

UNIVERZITA PALACKÉHO v OLOMOUCI

Pedagogická fakulta

Katedra biologie

Bakalářská práce

Kateřina Mináčová

Invazní druhy živočichů na území ČR

Olomouc 2023

vedoucí práce: Mgr. Kateřina Sklenářová, Ph.D.

Prohlašuji, že jsem tuto bakalářskou práci vypracovala samostatně a uvedla v ní všechny použité zdroje a literaturu.

V Olomouci dne 19.4.2023

Kateřina Mináčová

Tímto bych ráda poděkovala Mgr. Kateřině Sklenářové, Ph.D. za odborné vedení bakalářské práce a za poskytování cenných rad a připomínek.

Bibliografická identifikace

Jméno a příjmení autora: Kateřina Mináčová

Název diplomové práce: Invazní druhy živočichů na území ČR

Pracoviště: Katedra biologie

Vedoucí diplomové práce: Mgr. Kateřina Sklenářová, Ph.D.

Rok obhajoby bakalářské práce: 2023

Počet stran: 56

Příloha: 0

Abstrakt: Bakalářská práce se zabývá problematikou biologických invazí. Popisuje historické aspekty, zabývá se problematikou nepůvodnosti a procesy vedoucí k invazi. Zaměřuje se na invazní druhy živočichů na území České republiky. U jednotlivých druhů je popsáno jejich aktuální rozšíření, důsledky jejich působení a uvedeny jsou možná managementová opatření. Práce se také věnuje invazním druhům z pohledu legislativy.

Klíčová slova: Biologické invaze, invazní druhy, impakt, monitoring, management, legislativa.

Bibliographical identification

Author's first name and surname: Kateřina Mináčová

Title of the bachelor thesis: Invasive animal species in the Czech Republic

Department: The Department of biology

Supervisor: Mgr. Kateřina Sklenářová, Ph.D.

The year of presentation: 2023

Number of page's: 56

Attachment: 0

Abstract: B.A. paper deals with the theme of biological invasions. It describes historical aspects, discusses the theme of non-indigenous species and addresses processes that lead to invasion. The paper focuses on invasive animal species in the Czech Republic. Each species is described in terms of their current spread, impact and potential management options are provided. Attention is also paid to relevant legislation.

Keywords: Biological invasions, invasive species, impact, monitoring, management, legislation.

OBSAH

1	Úvod.....	7
1.1	Cíle práce	7
2	Biologické invaze.....	8
2.1	Historické aspekty.....	8
2.2	(Ne)původnost druhů	11
2.2.1	Relevance původu druhů	15
2.3	Definice pojmů invazní druh a invaze	17
2.4	Invazní proces	18
2.5	Možné dopady invazí.....	23
3	Vybrané invazní druhy v ČR.....	25
3.1	Norek americký (<i>Neovison vison</i>).....	25
3.2	Psík mývalovitý (<i>Nyctereutes procyonoides</i>)	25
3.3	Rak pruhovaný (<i>Orconectes limosus</i>).....	38
3.4	Slunéčko východní (<i>Harmonia axyridis</i>).....	25
3.5	Střevlička východní (<i>Pseudorasbora parva</i>).....	38
4	Závěr.....	42
5	Seznam použité literatury	43
6	Seznam tabulek a obrázků.....	53

1 Úvod

Biologické invaze jsou spolu s klimatickou změnou asi nejvíce debatovanou ekologickou problematikou posledních let. Začátkem 21. století roční počty publikovaných článků a studií zabývajících se touto tematikou oproti minulým rokům zaznamenaly raketový nárůst (Davis 2009). Popularita zkoumání procesů souvisejících s šířením invazivních živočichů a rostlin stoupá nejen kvůli široké škále možného zaměření studia, ale i z důvodu stupňující se urgency tohoto problému. Trend šíření invazivních organismů nevykazuje známky zpomalení a prognózy do budoucích let nepůsobí v tomto ohledu příznivě (Seebens et al 2021).

Ať už se jedná o záměrné nebo nezáměrné introdukce, člověk a jeho činnost jsou hlavním faktorem, který je zprostředkovává (Nentwig 2014). Dopady působení některých nepůvodních, a zvláště pak invazivních druhů jsou lidmi pocíťovány přímo i nepřímo. Ačkoliv finanční ztráty dosahují celosvětově enormních částek, ztráty na biodiverzitě jsou jen těžko vyčíslitelné (Plesník 2021). Nastavení a koordinace regulačních opatření v nadnárodním měřítku jsou klíčové, protože jak tvrdí známé heslo (nejen) invazivní biologie – „příroda nezná hranice“ (Görner et al. 2021).

1.1 Cíle práce

Hlavním cílem práce je představit problematiku biologických invazí jako takových, zahrnující historický kontext, terminologii, procesy související s šířením nepůvodních druhů a vliv vzniklých invazí na prostředí. Dále se práce zaměřuje především na konkrétní invazivní druhy. Cílem je představit jednotlivé druhy nezaujatým způsobem a poskytnout jejich co možná nejkomplexnější charakteristiku.

První část práce o tématu pojednává spíše obecně, nicméně důraz je kladen na seznámení se s problematikou invazí v evropském a v českém kontextu. Druhá část práce je zaměřena na konkrétní invazivní druhy živočichů vyskytující se na území České republiky, mající různou míru ekologického, ekonomického či hygienického dopadu.

2 Biologické invaze

První použití termínu invaze v ekologickém kontextu se přisuzuje Johannu A. E. Goezemu, který ho v roce 1882 zmínil ve své knize *Pflanzengeographie*¹ (Rejmánek et al. 2002). On ani ekologové první poloviny 20. století ovšem biologické invaze explicitně nedefinovali jako fenomén, který by měl nutně negativní nebo pozitivní impakt (Rejmánek et al. 2002). Od 50. let, kdy se ustanovil obor ekologie invazí, se diskurz o invazích výrazně změnil. V legislativních dokumentech a v části odborných textů se objevují definice biologické invaze a invazního druhu, které obsahují kritérium negativního vlivu na prostředí, biodiverzitu apod. (Pyšek 2018).

Dynamický rozvoj interdisciplinární vědy, která zvláště v posledních desetiletích vyvolala zájem z řad vědců napříč obory, se tak dlouhodobě potýká s neustálenou a nedostatečně koordinovanou terminologií (Rejmánek et al. 2002, Blackburn et al. 2011). Někteří ale tuto skutečnost nevnímají jako problematickou a navrhují používání rozličných definic stejného pojmu v závislosti na zkoumaném problému (Heger et al. 2013). Především jde tedy o rozdíl mezi definováním pojmů z hlediska ekologie invazí a ochránářské biologie, která dává důraz na negativní impakt invazního druhu.

Možná i vzhledem ke zvyšujícímu se tempu a míře šíření invazních druhů, se někteří autoři přiklání k užití jazyka, který může být považován za evokativní, až militantní (Davis 2006). Používání termínů jako „invaze“, „invazní“, „cizí“ nebo „exotický“ má své odpůrce, kteří tyto termíny kritizují kvůli předpojatosti a negativním podvědomým asociacím, které mohou vyvolávat (Colautti 2004). Colautti (2004) dále tvrdí, že jejich užívání může vést k rozdílným interpretacím a stát se tak problematickým při konceptualizaci procesů, které mají popisovat.

Nicméně je nutno dodat, že pojmy biologická invaze a invazní nebo invazní druh v odborné a legislativní literatuře stále výrazně převažuje a je nepravděpodobné, že by byly v blízké době nahrazeny.

2.1 Historické aspekty

Šíření nepůvodních druhů a jejich potenciální přeměna v druhy invazní přímo souvisí s vytvářením migračních cest a s přeměnou stanovišť. Tyto jevy nejsou z historického hlediska ničím novým a jsou spojeny s vývojem a chováním lidské civilizace (Görner et al. 2021). Například krysa ostrovní (*Rattus exulans*), jejíž výskyt byl na území Hendersonova

¹ Česky fyto geografie

ostrova² poprvé oficiálně zaznamenán v roce 1819, byla nezáměrně zavlečena Polynésany pravděpodobně již během pravěku (Merlin & Juvik 1992).

Dalekosáhlejší následky pro šíření nepůvodních druhů rostlin a živočichů měl evropský imperialismus a kolonialismus. Nepůvodní druhy byli převáženy jak do domovských zemí kolonistů, tak do kolonií (Mungi & Qureshi 2018). Evropští osadníci kolonizovaná území modifikovali za ekonomickými účely, ale také z estetických důvodů, zejména kvůli vytvoření povědomého prostředí připomínající jejich domovinu. Důležitou hnací silou a zároveň ospravedlněním těchto snah byla víra v evropskou nadřazenost, která se vztahovala i na evropské druhy rostlin a živočichů (Mungi & Qureshi 2018).

Tato domnělá nadřazenost měla v očích některých soudobých autorů vědeckou podporu v Darwinismu. Novozélandský naturalista, právník a ornitolog Walter Buller (1838–1906) se, ve snaze vysvětlit a obhájit změny v druhovém složení zaviněné zavlečenými druhy, odvolával na přirozený výběr. V jeho pojetí bylo nahrazení původních rostlinných a živočišných druhů nadřazenými evropskými druhy pouze ukázkou toho, že silnější přežije (Clayton 2003). Clayton (2003) uvádí, že přirozený výběr brali jako možné vysvětlení i vědci jako Darwin, Wallace a Hooker. Zároveň ale dodává, že tento názor byl zpochybněn některými autory, kteří tvrdili, že přeměna Nového Zélandu není následkem působení přírodních zákonů ale lidské činnosti.

Jedním ze známých příkladů biologické invaze způsobené kolonisty je vysazení králíků divokých (*Oryctolagus cuniculus*) a zajíců polních (*Lepus europaeus*) na území Austrálie a Nového Zélandu. První písemná zmínka o přivezení králíků do Nového Jižního Walesu³ je z roku 1778. Odtud se poté, zřejmě někdy před rokem 1838, rozšířili na Nový Zéland (Druett 1983). Tento příklad zároveň slouží i jako ukáзка nevhodně zvolené metody kontroly (redukce) daného invazního druhu (Matějček 2005). Na konci 19. století zde byl jako domnělé vhodné řešení tohoto problému vysazen hranostaj (*Mustela erminea*), který ale namísto redukce populací králíků a zajíců, zlikvidoval značnou část původní ptačí fauny (Matějček 2005).

V kontextu historie biologických invazí na území Evropy a potažmo území ČR můžeme rozlišit několik vln zavlékání nepůvodních druhů. První vlna souvisí s počátkem neoliticke revoluce datované přibližně před 10 000 lety. Na naše území tehdy invadovaly rostliny z oblasti Černého a Středozevního moře a rovněž došlo k šíření později domestikovaných druhů živočichů a spolu s nimi i jejich chorob a parazitů (Pyšek & Sádlo

² Korálový ostrov v jižním Pacifiku

³ Stát rozkládající se na jihovýchodě Austrálie

2004, Görner et al. 2021). Další období vyznačující se introdukcí nových druhů je doba bronzová (před cca 3–4 tisíci let), kdy roli v šíření hrálo především stále častější využívání krajiny pro zemědělské účely, ale také obchod nebo migrace obyvatel (Görner et al. 2021).

Zásadním milníkem bylo období po objevení Ameriky, kdy Evropané začali s vysazováním nepůvodních druhů rostlin a živočichů. Dosud poslední vlna zahrnuje 20. století, během něhož v důsledku zvýšené mobility člověka a zintenzivnění dopravy, došlo k nebyvalému nárůstu šířených nepůvodních druhů. V současnosti se vlivem globalizace a s ní rostoucí mírou propojení a zároveň disturbance, míra a tempo invazí zvyšuje bezprecedentním způsobem. Závažnost dopadů biologických invazí způsobila v posledních desetiletích zvýšený zájem ekologů a odborníků z dalších oborů, jako je například invazní biologie (Reichard & White 2003).

Biologické invaze, invazní biologie nebo také ekologie invazí, je relativně mladá vědecká disciplína, ale její základy můžeme najít už v díle Charlese Darwina. Darwin, Alphonse De Candolle a Charles Lyell byli mezi prvními vědci, kteří ve svých textech zmiňovali nepůvodní organismy a zároveň projevovali údiv nad jejich úspěšností šířit se v nově osídlených prostředích (Mungi & Qureshi 2018, Pyšek 2018).

Přestože od dob Darwina bychom našli i další autory a studie zabývající se invazemi, byl to až anglický zoolog a ekolog Charles Elton, kdo ukázal odborné i laické veřejnosti závažnost rostoucího problému. V roce 1958 vydal knihu s názvem *The ecology of invasions by animals and plants*, která se stala klíčovou publikací v oblasti invazní biologie (Reichard & White 2003).

V ní vyložil základní principy, které platí dodnes:

1. „*Každý kontinent má unikátní floru a faunu.*“
2. „*Lidská migrace a obchod narušují bariéry, které tuto diverzitu chrání.*“
3. „*Narušení bariér může mít vážné následky pro diverzitu.*“ (Elton 1958 in Reichard & White 2003)

Elton je tedy považován za otce oboru, každopádně popularita a míra citování jeho knihy zaznamenala nárůst až během 80. let 20. století (Davis 2004, Pyšek 2018). Tehdy se také většího rozvoje dočkala i samotná ekologie invazí (Reichard & White 2003). Z původně čistě ekologického oboru se začal stávat obor interdisciplinární. Dnes se například některými otázkami ekologie invazí zabývají vědci z humanitních oborů, a to především filozofové (Davis 2004). Vzhledem k propojení různých témat týkající se ekologie,

biotechnologií a témat sociopolitických, se v angličtině objevuje označení *invasion science*, invazní věda (Pyšek 2018).

Pokud se podíváme na historii oboru z obecnějšího hlediska, dají se rozlišit dva prominentní názorové proudy a přístupy, a to konzervační, jehož představitelé často používají militantní a emotivní výrazivo, a spíše rehabilitační přístup, který se vyznačuje snahou o neutrální vyjadřování (Davis 2004). Rozdíl v přístupu k invazním druhům lze najít i mezi evropskými vědci a vědci z USA, Nového Zélandu nebo Havaje. Zde se dá razantnější postoj odborníků z druhé skupiny přisoudit relativně prudkému nárůstu invazí v posledních pár stoletích. Naopak Evropa byla vystavena tisíciletím lidského přemísťování a přístup k invazím byl tudíž, jak už bylo řečeno výše, do značné míry odlišný (Davis 2004).

Konkrétně Česká republika a státy východní Evropy se vyznačují dlouhou tradicí studia invazí (Davis 2004). Většina konferencí a symposií věnovaným biologickým invazím, konaných v letech 1990–2005, byla v Evropě a evropští vědci zde tvořili většinu. Nicméně přínos vědců z jiných oblastí světa není o nic menší a zřejmě především kvůli hrozbě klimatické změny dochází k synergii obou názorových proudů (Davis 2004).

2.2 (Ne)původnost druhů

Nejasnost terminologie se projevuje i při hledání definice pro původní a nepůvodní druh. Ačkoliv se na první pohled může zdát rozdíl mezi těmito pojmy jasně vymezený, jejich definování ztěžuje několik faktorů (Lockwood et al. 2013). Rozhodnutí o statusu druhu je ale vzhledem k tomu, že eradikace invazních druhů se stala klíčovou otázkou ochrany přírody, pro management imperativní (Crees & Turvey 2015).

Rozdělování na druhy původní a nepůvodní je praktika, která značně předchází vzniku oboru biologie invazí. Chew a Hamilton (2011) uvádí, že do 18. století byly původními (*native*) nazývány ty druhy, které nebyly domestikované či kultivované. V průběhu 19. století pak došlo k redefinování pojmu jako druhu, který pochází z dané geografické oblasti a u kterého není důvod předpokládat, že sem byl zavlečen člověkem (Chew & Hamilton 2011).

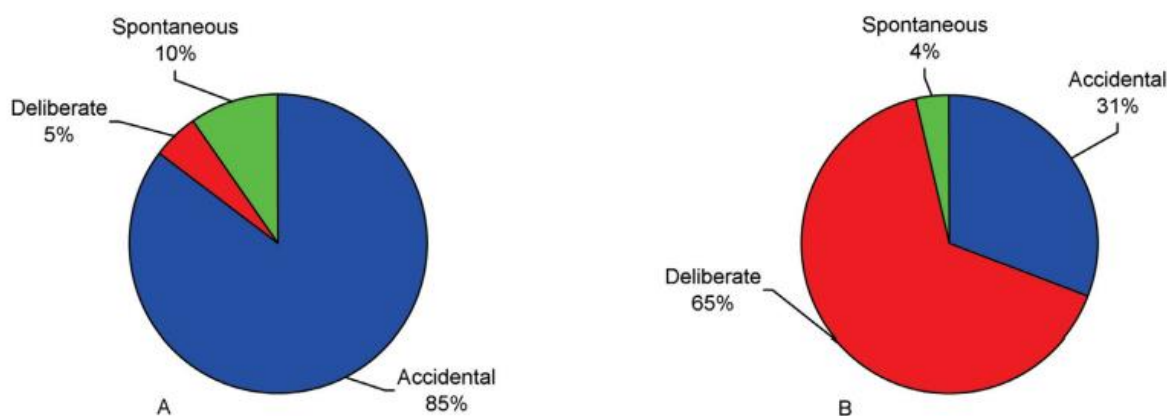
Naproti tomu druhy nepůvodní (v anglické literatuře označovány jako *alien*, *exotic*, *non-indigenous*, *non-native* atd.), jsou dnes veskrze definovány jako druhy, které se v dané oblasti přirozeně nevyskytují a z oblasti svého původního výskytu, popř. jiné oblasti výskytu nepůvodního, se dostaly pomocí člověka, tzn. Záměrnou nebo nechtěnou introdukcí (Laštůvka & Šefrová 2020). Jejich výskyt v daném regionu je tedy dán překonáním biogeografické

bariéry za pomoci člověka, ale následně by měly vytvořit nejméně jednu generaci bez lidského zásahu (Richardson et al. 2011, Laštůvka & Šefrová 2020).

