

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Katedra zoologie a rybářství



**Fakulta agrobiologie,
potravinových a přírodních zdrojů**

Invazní druhy hmyzu na území ČR

Bakalářská práce

Petr Karabiberov

Ochrana krajiny a využívání přírodních zdrojů

Vedoucí práce prof. RNDr. Miroslav Barták, CSc.

© 2022 ČZU v Praze

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou bakalářskou práci "Invazní druhy hmyzu na území ČR" jsem vypracoval samostatně pod vedením vedoucího bakalářské práce a s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou citovány v práci a uvedeny v seznamu literatury na konci práce. Jako autor uvedené bakalářské práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušil autorská práva třetích osob.

V Praze dne 28.03.2022

Poděkování

Rád bych touto cestou poděkoval Váženému panu prof. RNDr. Miroslavu Bartákovi, CSc. za odborné vedení, cenné rady a trpělivý přístup. Současně děkuji všem vědeckým a odborným pracovníkům, kteří mi byli v řešení této bakalářské práce nápomocni.

Invazní druhy hmyzu na území ČR

Souhrn

Introdukce nepůvodních druhů vlivem člověka lze datovat do dob vzniku a šíření prvních civilizací. V posledních pěti dekadách byl pozorovatelný významný nárůst biologických invazí, přičemž od přelomu 2. a 3. tisíciletí je nárůst enormní. V období mezi lety 2000-2020 bylo na území ČR zaregistrováno 68 nových invazních druhů hmyzu z řádů rovnokřídlých, ploštic, křísů, mšic, červců, brouků, motýlů, dvoukřídlých a blanokřídlých. Tento počet odpovídá počtu invazních druhů za celé 20. století. Nárůst byl podpořen zejména rozšířením osobní a nákladní dopravy. Druhy jsou zavlečeny z oblasti, kde jsou původní, prostřednictvím lidské činnosti. Výskyt nových, případně dříve neregistrovaných druhů, je pozorovatelný na většině míst Země. Na novém stanovišti se druhy stávají invazními, případně naturalizovanými.

Zaregistrování nového nepůvodního/invazního druhu probíhá obvykle v momentě, kdy dosáhne významnější hustoty osídlení, případně způsobuje poškození. Biologické invaze mají globální dopad, a to na ekologické, ekonomické i sociální systémy. Jsou významným důvodem poklesu biologické rozmanitosti, narušují ekosystémové procesy a snižují početnost původních druhů. Zůstává faktem, že evoluce je v kontextu biologických invazí důležitým parametrem a je dostatečně rychlá proto, aby invaze podpořila. Stanoviště se stává náchylnější k invazi druhů v momentu, kdy dojde k zvýšení množství nevyužitých zdrojů.

Hmyzí druhy pocházející z teplejších oblastí jsou obvykle škodlivé pro skleníkové a pokojové rostliny, stávají se škůdci v domácnostech a skladech. Druhy, které se mohou reprodukovat v novém prostředí a venku, jsou často škodlivé pro okrasné rostliny, zemědělské plodiny a lesní porosty.

Invazní druhy jsou v rámci České republiky (ČR) nejvíce zastoupeny fytofágními druhy, typicky kněžící mramorovanou, zavíječem zimostrázovým, více druhy vrtulí. Poměr zoofágů a omnivorů je oproti fytofágům významně nižší. V různých fázích života a dle životních podmínek jsou zoofágy i omnivory slunéčko východní a sršeň asijská.

Klíčová slova: invazní druhy, hmyz, škůdci, zavíječ zimostrázový, sršeň asijská

Invasive insect species in the Czech Republic

Summary

The introduction of non-native species by human influence can be dated to the times of the origin and spread of the first civilizations.

A significant increase in biological invasions has been observed in the last five decades, with an enormous increase since the turn of the 2nd and 3rd millennia. In the period between 2000-2020, there were 68 new invasive insect species in the Czech Republic, from the orders equidae, bugs, aphids, crosses, beetles, butterflies, two-winged and bee-eaters. This number corresponding to the number of invasive species for the entire 20th century. Supported mainly by the expansion of passenger and freight transport. Species are introduced from the area where they are native through human activity. The occurrence of new or previously unregistered species is observable in most parts of the Earth. At the new habitat, the species become invasive or naturalized.

The registration of a new non-native/invasive species usually takes place when it reaches a significant population density or causes damage. Biological invasions have a global impact on ecological, economic and social systems. They are a major reason for the decline of biodiversity, disrupt ecosystem processes and reduce the abundance of native species. The fact remains that evolution is an important parameter in the context of biological invasions and is fast enough to support the invasion. Habitats are becoming more prone to species invasion as the amount of unused resources increases.

Insect species from warmer areas are usually harmful to greenhouse and houseplants, as well as pests in homes and warehouses. Species that can reproduce in the new environment and outdoors are often harmful to ornamental plants, crops and forests.

Invasive species are the most represented in the Czech Republic by phytophagous species, typically *Halyomorpha halys*, *Cydalima perspectalis*, several species of *Rhagoletis*. The ratio of zoophages and omnivores is significantly lower compared to phytophagous. At different stages of life and according to living conditions, zoophages and omnivores are *Harmonia axyridis* and the *Vespa velutina*.

