.
- Kolar CS, Lodge DM. 2001. Progress in invasion biology: predicting invaders. *Trends in ecology & evolution* **16**:199-204.
- Koo KS, Park SM, Kang HJ, Park HR, Choi JH, Lee JS, Kim BK, Sung HC. 2020. New record of the non-native snapping turtle *Chelydra serpentina* (Linnaeus, 1758) in the wild of the Republic of Korea. *BioInvasions Records* **9**:444-449.
- Kopecký O, Kalous L, Patoka J. 2013. Establishment risk from pet-trade freshwater turtles in the European Union. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* **410**:02. DOI: 10.1051/kmae/2013057.
- Kowarik I, Lippe MV. 2007. Pathways in plant invasions. Pages 29-47 in Nentwig W, editor. *Ecological Studies, Volume 193, Biological invasions*. Springer, Germany.
- Krishnakumar K, Raghavan R, Prasad G, Bijukumar A, Sekharan M, Pereira B, Ali A. 2009. When pets become pests—exotic aquarium fishes and biological invasions in Kerala, India. *Current science* **97**:474-476.
- Kureel S, Prakash S, Sharma A, Ambulkar R. 2013. Marketing of ornamental fishes in national capital region, India. *Progressive Agriculture* **13**:73-77.
- Kwong KL, Chan RK, Qiu JW. 2009. The potential of the invasive snail *Pomacea canaliculata* as a predator of various life-stages of five species of freshwater snails. *Malacologia*, **51**:343-356.
- Kyle CH, Plantz AL, Shelton T, Burks RL. 2013. Count your eggs before they invade: identifying and quantifying egg clutches of two invasive apple snail species (*Pomacea*). *PloS one* 9 (e77736) DOI: 10.1371/journal.pone.0099149.
- Lajmanovich RC, Attademo AM, Peltzer PM, Junges CM, Martinuzzi CS. 2017. Acute toxicity of apple snail *Pomacea canaliculata*'s eggs on *Rhinella arenarum* tadpoles. *Toxin Reviews* **36**:45-51.
- Laštůvka Z, Šefrová H. 2020. Nepůvodní druhy živočichů—rostoucí, nebo jen intenzivněji studovaný problém. *Živa* **68**:149-151.
- Lazzaro L, Essl F, Lugliè A, Padedda BM, Pyšek P, Brundu G. 2018. Invasive alien plant impacts on human health and well-being. Pages 16-33 in Mazza G, Tricarico E, editors. *Invasive species and human health*. CAB International, United Kingdom.
- Lehan NE, Murphy JR, Thorburn LP, Bradley BA. 2013. Accidental introductions are an important source of invasive plants in the continental United States. *American journal of botany* **100**:1287-1293.

- Lei J, Chen L, Li H. 2017. Using ensemble forecasting to examine how climate change promotes worldwide invasion of the golden apple snail (*Pomacea canaliculata*). *Environmental Monitoring and Assessment* **189**:1-11.
- Levine JM. 2008. Biological invasions. *Current Biology* 18 DOI: 10.1016/j.cub.2007.11.030.
- Lipták B, Vitázková B. 2015. Beautiful, but also potentially invasive. *Ekológia* **34**:155-162.
- Lipton AP. 2006. Diseases of ornamental fishes and their control. Pages 109-114 in Conference: International Seminar on Ornamental Fish Breeding, Farming and Trade, 5-6 February 2006, Cochin, India. Available from <http://eprints.cmfri.org.in/8416/1/Lipton.pdf> (accessed April 2024).
- Livengood EJ, Chapman FA. 2007. The ornamental fish trade: An introduction with perspectives for responsible aquarium fish ownership. University of Florida, IFAS Extension **FA124**:1-8.
- Lockwood JL, Cassey P, Blackburn T. 2005. The role of propagule pressure in explaining species invasions. *Trends in ecology & evolution* **20**:223-228.