Rozhodnout o zařazení některých druhů může být ale někdy problematické, zvláště jedná-li se o druhy živočišné. V porovnání s rostlinami, u nichž je možné provádět analýzu se vzorky pocházející z období Neolitu (k dispozici jsou tedy i data stará více než 7000 let), je výzkum (ne)původnosti živočichů omezen stářím dat, které je maximálně 150 let (Laštůvka & Šefrová 2020). Použití termínu neozoa (tzn. druhy introdukované po roce 1492) tedy bývá spíše výjimečné.

Z celkového počtu čítajícího přibližně 36 tisíc druhů živočichů vyskytujících se v ČR je asi 720 (tj. 2 %) dle nastavených pravidel hodnoceno jako nepůvodní (Laštůvka & Šefrová 2020). Přesnost těchto 2 % je vzhledem k chybějícím historickým údajům a faktu, že u rostlin je procento nepůvodních druhů 15x vyšší, diskutabilní (Laštůvka & Šefrová 2020).

Co se týče korelace mezi způsobem introdukce a množstvím introdukovaných nepůvodních živočichů v ČR, z dat zpracovaných Šefrovou a Laštůvkou (2005) vyplývá, že nezáměrně zavlečení živočichové tvoří většinu (80 %). Záměrně introdukovaní živočichové pak tvoří 11 % a zbylých 9 % jsou živočichové, kteří samovolně následovali své rostlinné hostitele (Laštůvka & Šefrová 2005). Obrázek 1 zobrazuje procentuální zastoupení zmíněných druhů introdukcí u obratlovců a bezobratlých.



Obrázek 1: Způsoby introdukce; a – bezobratlí, B – obratlovci (Šefrová & Laštůvka 2005, str. 155)

(modrá=nezáměrná, červená=záměrná, zelená=samovolná)

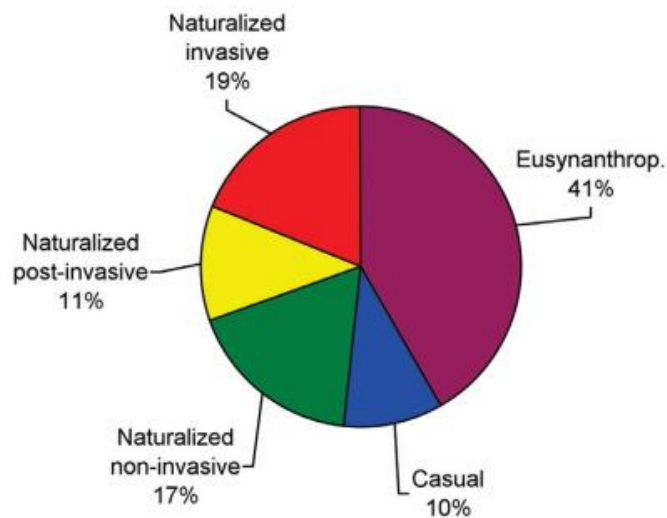
Mezi zkoumané nepůvodní druhy živočichů patří především bezobratlí. Šefrová a Laštůvka (2005) uvádějí, že největší procento představují zástupci kmene měkkýši (Mollusca) a ploštěnci (Plathelminthes). Co se terestrických obratlovců týče, řadí se sem

například psík mývalovitý (*Nyctereutes procyonoides*), králík divoký (*Oryctolagus cuniculus*) nebo bažant obecný (*Phasianus colchicus*). V neposlední řadě jsou dokumentovány akvatické nepůvodní druhy jako střevlička východní (*Pseudorasbora parva*), sumeček americký (*Ameiurus nebulosus*) nebo třeba rak signální (*Pacifastacus leniusculus*).

Z výše uvedených nepůvodních druhů ale všechny nepředstavují eminentní hrozbu z hlediska invazivnosti (Tabulka 1 a Obrázek 2). Aby se druh stal invazním, musí projít několika stádii, jejichž klasifikace se napříč autory může lišit (Catford et al. 2009, Pyšek 2018, Laštůvka & Šefrová 2020). Klasifikace nepůvodních druhů může také vykazovat odlišnosti. Kromě kategorií uvedených v Tabulce 1, lze například druhy třídit následovně: druh zavlečený, přechodně zavlečený vymizelý, přechodně zavlečený přežívající, naturalizovaný (neinvazní) a (naturalizovaný) invazní druh (Pyšek 2018).

Tabulka 1: Složení nepůvodních druhů živočichů na území ČR (uvedeny jsou významné taxony); s – eusynantropní, C – přechodně zavlečené (casual), N – naturalizované neinvazní, *N – postinvazní, i – invazní (Šefrová & Laštůvka 2005, str. 155)

Taxon	Spp. CR	Aliens	%	S	C	N	*N	I
Plathelminthes	670	29	4.3	1	-	12	-	16
Nematoda	950	32	3.4	5	1	15	8	3
Mollusca	246	22	8.9	9	2	1	-	10
Araneida	851	22	2.6	18	3	-	-	1
Insecta	27 200	383	1.4	200	28	36	50	69
Arthropoda (total)	30 500	451	1.5	230	34	53	58	76
Invertebrata (total)	33 400	540	1.6	245	37	85	66	107
Vertebrata	595	55	9.2	3	23	20	3	6
Total	34 000	595	1.8	248	60	105	69	113



Obr. 2: Kategorie nepůvodních druhů ČR (Šefrová & Laštůvka 2005, str. 155)

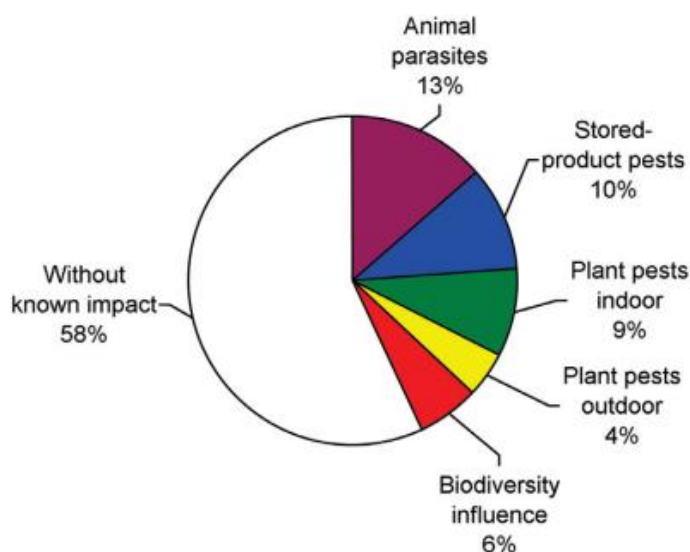
(fialová=eusynantropní, červená=naturalizované invazní, zelená=naturalizované neinvazní, žlutá=naturalizované postinvazní)

Seznam prioritních invazních druhů pro Českou republiku (Pergl et al. 2016a), jehož součástí je černý, šedý a varovný seznam, byl vytvořen jako podklad pro management invazních druhů na žádost MŽP ČR. Seznamy navržené Perglem et al. (2016a) vycházejí z dat Katalogu druhů živočichů cizího původu v České republice (Laštůvka & Šefrová 2020) a doplněny jsou například záznamy z evropských databází nepůvodních a invazních druhů jako je DAISIE nebo NOBANIS.

Celkem je zde uvedeno 5 seznamů (Black List 1–3, Grey List a Watch List), do nichž jsou nepůvodní druhy kategorizovány především dle míry a druhu impaktu, míry rozšíření a dle doporučených managementových opatření (Pergl et al. 2016a). Co se týče složení, většina z uvedených invazních druhů ČR jsou zástupci terestrického hmyzu (Insecta), dále následuje skupina terestrických a akvatických bezobratlých (Invertebrata), a jako nejméně početná je uvedena skupina obratlovců (Vertebrata).

Podle dostupných údajů (Pergl et al. 2016a, Laštůvka & Šefrová 2020) je skupina nepůvodního terestrického hmyzu specifická vysokou mírou nezáměrné introdukce, typicky spolu se zbožím (ovoce, zelenina) dováženým do skladů s regulovanou teplotou. Uvádí se, že víc jak polovina druhů z této skupiny je vázaná na člověkem vytvořené podmínky a není schopná rozmnožit se ve vnějším prostředí (Pergl et al. 2016a).

Zbylé druhy jsou v seznamech řazeny jako naturalizované a invazní (Pergl et al. 2016a, Laštůvka & Šefrová 2020). Terestrický hmyz označovaný jako invazní je sice minoritou, ale z uvedených druhů je vysoké procento označováno za škůdce a jejich šíření má velké ekonomické dopady. U několika druhů byl zjištěn vliv na původní hmyz. Z druhů spadajících do skupin terestrických a akvatických bezobratlých a obratlovců, je vysoké procento invazní. V rámci dokumentovaných nepůvodních živočichů na našem území jsou sice obratlovci nejmenší skupinou, ale mají nevyšší procento druhů s ekologickým impaktem (Obrázek 3) (Pergl et al. 2016a).



Obr. 3: Vliv nepůvodních druhů (Šefrová & Laštůvka 2005, str. 156)

(bílá=bez známého impaktu, fialová=parazitě živočichů, modrá=skladištní škůdci, zelená=škůdci skleníkových a pokojových rostlin, červená=vliv na biodiverzitu, žlutá=škůdci rostlin)

Z uvedených dat lze konstatovat, že nepůvodnost druhu automaticky neznamená, že se druh musí stát invazním nebo že musí mít jakýkoliv vliv. Vzhledem k rostoucí hrozbě biologických invazí a s nimi spojenými negativními vlivy, ale nepůvodnost představuje důležitou informaci pro management. Na poli oboru biologických invazí se ovšem odehrává debata o míře důležitosti původu druhů, která by potenciálně mohla mít dalekosáhlé dopady na způsob, jakým se přistupuje k invazím (Boltovskoy et al. 2018, Correa et al. 2021).

2.2.1 Relevance původu druhů

Jedním z mnoha úkolů oboru je zodpovězení otázek souvisejících s významem původu druhů. Odpovědi na to, proč jsou některé druhy v šíření úspěšnější, zatímco jiné nikoliv, a nakolik tato úspěšnost koreluje s jejich původem, jsou pro směřování managementu zcela nezbytné.

V odborné literatuře, a zvláště pak v právních dokumentech a úmluvách, je k nepůvodním druhům přistupováno na základě principu předběžné opatrnosti (Boltovskoy et al. 2018).

Objevují se ovšem námitky, že rozlišování na základě původu zbytečně podněcuje militantnější přístup k nepůvodním druhům, jejichž potenciální působení při přechodu na druhy invazní je srovnatelné s působením původních expanzivních druhů (Lockwood et al. 2013). Geografické měřítko by tedy nemělo být reflektováno a posuzování impaktu by mělo probíhat u všech druhů stejně, neohledně na jejich původ (Lockwood et al. 2013).

Prohloubení dichotomického přístupu v posuzování původu druhů začalo být viditelné zvláště v devadesátých letech, kdy se s rozmachem oboru vymezila skupina zpochybňující relevanci původu, odklánějící se tak od většinového ochranářského přístupu (Correa et al. 2021). V posledním desetiletí došlo k postupnému vyostření diskuse. Konkrétním příkladem je pak debata Davis versus Simberloff z roku 2011, která přilákala pozornost značné části odborné veřejnosti (Boltovskoy et al. 2018, Correa et al. 2021).

V následujících letech se objevily články, které kritizovaly popírání důležitosti původu, ale svá opoziční tvrzení nedokázaly podložit přesvědčivými daty (Boltovskoy et al. 2018, Correa et al. 2021). Navzdory rostoucímu objemu poznatků nedošlo ke koncensu. Uzavření této debaty blokuje podle Boltovského et al. (2018) několik faktorů, a to zejména rozpory ve filozofickém pojetí a náhledu na původní flóru a faunu, na původ druhů jako takový a na pozměněné ekosystémy.

Existují ale rozsáhlé důkazy, že působení původních a nepůvodních druhů není rovnocenné. Například podle výsledků výzkumu Simberloffa et al. (2012), který zkoumal působení původních a nepůvodních rostlin, je u nepůvodních rostlin v USA 40krát pravděpodobnější, že budou mít silný negativní dopad a stanou se invazními než u druhů původních (Lockwood et al. 2013). I přes velké množství dalších příkladů negativního vlivu způsobeného nepůvodními druhy se ale nedá způsobený impakt automaticky připsat jejich biogeografickému původu (Buckley & Catford 2015).

Každopádně je ale nutné zdůraznit, že ačkoliv existují silně opoziční názory, velká část ekologů, ochranářů, ale i vědců nepoužívá k posouzení situace pouze původ, nebo impakt, ale využívá jejich kombinace jako nástroje pro zvolení efektivního managementu (Shackelford et al. 2013). Mimo původu a impaktu se bere v potaz mnoho dalších aspektů. Jedním z nejdůležitějších je potenciální dopad prováděných opatření. Shackelford et al. (2013) dále tvrdí, že kromě zaměření se na eradikaci invazního, popř. potenciálně invazního druhu, by měl být současně brán zvláštní zřetel na dynamiku ekologických a evolučních procesů.

2.3 Definice pojmů invazní druh a invaze

V literatuře lze najít různé definice termínu invazní druh, a i o vhodnosti použití adjektiva invazní nepadají mezi všemi autory shoda. Kupříkladu Mlíkovský a Stýblo (2006), kteří ve své knize aplikují terminologii vytvořenou Úmluvou o biologické diverzitě (CBD), užívají pojem invazivní druh. Černá (2018) naopak tvrdí, že vhodnější je nahradit adjektivum invazivní, které se pojí spíše s medicínou, za adjektivum invazní (Pyšek 2018).

Definice pojmu se liší zejména v odborné literatuře a v dokumentech, kde daná terminologie slouží pro právní účely (Colautti 2004, Pyšek 2018). Například Mezinárodní svaz ochrany přírody (IUCN) ve svých dokumentech přejal následující definici: „*Invazní druh je široce rozšířený nepůvodní druh, který působí nepříznivě na invadovaný habitat.*“ (Colautti 2004, str. 136). V nařízení EU č. 1134 z roku 2014 jsou nepříznivé dopady dále konkretizovány jako hrozby pro biodiverzitu, ekosystémové služby nebo pro lidské zdraví.

Negativní vliv druhu (potažmo vliv pozitivní či neutrální) je někdy brán za nutnou součást definice, ale pokud je na fenomén invazních druhů nahlíženo ze striktně ekologického hlediska, bere se za zásadní pouze schopnost šíření druhu (Richardson et al. 2011, Pyšek 2018). Například Pyšek (2018, str. 211) bere invazní druhy jako podskupinu naturalizovaných druhů a uvádí, že se „*rychle šíří na značné vzdálenosti od mateřských populací a zpravidla obsadí rozsáhlé území.*“ Podobnou definici nabízí i Kolar a Lodge (2001, str. 199), kteří definují invazní druh jako „*nepůvodní druh, který se šíří z místa introdukce a stává se hojně rozšířeným.*“

O definici pojmu biologická invaze zatím mezi odborníky nepadají dokonalá shoda. Sám Elton, který je většinou považován za zakladatele oboru ekologie invazí, definici termínu ve své knize *The ecology of invasions by animals and plants*, nenabízí (Valéry et al. 2008). Snahy o definování tohoto fenoménu ovlivňuje i fakt, že se obor dlouhodobě potýká s problémem neustálené a nedostatečně koordinované terminologie, který nevyhnutelně ovlivňuje i snahy o nalezení univerzální definice. Blackburn et al. (2011) uvádí, že asi tou nejzřetelnější ukázkou míry rozdílnosti konceptualizace a definic invazního procesu, jsou studie zaměřené na invazní rostliny a studie zaměřené na invazní druhy živočichů.

Podle Blackburna et al. (2011) většina studií zkoumající invazní rostliny vychází z rámcového popisu invazního procesu navrženého Richardsonem et al. (2000). Ten definuje invazi jako sérii bariér, které musí populace překonat a schopnost populace produkovat reprodukceschopné potomky v místech dostatečně vzdálených od místa introdukce (Richardson et al. 2000).

Naproti tomu zoologové zaměřující se na invaze vycházejí z rámcového popisu, který představil Williamson v roce 1996 ve své knize *Biological Invasions*. Invaze je definována pomocí fází, kterými musí druh projít, aby se z původního stal invazním (Blackburn et al. 2011). Na nutnost unifikace upozorňují mnozí odborníci a shodují se, že biologické invaze by měly být chápány spíše jako biogeografický fenomén, než taxonomický (Colautti 2004, Blackburn et al. 2011).

Jednu z možných obecných definic, která má charakterizovat společné proměnné všech invazí, navrhuje Valéry et al. (2008, str. 1349):

„Biologickou invazi chápeme jako nepřítomnost přírodních překážek pro šíření druhu, který tímto získává kompetitivní výhodu. Toto druhu umožňuje rychlé šíření do nových oblastí v rámci invadovaných ekosystémů, kde se jeho populace stává dominantní.“⁴ (vlastní překlad z anglického originálu)

Tato a jí podobné definice, snažící se dosáhnout co největší míry objektivitu a inkluze, jsou ale některými autory kritizovány. Jedním z argumentů je, že objektivitu v terminologii dosáhnout nelze a že nemusí být ani žádoucí z hlediska komunikace s laickou veřejností, jejíž spolupráce je zásadní (Colautti & Richardson 2009).