Keywords: invasive species, insect, pests, *Cydalima pespectalis*, *Vespa velutina*

Obsah

1	Úvod	8
2	Cíl práce	9
3	Literární rešerše	10
3.1	Pojmy a rozdělení invazních druhů	10
3.1.1	Pojmy a definice.....	10
3.1.2	Rozdělení invazních druhů	10
3.2	Invaze druhů	12
3.2.1	Proč dochází k invazím.....	13
3.2.2	Faktory ovlivňující invaze	14
3.2.3	Důsledky invazí.....	15
3.2.3.1	Ekologie invazí.....	16
3.2.4	Biotická homogenizace	16
3.2.5	Strategie prioritizace zásahů proti invazním druhů	17
3.2.6	Předcházení invazím	17
3.3	Monitoring a hodnocení invazí	19
3.3.1	Svět	19
3.3.2	Evropa	20
3.3.3	ČR	20
3.3.3.1	Seznamy invazních druhů hmyzu v ČR, vyjádření dotčených institucí.....	21
3.4	Legislativa v souvislosti s invazí druhů v ČR	22
3.5	Zastoupení nepůvodních a invazních druhů hmyzu, jejich původ a historie	24
3.5.1	Původ a historie invazí hmyzu, nejen na území ČR	24
3.5.2	Přehled registrovaných nepůvodních druhů hmyzu dle řádů v ČR do roku 2000	25
3.5.3	Přehled registrovaných nepůvodních druhů hmyzu dle řádů v ČR v roce 2020	25
3.5.4	Zastoupení invazních druhů hmyzu v ČR dle řádů.....	26
3.6	Vybrané invazní druhy hmyzu na území ČR	30
3.6.1	Kněžice mramorovaná (<i>Halyomorpha halys</i>)	30
3.6.2	Štítenka morušová (<i>Pseudaulacaspis pentagona</i>).....	30
3.6.3	Křísek révový (<i>Scaphoideus titanus</i>)	31
3.6.4	Bejlmorka klikvová (<i>Dasineura oxycoccana</i>)	31
3.6.5	Kůrovec (<i>Dryocoetes himalayensis</i>)	31
3.6.6	Krasec (<i>Ovalisia festiva</i>)	31
3.6.7	Pilatěnka jilmová (<i>Aproceros leucopoda</i>)	32

3.6.8	Pilatka azalková (<i>Nematus lipovskyi</i>)	32
3.6.9	Žlabatka (<i>Dryocosmus kuriphilus</i>)	33
3.6.10	Koutule skvrnitá (<i>Clogmia albipunctata</i>)	33
3.6.11	Vrtule ořechová (<i>Rhagoletis completa</i>)	33
3.6.12	Vrtule rakytníková (<i>Rhagoletis batava</i>)	34
3.6.13	Vrtule višňová (<i>Rhagoletis cingulata</i>)	34
3.6.14	Slunéčko východní (<i>Harmonia axyridis</i>).....	34
3.6.15	Vroubenka americká (<i>Leptoglossus occidentalis</i>)	35
3.7	Detailní popis vybraných invazních druhů hmyzu na území ČR	36
3.7.1	Zavíječ zimostrázový (<i>Cydalima perspectalis</i>)	36
3.7.1.1	Charakteristika	36
3.7.1.2	Životní cyklus.....	36
3.7.1.3	Negativní vliv	36
3.7.1.4	Historie, původ, expanze.....	37
3.7.1.5	Faktory ovlivňující expanzi	37
3.7.1.6	Monitoring, prognóza, opatření.....	38
3.7.1.7	Způsoby likvidace	38
3.7.2	Sršen asijská (<i>Vespa velutina</i>).....	39
3.7.2.1	Charakteristika	39
3.7.2.2	Životní cyklus.....	39
3.7.2.3	Negativní vliv	39
3.7.2.4	Historie, původ, expanze.....	39
3.7.2.5	Faktory ovlivňující expanzi	39
3.7.2.6	Monitoring, prognóza, opatření.....	40
3.7.2.7	Způsoby likvidace	40
4	Závěr	42
5	Literatura.....	44
5.1	Internetové zdroje.....	51
6	Seznam použitých zkratk a symbolů	52
7	Samostatné přílohy	I

1 Úvod

Vznik invazního druhu souvisí se zavlečením nepůvodního druhu lidskou činností do prostředí, které svými podmínkami odpovídá požadavkům zavlečeného druhu (Mlíkovský & Stýblo 2006), invazním se druh stává, jakmile se začíná nekontrolovaně šířit a negativně ovlivňuje místní druhy (Šefrová 2020).

Významný vzestup biologických invazí je pozorován v uplynulých 50 letech (Pyšek et al. 2006), nárůst počtu a šíření nepůvodních druhů je pravděpodobně spojen s vyšším rozsahem a objemem obchodu a dopravy (Hulme et al. 2009).