- Lounibos LP. 2002. Invasions by insect vectors of human disease. *Annual review of entomology* **47**:233-266.
- 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), New Zealand.
- Ložek F, Patoka J, Bláha M. 2021. Another hitchhiker exposed: *Diceratocephala boschmai* (Platyhelminthes: Temnocephalida) found associated with ornamental crayfish *Cherax* spp. *Knowledge & Management of Aquatic Ecosystems* 422 (25) DOI: 10.1051/kmae/2021023.
- Maceda-Veiga A, Domínguez-Domínguez O, Escribano-Alacid J, Lyons J. 2016. The aquarium hobby: can sinners become saints in freshwater fish conservation? *Fish and Fisheries* **17**: 860-874.
- Mack RN, Lonsdale WM. 2001. Humans as global plant dispersers: getting more than we bargained for: current introductions of species for aesthetic purposes present the largest single challenge for predicting which plant immigrants will become future pests. *BioScience* **51**:95-102.
- Mack RN, Simberloff D, Mark Lonsdale W, Evans H, Clout M, Bazzaz FA. 2000. Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecological applications* **10**:689-710.
- Mahapatra BB, Das NK, Jadhav A, Roy A, Aravind NA. 2023. Global freshwater mollusc invasion: pathways, potential distribution, and niche shift. *Hydrobiologia* DOI: 10.1007/s10750-023-05299-z.
- Maldonado MA, Martín PR. 2019. Dealing with a hyper-successful neighbor: effects of the invasive apple snail *Pomacea canaliculata* on exotic and native snails in South America. *Current Zoology* **65**:225-235.
- Martín PR, Burela S, Seuffert ME, Tamburi NE, Saveanu L. 2019. Invasive *Pomacea* snails: actual and potential environmental impacts and their underlying mechanisms. *CABI Reviews* **14**:1-11.

- Matsukura K, Izumi Y, Yoshida K, Wada T. 2016. Cold tolerance of invasive freshwater snails, *Pomacea canaliculata*, *P. maculata*, and their hybrids helps explain their different distributions. *Freshwater Biology* **61**:80-87.
- Matsukura K, Tsumuki H, Izumi Y, Wada T. 2008. Changes in chemical components in the freshwater apple snail, *Pomacea canaliculata* (Gastropoda: Ampullariidae), in relation to the development of its cold hardiness. *Cryobiology* **56**:131-137.
- Matsukura K, Tsumuki H, Izumi Y, Wada T. 2009. Physiological response to low temperature in the freshwater apple snail, *Pomacea canaliculata* (Gastropoda: Ampullariidae). *Journal of Experimental Biology* **212**:2558-2563.
- Mazza G, Aquiloni L, Inghilesi AF, Giuliani C, Lazzaro L, Ferretti G, Lastrucci L, Foggi B, Tricarico E. 2015. Aliens just a click away: the online aquarium trade in Italy. *Management of Biological Invasions* **6**:253-261.
- McCormick-Ray MG. 1993. Aquarium science: The substance behind an image. *Zoo Biology* **12**:413-424.
- McGeoch MA, Butchart SH, Spear D, Marais E, Kleynhans EJ, Symes A, Chanson J, Hoffmann M. 2010. Global indicators of biological invasion: species numbers, biodiversity impact and policy responses. *Diversity and Distributions* **16**:95-108.
- McNeely JA. 2001. An introduction to human dimensions of invasive alien species. Pages 5-20 in McNeely JA, editor. *The great reshuffling: human dimensions of invasive alien species*. IUCN, Gland and Cambridge.
- Measey GJ, Rödder D, Green SL, Kobayashi R, Lillo F, Lobos G, Rebelo R, Thirion JM. 2012. Ongoing invasions of the African clawed frog, *Xenopus laevis*: a global review. *Biological Invasions* **14**:2255-2270.
- Measey GJ, Royero R. 2005. An examination of *Pipa parva* (Anura: Pipidae) from native and invasive populations in Venezuela. *The Herpetological Journal* **15**:291-294.