Heger et al. (2013) uvádí, že vzhledem k interdisciplinární povaze oboru by bylo používání jediné univerzální a objektivní definice pro výzkum škodlivé, nehledě na to, že sjednocení terminologie a její objektivita podle nich nejsou dosažitelné. Někteří jsou naopak názoru, že při komunikaci mezi odborníky z biologických oborů je možné, a hlavně žádoucí subjektivitu v terminologii omezit (Colautti & Richardson 2009).

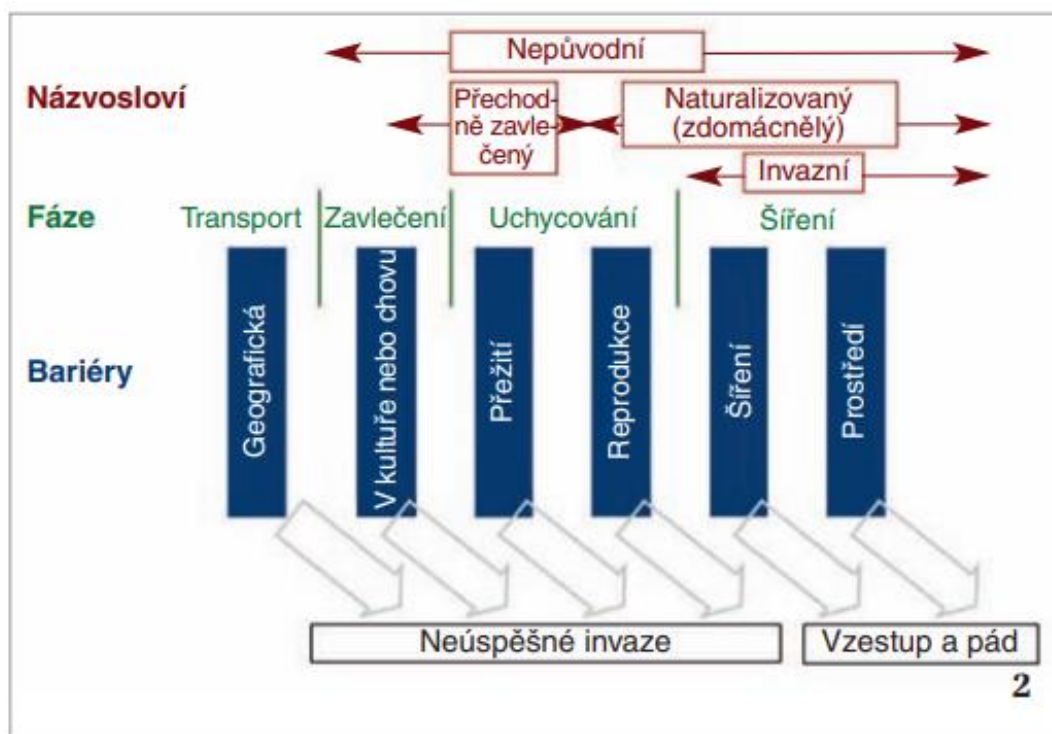
2.4 Invazní proces

Průběh invaze, a tedy i daný stav nepůvodního druhu během něho, lze popsat pomocí invazního procesu. Ten syntetizuje již zmíněnou koncepci fází (stádií), kterými nepůvodní druhy během procesu prochází a koncept překonávání bariér (Catford et al. 2009, Blackburn et al. 2011, Pyšek 2018). Série biogeografických bariér (např. environmentálních a reprodukčních) slouží jako pomyslné filtry, které zachytávají druhy snažící se přejít do další fáze, respektive stádia (Pyšek et al. 2008, Catford et al. 2009).

Co se týče klasifikace jednotlivých etap procesu (tj. bariér a fází) a terminologie týkající se nepůvodních druhů, mezi autory nepanuje konsenzus a v literatuře lze najít

⁴ Přeloženo z anglického originálu: „A biological invasion consists of a species' acquiring a competitive advantage following the disappearance of natural obstacles to its proliferation, which allows it to spread rapidly and to conquer novel areas within recipient ecosystems in which it becomes a dominant population.“

rozdílná pojetí invazního procesu (Catford et al. 2009). Například Pyšek (2018) předkládá jeho zobecněnou verzi, kterou lze aplikovat na rostlinné i živočišné druhy. Na obrázku 4, lze vidět čtyři stádia, do kterých se druh může dostat při překonání jednotlivých bariér.

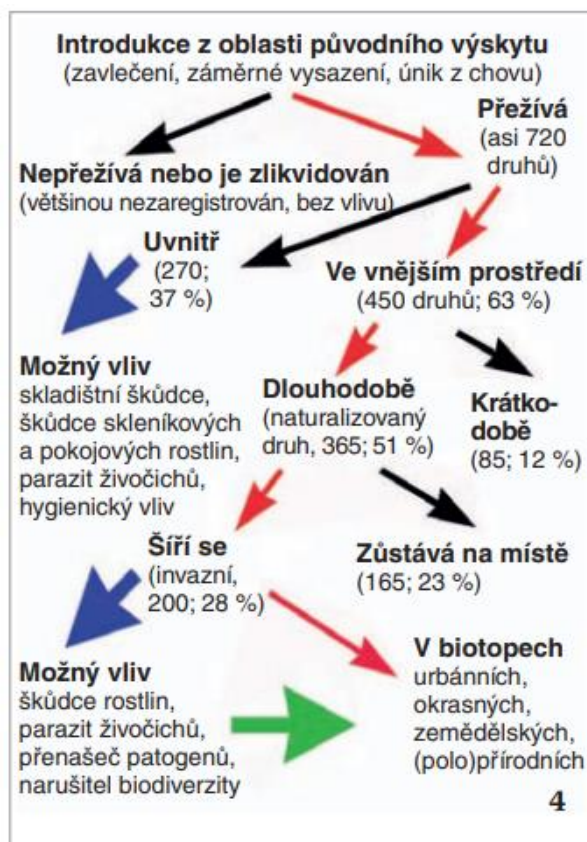


Obrázek 4: Invazní proces – zobecněná verze pro všechny typy organismů a prostředí (Pyšek 2018, str. 211).

Ve schématu je také vyobrazen koncept boom-bust (vzestup a pád). Ten popisuje situaci, kdy populace invazního druhu dosáhne svého maxima, po kterém následuje její výrazný úbytek, až kolaps (Pyšek 2018). Četnost případů, kdy k této situaci v přírodě skutečně dojde, je mezi odborníky debatována. Přístup k tomuto fenoménu jako k časově omezenému negativnímu vlivu by každopádně mohl mít výrazné implikace pro management a dopad na vnímání samotných invazí (Strayler et al. 2017).

Do samotného stádia šíření, kdy mluvíme o invazi druhu, se dostane kvůli druhovým ztrátám mezi jednotlivými stádii jen relativně malé procento všech nepůvodních (zavlečených) druhů (Catford et al. 2009, Pyšek 2018, Laštůvka & Šefrová 2020). Druhovou ztrátu napříč fázemi popisuje pravidlo desetiny, které říká, že do každé následující fáze invazního procesu se dostane zhruba 10 % druhů. Dané pravidlo by se ale dle získaných dat mělo brát pouze jako generalizace, u každého přechodu může být odchylka v intervalu 5-20 % (Štajerová et al. 2014, Pyšek et al. 2008). Obrázek 5 demonstruje tyto ztráty u nepůvodních

druhů živočichů se známým výskytem na území ČR, kdy ze 720 druhů (100 %) dojde zhruba 30 % do stádia invazního druhu (Laštůvka & Šefrová 2020).



Obrázek 5: Druhové ztráty při přechodu mezi stádii u nepůvodních živočichů ČR (Laštůvka & Šefrová 2020, str. 150)

Vysvětlit úspěch invazních druhů v invadovaném ekosystému (společenstvu, biotopu), a proč jsou to právě tyto druhy a tento ekosystém (společenstvo, biotop), je jedním z hlavních cílů invazní biologie (Catford et al. 2009, Pyšek 2008). Na základě těchto snah bylo formulováno značné množství hypotéz, teorií a konceptů (Štajnerová et al. 2014). Kupříkladu dříve zmíněné pravidlo deseti a koncept vzestupu a pádu, lze uvést jako teorie, které na invaze nahlížejí z pohledu invazivnosti druhu (Pyšek 2018).

Kvůli vzrůstajícímu počtu formulovaných hypotéz ale podle některých odborníků může docházet k problémům s nejasným ustanovením ústředních a ověřených konceptů invazní biologie (Enders et al. 2018). Existuje tedy obava, že kvůli vzniklým nejasnostem mohou nastávat situace, kdy autoři vychází z hypotéz, které nejsou podepřené dostatečnými empirickými důkazy (Enders et al. 2018).

Podle Pyška (2018) obecně platí, že hypotézy postulované na základě interakcí mezi invadujícími druhy a prostředím, bývají podpořeny empirickými důkazy častěji, nežli

hypotézy založené pouze na jedné z proměnných (tzn. buď na invazivnosti druhů, nebo na invazibilitě stanoviště).

Jedná se například o hypotézu o úniku před nepřáteli. Tato hypotéza, kterou lze najít i pod zkratkou EHR (Enemy Release Hypothesis), je založena na předpokladu, že v původním areálu bránil šíření přirozený nepřítel, nejčastěji predátor (Štajerová et al. 2014). Ačkoliv invazní druh v invadovaném areálu velmi pravděpodobně na nepřátele narazí, jeho invazivnost je zdůvodněna dvěma možnými scénáři:

1. Zavlečený druh benefituje z nepřítomnosti nepřátel, kteří v místě původního výskytu populaci limitovali, a dojde k populačnímu růstu.
2. Dojde k relokaci energických zdrojů, které byly dříve věnovány na obranu, na reprodukci (Pyšek et al. 2008, Catford et al. 2009, Štajerová et al. 2014).

Autorem jedné z dalších hypotéz je samotný zakladatel oboru Charles Elton. Hypotéza biotické odolnosti (Biotic Resistance Hypothesis) představuje myšlenku, že společenstva (ekosystémy) disponující vysokou biodiverzitou, jsou více odolné vůči invazi, z důvodu působení vzájemných interakcí (kompetice) mezi původními a nepůvodními druhy (Pyšek 2018). U této hypotézy ale závisí na zkoumaném měřítku. U větších území kompetice přestává mít vliv (tzn. Vysoká biodiverzita původních druhů přestává být výhodou) a namísto ní nastupují vnější faktory (klíma, apod.), které působí na obě skupiny druhů stejně (Pyšek et al. 2008, Catford et al. 2009).

Jak již bylo řečeno, na poli oboru existuje poměrně velké množství hypotéz. Kvůli faktu, že některé vycházejí ze stejných základních konceptů, které dále do různé míry rozvíjí a tematicky se překrývají, lze mezi autory najít snahy o jejich sloučení (Catford et al. 2009, Štajerová et al. 2014, Enders et al. 2018).

Například Catford et al. (2009) ve své práci přezkoumávají 29 hypotéz. Ty utřídí a následně je shrnují do jakéhosi jednotícího teoretického modelu (framework). Faktory, jež vytváří základ jednotlivých uvedených hypotéz, spadají do vyšších kategorických celků, které autoři označují následovně:

1. přísun propagulí (P) – frekvence introdukcí a množství introdukovaných jedinců
2. abiotické faktory (A) – invazibilita (dle Pyška (2018, str. 212) „*náchylnost společenstva [...] nebo biotopu k invazi*“) související s fyzikálními podmínkami
3. biotické faktory (B) – vlastnosti invazního druhu (invazivnost), vlastnosti invadovaného společenstva, vztahy mezi nimi, evoluční výhody atd.
4. vliv člověka (H) – vliv na P, A, B (Catford et al. 2009).

Výsledná PAB framework, která si dává za cíl propojení jednotlivých studií, by pak měla sehrát důležitou roli při identifikaci hlavních faktorů ovlivňující úspěch invaze a mít tak vliv na volbu efektivních metod managementu (Catford et al. 2009). Kromě navrženého integrovaného modelu autoři zdůrazňují i propojení napříč obory, především s ekologií společenstev a teoriemi s oborem souvisejícími, které by mělo přispět k rozvoji invazní ekologie (Catford et al. 2009).

Důležitou proměnou, která se v souvislosti s invazemi sleduje, je způsob introdukce. Ten je rozdělen na dvě základní kategorie, a to záměrnou a nezáměrnou introdukci. Dále pak lze tyto dvě kategorie rozdělit na další podkategorie (Pergl et al. 2017). Ukázkou záměrné introdukce je například chov nepůvodních, později invazních kožešinových zvířat, jako jsou například norek americký (*Neovison vison*) nebo psík mývalovitý (*Nyctereutes procyonoides*). Nezáměrně introdukované živočichové často pochází ze skupiny terestriálních bezobratlých (Pergl et al. 2017). Jako příklad lze uvést ostnohřbetku americkou (*Stictocephala bisonia*), která byla na území ČR zavlečena spolu se sazenicemi stromů (Kočárek 2006).

Pergl et al. (2017) se zabývali otázkou možné korelace mezi druhy s ekologickým impaktem a konkrétním způsobem introdukce. Data byla získána z databází DASIE a EASIN. Druhy introdukce byly klasifikovány následovně:

1. release (záměrná introdukce a vypuštění do prostředí)
2. escape (záměrně zavlečené druhy, které unikly z chovu)
3. contaminant (nezáměrná introdukce se zbožím)
4. stowaway (nezáměrně zavlečené druhy, které byly zavlečené pomocí transportního vektoru)
5. corridor (nezáměrné rozšíření skrze lidské infrastruktury, které vytváří nové spojení mezi regiony)
6. unaided (nezáměrná introdukce přirozeným rozšířením přes politické hranice, po které následovalo rozšíření do přilehlých regionů za pomoci člověka)
(Pergl et al. 2017)

Každému druhu byla přidělena jedna či více kategorií. Studie došla k závěru, že impakt způsobený živočichy (bezobratlí, savci, ryby) není spojený s konkrétními způsoby introdukce. S větším počtem různých způsobů introdukce se ale pravděpodobnost ekologického impaktu zvyšuje. Autoři tudíž navrhuje, aby byl management zaměřen na celkové snížení introdukovaných taxonů a cílil především na migrační cesty s vysokým podílem introdukcí (Pergl et al. 2017).

2.5 Možné dopady invazí

Nejčastěji se dopady způsobené biologickými invazemi dělí na dopady ekonomické, ekologické a hygienické (Laštůvka & Šefrová 2012, Simberloff 2013). Vzhledem k tomu, že vyčíslení finančních ztrát spojených s nepůvodními, zvláště invazními druhy je efektivní nástroj k získání podpory zainteresovaných stran (politici, průmysl, laická veřejnost), objevují se také snahy kvantifikovat dopady na funkci ekosystémových služeb⁵ majících vliv na životní úroveň lidí (Plesník 2021).

O vyčíslení globálních ztrát se kupříkladu pokouší Diagne et al. (2021), kteří analyzovali data z databáze InvaCost, shromažďující údaje o finančních ztrátách souvisejících s invazními druhy. Jimi odhadovaná kumulovaná ztráta mezi lety 1970–2017 činí přibližně 45,5 bilionů Kč, přičemž podle dat vykazují ztráty od druhé poloviny osmdesátých let strmě stoupající tendenci (Diagne et al. 2021, Diagne et al. 2022). Kromě nedostatku dostupných dat ale odhady komplikuje heterogenita a specifická působení invazních druhů v průběhu invazního procesu (Plesník 2021). Obecně vzato je dokumentace dopadů invazí v oblasti ekonomické (popř. hygienické) ucelenější, než je tomu v případě ekologických dopadů (mimo jiné negativních vlivů na biodiverzitu).

V případě invazních druhů na území ČR Laštůvka a Šefrová (2020) hovoří o tom, že živočichové mají v porovnání s rostlinami mnohonásobně menší negativní vliv na prostředí a biodiverzitu, ale naopak způsobují významné ekonomické ztráty, která dle odhadů dosahují desítek až stovek milionů Kč. Zatímco negativní ekologické působení vykazuje přibližně 5 % invazních živočichů, ekonomické a hygienické důsledky způsobuje 45 % z nich⁶ (Laštůvka & Šefrová 2020). Ekonomické dopady invazí dlouhodobě zaznamenává hlavně zemědělství, kde může dojít k dopadům přímým – např. Ztráta úrody způsobená invazním škůdцем, či nepřímým – vynaložení prostředků na prevenci, regulaci a eradikaci (Plesník 2021).

Konkrétní poznatky o negativním ekologickém vlivu jsou omezené, a ač u některých druhů informace existují – hlavně obratlovci, u dalších potenciální vliv často musí určit kvalifikovaný odhad (Laštůvka & Šefrová 2012, Laštůvka & Šefrová 2020). Hodnocení negativního vlivu v některých případech může představovat dilema. Odborníci mohou například narazit na nejasné vymezení negativního vlivu nebo musí posoudit, zdali ho lze opravdu připsat konkrétnímu invaznímu druhu (Laštůvka & Šefrová 2020).

Ekologickými dopady se rozumí přímé a nepřímé ovlivňování původních druhů (jejich populací), společenstev a prostředí (Laštůvka & Šefrová 2012). Mezi přímé se řadí kupříkladu

⁵ Dělí se na zásobovací, podpůrné, regulační a kulturní funkce.