Důsledky invazí jsou především negativní, jsou ovlivněny ekosystémy a prostředí, v rámci managementu invazních druhů dochází k nárůstu ekonomických prostředků vynaložených na řešení. Biologické invaze jsou významným důvodem poklesu biologické rozmanitosti, a to v rámci celého světa (McGeoch et al. 2010).

V postupu řešení problematiky invazních druhů je klíčové předcházení zavlékání druhů spojené s pravidelným mapováním nepůvodních druhů v prostředí. V případě zavlečení druhu je nutná včasná detekce a okamžitá eliminace druhu (Pyšek & Richardson 2010).

2 Cíl práce

Cílem bakalářské práce je vypracovat rešerši o významných invazivních druzích hmyzu v ČR. U vybraných druhů (např. *Cydalima perspectalis*, *Vespa velutina*), uvést detailní popis historie invazí a popis faktorů šíření z původního areálu, důsledky šíření a jejich vliv na novém území, užívané i možné způsoby likvidace, včetně predikce dalšího šíření.

3 Literární rešerše

3.1 Pojmy a rozdělení invazních druhů

3.1.1 Pojmy a definice

Mlíkovský a Stýblo (2006) a Pyšek (2008) pracují s následujícími pojmy:

- Původní druh: vznikl na daném území v průběhu evoluce, nebo se z něj dostal bez přispění člověka
- Introdukce: přímý i nepřímý přesun druhu mimo původní areál vlivem člověka
- Úmyslná introdukce: úmyslný přesun, případně vypuštění druhu člověkem mimo původní areál
- Neúmyslná introdukce: veškeré neúmyslné introdukce
- Nepůvodní druh: přítomnost druhu na daném území je důsledkem lidské činnosti
- Přechodně zavlečený druh: jeho přežití závisí na opakovaném přísunu propagulí
- Naturalizovaný druh: na území se pravidelně rozmnožuje, bez dalšího vlivu člověka.
- Invazní druh: nepůvodní druh, v území se rychle šíří a zpravidla obsazuje rozsáhlá území, jeho šíření ohrožuje biologickou diverzitu
- Postinvazní druhy: invaze proběhla v minulosti a nyní se dále nešíří
- Expanzivní druh: druh šířící se bez vlivu člověka
- Karanténní druh: druhy, na které se vztahují zákonná a praktická opatření, jejichž uplatněním se zabráňuje jejich zavlékání a šíření, a dále hospodářským škodám.
- Neobiota: druhy zavlečené po roce 1500
- Invazibilita: náchylnost území k invazi
- Přisun propagulí (propagule pressure): množství rozmnožovacích částí, které se do systému dostávají v kontextu intenzity, jakou tento děj probíhá
- Vzestup a pád: popisuje počáteční rychlé šíření druhu, které může ustoupit, nebo zcela vymizet.
- Invazní kolaps: popisuje situaci, kdy přítomnost nepůvodního druhu usnadňuje invazi dalších druhů a zvyšuje pravděpodobnost jejich uchycení.

Současně Šefrová (2020) formuluje invazní druh jako druh, který byl zavlečen člověkem do nového prostředí, které odpovídá jeho klimatickým, stanovištním a potravním nárokům, a v tomto prostředí se pak různě rychle šíří a podle svého způsobu života vstupuje do různých významných interakcí s místními druhy. Za invazní ve smyslu této definice nelze považovat druhy žijící ve vytápěných prostorech (škůdci pokojových a skleníkových rostlin nebo uskladněných materiálů), kteří pocházejí z teplých oblastí a u nás nemohou žít trvale venku.

3.1.2 Rozdělení invazních druhů

Po introdukci z oblasti původního výskytu některé druhy nepřežívají. Ty obvykle nemají žádný význam a většinou nejsou popsány. U přežívajících druhů závisí terminologie na

prostředí, ve kterém žijí. Druhy, které tvoří krátkodobé nebo dlouhodobé populace celoročně pouze v prostředí lidských staveb se nazývají eusynantropní (eusynanthropic species). Mohou se vyskytovat ve sklenících nebo lidských sídlech, mají schopnost přežít krátkodobě ve venkovním prostředí, ale jen v teplém období, např. *Aulacorthum circumflexum* (mšice skleníková (Buckton, 1876)). Druhy tvořící krátkodobé populace, jsou nazývány jako druhy s občasným výskytem (casual alien species) (Rejmanová 2011). Setrvání jejich populací závisí na opakovaných introdukcích (Richardson et al. 2011). Naturalizované druhy mají schopnost v nové oblasti přežít, a dále se množit. Podle jejich možnosti se šířit je dále rozlišujeme na neinvazní a invazní. Neinvazní druhy se šíří jenom omezeně v místech introdukce. Invazní druhy se šíří různými způsoby z místa introdukce a zvětšují tak svůj sekundární areál, např. (Rejmanová 2011). Poslední kategorií jsou druhy postinvazní. Jejich šíření probíhalo v minulosti a nyní už hranice svého sekundárního areálu nezvětšují (Šefrová 2005).