- Meza-Lopez MM, Siemann E. 2015. Experimental test of the Invasional Meltdown Hypothesis: an exotic herbivore facilitates an exotic plant, but the plant does not reciprocally facilitate the herbivore. *Freshwater Biology* **60**:1475-1482.
- Miranda NA, Perissinotto R, Appleton CC. 2010. Salinity and temperature tolerance of the invasive freshwater gastropod *Tarebia granifera*. *South African Journal of Science* **106**:1-7.
- Mooney HA, Cleland EE. 2001. The evolutionary impact of invasive species. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **98**:5446-5451.
- Murray J, Murray E, Johnson MS, Clarke B. 1988. The extinction of *Partula* on Moorea. *Pacific Science* **42**:150-153.
- Nentwig W, Bacher S, Kumschick S, Pyšek P, Vilà M. 2018. More than “100 worst” alien species in Europe. *Biological Invasions* **20**:1611-1621.
- Nentwig W. 2007. Pathways in animal invasions. Pages 11-27 in Nentwig W, editor. *Ecological Studies, Volume 193, Biological invasions*. Springer, Germany.
- Ng PK, Chou LM, Lam TJ. 1993. The status and impact of introduced freshwater animals in Singapore. *Biological Conservation* **64**:19-24.

- Ng TH, Tan SK, Wong WH, Meier R, Chan SY, Tan HH, Yeo DC. 2016. Molluscs for sale: assessment of freshwater gastropods and bivalves in the ornamental pet trade. *PLoS One* 11 (e0161130) DOI: 10.1371/journal.pone.0161130.
- Novák J, Kalous L, Patoka J. 2020. Modern ornamental aquaculture in Europe: early history of freshwater fish imports. *Reviews in Aquaculture* 12:2042-2060.
- Novák J, Magalhães ALB, Faulkes Z, Yonvitner, Maceda-Veiga A, Dahanukar N, Kawai T, Kalous L, Patoka J. 2022. Ornamental aquaculture significantly affected by the “Czech aquarium phenomenon”. *Aquaculture* 555 (738259) DOI: 10.1016/j.aquaculture.2022.738259.
- Ocaña FA, de Jesús-Navarrete A, Oliva-Rivera JJ, de Jesús-Carrillo RM, Vargas-Espósitos AA. 2015. Population dynamics of the native apple snail *Pomacea flagellata* (Ampullariidae) in a coastal lagoon of the Mexican Caribbean. *Limnetica* 34:69-78.
- Padilla DK, Williams SL. 2004. Beyond ballast water: aquarium and ornamental trades as sources of invasive species in aquatic ecosystems. *Frontiers in Ecology and the Environment* 2:131-138.
- Palomares M. 2015. Foreword. Pages V-VI in David M, Gollasch S, editors. Global maritime transport and ballast water management – Issues and Solutions. *Invading Nature: Springer Series in Invasion Ecology, Volume 8*. Springer, Berlin/Heidelberg, Germany.
- Pandey PK, Mandal SC. 2017. Present status, challenges and scope of ornamental fish trade in India. In: Conference: Aqua Aquaria India, At Mangalore.
- Parendes LA, Jones JA. 2000. Role of light availability and dispersal in exotic plant invasion along roads and streams in the HJ Andrews Experimental Forest, Oregon. *Conservation Biology* 14:64-75.
- Parra-Olea G, Zamudio KR, Recuero E, Aguilar-Miguel X, Huacuz D, Zambrano L. 2012. Conservation genetics of threatened Mexican axolotls (*Ambystoma*). *Animal Conservation* 15:61-72.
- Patoka J, Bláha M, Devetter M, Rylková K, Čadková Z, Kalous L. 2016a. Aquarium hitchhikers: attached commensals imported with freshwater shrimps via the pet trade. *Biological Invasions* 18:457-461.