⁶ u původních je 1,5 %.

konkurenční vytěsňování původních druhů, pokles diverzity způsobený hybridizací nebo predace či parazitismus. Z nepřímých to pak je přenos parazitů a původců chorob, přetváření prostředí nebo jeho homogenizace. Na rozdíl od invazních rostlin je negativní ovlivňování společenstev invazními živočichy výjimečné a lze ho pozorovat převážně ve vodních ekosystémech (Laštůvka & Šefrová 2020).

Obecně platí, že největší ekologický vliv ze suchozemských obratlovců mají savci, ale významné je i působení některých druhů ryb a akvatických bezobratlých (Pergl et al. 2016b, Laštůvka & Šefrová 2020). Z hlediska predace původních druhů živočichů představují velký problém norek americký (*Neovison vison*) a mýval severní (*Procyon lotor*).

Ve vodních ekosystémech populace některých původních druhů dramaticky ohrožují rak signální (*Pacifastacus leniusculus*) a karas stříbřitý (*Carassius auratus*, popř. *Carassius Gibelio*) (Laštůvka & Šefrová 2012, Pergl et al. 2016b). Vlivem sexuálního parazitizmu, hybridizace a vytlačování kompetičně silnějším karasem stříbřitým, se stal z dříve běžného karase obecného (*Carassius carassius*) kriticky ohrožený druh (Laštůvka & Šefrová 2012).

Biologické invaze a s nimi spojené důsledky vyžadují pozornost a zapojení zainteresovaných stran (Plesník 2021). Trend šíření invazních druhů má pokračovat a dle aktuálních předpovědí má jejich počet dále vzrůstat. Zvláště znepokojivý je odhadovaný nárůst počtu invazních druhů na území Evropy (Seebens et al 2021). Včasná prevence, a tím předcházení nákladným důsledkům i těm nevyčíslitelným a často nezvratným, by měla být prioritou.

3 Vybrané invazní druhy v ČR

Invazní druhy živočichů na území České republiky jsou zaznamenány v několika seznamech. Katalog druhů živočichů cizího původu v České republice zpracovaný Šefrovou a Laštůvkou (2005) uvádí 113 invazních druhů. Z dat Katalogu vychází Seznam prioritních invazních druhů pro Českou republiku, který celkově obsahuje 82 druhů živočichů rozdělených do kategorií podle jejich impaktu (Pergl et al. 2016a). Na černém seznamu je 39 druhů, které mají výrazný vliv na životní prostředí. Šedý seznam má 16 druhů, které mají relativně menší vliv, a u nichž se doporučuje lokální regulace. Posledním seznamem je seznam varovný, který obsahuje 27 druhů, které se zatím na území ČR nevyskytují, ale je u nich známo, že mohou mít negativní impakt (Pergl et al. 2016c).

Z hlediska mezinárodních seznamů je důležitý Unijní seznam invazních nepůvodních druhů (prováděcí nařízení č. 2016/1141 ze dne 13. července 2016, dodatek k nařízení Evropského parlamentu a Rady EU č. 1143/2014 ze dne 22. října 2014), který je nadále rozšiřován podle návrhů národních seznamů jednotlivých členských států (Dolejský 2017). Evropská legislativa koordinuje postup členských států v rámci řešení problematiky šíření invazních druhů. Důraz je dán na prevenci, včasnou evidenci a management již introdukovaných zájmových druhů (Görner et al. 2021).

V souvislosti s implementací evropských předpisů byl přijat zákon č. 364/2021 Sb. (tzv. Antiinvazní novela), který vešel v platnost v roce 2022. Součástí zákona je především novela zákona č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny. Zákon také mimo jiné upravuje části zákona o myslivosti (zákon č. 449/2001 Sb.) a části zákona o rybářství (zákon č. 99/2004 Sb.) (Trojanová & Šíma 2021).

Výběr jednotlivých invazních druhů vycházel z národních a unijních seznamů se zaměřením především na druhy, které jsou na našem území již etablované. U jednotlivých druhů živočichů je popsána jejich biologie a ekologie, původní areál a rozšíření v ČR a jejich impakt. V neposlední řadě je uvedena související legislativa a doporučený management a monitoring.

3.1 Slunéčko východní (*Harmonia axyridis*)

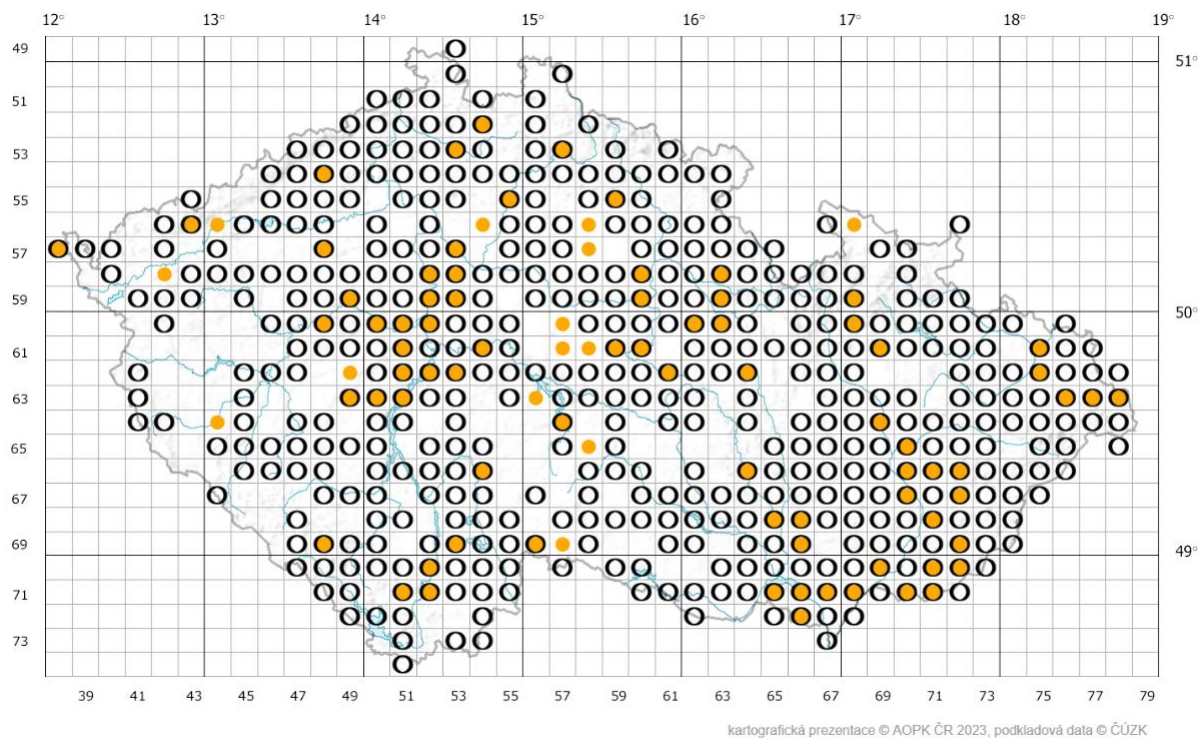
Oválné tělo invazního slunéčka z rodu slunéčkovitých (*Coccinellidae*) má rozměry 5–9 mm (Katsanis 2014, Holý et al. 2021). Hlava a předohruď jsou většinou černé se žlutobílou kresbou. Krovky mohou být žlutooranžové, oranžové a černé. V případě žlutooranžové a oranžové varianty (forma *succinea*) nesou 0–19 černých skvrn, černá slunéčka mají krovky se dvěma nebo čtyřmi červenými skvrnami (Katsanis 2014, Holý et al. 2021). Obývá širokou

škálu habitatů a je synantropní. Pozorovat ji lze na stromech, keřích a na různých druzích plodin a rostlin (Brown et al. 2008, Ameixa et al. 2010). Slunéčko je predátor a živí se především mšicemi. Mezi další složky potravy patří roztoči, červci, nektar, pyl a ovoce (Katsanis 2014). Druh vykazuje sklon ke kanibalismu, jehož míra je závislá na hustotě populací mšic (Koch 2003).

Dospělci se ukládají k hibernaci na podzim a aktivní začínají být během března. Rozmnožování probíhá od května do září. V našich podmínkách slunéčko ročně produkuje 2–3 generace (Honěk et al. 2018). Nakladená vajíčka jsou oválná a žlutá. Larvální stádia (instary) jsou čtyři. Vylíhnuté larvy jsou černé a mají na sobě charakteristické hroty. V průběhu vývoje se na hřbetu larvy objevují oranžové skvrny (Katsanis 2014, Holý et al. 2021). Kukla je přitmělená zadečkem k podkladu. Délka vývoje je ovlivněna teplotou, stejně jako délka života dospělých slunéček. Většinou žijí 30–90 dnů, ale existují i záznamy o jedincích žijících až 3 roky (Koch 2003, Katsanis 2014). Druh potravy larválního stádia a teploty, kterým je vystavena kukla, mohou ovlivnit zbarvení dospělého (Koch 2003, Nedvěd 2011).

Původním areálem rozšíření je východní Asie (Rusko, Mongolsko, Čína, Korea, Japonsko) (Koch 2003, Brown et al. 2008). Její areál sekundárního rozšíření zahrnuje USA, Jižní Ameriku a části Afriky. Na území východní Evropy byla poprvé zavlečena v roce 1964 (Brown et al. 2008). Záměrné introdukce na evropském kontinentu (stejně jako ve zbytku světa) probíhaly za účelem biologické regulace mšic v zemědělských kulturách. V době první introdukce již byly známy negativní dopady šíření z USA (Katsanis 2014).

Na severozápad Čech byl nepůvodní druh poprvé zavezen v roce 2003, ale nepodařilo se mu zde aklimatizovat. Za počátek šíření na našem území je považován rok 2006, kdy u nás byly zaznamenány první stabilní populace (Brown et al. 2008, Laštůvka & Šefrová 2020). Druh se tehdy podle všeho do ČR samovolně rozšířil z Německa (Brown et al. 2008). V současnosti je rozšířen na v podstatě na celém území s výjimkou vyšších nadmořských poloh (Obrázek 9). Prázdná místa na mapě jsou spíše než absencí slunéčka, způsobena nedostatečnými daty (Pergl et al. 2016b). Červené tečky představují nálezy v letech 1950–1989, žluté tečky roky 1990–2009 a černá kolečka nálezy od roku 2010 po současnost.



Obrázek 9: Nálezy *Harmonia axyridis* na území ČR mezi lety 1949 až 2023 (AOPK ČR 2023)

Šíření tohoto invazního druhu má ekonomické a ekologické dopady. Škodit může požíváním plodů ovocných stromů (meruňky, broskve) a snižováním kvality vína (Katsanis 2014, Holý et al. 2021). Masové šíření druhu má negativní efekt na biodiverzitu původních druhů. Nebezpečí představuje jako silný potravní konkurent jiných afidofágních⁷ druhů a populační hustotu původních slunéčkovitých snižuje predací (Brown et al. 2008). Vzhledem k široké potravní nuce může mít vliv i na další zástupce hmyzu, ale vztah není dostatečně prozkoumán. Vliv na původní druhy může mít také jako přenašeč patogenů (Roy et al. 2016) Přímý vliv na člověka má slunéčko jako synantropně se vyskytující druh, který se shlukuje v lidských obydlích. V některých případech může mít jeho přítomnost i negativní dopad na lidské zdraví (vyrážka, astma) (Kenis et al. 2008, Katsanis 2014).

I přes značný ekologický a ekonomický impakt a silný invazní potenciál, není slunéčko východní na unijním seznamu invazních nepůvodních druhů s významným dopadem (prováděcí nařízení č. 2016/1141, Plesník 2017). V Seznamu prioritních invazních druhů pro ČR je zařazen na černém seznamu v podkategorii BL3, která doporučuje z hlediska eradikace stratifikovaný přístup (Pergl et al. 2016a, Pergl et al. 2016b).

V zemědělství se dá při eradikaci druhu využít insekticidů. Přirození nepřátelé hrají při regulaci nepůvodního druhu jen minimální roli (Kenis et al. 2008). Co se týče vlivu

⁷ Druhy živící se mšicemi.

predace původních slunéčkovitých, obecně lze říci, že nepůvodní druh loví, pouze v případě, že je menší než oni sami (Koch 2003). Možné využití parazitů (*Hesperomyces harmoniae*) a parazitoidů (*Dinocampus coccinellae*) jako bioregulátorů je předmětem zkoumání (Kenis et al. 2008, Nedvěd et al. 2023). Případná introdukce druhu za účelem biologické kontroly invaze slunéček vyžaduje provedení testů a analýzy rizik (Katsanis 2014). Při monitorování se využívají světelné lapače, žluté optické lapáky a mechanické metody (Holý et al. 2021).

3.2 Psík mývalovitý (*Nyctereutes procyonoides*)

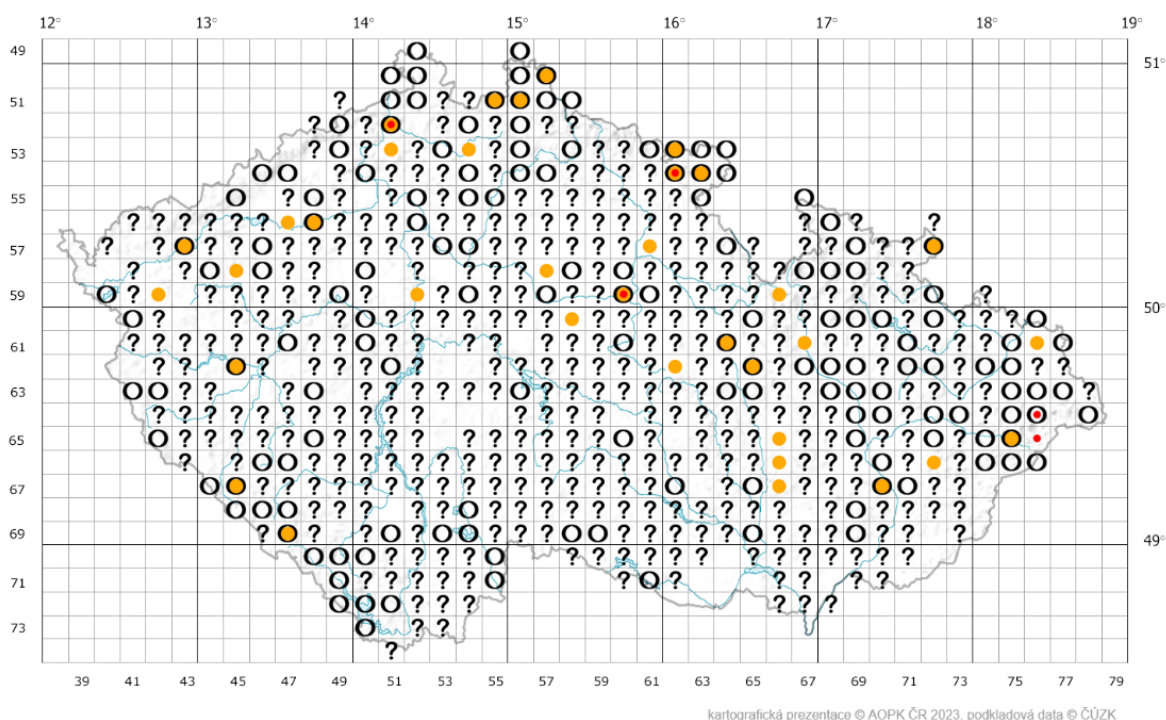
Psík mývalovitý nebo také mývalovec kuní (čeled': psovítí, *Canidae*), s výškou 30–50 cm a délkou 50–70 cm, velikostí připomíná lišku (Kowalczyk 2014a). Tělo je jinak zavalité, nohy relativně krátké, a oproti lišce nebo mývalovi má kratší ocas. Hmotnost se mění v závislosti na ročním období. Jako jediný z psovitých šelem se ukládá k (nepravému) zimnímu spánku a v období před ním může vážit 10–13 kg. V létě je to mezi 4–6 kg (Mulder 2012, Kowalczyk 2014b, Pergl et al. 2016b). V obličejové části má charakteristickou černou masku a na tvářích se tvoří licousy. Barevné variace kožichu se mohou u jedinců lišit, ale většinou je šedohnědý s černým a špinavě bílým žíháním (Görner et al. 2021).

Mývalové jsou oportunističtí všežravci. Složení potravy ovlivňuje dostupnost potravy v dané lokalitě a roční období (Sutor et al. 2010, Kowalczyk 2014b). Živí se především obojživelníky, hlodavci, hmyzem, menšími ptáky a vejci, nebo také kukuřicí a různými bobulemi. Důležitou složku potravy představují mršiny, jejichž konzumace v období podzim – zima stoupá (Sutor et al. 2010). Schopnost se přizpůsobit vykazují i z hlediska obývaných stanovišť. Preferují vlhčí zalesněné oblasti (souvislým lesům se ale spíše vyhýbají), mokřady a břehy vodních toků a nádrží (Anděra 2004, Kowalczyk 2014b). Dokáží ale žít také na polích nebo loukách, a vyskytují se i synantropně (Kowalczyk 2014a, Görner et al. 2021).

Aktivní jsou především v noci, a pokud loví za dne, vyhledávají kvůli maskování hustou vegetaci (Mulder 2012). Zajímavostí je, že psíci jsou striktně monogamní a tvoří páry na celý život. Páření probíhá od února po duben. Samice je březí 9 týdnů a v jednom vrhu je v průměru 7–9 mláďat (Kowalczyk 2014a). Štěňata se osamostatňují na konci léta a postupně se vzdalují od domovského okrsku. Obvykle se usadí do vzdálenosti 30 km, ale jsou zaznamenány i případy, kdy jedinec při hledání partnera ušel více jak 100 km (Mulder 2012, Kowalczyk 2014a). Pohlavně dospívají v prvním roce života, někdy už v 9 měsících. Mortalita v 1. roce života je poměrně vysoká. Mladí psíci mohou být usmrceni jinými predátory, podlehnout nákaze (vzteklina, sarkoptový svrab), nebo jsou zabiti na silnicích (Mulder 2012).