3.2 Invaze druhů

Invazní druh vzniká zavlečením nepůvodního druhu prostřednictvím lidské činnosti do prostředí, které zavlečenému druhu vyhovuje. Dochází zejména k neúmyslné introdukci, méně k úmyslné (Mlíkovský & Stýblo 2006). Druh se následně začíná až nekontrolovatelně šířit a negativně ovlivňuje místní druhy (Šefrová 2020) a ohrožuje biologickou diverzitu (Mlíkovský & Stýblo 2006). Druhy, které se šíří bez lidského přičinění, jsou druhy expanzivní. Šíří se z původního prostředí spontánně (Mlíkovský & Stýblo 2006). Přítomnost nepůvodního druhu může vyústit v tzv. přechodně zavlečený druh, tedy druh, který není invazní a jeho výskyt závisí na opakovaném dodání jedinců do prostředí. Současně se druh může v novém prostředí naturalizovat, vzniká naturalizovaný druh, který je schopen v novém prostředí přežít a množit se. Dle možnosti dalšího šíření dále vznikají druhy invazní a neinvazní (Mlíkovský & Stýblo 2006).

Rozsah biologických invazí se za poslední půlstoletí rychle zvýšil (Pyšek et al. 2006). Invaze nepůvodních druhů je globálním fenoménem s vážnými důsledky pro ekologické, ekonomické a sociální systémy (Williamson 1999). Společnost na tento fakt reaguje zejména různými workshopy, konferencemi a výzkumnými iniciativami (Williamson 1996).

Invazní nepůvodní druhy (Invasive alien species - IAS) jsou významnou hrozbou pro biologickou rozmanitost (Hulme 2009) a je všeobecně uznávána (Williamson 1996). Současně existují přesvědčivé důkazy, že velikost této hrozby se globálně zvyšuje (Hulme 2009). Invazní druhy ovlivňují ekosystémové procesy, snižují početnost a bohatost původních druhů prostřednictvím konkurence, predace, hybridizace a nepřímých účinků (Blackburn et al. 2004), mění strukturu komunity a mění genetickou diverzitu (Ellstrand & Schierenbeck 2000). V Evropě velká většina invazních druhů snižuje rozmanitost a mění strukturu společenstev, menší procento invazních druhů přímo ohrožuje přirozené druhy (Vilá et al. 2009). Nárůst počtu a šíření nepůvodních druhů je pravděpodobně spojen s výrazným nárůstem rozsahu a objemu obchodu a dopravy, zejména za posledních 25 let (Hulme et al. 2009). Ačkoliv jsou globální trendy v obchodu a pohybu evidentní, zůstávají projevy rozsahu biologické invaze a jejich dopady na biologickou rozmanitost, v globálním měřítku, špatně hodnotitelné. Snahou „The 2010 Biodiversity Target“ je významná redukce současné míry ztráty biologické rozmanitosti na globální, regionální a národní úrovni (UNEP 2005).

Způsoby, kterými se cizí druhy introdukují z jednoho místa na druhé, tzv. „pathways of introduction“, hrají klíčovou roli v potenciální pravděpodobnosti biologické invaze (Hulme et al. 2007). Vzhledem k tomu, že neexistují podrobné údaje o míře zavlečení jednotlivých druhů, mohla by znalost těchto „cest“ být potřebná pro určení vlivu druhu v kontextu ekosystémových znaků při biologické invazi, pro předpovídání budoucích invazí a přípravy řešení nastalých problémů. V důsledku toho se stále větší počet studií pokouší kvantifikovat pravděpodobnost invaze pomocí frekvence, rozsahu a spolehlivosti „cest“ (Kenis et al. 2007). Je nutné rozšířit znalosti o způsobech invaze, současně je nezbytné, aby byly tyto poznatky převáděny do praxe (Hulme 2006).

Přestože hmyz tvoří celosvětově velkou část fauny, invaznímu hmyzu se ve srovnání s rostlinami, obratlovci nebo vodními organismy věnuje nepoměrně menší pozornost, zejména z pohledu vlivu na životní prostředí (Parker et al. 1999). Invazní hmyz může ovlivnit přirozenou biodiverzitu přímými interakcemi, např. býložravec živící se původní rostlinou, dravec nebo parazitoid útočící na kořist (Snyder a Evans 2006). Mohou také ovlivňovat původní druhy a ekosystémy nepřímo, prostřednictvím kaskádových efektů, nebo prostřednictvím různých mechanismů, jako je přenášení nemocí, konkurenci o potravu, nebo životní prostor, nebo sdílení přirozených nepřátel s původními druhy (NRC 2002).

Ekologický dopad invazních druhů může nastat na různých úrovních biologické organizace: genetické efekty; účinky na jednotlivce, populace nebo společenstva druhů; a účinky na procesy ekosystému (Parker et al. 1999). Může se také vyskytovat v různých prostorových měřítkách, od mikrohabitatu až po krajinu (Williamson 1996). Parker a kol. (1999) vyhodnotili publikované studie obsahující kvantitativní data a dopady různých kategorií invazních organismů. Většina studií byla zaměřena na populační efekty a většina studií byla provedena korelativním způsobem, tedy např. porovnávání míst před invazí a po ní, nebo lokalit uvnitř a mimo rozsah invaze. V minimu z těchto studií bylo využito praktických experimentů k posouzení mechanismů nebo způsobů, kterými k těmto dopadům dochází. Doposud byly publikovány studie na vliv invazního hmyzu na konkrétní taxony, jako jsou mravenci (Holway et al. 2002), včely (Goulson 2003) a komáři (Juliano & Lounibos 2005), pro konkrétní regiony, jako jsou Galapágy (Causton et al. 2006), nebo pro konkrétní dopadové mechanismy, jako je ekologický dopad nespécifických predátorů (Snyder a Evans 2006).