- Patoka J, Bláha M, Kalous L, Vrabec V, Buřič M, Kouba A. 2016b. Potential pest transfer mediated by international ornamental plant trade. *Scientific Reports* 6 (25896) DOI: 10.1038/srep25896.
- Patoka J, Kopecký O, Vrabec V, Kalous L. 2017. Aquarium molluscs as a case study in risk assessment of incidental freshwater fauna. *Biological Invasions* 19:2039-2046.
- Patoka J, Magalhães ALB, Kouba A, Faulkes Z, Jerikho R, Vitule JRS. 2018. Invasive aquatic pets: failed policies increase risks of harmful invasions. *Biodiversity and Conservation* 27:3037-3046.
- Patoka J, Patoková B. 2021. Hitchhiking Exotic Clam: *Dreissena polymorpha* (Pallas, 1771) transported via the ornamental plant trade. *Diversity* 13:410.
- Patoka J, Prabowo RE, Petřtýl M, Reynolds JD, Kuřiková P, Zámečnicková-Wanma BP, Kalous L. 2020. Marine hitchhikers: a preliminary study on invertebrates unintentionally transported via the international pet trade. *NeoBiota* 61:33-46.

- Patoková B, Patoka J, Jančaříková K, Kopecký O, Novák K, Kalous L. 2023. Biologické invaze v environmentální výuce pro první stupeň základních škol – certifikovaná metodika. Česká zemědělská univerzita, Praha.
- Perrings C, Dehnen-Schmutz K, Touza J, Williamson M. 2005. How to manage biological invasions under globalization. *Trends in ecology & evolution* **20**:212-215.
- Perrings C, Williamson M, Barbier EB, Delfino D, Dalmazzone S, Shogren J, Simmons P, Watkinson A. 2002. Biological invasion risks and the public good: an economic perspective. *Conservation Ecology*. Available from: <https://www.ecologyandsociety.org/vol6/iss1/art1/> (accessed April 2024).
- Peso JG, Pérez DC, Vogler RE. 2011. The invasive snail *Melanooides tuberculata* in Argentina and Paraguay. *Limnologica* **41**:281-284.
- Picco AM, Collins JP. 2008. Amphibian commerce as a likely source of pathogen pollution. *Conservation Biology* **22**:1582-1589.
- Pimentel D, Zuniga R, Morrison D. 2005. Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States. *Ecological economics* **52**:273-288.
- Pinder A, Gozlan R, Britton J. 2005. Dispersal of the invasive topmouth gudgeon, *Pseudorasbora parva* in the UK: a vector for an emergent infectious disease. *Fisheries Management and Ecology* **12**:411-414.
- Pizzatto L, Kelehear C, Shine R. 2013. Seasonal dynamics of the lungworm, *Rhabdias pseudosphaerocephala*, in recently colonised cane toad (*Rhinella marina*) populations in tropical Australia. *International journal for parasitology* **43**:753-761.
- Pointier JP, David P, Jarne P. 2005. Biological invasions: the case of planorbid snails. *Journal of Helminthology* **79**:249-256.
- Polo-Cavia N, López P, Martín J. 2011. Aggressive interactions during feeding between native and invasive freshwater turtles. *Biological Invasions* **13**:1387-1396.
- Prach K, Hadinec J, Michálek J, Pyšek P. 1995. Forest planting as a way of species dispersal. *Forest Ecology and Management* **76**:191-195.
- Preston DL, Crone ER, Miller-ter Kuile A, Lewis CD, Sauer EL, Trovillion DC. 2022. Non-native freshwater snails: a global synthesis of invasion status, mechanisms of introduction, and interactions with natural enemies. *Freshwater Biology* **67**:227-239.
- Pyšek P, et al. 2020. Scientists' warning on invasive alien species. *Biological Reviews* **95**:1511-1534.
- Pyšek P, Jarošík V, Hulme PE, Pergl J, Hejda M, Schaffner U, Vilà M. 2012. A global assessment of invasive plant impacts on resident species, communities and ecosystems: the interaction of impact measures, invading species' traits and environment. *Global Change Biology* **18**:1725-1737.