Druh původem z Asie (původní areál zahrnuje Čínu, Vietnam, Koreu, Japonsko a jihovýchodní Rusko) byl na území bývalých států Sovětského svazu záměrně zavlečen zhruba od konce 20. let minulého století (Kauhala & Kowalczyk 2011). Nepůvodní druh byl chován kvůli kožešině a docházelo k jeho opakovanému záměrnému vypouštění, což ještě urychlilo kolonizaci daných oblastí (Kowalczyk 2014b). K rychlému šíření také přispěl fakt, že se mladí jedinci dokáží rozptýlovat na poměrně velké vzdálenosti.

Na naše území se dostal spontánně (pravděpodobně z Polska a Slovenska) a jeho první výskyt byl zaznamenán v roce 1954. Do 90. let byl schopen kolonizovat cca 20 % ČR, přičemž k mimořádnému nárůstu došlo mezi lety 1996–2000, kdy obýval již cca 60 % území (Pergl et al. 2016b). Do roku 2017 se rozšířil na v podstatě celé území České republiky (Obrázek 7). Červené tečky na mapě představují nálezy v letech 1950–1989, žluté tečky roky 1990–2009 a černá kolečka nálezy od roku 2010 po současnost. Otazníky značí nejisté nálezy.



Obrázek 7: Nálezy *Nyctereutes procyonoides* na území ČR mezi lety 1949 až 2023 (AOPK ČR 2017)

Šíření psíka mývalovitého má především epidemiologické a ekologické dopady. Na různých místech Evropy byly pozorovány možné dopady konkurence a predace na původní druhy (Kauhala & Kowalczyk 2011, Mulder 2012, Kowalczyk 2014a). Vliv trofické kompetice může negativně dopadat na druhy stejné potravní niky především v zimním období a počátkem jara, kdy hlavní zdroj potravy představují mršiny (Kauhala &

Kowalczyk 2011, Görner et al. 2021). I když je především mrchožrout a sběrač, negativní vliv jeho predace byl zaznamenán u populací na zemi hnízdících ptáků, kterým požírá vejce (Kowalczyk 2014b, Pergl et al. 2016b). Existují také záznamy o negativním vlivu na populace vodních ptáků, tetřevovitých a hrozbu může představovat i pro obojživelníky (Kowalczyk 2014a).

Podle Pergla et al. (2016b) o jeho ekologických vlivech stále nemáme dostatečně ucelené poznatky. Další autoři uvádí jako problematický nedostatek empirických důkazů (Kauhala & Kowalczyk 2011, Mulder 2012). Například úkrytová konkurence mezi psíkem a původními druhy (liška a jezevec), kterou jako jeden z nepřímých vlivů na původní druhy jmenuje Laštůvka & Šefrová (2012), není zatím dostatečně prokázána (Kauhala & Kowalczyk 2011, Mulder 2012). V norách podle všeho dochází spíše ke kohabitaci.

Negativní dopad má psík zejména jako vektor parazitů a patogenů. Zmíněná kohabitace nor může představovat zvýšené riziko nákazy původních druhů (Mulder 2012, Kowalczyk 2014a). Mulder (2012) uvádí, že psík mývalovitý má vyšší populační promořenost sarkoptovým svrabem než liška obecná (*Vulpes vulpes*), což může vést ke zvýšené úmrtnosti druhu. Kromě svrabu přenáší prašivinu, leptospirózu a je jedním z hlavních přenašečů vztekliny (Kauhala & Kowalczyk 2011, Görner et al. 2021). Je přenašečem několika druhů endoparazitů jako je například svalovec stočený (*Trichinella spiralis*) (Kauhala & Kowalczyk 2011, Pergl et al. 2016b). U psíka byla také prokázána přítomnost tasemnice měchožila větveného (*Echinococcus multilocularis*), která u člověka způsobuje život ohrožující onemocnění hydatidózu (Pavlásek & Bischof 2011).

Psík mývalovitý je evidován na tzv. černém unijním seznamu (prováděcí nařízení č. 2016/1141), který doplňuje nařízení Evropského parlamentu a Rady EU č. 1143/2014 (Plesník 2017). Antiinvazní novela povoluje odstřel zvířat všem osobám s platnou povolenkou, čímž umožňuje zefektivnění zásahů proti invazním druhům (zákon č.364/2021). Na Seznamu prioritních invazních druhů je druh zařazen na černém seznamu podkategorie BL3, která z hlediska managementu doporučuje lokální eradikaci (Pergl et al. 2016a).

Kompletní lokální eradikace je ale náročná a nejspíš i nereálná. V populaci vlivem zvýšeného odlovu dochází k samoregulaci, kdy samice zvyšuje plodivost (Kowalczyk 2014a). Vzhledem k vlastnosti migrovat na velké vzdálenosti je navíc pravděpodobné, že bude místní populace obnovena. Lokální i plošná regulace probíhá za spolupráce myslivecké veřejnosti, přičemž regulace za pomoci odstřelu a odlovu do pastí patří mezi nejčastěji užívané metody (Drimaj 2018, Görner et al. 2021). K monitorování druhu se dají využít fotopasti, životochytné pasti, případně může probíhat monitoring pomocí dotazníků (Pergl et al 2016d).

3.3 Norek americký (*Neovison vison*)

Jedná se o masožravce patřícího do čeledi lasicovitých (*Mustelidae*). Tělo má protáhlý tvar, což je pro tuto čeleď typické. Samci obvykle měří 35–55 cm a váží okolo 1500 g, samice mají délku těla v rozmezí 31–38 cm a váhu mezi 400–800 g (Birnbaum 2013, Pergl et al. 2016b). Velmi hustá srst je přirozeně tmavě hnědá až černá, jedinci uniklí z kožešinových farem mohou mít i další barevné varianty. Bílá skvrna na dolní čelisti může sahát až na břicho, nebo zcela chybět. Přední i zadní chodidla mají náznak plovacích blán a jsou hustě osrstěná (Pergl et al. 2016b, Poledníková et al. 2018).

Norci žijí samotářsky a jsou aktivní po celý rok, přičemž rozvržení aktivity během 24 h se u pohlaví liší (Pergl et al. 2016b). Páření probíhá od března po duben. Samice po přibližně 50 dnech březosti rodí 1–9 mláďat, které se plně osamostatní až v období mezi srpnem a říjnem. V zajetí se zvířata mohou dožít až 10 let, ale ve volné přírodě se podle některých výzkumů kolem 80 % z nich dožívá pouze 1. roku (Birnbaum 2013, Pergl et al. 2016b).

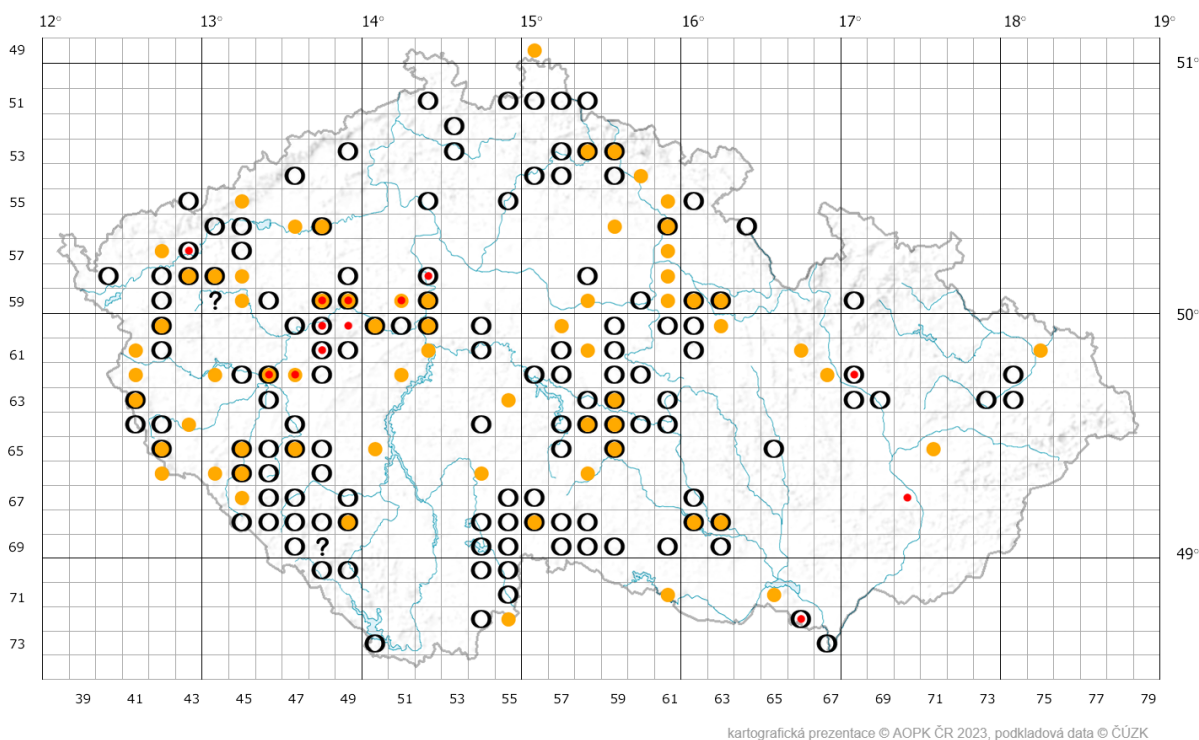
Druh je vázán na vodní prostředí a využívá pásů příbřežní vegetace. Preferuje stojaté nebo pomalu tekoucí eutrofní vody. Vyskytuje se ale také u řek, moří a dokáže žít i ve větších nadmořských výškách poblíž oligotrofních horských toků (Poledníková et al. 2018). Jedinci stejného pohlaví se v rámci jednoho teritoria netolerují. Domovský okrsek (pobřeží) může mít u samců délku až 40 km délku a zvířata jsou během dne schopni urazit 0,3–6 km, přičemž během období páření jsou vzdálenosti mnohem větší (Birnbaum 2013, Pergl et al. 2016b, Poledníková et al. 2018).

Co se týče potravy, je norek flexibilní a značně oportunistický. Mezi kořist patří ryby, korýši, všechna vývojová stádia menších až středních ptáků, drobní savci, obojživelníci a plazi (Poledníková et al. 2018). Jak už odpovídá vlastnostem oportunisty, složení potravy je dáno dostupností v konkrétním prostředí a období. Druh zabíjí nadbytečně a zbylou potravu si schovává do nor. Zásob využívá například během zimy, kdy není tolik aktivní (Birnbaum 2013, Pergl et al. 2016b, Poledníková et al. 2018).

Druh původem ze Severní Ameriky byl na území Euroasie (potažmo ČR) záměrně vysazen ve 20. letech 20. století jako kožešinové zvíře (Pergl et al. 2016b). Z farem pak začali jedinci unikat a šířit se do okolí. Na území bývalých států Sovětského svazu se navíc norci do volné přírody vypouštěli záměrně za účelem lovu (Poledníková et al. 2018). Poslední dvě dekády minulého století zaznamenaly výrazný vývoj z hlediska šíření norka v ČR. V oblastech jako je Polabí, Českomoravská vrchovina, Berounsko nebo Plzeňsko, kde bylo

tradičně situováno kožešnické řemeslo, byly pozorovány početné populace nepůvodního druhu. Pomyslným milníkem byla pak 90. léta, kdy docházelo k hromadnému vypouštění norků z krachujících farem, v některých případech i k vypouštění aktivisty (Pergl et al. 2016b, Poledníková et al. 2018).

V 90. letech byl podle dostupných údajů (AOPK ČR 2023) výskyt norka amerického potvrzen na 4,6 % našeho území. Aktuální rozšíření je potvrzeno na 35,5 % ČR (AOPK ČR 2023). Tento prudký nárůst demonstruje mapa níže (Obrázek 6), kde žluté tečky představují nálezy v letech 1990–2009 a černá kolečka nálezy od roku 2010 po současnost.



Obrázek 6: Nálezy *Neovison vison* na území ČR mezi lety 1949 až 2023 (AOPK ČR 2023)

Působení tohoto nepůvodního invazního druhu má ekologické, ekonomické a hygienické dopady. Potravně vytlačuje konkurenčně slabší původní druhy a konkurenčně silně působí i z hlediska zabírání území. V některých evropských státech se ukazuje, že tímto způsobem ohrožuje výskyt původního norka evropského (*Mustela lutreola*), který je na pokraji vyhynutí a norek americký by tudíž mohl představovat hrozbu z hlediska jeho reintrodukce v ČR (Bonesi & Salazon 2007, Birnbaum 2013). Je ale nutno dodat, že snížení počtu původního norka je také následkem antropogenní činnosti (Birnbaum 2014).

Šíření invazního druhu napomohl i fakt, že v průběhu 20. století se u nás již nevyskytoval jeho evropský příbuzný a početnost vydry říční (*Lutra lutra*) byla výrazně

snížena (Poledníková et al. 2018). Z výzkumů vyplývá, že pokud se vyskytuje ve stejném teritoriu jako vydra říční, je schopna ho kompetičně vytlačit a tím pádem snižuje jeho populační hustotu v dané oblasti (Bonesi & Salazon 2007, Pergl et al. 2016b). Naopak přítomnost bobra evropského (*Castor fiber*) znamená pro norka spíše výhodu, protože může znamenat zvýšení nabídky úkrytů a potravy (Birnbaum 2014).

Jako potravní generalista a oportunista představuje hrozbu pro původní druhy vodního ptactva a druhů hnízdících na zemi a pro savce jako jsou hryzec vodní (*Arvicola amphibius*), hraboš polní (*Microtus arvalis*), ondatra pižmová (*Ondatra zibethicus*) či zajíc polní (*Lepus europaeus*). Zaznamenán byl také silný predanční tlak na populace obojživelníků a z plazů na populace užovky podplamaté (*Natrix tessellata*) (Fischer et al. 2009, Poledníková et al. 2018). Negativní vliv má také na některé druhy bezobratlých, např. na kriticky ohroženého raka kamenáče (*Austropotamobius torrentium*). Podle výsledků studie Fischera et al. (2009), kteří zkoumali vliv norka na devíti lokalitách v Brdech, v lokálním měřítku svým působením významně přispívá ke zvýšení mortality raků.

Vzhledem k tendenci zabíjet i nadbytečnou kořist, může přítomnost norka znamenat značné ekonomické ztráty pro rybářství (Pergl et al. 2016b). Podle studie provedené Novákovou a Koubkem (2006), kteří zkoumali obsah žaludků norků v podzimním a zimním období, tvořily ryby z čeledí kaprovití (Cyprinidae), okounovití (Percidae) a štikovití (Esocidae) procentuálně nejvýznamnější část potravy. Norek americký je také přenašečem množství nemocí a parazitů. Je známo několik případů, kdy došlo k přenosu patogenů na původní druhy lasicovitých a jeho šíření z tohoto důvodu představuje potenciální epidemiologické riziko (Poledníková et al. 2018).

I přes značný ekonomický a ekologický impakt druhu a jeho silný invazní potenciál, není norek americký na unijním seznamu (prováděcí nařízení č. 2016/1141) (Plesník 2017, Poledníková et al. 2018). V Seznamu prioritních invazních druhů pro ČR je zařazen na černém seznamu v podkategorii, která doporučuje intenzivní management (Pergl et al. 2016a, Pergl et al. 2016b). Plesník (2017) tvrdí, že absence některých druhů na tomto unijním seznamu vzbudila kritiku odborné veřejnosti a konkrétně nezařazení norka amerického přičítá kožešnickému lobby.

Pomyslným milníkem pro management byl v roce 2019 zákaz kožešinových farem a vydání tzv. Antiinvazní novely (zákon č.364/2021). Kromě novelizace zákona o ochraně přírody a krajiny, mění například také zákon o myslivosti. V něm nově povoluje odstřel zvířat nejen příslušníkům myslivecké stráže a mysliveckým hospodářům, ale všem osobám s platnou povolenkou (Poledníková et al. 2018, zákon č. 364/2021 Sb.).

Vzhledem ke geografickému umístění České republiky nelze předpokládat, že lze dosáhnout kompletní eradikace druhu a v případě kompletní eradikace v lokálním měřítku s největší pravděpodobností časem dojde k migraci norků z okolních populací (Pergl et al. 2016a, Poledníková et al. 2018). Maloplošná experimentální studie, v rámci které se prováděla systematická eradikace druhu, ale prokázala, že z absence norka výrazně profitují raci a vodní ptáci (Birnbaum 2014). Ačkoliv je lokální eradikace proveditelná, jsou s ní spojeny značné finanční náklady a kvůli nutnosti opakovaných zásahů je časově náročná (Poledník & Poledníková 2010).

Plošná regulace druhu by mohla probíhat ve spolupráci s mysliveckou veřejností, ale Poledník a Poledníková (2010) zdůrazňují, že je nutné, aby došlo k důkladnému proškolení všech účastníků. Při využití této metody také doporučují pečlivý monitoring kvůli riziku samoregulačních procesů populace (tzn. Vyšší porodnost). Lokální regulace snižující hustotu predátora může znamenat efektivní opatření při ochraně hnízdišť ptáků a jako efektivní se ukázala i sezónní regulace na stanovištích rozmnožování skokanů (Poledníková et al. 2018).