3.2.1 Proč dochází k invazím.

V procesu invaze existuje předpoklad, že cizí druh potřebuje překonat řadu bariér, aby se stal naturalizovaným, resp. invazním (Richardson et al. 2000). Druh je zavlečen z oblasti, kde je původním i prostřednictvím lidské činnosti, různými cestami, včetně záměrného zavlečení a vypuštění do volné přírody i neúmyslného zavlečení (Hulme et al. 2008). Pouze zlomek ze zavlečených druhů se úspěšně naturalizuje, nebo se stává v nové oblasti invazním. Zda druhy uspějí, závisí na jejich vybavení biologickými vlastnostmi pro zvládnání náročných podmínek nového prostředí, zda jsou schopné se reprodukovat, rozšířit se a úspěšně konkurovat rezidentní biotě v místních komunitách (Pyšek & Richardson 2007), ale také na shodě stanovišť a podnebí mezi původním a novým regionem a invazibilita místních společenstev (Richardson & Pyšek 2006). Invazibilita, tedy vlastnost společenstva, stanoviště, biotopu, nebo území, vyjadřující náchylnost, či rezistenci vůči invazi (Chytrý et al. 2008). Znaky přispívající k úspěchu taxonů jako invazních druhů, nejsou univerzální a souvisí s rysy napadeného společenstva, geografickými podmínkami a souborem vnějších faktorů (Richardson & Pyšek 2006). V nové oblasti může mezi invazními druhy docházet k synergickým interakcím, které urychlují invaze a/nebo zesilují jejich účinky na původní druhy (Richardson et al. 2000). Klíčovým momentem je, že pravděpodobnost invaze se zvyšuje s dobou pobytu/výskytu taxonu v dané oblasti (Pyšek & Richardson 2010).

Zavlečený druh napadající nový region musí mít buď dostatečně vysokou úroveň fyziologické tolerance a plasticity, nebo musí dojít ke genetické diferenciaci, aby druh dosáhl požadované úrovně zdatnosti; tyto možnosti se vzájemně nevylučují. Evoluce, jako potenciální vysvětlení úspěchu invaze, může být dostatečně rychlá, aby invaze ovlivnila. Hybridizace je důležitým mechanismem evoluce invazních druhů (Ellstrand & Schierenbeck 2000). Útěk od přirozených nepřátel je důležitým mechanismem vedoucím k evoluci invazivnosti (Keane & Crawley 2002).

Schopnost nepůvodního druhu překonávat různé bariéry v novém prostředí je ovlivněna, pozitivně nebo negativně, přítomností dalších druhů, původních nebo nepůvodních, kteří již v dané oblasti pobývají a interakcemi mezi nimi. Takové interakce mohou zvrátit, nebo dokonce potlačit, jakoukoli inherentní biotickou rezistenci ekosystému. Některé ekosystémy jsou náchylnější k invazím než jiné; jejich inherentní invazibilita závisí na úrovni zdrojů dostupných v době invaze, která je úzce spjata s mírou disturbancí (Davis et al. 2000), ale také na přítomnosti patogenů a predátorů, kteří mohou působit jako omezení při vytváření nového druhu. Klíčovým faktorem je míra přežití nepůvodních druhů zavlečených do komunity (Lonsdale 1999).

3.2.2 Faktory ovlivňující invaze

Na faktory ovlivňující invaze lze nahlížet jako na ty, které souvisí s vlastnostmi nepůvodního druhu, a dále na ty, které souvisí s vlastnostmi prostředí, do kterého jsou zavlečeny. Skutečnou invazi do prostředí novými druhy ovlivňují tři faktory: počet jedinců vstupujících do nového prostředí (propagule pressure), vlastnosti nového druhu a náchylnost prostředí k invazi nových druhů (invazibilita) (Lonsdale 1999). Invazibilita je vlastností prostředí, která je výsledkem několika faktorů, včetně klimatu, režimu prostředí a konkurenčních schopností rezidentních druhů (Lonsdale 1999). Přestože existuje mnoho hypotéz, které vysvětlují, proč jsou některá společenství invazivnější než jiná, výsledky terénních studií jsou nekonzistentní a dosud se neobjevila žádná obecná teorie invazivity komunity (Lonsdale 1999; Williamson 1999). Současně není pravděpodobné, že by jedna teorie dokázala vysvětlit všechny rozdíly v invazivitě mezi všemi prostředími (Davis et al. 2001).