- Pyšek P, Lambdon PW, Arianoutsou M, Kühn I, Pino J, Winter M. 2009. Alien vascular plants of Europe. Pages 43-61 in DAISIE, editor. *Handbook of alien species in Europe*. Springer, Berlin.
- Pyšek P, Richardson DM. 2010. Invasive species, environmental change and management, and health. *Annual review of environment and resources* **35**:25-55.
- Pyšek P. 2018. Historie, definice, hypotézy a budoucnost biologických invazí. *Živa* **5**:210-214.

- Raghavan R, Dahanukar N, Tlusty MF, Rhyne AL, Kumar KK, Molur S, Rosser AM. 2013. Uncovering an obscure trade: threatened freshwater fishes and the aquarium pet markets. *Biological Conservation* **164**:158-169.
- Raghavan R, Prasad G, Anvar-Ali PH, Pereira B. 2008. Exotic fish species in a global biodiversity hotspot: observations from River Chalakudy, part of Western Ghats, Kerala, India. *Biological Invasions* **10**:37-40.
- Ramakrishnan V. 2007. Salinity, pH, temperature, desiccation and hypoxia tolerance in the invasive freshwater apple snail *Pomacea insularum*. [PhD. Thesis] The University of Texas, Arlington.
- Rands MR, et al. 2010. Biodiversity conservation: challenges beyond 2010. *Science*, **329**:1298-1303.
- Rani P, Immanuel S, Kumar NR. 2014. Ornamental fish exports from India: Performance, competitiveness and determinants. *International Journal of Fisheries and Aquatic Studies* **1**:85-92.
- Rasal V, Dhakad M, Khandal D. 2022. Ecological invasion of the giant African snail *Lissachatina fulica* (Bowdich, 1822) in a semi-arid forest of western India. *Biodiversity Observations* **12**:60-64.
- Rawlings TA, Hayes KA, Cowie RH, Collins TM. 2007. The identity, distribution, and impacts of non-native apple snails in the continental United States. *BMC Evolutionary Biology* **7**:1-14.
- Recuero E, Cruzado-Cortes J, Parra-Olea G, Zamudio KR. 2010. Urban aquatic habitats and conservation of highly endangered species: the case of *Ambystoma mexicanum* (Caudata, Ambystomatidae). *Annales Zoologici Fennici* **47**:223-238.
- Richter R, Berger UE, Dullinger S, Essl F, Leitner M, Smith M, Vogl G. 2013. Spread of invasive ragweed: climate change, management and how to reduce allergy costs. *Journal of Applied Ecology* **50**:1422-1430.
- Robert J, Abramowitz L, Gantress J, Morales HD. 2007. *Xenopus laevis*: a possible vector of Ranavirus infection? *Journal of wildlife diseases* **43**:645-652.
- Roy HE, et al. 2015. Invasive Alien Species-Prioritising prevention efforts through horizon scanning, ENV. B. 2/ETU/2014/0016, Final report. Publications Office of the European Union DOI: 10.2779/096586.
- Ryan ME, Johnson JR, Fitzpatrick BM. 2009. Invasive hybrid tiger salamander genotypes impact native amphibians. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **106**:11166-11171.
- Sax DF, et al. 2007. Ecological and evolutionary insights from species invasions. *Trends in ecology & evolution* **22**:465-471.
- Seuffert M E, Burela S, Martín PR. 2010. Influence of water temperature on the activity of the freshwater snail *Pomacea canaliculata* (Caenogastropoda: Ampullariidae) at its southernmost limit (Southern Pampas, Argentina). *Journal of Thermal Biology* **35**:77-84.
- Seuffert ME, Martín PR. 2010. Dependence on aerial respiration and its influence on microdistribution in the invasive freshwater snail *Pomacea canaliculata* (Caenogastropoda, Ampullariidae). *Biological invasions* **12**:1695-1708.