Jako nejefektivnější a zároveň nejméně invazní forma monitorování norka amerického, uvádí Poledník a Poledníková (2010) monitoring pomocí plovoucích raftů. Raft s budkou se doporučuje zakrýt vegetací, aby připomínal úkryt. po jeho přeběhnutí zanechává norek stopy ve vlhkém substrátu, a tak umožňuje rozpoznání jeho přítomnosti. Z ostatních metod se dají využít také životochytné pasti nebo monitorování pomocí fotopastí (Poledníková et al. 2018).

3.4 Rak pruhovaný (*Orconectes limosus*)

Nepůvodní rak náležející do čeledi *Cambaridae* se s délkou těla mezi 9–10 cm (maximálně však 12 cm) řadí k menším druhům raků. Barva těla je většinou hnědá až olivově zelená, což může být ovlivněno prostředím, ve kterém se vyskytuje (Alekhovich & Buřič 2017, Görner et al. 2021). Ventrální strana těla je světlá. Typické jsou rezavě hnědé až červené vertikální pruhy či skvrny na svrchní straně zadečku (Kozubíková-Balcarová 2013). Špičky relativně malých klepet jsou oranžové a ohraničené tmavým pruhem a stejně jako strany hlavohrudi nesou trny. Krunýř je jinak hladký, na hlavové části se ale nachází jeden pár postorbitálních lišt. Rostrum je poměrně dlouhé a zašpičatělé (Alekhovich & Buřič 2017, Görner et al. 2021).

Rozmnožování probíhá na podzim a na jaře, v případě příznivých teplot i v zimě. Samice skladují spermatofory na ventrální straně těla, vajíčka kladou na jaře a nosí je pouze

od března do května, maximálně června (Pergl et al. 2016b, Svobodová et al. 2020). V jedné snůšce může být až 400 vajíček (u populací v Severní Americe to může být až 600 ks). Zaznamenány byly také případy partenogenetického rozmnožování (Alekhnovich & Buřič 2017, Svobodová et al. 2020, Görner et al. 2021). Mláďata se líhnou po 40–50 dnech inkubace a pohlavně mohou dozrávat již v prvním roce života. Dožívají se tří až pěti let (Pergl et al. 2016b, Alekhnovich & Buřič 2017, Svobodová et al. 2020).

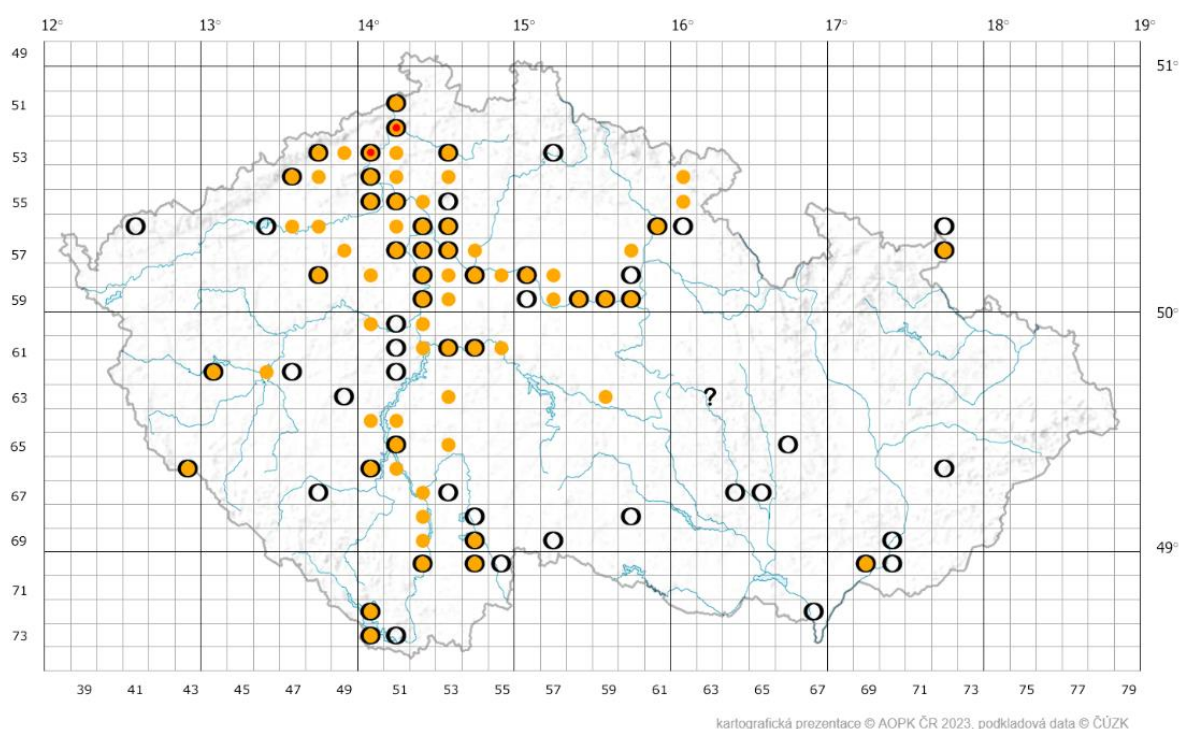
Jedná se o všežravce. Čerstvě vylíhnutá ráčata se živí zooplanktonem a později bentickými druhy bezobratlých. Potrava dospělců zahrnuje především detrit a rostlinou složku, což dokládá i výzkum provedený Vojkovskou et al. (2014). Součástí potravy jsou řasy (např. *Cladophora* sp.), měkkýši, larvy pakomárů nebo nymfy jepic (Vojkovská et al. 2014).

Rak pruhovaný se dokáže adaptovat na různé druhy prostředí od řek po různé typy stojatých vod (Alekhnovich & Buřič 2017). Preferuje mělké teplejší vody s nánosy sedimentu a v našich podmínkách úspěšně prospívá ve velkých, pomalu tekoucích řekách, pomocí nichž se šíří do dalších biotopů (Lipták & Vitázková 2014). Jeho výskyt byl ale zaznamenán i v chladných oligotrofních tocích vyšších nadmořských výšek (Pergl et al. 2016b). Podle výzkumů se ale ukazuje, že má obecně problém migrovat proti proudu menších toků (Petrušek et al. 2006). Jako úkryt využívá mezery mezi kameny, stejně jako sediment, kde si dokáže vyhloubit rozsáhlé nory (Alekhnovich & Buřič 2017, Svobodová et al. 2020).

Jednou z vlastností, která zvyšuje jeho úspěšnost v invadovaných habitatech, je vysoká tolerance vůči změnám abiotických faktorů prostředí. Dokáže obývat vody se sníženou koncentrací kyslíku, vody s vyšší teplotou, zvýšenou salinitu a dokáže přežít i úplné vyschnutí (Alekhnovich & Buřič 2017). Na rozdíl od původních druhů je také odolný vůči znečištění a eutrofizaci (Svobodová et al. 2020).

Do Evropy se tento invazní druh dostal ze Severní Ameriky, kde je jeho původním areálem východní pobřeží. V roce 1890 byl vysazen na území dnešního Polska za účelem nahrazení původních druhů, které hynuly na račí mor (Kozubíková-Balcarová 2013, Svobodová et al. 2020). První doklady o výskytu v Labi jsou z 60. let, kdy byl pozorován na Litoměřicku. Zhruba od roku 1985 byl druh opakovaně pozorován v okolí Ústí nad Labem, odkud se pak postupně šířil do zbytku Čech (Petrušek et al. 2006).

V současnosti je jeho rozšíření v Labi dokumentováno v podstatě v celém úseku od německých hranic po předměstí Hradce Králové. Kromě toho je přítomen ve Vltavě v úseku od soutoku s Labem až Lipno, v Sázavě, v Ohři, v Metuji a dalších labských přítocích (Svobodová et al. 2020). Z velkých řek se pak dostává do menších toků a přilehlých lentických ekosystémů. Zaznamenán je i jeho výskyt v nádržích, v lomech a pískovnách, kam bývá někdy záměrně vysazován (Petrušek et al. 2006, Svobodová et al. 2020). Aktuální rozšíření invazního raka pruhovaného demonstruje mapa níže (Obrázek 8). Červené tečky představují nálezy v letech 1950–1989, žluté tečky roky 1990–2009 a černá kolečka nálezy od roku 2010 po současnost.



Obrázek 8: Nálezy *Orconectes limosus* na území ČR mezi lety 1949 až 2023 (AOPK ČR 2023)

Vysoký invazní potenciál raka pruhovaného lze mimo jiné připsat jeho toleranci vůči různorodým podmínkám prostředí, vysoké plodivosti, rychlému vývoji a celodenní aktivitě (Pergl et al. 2016b, Alekhnovich & Buřič 2017). Jeho šíření má především negativní ekologický impakt. Dopady rychlé kolonizace mají negativní vliv na celé ekosystémy a potravní sítě. Prostředí habitatu mění hrabání rozsáhlých nor a může tak způsobovat erozi břehů (Svobodová et al. 2020). Vytlačuje lokální populace autochtonních raků a potravně jim konkuruje. S bentickými rybami soupeří o úkryty a potravu. Zaznamenána je také zvýšená agresivita raka pruhovaného, která může vést i ke smrti konkurenta (napadá původní druhy raků, ale i jedince vlastního druhu) (Svobodová et al. 2020). I při menších populačních

hustotách negativně ovlivňuje biodiverzitu vodních rostlinných druhů a bezobratlých (Vojtkovská et al. 2014).

Rak pruhovaný je ale především přenašečem původce račí moru, sám je ale k infekci imunní (Pergl et al. 2016b). Neléčitelná infekce má devastující dopady na původní populace raků a vlivem jejího šíření se z raka říčního (*Astacus astacus*) stal kriticky ohrožený druh (Görner et al. 2021). Míra virulence je u nepůvodních druhů raků odlišná a ukázalo se, že oproti dalšímu americkému druhu raka, raku signálnímu (*Pacifastacus leniusculus*), jsou hodnoty nákazy u raka pruhovaného podstatně vyšší (Kozubíková-Balcarová 2013). Původcem onemocnění je *Aphanomyces astaci* z taxonu *Oomyceta* (řasovky). Jediným infekčním stádiem jsou zoospory, které jsou vysoce citlivé na vysušení. Parazit je pevně vázán na svého hostitele a v případě jeho úhynu nebo odstranění z lokality mizí i nákaza (Kozubíková-Balcarová 2013).

Co se související legislativy týče, druh je na tzv. černém unijním seznamu (prováděcí nařízení č. 2016/1141), který je dodatkem k nařízení Evropského parlamentu a Rady EU č. 1143/2014 ukládající povinnost včasné detekce a eradikace (Plesník 2017). Vzhledem k tomu, že rak pruhovaný je u nás značně rozšířen, nastupuje nutnost plánování jeho systematické regulace a monitoringu (Görner et al. 2021). Zákonem je daný také zákaz introdukce invazního druhu, jeho vysazování, navrácení zpět po jeho ulovení a použití druhu jako návnady (zákon č.364/2021, Görner et al. 2021). Na Seznamu prioritních invazních druhů vytvořeném Perglem et al. (2016a) je druh zařazen na černém seznamu podkategorie BL3 doporučující lokální eradikaci.

Velkoplošná kompletní eradikace již etablovaných populací v řekách a na větších vodních plochách není reálná (Svobodová et al. 2020, Görner et al. 2021). Neselektivní metody likvidace, jako je například použití elektrického proudu a chemických metod za pomoci vápna či cypermethrinu, devastují lokální populace organismů, a navíc jsou z hlediska kompletní eradikace neefektivní (Kozubíková-Balcarová 2013, Svobodová et al. 2020). Lokální regulace populační hustoty je možná pomocí pastí, ale je pravděpodobné, že dojde opět k doplnění úbytku migrací jedinců z jiných lokalit (Görner et al. 2021).

Z poznatků o vlastnostech *A. Astaci* lze vyvodit závěry pro management. Důležité například je, že nákaza mizí spolu s invazním hostitelem, takže pokud odstraníme všechny invazní druhy z lokality, je možné zde vysadit původní raky, ale opět je nutné vzít v potaz samoregulaci populace nepůvodního druhu (Kozubíková-Balcarová 2013). Řešením může být vysazování původních druhů na izolované lokality, vytváření migračních bariér nebo úprava těch stávajících. V případě volby tohoto opatření je ale nutné zvážit dopady na jiné živočichy,

např. ryby (Kozubíková-Balcarová 2013, Svobodová et al. 2020). Některé druhy ryb lze využít v rámci tzv. biomanipulace, kdy jsou predátoři jako úhoř říční (*Anguilla Anguilla*), candát obecný (*Perca lucioperca*) nebo štika obecná (*Esox lucius*) vysazováni za účelem regulace invazních raků. Aplikaci metody by ale měl předcházet biologický průzkum, který určí míru rizika predace na necílové organismy a riziko přenosu račího moru za pomoci migrace predátorů mimo zájmovou oblast (Svobodová et al. 2020).

Se všemi metodami managementu jde ruku v ruce pečlivý monitoring a včasná detekce, která by měla spustit vhodná opatření proti dalšímu šíření. Způsoby přenosu zahrnují přímý kontakt, přenos pomocí zoospor a samozřejmě přenos nemonitorovanými populacemi (Kozubíková-Balcarová 2013). Prevence přenosu račího moru je klíčová a souvisí i s edukací laické veřejnosti (rybáři, potápěči apod.). Nutná je především dezinfekce použitého vybavení a techniky a jejich následné pečlivé vysušení (Kozubíková-Balcarová 2013, Svobodová et al. 2020).

3.5 Střevlička východní (*Pseudorasbora parva*)

Jedná se o drobnou rybu z čeledi kaprovitých (*Cyprinidae*), která obvykle dorůstá do délky 80–90 mm (Witkowski 2011). Tělo je protáhlé, hřbetní ploutev je umístěna souměrně s břišními ploutvemi. Ústa jsou svrchní (od toho anglické pojmenování Topmouth gudgeon). Tmavé zbarvení hřbetu přechází do žlutozelené, břicho je stříbřité. po bocích těla mladých jedinců se táhne tmavý pruh, který s věkem mizí (Barankiewicz et al. 2021). Během tření se zřetelněji projevuje pohlavní dimorfismus. Samice jsou zřetelně světlejší a samci naopak tmavou. Dalšími znaky samců jsou fialové zbarvení skřelí a charakteristická třecí vyraženka (Witkowski 2011, Görner et al. 2021).

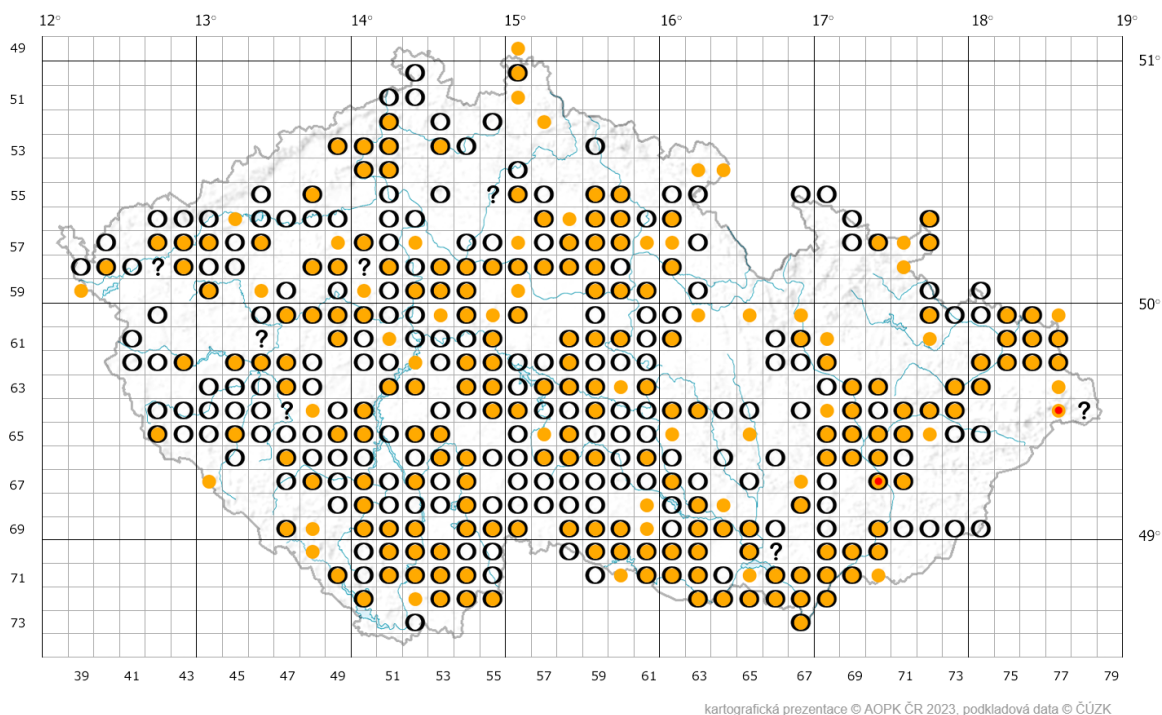
V ČR se vyskytuje především ve stojatých vodách, ale dospělí jedinci se mohou vyskytovat i ve vodách tekoucích (Pergl et al. 2016c). Nejčastěji obývá rybníky a napojené stoky, vodní nádrže a revitalizační tůně, což odpovídá jejímu původnímu areálu, kde jsou jejími habitaty mělká jezera nebo zavlažovací kanály (Witkowski 2011, Jurajda & Kalous 2022). Většinu času tráví u dna a ve vegetačním krytu litorálů (Pergl et al. 2016b). Vykazuje jednoznačné hejnovité chování. Jedná se o všežravce, přičemž juvenilní stádia jsou planktonofágní a dospělci bentofágní. Především se živí zooplanktonem, vodním hmyzem (např. larvy pakomárů), některými druhy řas a detritem. Může také požírat vývojová stádia jiných druhů ryb (Gozlan et al. 2010).