Teorie založená na pojmu kolísavé dostupnosti zdrojů může shrnout většinu stávajících hypotéz týkajících se invazivity komunity a úspěšně vyřešit mnoho zjevných rozporných a nejednoznačných výsledků předchozích studií (Davis et al. 2001). Předpokladem je, že prostředí se stává náchylnější k invazi, kdykoli dojde ke zvýšení množství nevyužitých zdrojů. Teorie spočívá na jednoduchém předpokladu, že invazní druh musí mít přístup k nepostradatelným zdrojům, a že druh bude mít větší úspěch při invazi do prostředí, pokud se nesetká s intenzivní konkurencí, resp. spotřebou těchto zdrojů od rezidentních druhů. Tento předpoklad je založen na teorii, že intenzita konkurence by měla být nepřímo úměrná množství nevyužitých zdrojů (Davis et al. 1998).

Ačkoliv mimo hmyzí říši, lze v souvislosti s invazními druhy obecně zmínit, že tento předpoklad je v souladu s Grimeovým trojúhelníkovým modelem rostlinných strategií (Grime 1974), který ilustruje, že konkurence je méně důležitá v prostředí, ve kterém rezidentní

vegetace pravděpodobně nevyužije všechny dostupné zdroje, a ve kterém je introdukce novými druhy běžná. Veškeré faktory, které zvyšují dostupnost jinak omezených zdrojů, zvyšují zranitelnost komunity vůči invazi (Davis et al. 2000). Existuje předpoklad, že právě rozmanitost, v rozsahu mechanismů dostupnosti zdrojů, částečně vysvětluje obtížnost předpovídání invazí (Williamson 1999). Specifická povaha invazního procesu vyplývá ze skutečnosti, že závisí na podmínkách obohacování, nebo uvolňování zdrojů, které mají různé příčiny, ale které se vyskytují přerušovaně, a aby vedly k invazi, musí se shodovat s přísunem invazních jedinců. Zvýšení dostupnosti zdrojů může nastat dvěma základními způsoby: využití zdrojů rezidentní vegetací může klesnout, nebo se nabídka zdrojů může zvýšit rychleji, než ji může rezidentní vegetace využít. Důležitým důsledkem této teorie je, že náchylnost komunity k invazi není statickým nebo trvalým atributem, ale stavem, který může v čase kolísat (Davis et al. 2000).

Dále jsou kulturní vlivy, regionální historie a hospodářské a sociální aktivity, jako je obchod a cestovní ruch (Thuiller et al. 2005) klíčovými spoluurčujícími faktory pravděpodobnosti zavlečení druhu a jeho následného působení v nové oblasti (Thuiller et al. 2005).

3.2.3 Důsledky invazí

Důsledky invazí lze posuzovat především z pohledu negativního ovlivnění ekosystémů a prostředí, případně z pohledu nežádoucího nárůstu potřebných ekonomických prostředků na řešení vzniklé situace. Spolu s dalšími faktory způsobující degradaci ekosystémů, jako je změna a využívání biotopů, znečištění životního prostředí, změna klimatu a s tím související efekty, včetně ztráty klíčových druhů, ztráty opylovačů a změněného fungování ekosystému, přispívají biologické invaze k poklesu biologické rozmanitosti na celém světě (McGeoch et al. 2010).

Introdukce nového druhu do oblasti často mění strukturu nebo fungování systému. Dopady se mohou projevit na úrovni společenstva, zatímco jiné, obvykle v pozdějších fázích invaze, mohou mít dopady na úrovni ekosystémů. Dopady invazních druhů mohou být rychlé a dramatické, zejména tam, kde dochází k ekologické krizi, nebo ekologické katastrofě (Brooks et al. 2004).

„The Millennium Ecosystem Assessment“ uznalo biologické invaze za jednu z pěti hlavních příčin poklesu biologické rozmanitosti (2005).

Míra invazí jako hrozby ekologické stability se v různých biomech liší a je nejzávažnější v pobřežních oblastech a ostrovech, vnitrozemských vodách a středomořských klimatických pásmech. Invaze mají také rychle rostoucí dopady na biomy, které ještě nejsou vážně ovlivněny, např. v suchých a lesních oblastech. Ekonomické náklady společnosti na škodlivé invazní druhy zahrnují náklady spojené se ztrátou biologické rozmanitosti a narušenými ekosystémy i náklady na monitoring invazních druhů a snižování, zmírňování jejich dopadů. Synergické interakce mezi invazními druhy a dalšími prvky globálních změn ztěžují určení míry konkrétním příčinám poklesu biologické rozmanitosti, nicméně invaze jsou jedním z hlavních hybatelů degradace ekosystémů, a to v mnoha částech světa. Ekologie invazí (kapitola 3.2.3.1.)

a monitorování invazí řeší složitý úkol, který spočívá v porozumění prostorové dynamiky invazních druhů, rozsahu interakcí mezi nepůvodními a původními druhy, dopadů invazních druhů na biologickou rozmanitost a fungování ekosystému, a celou škálu lidských hodnot spojených s rozhodováním o tom, zda a pokud ano, jak spravovat introdukované druhy (Pyšek & Richardson 2010).