- Seuffert ME, Martín PR. 2013. Juvenile growth and survival of the apple snail *Pomacea canaliculata* (Caenogastropoda: Ampullariidae) reared at different constant temperatures. SpringerPlus **2**:1-5.
- Shigesada N, Kawasaki K. 1997. Biological invasions: theory and practice. Oxford University Press, United Kingdom.
- Schneiker J, et al. 2016. Is there hope for sustainable management of golden apple snails, a major invasive pest in irrigated rice? NJAS-Wageningen Journal of Life Sciences **79**:11-21.
- Scholtz G, Braband A, Tolley L, Reimann A, Mittmann B, Lukhaup C, Steuerwald F, Vogt G. 2003. Parthenogenesis in an outsider crayfish. Nature **421**:806-806.
- Schoolmann G, Arndt H. 2018. Population dynamics of the invasive freshwater shrimp *Neocaridina davidi* in the thermally polluted Gillbach stream (North Rhine-Westphalia, Germany). Limnologica **71**:1-7.
- Simberloff D, et al. 2013. Impacts of biological invasions: What's what and the way forward. Trends in ecology & evolution **28**:58-66.
- Simberloff D. 2006. Invasional meltdown 6 years later: important phenomenon, unfortunate metaphor, or both? Ecology Letters **9**:912-919.
- Strayer DL, et al. 2017. Boom-bust dynamics in biological invasions: towards an improved application of the concept. Ecology letters **20**:1337-1350.
- Strecker AL, Campbell PM, Olden JD. 2011. The aquarium trade as an invasion pathway in the Pacific Northwest. Fisheries **36**:74-85.
- Šíma J. 2017. Legislativa v oblasti nepůvodních a invazních druhů a její změny. Pages 14-18 in Härtel H, editor. Fórum ochrany přírody. Fórum ochrany přírody, Praha.
- Takeda N. 2000. Development of a penis from the vestigial penis in the female apple snail, *Pomacea canaliculata*. The Biological Bulletin **199**:316-320.
- Theoharides KA, Dukes JS. 2007. Plant invasion across space and time: factors affecting nonindigenous species success during four stages of invasion. New phytologist **176**:256-273.
- Thiengo SC, Faraco FA, Salgado NC, Cowie RH, Fernandez MA. 2007. Rapid spread of an invasive snail in South America: the giant African snail, *Achatina fulica*, in Brasil. Biological Invasions **9**:693-702.
- Tingley R, et al. 2017. New weapons in the Toad Toolkit: a review of methods to control and mitigate the biodiversity impacts of invasive cane toads (*Rhinella marina*). The Quarterly Review of Biology **92**:123-149.
- Thlusty MF, Rhyne AL, Kaufman L, Hutchins M, Reid GM, Andrews C, Boyle P, Hemdal J, McGilvray F, Dowd, S. 2013. Opportunities for public aquariums to increase the sustainability of the aquatic animal trade. Zoo biology **32**:1-12.
- Tsiamis K, Gervasini E, Deriu I, D'amico F, Katsanevakis S, Cardoso AC. 2019. Baseline distribution of species listed in the 1st update of Invasive Alien Species of Union concern. Publications Office of the European Union DOI: 10.2760/75328.
- Vaissière AC, Courtois P, Courchamp F, Kourantidou M, Diagne C, Essl F, Kirichenko N, Welsh M, Salles JM. 2022. The nature of economic costs of biological invasions. Biological Invasions **24**:2081-2101.

- Van Sittert L, Measey GJ. 2016. Historical perspectives on global exports and research of African clawed frogs (*Xenopus laevis*). Transactions of the Royal Society of South Africa **71**:157-166.
- Vilà M, Espinar JL, Hejda M, Hulme PE, Jarošík V, Maron JL, Pergl J, Schaffner U, Sun Y, Pyšek P. 2011. Ecological impacts of invasive alien plants: a meta-analysis of their effects on species, communities and ecosystems. Ecology letters **14**:702-708.