Tření probíhá několikrát do roka a střevlička pokaždé vytře stejnoměrnou dávku jiker (Barankiewicz et al. 2021). Samice je za celou sezónu schopná v našich podmínkách naklást

2000–5000 jiker (Witkowski 2011). Jikry kladou na vegetaci, kameny nebo na různé typy substrátu. Samec snůšku hlídá až do vylíhnutí plůdku (Witkowski 2011, Barankiewicz et al. 2021). Jedinci se poprvé vytírají v jednom roce. Maximální délka života střevličky se v našich podmínkách pohybuje mezi 4–6 lety (Gozlan et al. 2010, Witkowski 2011).

Původním areálem rozšíření střevličky je východní Asie (Japonsko, Korea, Čína, Rusko) (Musil et al. 2014). Do Evropy byla nezáměrně introdukovaná spolu s cíleně dováženými druhy ryb z Číny (Witkowski 2011, Kalous 2018). První zmínky o jejím výskytu jsou ze 60. let minulého století. V roce 1982 byla její přítomnost zaznamenána na Jindřichohradecku a Znojemsku. Do ČR byla nevědomě zavlečena z Maďarska jako součást převozní vody cíleně dovážených ryb (Kalous 2018, Görner et al. 2021).

Masovému šíření nepochybně výrazně napomohlo využívání střevliček jako návnady a jejich chov jako potravy pro dravce (Pergl et al 2016b, Jurajda & Kalous 2022). Rychlé šíření je kromě antropogenního faktoru způsobeno především vysokou fekunditou, péčí o potomstvo a tolerací vůči sníženým hladinám rozpuštěného kyslíku (Witkowski 2011, Pergl et al. 2016b). Nepůvodní střevlička východní se díky svému vysokému invaznímu potenciálu řadí mezi invazní naturalizované druhy ČR. Aktuálně je druh monitorován na většině našeho území (Obrázek 10). Červené tečky představují nálezy v letech 1982–1989, žluté tečky roky 1990–2009 a černá kolečka nálezy od roku 2010 po současnost.



Obrázek 10: Nálezy *Pseudorasbora parva* na území ČR mezi lety 1949 až 2023 (AOPK ČR 2023)

Invaze tohoto nepůvodního druhu má ekologické a ekonomické dopady. Střevlička východní vykazuje silnou míru potravní konkurenceschopnosti ve všech fázích vývoje. Predace plůdků má negativní vliv na populace zooplanktonu (například perloočka, *Cladocera*) živičích se fytoplanktonem, čímž dochází k eutrofizaci (Witkowski 2011). Při větších populačních hustotách střevliček tak může docházet k vypotřebování zásob kyslíku a zvýšené mortalitě ostatních druhů ryb. Jako dospělec potravně konkuruje původním druhům obývajícím stejnou potravní niku (například lín obecný, *Tinca tinca*). Vzhledem k jejímu přemnožení představuje požíráání jiker původních druhů hrozbu pro jejich populace (Witkowski 2011, Pergl et al. 2016b).

Výzkumy u ní zároveň zaznamenaly agresivitu vůči ostatním druhům ryb, což vede ke snížení jejich životaschopnosti. Jako fakultativní parazit napadá ostatní druhy ryb, případně obojživelníků. Při zvýšené hustotě obsádky, která je v případě kaprovitých rybníků častá, poškozují ochranou slizovou vrstvu kaprů, kteří jsou tím náchylnější k infekci (Kalous 2018, Görner et al. 2021). Významná je také jako přenašeč různých druhů parazitů a patogenů. Jedním z nich je například druh parazita, který ohrožuje populace kriticky ohrožené slunky obecné (*Leucaspius delineatus*). Její výskyt střevlička ohrožuje i kvůli možné hybridizaci (Pergl et al. 2016b).

Střevlička je na unijním seznamu invazních druhů (prováděcí nařízení č. 2016/1141), který je dodatkem k nařízení Evropského parlamentu a Rady EU č. 1143/2014 ukládající povinnost včasné detekce a eradikace (Plesník 2017). Vzhledem k tomu, že je u nás druh značně rozšířen, je povinné vytvářet plány jeho systematické regulace a monitoringu (Görner et al. 2021). Zákon č.364/2021 zakazuje introdukci, vysazování a navracení zpět po ulovení (zákon č.364/2021, Görner et al. 2021). Zároveň je zakázáno druh přechovávat, množit a používat ho jako návnadu. Na Seznamu prioritních invazních druhů je na černém seznamu, který doporučuje lokální eradikaci (Pergl et al. 2016a).

Vzhledem k rozšíření není kompletní plošná eradikace reálná. Pomocí vybraných managementových opatření ji ale lze provést lokálně. U menších vodních ploch se doporučuje úplné vypuštění a následná aplikace vápna. Zimování a letnění je efektivní, pokud se zamezí přítoku a opětné rekolonizaci z rezervoárních lokalit (Barankiewicz et al. 2021, Jurajda & Kalous 2022). Kompletní lokální eradikaci lze provést chemicky. Použití některých chemických látek se ukázalo jako velmi účinné. Nevýhodou této metody je finanční náročnost a její neselektivnost. Jedna z látek, která splňuje podmínky bezpečného použití, tzn. nemá negativní dopad na ekosystém, je rotenon (Barankiewicz et al. 2021).

Mezi regulační opatření patří odlov do sítí a pastí a elektrolov, který je poměrně efektivní a jeho použití se jeví jako příznivé hlavně z hlediska selektivnosti (Barankiewicz et al. 2021). Další možností je biokontrola za pomoci dravců jako je okoun říční (*Perca fluviatilis*), štika obecná (*Esox lucius*) a candát obecný (*Sander lucioperca*). Výhodou je relativní finanční nenáročnost opatření. Je ale nutné monitorovat působení predátora na celý ekosystém (Witkowski 2011, Barankiewicz et al. 2021). Důraz by měl být kladen na prevenci a včasné plánování zásahu. Důležitou roli by měla hrát edukace veřejnosti, zvláště té rybářské.

4 Závěr

V historickém kontextu není šíření nepůvodních druhů ani fenomén biologických invazí ničím novým. Prudký nárůst v posledních desetiletích je ale bezprecedentní. Je ovšem nutné zdůraznit, že k nepůvodním druhům jako takovým by nemělo být přistupováno apriori antagonisticky. Většina z nich nemá na invadované ekosystémy dopad a jejich výskyt může být naopak hospodářsky i jinak prospěšný. Ačkoliv ne všechny nepůvodní a invazní druhy živočichů musí mít nutně v invadovaném areálu negativní dopad, autoři zabývající se touto tematikou se shodují, že k invazním druhům by mělo být přistupováno s velkou dávkou obezřetnosti.

Zatím není dost dobře jasné, proč se některé druhy stávají invazními, zatímco jiné ne. V případě introdukce nepůvodního druhu je tedy vhodnější postupovat na základě principu opatrnosti a prevence. Důležitost dostatečného množství dat a zhodnocení rizik demonstrují příklady nevydařené introdukce za účelem biologické kontroly (Matějček 2005, Katsanis 2014). Účinným nástrojem v prvotní fázi predikcí invazního potenciálu jsou různé analytické programy. Jedním z nich je volně šiřitelný program AS-ISK (Aquatic Species Invasiveness Screening Kit), nově dostupný v českém jazyce (Kopecký 2021).

U invazních druhů se známými negativními dopady, nebo podezřením na ně, je důležitý koordinovaný postup. Legislativa na úrovni státu a unijní předpisy nastavující pravidla pro management a monitoring invazních druhů představují v tomto ohledu nezbytné nástroje. Ačkoliv přijetí antiinvazní novely předcházela mezioborová diskuse a vyjednávání mezi zainteresovanými stranami, dialog by měl být veden nadále. Spolupráce některých profesních skupin jako jsou například myslivci a rybáři je pro efektivní management klíčová.

V rámci řešení problematiky invazních druhů by také měla hrát roli edukace laické veřejnosti. Zvláště důležitá se ukazuje mimo jiné v případě tzv. charismatických druhů jako jsou například savci, u nichž mohou managementová opatření vyvolat odpor společnosti (Jarić et al. 2020). Veřejnost by měla být o nebezpečí druhů nejen poučena, ale v lepším případě i odpovídajícím způsobem zapojena. Spolupráci veřejnosti podněcují některé monitorovací iniciativy, jako je například projekt Najdi.je vytvořený Výzkumným ústavem rostlinné výroby, nebo aplikace BioLog od AOPK ČR.

5 Seznam použité literatury

Alekhnovich, A., Buřič, M. 2017: NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Orconectes limosus*. Online Database of the European Network on Invasive Alien Species.

Ameixa, O., Honěk, A., Martinková, Z., Kindlmann, P. 2010: Position of *Harmonia axyridis* in aphidophagous guilds in the Czech Republic. IOBC/WPRS Bulletin 58: 7–14.

Anděra, M. 2004: Naši savci. *Živa* 2004(5): 230–232.

AOPK ČR 2023: Neovison vison – rozšíření v ČR. https://portal.nature.cz/publik_syst/nd_nalez-public.php?idTaxon=88916. Navštíveno dne 5.4.2023

Barankiewicz, M., Svobodová, J., Píček, J., Semerádová, S., Beránková, T., Musil, J. 2021: Metodika regulace a eradikace invazních druhů ryb: výběr vhodných metod v závislosti na charakteru vodního útvaru. Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, v.v.i.

Birnbaum, C. 2013: NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Neovison vison*. Online Database of the European Network on Invasive Alien Species: 1–13.

Birnbaum, C. 2014: Svižný uprechlík z kožešinových farem / norek americký. In: Nentwig, W. (ed.): Nevítaní vetřelci, invazní rostliny a živočichové v Evropě. Nakladatelství Academia, Praha: 171–178.

Blackburn, T.M., Pyšek, P., Bacher, S., Carlton J.T., Duncan, R.P., Jarošík, V., Wilson, J.R.U., Richardson D.M. 2011: a proposed unified framework for biological invasions. *Trends in Ecology and Evolution*, 26(7): 333–339.

Boltovskoy, D., Sylvester, F., Paolucci, E.M. 2018: Invasive species denialism: Sorting out facts, beliefs, and definitions. *Ecology and Evolution* 8(22): 11190–11198.

Bonesi, L., Palazon, S. 2007: The American mink in Europe: Status, impacts, and control. *Biological Conservation*, 134(4): 470–483.

Brown, P., Adriaens, T., Bathon, H., Cuppen, J., Goldarazena, A., Hägg, T., Kenis, M., Klausnitzer, B., Kovář, I., Loomans, A., Majerus, M., Nedvěd, O., Pedersen, J., Rabitsch, W., Roy, H., Ternois, V., Zakharov-Gezekhus, I., Roy, D.B. 2008: *Harmonia axyridis* in Europe:

Spread and distribution of a non-native coccinellid. In: Roy, H.E., Wajnberg, E. (eds) *From Biological Control to Invasion: the Ladybird *Harmonia axyridis* as a Model Species*. Springer, Dordrecht: 5–21.

Buckley, Y.M., Catford, J. 2016: Does the biogeographic origin of species matter? Ecological effects of native and non-native species and the use of origin to guide management. *Journal of Ecology* 104(1): 4–17.

Catford, J.A., Jansson, R., Nilsson, C. 2009: Reducing redundancy in invasion ecology by integrating hypotheses into a single theoretical framework. *Diversity and Distributions*, 15: 22–40.

Clayton, N. 2003: Weeds, people and contested places. *Environment and History* 9: 314.

Colautti, R.I., MacIsaac H.J. 2004: a neutral terminology to define ‘invasive’ species. *Diversity and Distribution* 10: 135–141.

Colautti, R.I., Richardson, D.M. 2009: Subjectivity and flexibility in invasion terminology: too much of a good thing? *Biological Invasions* 11: 1225–1229.

Correa, N., Guiasu, R., Boltovskoy, D. 2021: Invasion biology: evidence, assumptions, and conservatism. *Anales de la Academia Nacional de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales* 72: 179–226.

Crees, J.J., Turvey, S.T. 2015: What constitutes a ‘native’ species? Insights from the Quaternary faunal record. *Biological Conservation* 186: 143–148.

Černá, A. 2018: Jsou organismy invazní, nebo invazivní? *Živa* 2018(5): 125.

Davis, M. 2006: Invasion biology 1958-2005: The pursuit of science and conservation. In: Cadotte, M.W., McMahon, S.M., Fukami T. (eds): *Conceptual ecology and invasion biology: reciprocal approaches to nature*. Springer, Great Britain: 35–64.

Davis, M. 2009: *Invasion Biology*. Oxford University Press, Oxford:Diagne, C., Leroy, B., Vaissière, A.-C., Gozlan, R.E, Roiz, D., Jarić, I., Salles, J.-M., Bradshaw, C. J. A., Courchamp, F. 2021: High and rising economic costs of biological invasions worldwide. *Nature* 592: 571–576.

- Diagne, C., Leroy, B., Vaissière, A.-C., Gozlan, R.E., Roiz, D., Jarić, I., Salles, J.-M., Bradshaw, C.J.A., Courchamp, F. 2022: Author Correction: High and rising economic costs of biological invasions worldwide. *Nature* 608: E35.
- Dolejský, V. 2017: k problematice naplňování legislativy EU v oblasti invazních druhů. *Ochrana přírody* 2017(1): 25-27.
- Drimaj, J. 2018: Psík mývalovitý a mýval severní. *Myslivost* 2018(5): 20.
- Druett, J. 1983: Exotic Intruders: The Introduction of Plants and Animals into New Zealand. Heinemann, Auckland: 150–157.
- Enders, M., Hütt, M.-T., and Jeschke, J.M. 2018: Drawing a map of invasion biology based on a network of hypotheses. *Ecosphere* 9(3): 1–14.
- Fischer, D., Pavlůvčík, P., Sedláček, F., Šálek, M. 2009: Predation of the alien American mink, *Mustela vison* on native crayfish in middle-sized streams in central and western Bohemia. *Folia Zoologica* 58: 45–56.
- 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, R.E., Andreou, D., Asaeda, T., Beyer, K., Bouhadad, R., Burnard, D., Caiola, N., Cakic, P., Djikanovic, V., Esmaili, H.R., Falka, I., Golicher, D., Harka, A., Jeney, G., Kováč, V., Musil, J., Nocita, A., Povz, M., Poulet, N., Virbickas, T., Wolter, C., Serhan Tarkan, A., Tricarico, E., Trichkova, T., Verreycken, H., Witkowski, A., Guang Zhang, C., Zweimueller, I., Robert Britton, J. 2010: Pan-continental invasion of *Pseudorasbora parva*: towards a better understanding of freshwater fish invasions. *Fish and Fisheries* 11: 315–340.
- Heger, T., Saul, W., Trepl, L. 2013: What biological invasions ‘are’ is a matter of perspective. *Journal for Nature Conservation* 21: 93–96.
- Holý, K., Stará, J., Kocourek, F. 2021: Invazní škodlivé organismy ovocných plodin v podmínkách ČR. Výzkumný ústav rostlinné výroby, v.v.i., Praha: 24–26.
- Honěk, A., Martinkova, Z., Dixon, A.F.G., Skuhrovec, J., Roy, H.E., Brabec, M., Pekar, S. 2018: Life cycle of *Harmonia axyridis* in central Europe. *BioControl* 63: 241–252.

Chew, M.K. & Hamilton, A.L. 2011: The rise and fall of biotic nativeness: a historical perspective. In: Richardson, D.M. (ed): Fifty years of invasion ecology: the legacy of Charles Elton. Wiley-Blackwell, Hoboken: 35–48.

Jarić, I., Courchamp, F., Correia, R.A., Crowley, S.L., Essl, F., Fischer, A., González-Moreno, P., Kalinkat, G., Lambin, X., Lenzner, B., Meinard, Y., Mill, A., Musseau, C., Novoa, A., Pergl, J., Pyšek, P., Pyšková, K., Robertson, P., von Schmalensee, M., Shackleton, R.T., Stefansson, R.A., Štajerová, K., Veríssimo, D., Jeschke, J.M. 2020: The role of species charisma in biological invasions. *Frontiers in Ecology and the Environment* 18(6): 345–353.

Jurajda, P., Kalous, L. 2022: Nepůvodní druhy ryb ve vodách ČR – stav a priority. *Ochrana přírody* 2022(4): 2–5.

Kalous, L. 2018: (Naše) nepůvodní a invazní druhy ryb. *Živa* 2018(5): 266–269.

Katsanis, A. 2014: Nedobré víno / slunéčko východní In: Nentwig, W. (ed.): Nevítaní vetřelci, invazní rostliny a živočichové v Evropě. Nakladatelství Academia, Praha: 101–108.

Kauhala, K., Kowalczyk, R. 2011: Invasion of the raccoon dog *Nyctereutes procyonoides* in Europe: History of colonization, features behind its success, and threats to native fauna. *Current Zoology* 57(5): 584–598.

Kenis, M., Roy, H.E., Zindel, R., Majerus, M.E.N. 2008: Current and potential management strategies against *Harmonia axyridis*. *BioControl* 53: 235–252.

Koch, R.L. 2003: The multicolored Asian lady beetle, *Harmonia axyridis*: a review of its biology, uses in biological control, and non-target impacts. *Journal of Insect Science* 3(1): 1–16.

Kolar, C.S., Lodge, D.M. 2001: Progress in invasion biology: predicting invaders. *Trends in Ecology and Evolution* 16: 199–204.