3.2.3.1 Ekologie invazí

S rostoucím povědomím o složitosti problémů invazních druhů zaujala ekologie invazí své místo spolu s dalšími obory v environmentálním managementu. Ekologie invazí přijímá a aplikuje poznatky, metody a přístupy z biogeografie, ochranné biologie, epidemiologie, lidské historie, populační ekologie a mnoha dalších oblastí. Jen velmi málo ekosystémů kdekoli na světě je bez zavlečených druhů a stále větší podíl biomů, ekosystémů a stanovišť začíná být zavlečen nepůvodními druhy. Negativní účinky na biologickou rozmanitost jsou obecně hlavním problémem spojeným s biologickými invazemi, ale invaze mají také vážné důsledky pro lidstvo a lidstvo si stále více uvědomuje důležitost zachování přírodního kapitálu (Pyšek & Richardson 2010).

V posledních desetiletích bylo vykonáno mnoho práce na všech aspektech ekologie invazí a chápání toho, proč k invazím dochází, se podstatně zlepšilo. Základními otázkami ekologie invazí jsou: které druhy napadají; která stanoviště jsou napadena; jak s invazemi pracovat (Richardson & Pyšek 2006).

Ekologie invazí je rychle se rozvíjející ekologická disciplína, přičemž počet článků na toto téma exponenciálně rostl od počátku 90. let minulého století (Lockwood et al., 2007). Tato expanze přinesla značný pokrok v znalostech a porozumění invaznímu procesu (Blackburn et al. 2009a). Jednou z oblastí, kde se porozumění výrazně zlepšilo, je oblast týkající se faktorů úspěchu invaze. Na úrovni jednotlivě introdukovaných populací je nyní uznáváno, že primárním faktorem úspěchu usazení je počet zavlečených jedinců. Počet jedinců jasně souvisí s konceptem minimální životaschopné velikosti populace (Traill et al. 2007) a má podobné praktické důsledky. Lze konstatovat, že čím více jedinců bude vypuštěno, tím je pravděpodobnější, že populace přežije stochasticitu (náhodnost vlivů) z hlediska životního prostředí, nebo demografie, překoná Alleeho efekt, tedy potřebný počet jedinců pro stabilní a životaschopnou populaci, nebo bude mít dostatečnou genetickou variabilitu, aby se přizpůsobila místním podmínkám a stala se tak soběstačnou (Blackburn et al. 2009b).

3.2.4 Biotická homogenizace

Důsledkem invazí druhů může být biotická homogenizace, tedy zvyšování genetické, taxonomické či funkční podobnosti ekologických společenstev za jednotku času (Olden et al. 2004; McKinney & Lockwood 1999). Homogenizace může být považována za hlavní příčinu ztráty biologické diverzity a má významné ekologické, evoluční a sociální důsledky (Olden et al. 2004).

Pojem biotická homogenizace je čím dál častěji spojován se současnou krizí biodiverzity. V původním znění, jak biotickou homogenizaci definují McKinney & Lockwood (1999), zahrnuje jen důsledky invazí nepůvodních druhů. Dnes se už biotická homogenizace chápe široce jako jakékoliv zvyšování podobnosti druhového složení společenstev např. vnitrodruhovou hybridizací (Olden et al., 2004). Opakem je biotická diferenciacce, tedy pokles genetické, taxonomické, funkční podobnosti společenstev v čase (Olden & Poff 2003). K biotické homogenizaci dochází, pokud jsou odstraněny fyzické překážky pohybu jednotlivých druhů žijící dříve v izolovaných oblastech. Rychlost překonávání biogeografických překážek je rychlejší než kdykoliv v minulosti, hlavní příčinou je působení člověka (Elton 1958).

3.2.5 Strategie prioritizace zásahů proti invazním druhům

Nakládání s nepůvodními druhy vyžaduje jednotnou strategii. Této musí předcházet důkladná analýza, vč. zhodnocení jejich vlivů na přírodu a společnost, rozvaha budoucích rizik a zhodnocení možností, jak na ně reagovat. Skupiny druhů a jejich roztřídění musí být z praktických důvodů dostatečně jednoduché, přehledné a robustní (Pergl et al. 2016b).

Existují nepůvodní organismy, i v naší přírodě, které v některých ohledech působí nepříznivě, současně v jiných přináší užitek, takže mohou být z lidského hlediska vnímány pozitivně. I z tohoto důvodu je pro plánování vhodného managementu a pro prioritizaci zásahů důležité znát rozšíření na území ČR, a to nejen v zájmových oblastech ochrany přírody (Pergl et al. 2016).

Kromě samotného sledování rozšíření nepůvodních druhů je vhodné provádět monitoring provedených zásahů na likvidaci/redukci těchto druhů, v kontextu úspěšnosti a vynaložených nákladů, a to z důvodu vyhodnocení efektivity vynaložených prostředků (Pluess et al. 2012a,b).

3.2.6 Předcházení invazím

Invaze cizích druhů tvoří zvláštní kategorii environmentálního problému. Mnoho faktorů umožňuje nepůvodním druhům překonat bariéry a tyto faktory je třeba vzít v úvahu při návrhu možných opatření (Richardson et al. 2008).