- Villamagna AM, Murphy BR. 2010. Ecological and socio-economic impacts of invasive water hyacinth (*Eichhornia crassipes*): a review. Freshwater biology **55**:282-298.
- Vitousek PM, d'Antonio CM, Loope LL, Westbrooks R. 1996. Biological invasions as global environmental change. American scientist **84**:468-478.
- Wabnitz C, Taylor ML, Green E, Razak T. 2003. From ocean to aquarium: The global trade in marine ornamental species. UNEP-WCMC, Cambridge, UK.
- Wang QP, Chen XG, Lun ZR. 2007. Invasive fresh water snail, China. Emerging Infectious Diseases **13**:1119 DOI: 10.3201/eid1307.061360.
- Wang T, Zhang T, An W, Wang Z, Li C. 2024. Predicting the Potential Geographic Distribution of Invasive Freshwater Apple Snail *Pomacea canaliculata* (Lamarck, 1819) under Climate Change Based on Biomod2. Agronomy **14**:650.
- Wang W, et al. 2022. Control of the invasive agricultural pest *Pomacea canaliculata* with a novel molluscicide: Efficacy and safety to nontarget species. Journal of Agricultural and Food Chemistry **70**:1079-1089.
- Weiperth A, Gábris V, Danyik T, Farkas A, Kuříková P, Kouba A, Patoka J. 2019a. Occurrence of non-native red cherry shrimp in European temperate waterbodies: a case study from Hungary. Knowledge & Management of Aquatic Ecosystems **420**:9.
- Weiperth A, Gal B, Kuříková P, Langrová I, Kouba A. 2019b. Risk assessment of pet-traded decapod crustaceans in Hungary with evidence of *Cherax quadricarinatus* (von Martens, 1868) in the wild. North-Western Journal of Zoology **15**:42-47.
- Whittington RJ, 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**:92-116.
- Williamson M. 1996. Biological invasions. Chapman & Hall, London, UK.
- Wilson JR, Holst N, Rees M. 2005. Determinants and patterns of population growth in water hyacinth. Aquatic Botany **81**:51-67.
- Wittlinger L, Petrikovičová L, Petrovič F, Petrikovič J. 2022. Geographical distribution and spatio-temporal changes in the occurrence of invasive plant species in Slovak Republic. Biosystems Diversity **30**:105-118.
- Yanai Z, Dayan T, Mienis HK, Gasith A. 2017. The pet and horticultural trades as introduction and dispersal agents of non-indigenous freshwater molluscs. Management of Biological Invasions **8**:523-532.
- Yang H, Zhang JE, Xia J, Yang J, Guo J, Deng Z, Luo M. 2018a. Comparative characterization of the complete mitochondrial genomes of the three apple snails (Gastropoda: Ampullariidae) and the phylogenetic analyses. International Journal of Molecular Sciences **19** (e3646) DOI: 10.3390/ijms19113646.

- Yang QQ, Liu SW, He C, Yu XP. 2018b. Distribution and the origin of invasive apple snails, *Pomacea canaliculata* and *P. maculata* (Gastropoda: Ampullariidae) in China. *Scientific Reports* 8 (e1185) DOI: 10.1038/s41598-017-19000-7.
- Yang TB, Wu ZD, Lun ZR. 2013. The apple snail *Pomacea canaliculata*, a novel vector of the rat lungworm, *Angiostrongylus cantonensis*: its introduction, spread, and control in China. *Hawai'i Journal of Medicine & Public Health* 72:23-25.
- Yoshida K, Matsukura K, Cazzaniga NJ, Wada T. 2014. Tolerance to low temperature and desiccation in two invasive apple snails, *Pomacea canaliculata* and *P. maculata* (Caenogastropoda: Ampullariidae), collected in their original distribution area (northern and central Argentina). *Journal of Molluscan Studies* 80:62-66.