Kopecký, O. 2021: České verze programů k prvotnímu odhadu invazního potenciálu. *Ochrana přírody* 2021(4): 3–4.

Kowalczyk, R. 2014a: NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Nyctereutes procyonoides*. Online Database of the European Network on Invasive Alien Species.

Kowalczyk, R. 2014b: Druh předurčený k úspěchu / psík mývalovitý In: Nentwig, W. (ed.): Nevítaní vetřelci, invazní rostliny a živočichové v Evropě. Nakladatelství Academia, Praha: 187–194.

Kozubíková-Balcarová, E. 2013: Biologické invaze a paraziti – příběh raků a račího moru. *Živa* 2013(1): 31–34.

Laštůvka, Z. & Šefrová, H. 2012: Nepůvodní druhy živočichů. In: Machar, I. & Drobilová, L. (eds): Ochrana přírody a krajiny v České republice: vybrané aktuální problémy a možnosti jejich řešení. Olomouc, Univerzita Palackého: 705–712.

Laštůvka, Z., Šefrová, H. 2020: Nepůvodní druhy živočichů – rostoucí, nebo jen intenzivněji studovaný problém? *Živa* 2020(3): 149–151.

Lipták, B., Vitázková, B. 2014: a Review of the Current Distribution and Dispersal Trends of Two Invasive Crayfish Species in the Danube Basin. *Water Research and Management* 4: 15–22.

Lockwood, J.L., Hoopes, M.F., Marchetti, M.P. 2013: *Invasion Ecology*. John Wiley & Sons, Hoboken.

Matějček, T. 2005: Zavlečené druhy – ekologický problém Nového Zélandu. *Živa* 2005(2): 91–92.

Merlin M. & Juvik J. 1992: Relationships Among Native and Alien Plants on Pacific Islands With and Without Significant Human Disturbance and Feral Ungulates. In: Stone Ch. & Smith C. & Tunison J. (eds): *Alien plant invasions in native ecosystems of Hawai'i: Management and research*. University of Hawaii Press, Honolulu: 597–624.

Mlíkovský J. & Stýblo P. (eds.) 2006: *Nepůvodní druhy fauny a flóry ČR*. ČSOP, Praha: 10–13.

Mulder, J.L. 2012: a review of the ecology of the raccoon dog (*Nyctereutes procyonoides*) in Europe. *Lutra* 55(2): 101–127.

Mungi, N.A., Qureshi, Q. 2018: On the history, politics and science of invasion ecology. *DIALOGUE: Science, Scientists, and Society* 1: 1–16.

Musil, M., Novotná, K., Potužák, J., Hůda, J., Pechar, L. 2014: Impact of topmouth gudgeon (*Pseudorasbora parva*) on production of common carp (*Cyprinus carpio*) – question of natural food structure. *Biologia* 69(12): 1757–1769.

Nařízení Evropského parlamentu a Rady (EU) č. 1143/2014 ze dne 22. října 2014 o prevenci a regulaci zavlékání či vysazování a šíření invazních nepůvodních druhů. Dostupné z: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/CS/TXT/?uri=CELEX%3A32014R1143>.

Nedvěd, O. 2011: Jak „se dělá“ tečkování u slunéček. *Živa* 2011(1): 34–37.

Nedvěd, O., Santamaria, B., Awad, M., Sakaki, S., Haelewaters, D. 2023: Control of *Harmonia axyridis* by the ectoparasitic fungus *Hesperomyces harmoniae*. *IOBC-WPRS Bulletin* 162: 38–41.

Nentwig, W. (ed.): Nevítaní vetřelci, invazní rostliny a živočichové v Evropě. Nakladatelství Academia, Praha: 9–17.

Nováková, M., Koubek, P. 2006: Diet of the American mink (*Mustela vison*) in the Czech Republic (Carnivora: Mustelidae). *Lynx*, n.s. 37: 173–177.

Pavlásek, I., Bischof, J. 2011: Psík mývalovitý – nový hostitel tasemnice měchožila větveného. *Myslivost* 2011(2): 71.

Pergl, J., Dušek, J., Hošek, M., Knapp, M., Simon, O., Berchová, K., Bogdan, V., Černá, M., Poláková, S., Musil, J., Sádlo, J., Svobodová, J. 2016b: Metodiky mapování a monitoringu invazních (vybraných nepůvodních) druhů. AOPK ČR & Botanický ústav AV ČR, Praha, Průhonice.

Pergl, J., Dušek, J., Hošek, M., Knapp, M., Simon, O., Berchová, K., Bogdan, V., Černá, M., Poláková, S., Musil, J., Sádlo, J., Svobodová, J. 2016d: Monitoring. AOPK ČR & Botanický ústav AV ČR, Praha, Průhonice.

Pergl, J., Pyšek, P., Bacher, S., Essl, F., Genovesi, P., Harrower, C.A., Hulme, P.E., Jeschke, J.M., Keni, M., Kühn, I., Perglová, I., Rabitsch, W., Roques, A., Roy, D.B., Roy, H.E., Vilà, M., Winter, M., Nentwig, W. 2017: Troubling travellers: are ecologically harmful alien species associated with particular introduction pathways? *NeoBiota* 32: 1–20.

- Pergl, J., Sádlo, J., Petrušek, A., Laštůvka, Z., Musil, J., Perglová, I., Šanda, R., Šefrová, H., Šíma, J., Vohralík, V., Pyšek, P. 2016a: Black, Grey and Watch Lists of alien species in the Czech Republic based on environmental impacts and management strategy. *NeoBiota* 28: 1–37.
- Pergl, J., Sádlo, J., Petrušek, A., Pyšek, P. 2016c: Seznam prioritních invazních druhů pro ČR. *Ochrana přírody* 2016(2): 29–33.
- Petrušek, A., Havlíčková Filipová, L., Duris, Z., Horká, I., Kozák, P., Polícar, T., Štambergová, M., Kučera, Z. 2006: Distribution of the invasive spiny-cheek crayfish (*Orconectes limosus*) in the Czech Republic. Past and present. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture* 380–381: 903–917.
- Plesník, J. 2017: Evropská unie versus invazní nepůvodní druhy: pomůže nová legislativa? *Živa* 2017(1): 19–21.
- Plesník, J. 2021: Finanční dopady invazních nepůvodních druhů: odhady vs. Skutečnost. *Ochrana přírody* 2021(6): 51–52.
- Poledník L., Poledníková K. 2010: Monitoring, regulace a eradikace norka amerického v ČR – metodická doporučení, ALKA Wildlife, o.p.s.: 1–30.
- Poledníková, K., Poledník, L., Beran, V. 2018: Norek americký – opravdový nepřítel? *Živa* 2018(5): 282–284.
- Pyšek, P. 2018: Historie, definice, hypotézy a budoucnost biologických invazí. *Živa* 2018(5): 210–214.
- Pyšek, P., Chytrý, M., Prach, K. 2008: Dvanáct let výzkumu rostlinných invazí v České republice a ve světě. *Zprávy České botanické společnosti* 43(23): 3–15.
- Pyšek, P., Sádlo, J. 2004: Zelení cizinci a nové krajiny 5. Rostlinné expanze v minulosti. *Vesmír* 83(7): 401.
- Reichard, S.H., White, P.S. 2003: Invasion Biology: An Emerging Field of Study. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 90(1): 64–66.

Rejmanek, M., Richardson, D.M., Barbour, M.G., Crawley, M.J., Hrusa, F., Moyle, P.B., Randall, J.M., Simberloff, D., Williamson, M. Biological Invasions: Politics and the Discontinuity of Ecological Terminology. *Bulletin of the Ecological Society of America* 83: 131–133.

Richardson, D.M., Pyšek, P., Carlton J.T. 2011: a Compendium of Essential Concepts and Terminology In Invasion Ecology. In: Richardson, D.M. (ed): Fifty years of invasion ecology: the legacy of Charles Elton. Wiley-Blackwell, Hoboken: 409–420.

Richardson, D.M., Pyšek, P., Rejmánek, M., Barbour, M.G., Panetta, F.D., West, C.J. 2000: Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and Distributions* 6(2): 93–107.

Roy, H.E., Brown, P.M.J., Adriaens, T., Berkvens, N., Borges, I., Clusella-Trullas, S., Comont, R.F., De Clercq, P., Eschen, R., Estoup, A., Evans, E.W., Facon, B., Gardiner, M.M., Gil, A., Grez, A.A., Guillemaud, T., Haelewaters, D., Herz, A., Honěk, A., Howe, A.G., Hui, C., Hutchison, W.D., Kenis, M., Koch, R.L., Kulfan, J., Lawson Handley, L., Lombaert, E., Loomans, A., Losey, J., Lukashuk, A.O., Maes, D., Magro, A., Murray, K.M., San Martin, G., Martinková, Z., Minnaar, I.A., Nedvěd, O., Orlova-Bienkowskaja, M.J., Osawa, N., Rabitsch, W., Ravn, H.P., Rondoni, G., Rorke, S.L., Ryndevich, S.K., Saethre, M.-G., Sloggett, J.J., Antonio Onofre Soares, A.O., Stals, R., Tinsley, M.C., Vandereycken, A., van Wielink, P., Sandra Vigišová, S., Zach, P., Zakharov, I.A., Zaviezo, T., Zhao, Z. 2016: The harlequin ladybird, *Harmonia axyridis*: global perspectives on invasion history and ecology. *Biological Invasions* 18: 997–1044.

Seebens, H., Bacher, S., Blackburn, T.M., Capinha, C., Dawson, W., Dullinger, S., Genovesi, P., Hulme, P.E., van Kleunen, M., Kühn, I., Jeschke, J.M., Lenzner, B., Liebhold, A.M., Pattison, Z., Pergl, J., Pyšek, P., Winter, M., Essl, F. 2021: Projecting the continental accumulation of alien species through to 2050. *Global Change Biology* 27: 970–982.

Shackelford, N., Hobbs, R.J., Heller, N.E., Hallett L.M., Seastedt, T.R. 2013: Finding a middle-ground: The native/non-native debate. *Biological Conservation* 158: 55–62.

Simberloff, D., Martin, J.-L., Genovesi, P., Maris, V., Wardle, D.A., Aronson, J., Courchamp, F., Galil, B., García-Berthou, E., Pascal, M., Pyšek, P., Sousa, R., Tabacchi, E., Vilà, M.

2013: Impacts of biological invasions: what's what and the way forward. *Trends in Ecology and Evolution* 28(1): 58–66.

Simberloff, D., Souza, L., Nuñez, M.A., Barrios-Garcia, M.N., Bunn, W. 2012: The natives are restless, but not often and mostly when disturbed. *Ecology* 93: 598–607.

Strayer, D.L., D'Antonio, C.M., Essl, F., Fowler, M.S., Geist, J., Hilt, S., Jarić, I., Jöhnk, K., Jones, C.G., Lambin, X., Latzka, A.W., Pergl, J., Pyšek, P., Robertson, P., von Schmalensee, M., Stefansson, R.A., Wright, J. And Jeschke, J.M. 2017: Boom-bust dynamics in biological invasions: towards an improved application of the concept. *Ecology Letters* 20(10): 1337–1350.

Sutor, A., Kauhala, K., Ansorge, H. 2010: Diet of the raccoon dog *Nyctereutes procyonoides* – a canid with an opportunistic foraging strategy. *Acta Theriologica* 55: 165–176.

Svobodová, J., Kozubíková-Balcarová, E., Fischer, D., Vlach, P., Štambergová, M., Pícek, J., Semerádová, S., Štruncová, E., Beránková, T. 2020: Metodika regulace a eradikace invazních druhů raků: výběr vhodných metod v závislosti na charakteru vodního útvaru. Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, v. V. i.

Šefrová, H., Laštůvka, Z. 2005: Catalogue of alien animal species in the Czech Republic. *Acta Universitatis Agriculturae et Silviculturae Mendelianae Brunensis* 53(4): 151–170.

Šefrová, H., Laštůvka, Z. 2020: Invazní druhy hmyzu po roce 2000: každý rok nejméně dva nové. *Živa* 2020(4): 189–191.

Štajerová, K., Hejda, M., Pergl, J. 2014: BIOLOGICKÉ INVAZE (ZEJMÉNA ROSTLINNÉ). Univerzita Karlova v Praze – Pedagogická fakulta, Praha.

Trojanová, K., Šíma, J. 2021: Představení tzv. protiinvazní novely zákona o ochraně přírody a krajiny. *Ochrana přírody* 2021(6): 25–27.

Valéry, L., Fritz, H., Lefeuvre, J.C., Simberloff, D. 2008: In search of a real definition of the biological invasion phenomenon itself. *Biological Invasions* 10: 1345–1351.

Vojkovská, R., Horká, I., Ďuriš, Z. 2014: The diet of the spiny-cheek crayfish *Orconectes limosus* in the Czech Republic. *Open Life Sciences* 9(1): 58–69.

Witkowski, A. 2011: NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Pseudorasbora parva*.
Online Database of the European Network on Invasive Alien Species.

Zákon č. 364/2021 Sb. Ze dne 14. Zář 2021, kterým se mění některé zákony v souvislosti s implementací předpisů Evropské unie v oblasti invazních nepůvodních druhů. Dostupné z: <https://www.zakonyprolidi.cz/cs/2021-364>.

6 Seznam tabulek

Tabulka 1: Šefrová, H., Laštůvka, Z. (2005). Catalogue of alien animal species in the Czech Republic. *Acta Universitatis Agriculturae et Silviculturae Mendelianae Brunensis*, 53(4): 155.

7 Seznam obrázků

Obrázek 1: Šefrová, H., Laštůvka, Z. (2005). Catalogue of alien animal species in the Czech Republic. *Acta Universitatis Agriculturae et Silviculturae Mendelianae Brunensis*, 53(4): 155.

Obrázek 2: Šefrová, H., Laštůvka, Z. (2005). Catalogue of alien animal species in the Czech Republic. *Acta Universitatis Agriculturae et Silviculturae Mendelianae Brunensis*, 53(4): 155.

Obrázek 3: Šefrová, H., Laštůvka, Z. (2005). Catalogue of alien animal species in the Czech Republic. *Acta Universitatis Agriculturae et Silviculturae Mendelianae Brunensis*, 53(4): 156.

Obrázek 4: Pyšek, P. 2018: Historie, definice, hypotézy a budoucnost biologických invazí. *Živa* 2018(5): 211.

Obrázek 5: Laštůvka, Z., Šefrová, H. 2020: Nepůvodní druhy živočichů – rostoucí, nebo jen intenzivněji studovaný problém? *Živa* 2020(3): 150.

Obrázek 6: Nálezy *Neovison vison* na území ČR mezi lety 1949 až 2023. ND OP, AOPK ČR 2023. Dostupné z: https://portal.nature.cz/publik_syst/nd_nalez-public.php?idTaxon=88916. Staženo dne 5.4.2023.

Obrázek 7: Nálezy *Nyctereutes procyonoides* na území ČR mezi lety 1949 až 2023. ND OP, AOPK ČR 2023. Dostupné z: https://portal.nature.cz/publik_syst/nd_nalez-public.php?idTaxon=34371. Staženo dne 16.4.2023.

Obrázek 8: Nálezy *Orconectes limosus* na území ČR mezi lety 1949 až 2023. ND OP, AOPK ČR 2023. Dostupné z: https://portal.nature.cz/publik_syst/nd_nalez-public.php?idTaxon=53778. Staženo dne 7.4.2023.

Obrázek 9: Obrázek 9: Nálezy *Harmonia axyridis* na území ČR mezi lety 1949 až 2023. ND OP, AOPK ČR 2023. Dostupné z: https://portal.nature.cz/publik_syst/nd_nalez-public.php?idTaxon=66291. Staženo dne 10.4.2023.

Obrázek 10: Nálezy *Pseudorasbora parva* na území ČR mezi lety 1949 až 2023. ND OP, AOPK ČR 2023. Dostupné z: https://portal.nature.cz/publik_syst/nd_nalez-public.php?idTaxon=35034. Staženo dne 9.4.2023.

ANOTACE

Jméno a příjmení:	Kateřina Mináčová
Katedra:	Katedra biologie
Vedoucí práce:	Mgr. Kateřina Sklenářová, Ph.D.
Rok obhajoby:	2023

Název práce:	Invazní druhy živočichů na území ČR
Název v angličtině:	Invasive animal species in the Czech Republic
Anotace práce:	Předložená práce zpracovávající téma biologických invazí má povahu literární rešerše. První část se věnuje definování základních pojmů invazní biologie a představení komplexních procesů vedoucích k šíření invazních druhů. Druhá část pojednává o konkrétních druzích invazních živočichů na území ČR. Práce shrnuje informace o pěti druzích působící negativním vlivem především na biodiverzitu a hospodářství. Jedná se o sluněčko východní, psíka mývalovitého, norka amerického, raka pruhovaného a střevličku východní. Pozornost je věnována především doporučeným metodám monitoringu, managementovým opatřením a související legislativě.
Klíčová slova:	Biologické invaze, invazní druhy, impakt, monitoring, management, legislativa.
Anotace v angličtině:	Following paper dealing with the topic of biological invasions has a character of a literary review. The first part is dedicated to defining the basic terms of invasion biology and to introducing the complex processes that lead to spread of invasive species. The second part discusses specific invasive animal species in the Czech Republic. The paper summarizes information about five species with negative impact mainly on biodiversity and economy. The list of species consists of Asian lady beetle, common racoon dog, american mink, spinycheek crayfish and topmouth gudgeon. Special attention is paid to recommended monitoring methods, management practises and related legislation.
Klíčová slova v angličtině:	Biological invasions, invasive species, impact, monitoring, management, legislation.

Přílohy vázané v práci:	
Rozsah práce:	56 stran
Jazyk práce:	čeština