- Yusa Y, Sugiura N, Wada T. 2006. Predatory potential of freshwater animals on an invasive agricultural pest, the apple snail *Pomacea canaliculata* (Gastropoda: Ampullariidae), in southern Japan. *Biological Invasions* 8:137-147.
- Zenni RD, Essl F, García-Berthou E, McDermott SM. 2021. The economic costs of biological invasions around the world. *NeoBiota* 67:1-9.

Legislativní předpisy

- Evropská komise. 2012. Prováděcí rozhodnutí Komise (EU) 2012/697 ze dne 8. listopadu 2012 o opatřeních proti zavlékání rodu *Pomacea* (Perry) do Unie a jeho rozšiřování na území Unie (oznámeno pod číslem C/2012/7803).
- Evropská komise. 2016. Prováděcí nařízení Komise (EU) 2016/1141 ze dne 13. července 2016, kterým se přijímá seznam invazních nepůvodních druhů s významným dopadem na Unii podle nařízení Evropského parlamentu a Rady (EU) 1143/2014.
- Evropská komise. 2017. Prováděcí nařízení Komise (EU) 2017/1263 ze dne 12. července 2017, kterým se aktualizuje seznam invazních nepůvodních druhů s významným dopadem na Unii přijatý prováděcím nařízením (EU) 2016/1141 podle nařízení Evropského parlamentu a Rady (EU) č. 1143/2014.
- Evropská komise. 2019. Prováděcí nařízení Komise (EU) 2019/1262 ze dne 25. července 2019 kterým se mění prováděcí nařízení (EU) 2016/1141 za účelem aktualizace seznamu invazních nepůvodních druhů s významným dopadem na Unii (oznámeno pod číslem C/2019/536).
- Evropská komise. 2022. Prováděcí nařízení Komise (EU) 2022/1203 ze dne 12. července 2022, kterým se mění prováděcí nařízení (EU) 2016/1141 za účelem aktualizace seznamu invazních nepůvodních druhů s významným dopadem na Unii (oznámeno pod číslem C/2022/4773).
- Evropský parlament a Rada Evropské unie. 2014. Nařízení Evropského parlamentu a Rady (EU) 1143/2014 ze dne 22. října 2014 o prevenci a regulaci zavlékání či vysazování a šíření invazních nepůvodních druhů.
- Rada Evropské unie. 2000. Směrnice Rady 2000/29/ES ze dne 8. května 2000 o ochranných opatřeních proti zavlékání organismů škodlivých rostlinám nebo rostlinným produktům do Společenství a proti jejich rozšiřování na území Společenství.

- Rada Evropské unie. 2007. Nařízení Rady (ES) 708/2007 ze dne 11. června 2007 o používání cizích a místně se nevyskytujících druhů v akvakultuře.
- Rada Evropských společenství. 1992. Směrnice Rady 92/43/EHS ze dne 21. května 1992 o ochraně přírodních stanovišť, volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin.
- Světová obchodní organizace (WTO). 1994. Dohoda o uplatňování sanitárních a fytosanitárních opatření. Available from [https://eur-lex.europa.eu/legal-content/CS/TXT/PDF/?uri=CELEX:21994A1223\(05\)](https://eur-lex.europa.eu/legal-content/CS/TXT/PDF/?uri=CELEX:21994A1223(05)) (accessed April 2024).
- Úmluva o biologické rozmanitosti ze dne 5. června 1992. Available from [https://eur-lex.europa.eu/legal-content/CS/TXT/PDF/?uri=CELEX:21993A1213\(01\)&qid=1619793270100](https://eur-lex.europa.eu/legal-content/CS/TXT/PDF/?uri=CELEX:21993A1213(01)&qid=1619793270100) (accessed April 2024).
- Úmluva o mezinárodním obchodu s ohroženými druhy volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin (CITES) ze dne 3. března 1973. Available from <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/CS/TXT/?uri=celex%3A22015A0319%2801%29> (accessed April 2024).