Při volbě druhů, které budou prioritně sledovány, se zvažuje vliv těchto druhů na ekonomické faktory a ekosystémové služby. V mnoha případech se může zdát, že introdukce druhu do ekosystému nemá žádný rozeznatelný účinek, alespoň v krátkých časových intervalech. To však může být zavádějící, protože účinky jsou často jemné, ale mohou mít závažné důsledky pro fungování ekosystému v delších časových intervalech (Pyšek & Richardson 2010). V důsledku toho oddělujeme úvahy o invazivitě a stavu invaze od dopadů invaze (Richardson et al. 2008).

Klíčovými možnostmi řešení invazních druhů jsou prevence, včasná detekce a eradikace, zadržování a různé formy zmírňování. Jejich mapování v naturalizačně-invazním prostředí definuje několik širokých zón; tyto a úsilí směřující k prevenci zavlečení potenciálních invazních druhů definují oblast biologické bezpečnosti. Ve většině oblastí se vyskytují druhy ve všech fázích invaze, což činí stanovení priorit extrémně složitým. (Pyšek & Richardson 2010).

Změny prostředí vyvolané lidskou činností, zesílení vlivu invazního druhu synergickým působením člověka a nelineární vývoj invazního druhu ovlivňují invazi komplexním způsobem (Simberloff & Von Holle 1999).

3.3 Monitoring a hodnocení invazí

3.3.1 Svět

Na světové úrovni uvádí Pergl et al. (2016) následující přijaté konvence, ve spojitosti s invazními druhy:

- International Plant Protection Convention (IPPC) přijata: 1951; platná od: 1952; aktualizována: 1987, ratifikace ČR roku 2016
- The Convention on Wetlands (Ramsar Convention) přijata: 1971; platná od: 1975, v platnosti v ČR od roku 1993
- Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora (CITES or Washington Convention) přijata: 1973; platná od: 1975, v ČR od roku 1993, dříve platná v Československu
- Convention on Migratory Species of Wild Animals (CMS or Bonn Convention) přijata: 1979; platná od: 1983, v ČR od roku 2008
- Convention on Biological Diversity (CBD) přijata: 1992; platná od: 1993, v ČR v platnosti od roku 1994
- United Nations Convention on the Law of the Sea (UNCLOS) přijata: 1982; platná od: 1994, v ČR od roku 1996
- Convention on the Law of Non-navigational Uses of International Watercourses přijata: 1997, v platnosti od roku 2014
- International Convention for the Control and Management of Ships's Ballast water and Sediments přijata: 2004

Úmluva o biologické rozmanitosti (Convention on Biological Diversity, CBD), která byla aktualizovaná roku 2010, obsahuje mimo jiné: „Do roku 2020 budou identifikovány a prioritizovány invazní druhy a cesty jejich šíření. Prioritní druhy budou kontrolovány a eradikovány. Budou aplikována managementová opatření k jejich introdukci či zabydlení.“ Implementace konvence na národní úrovni probíhá za pomoci NBSAPs-National Biodiversity Strategies and Action Plans (článek 6). Konvence po jednotlivých zemích vyžaduje připravit národní strategii biodiverzity a zajistit její začlenění do plánování a činností všech odvětví, které mohou mít dopad na biodiverzitu. K dnešnímu datu tak učinilo 185 ze 196 zemí světa (Pergl et al. 2016).

Většina současných aktivit týkajících se invazních nepůvodních druhů souvisí s naplňováním cílů CBD. Pro monitoring stavu biodiverzity byly navrženy tzv. Essential Biodiversity Variables (EBVs) (Pereira et al. 2013), jejichž struktura umožňuje zohlednit náročnost sběru dat a finanční možnosti jednotlivých států tak, aby získaná data byla srovnatelná mezi regiony. Úpravou EBV pro podmínky biologických invazí je snaha vytvořit pozorovací a monitorovací systém pro biologické invaze. Základní údaje pro monitoring invazních druhů jsou uvedeny v příloze 1. Použitím tohoto přístupu mohou jednotlivé země identifikovat a upřednostnit invazní druhy a jejich cesty, a dále přispívat k plnění cílů (Latombe et al. 2016).

Pro sledování změn problému, jeho dopadu na biodiverzitu a účinnost postupů v řešení problematiky biologických invazí je potřebný monitoring daných indikátorů pro nepůvodní druhy (národní seznam -> seznamy druhů v klíčových oblastech -> rozsah invaze -> inventarizace trvalých ploch) v průběhu času (Genovesi et al. 2013).

3.3.2 Evropa

Na evropské úrovni, jde zejména o snahy Evropské unie (EU). V užším smyslu o „EU 2020 Biodiversity strategy.“ odpovídající plánem „Úmluvě o biologické rozmanitosti (Convention on Biological Diversity, CBD).“

Shodným cílem je boj proti nepůvodním invazním druhům: „Prioritní druhy budou předmětem kontroly, nebo eradikace a zajistí se dohled nad způsoby jejich šíření, aby se zabránilo zavlečení a uchycení nových nepůvodních invazních druhů.“

A dále nařízení Evropské komise (EK) č.1143/2014 o prevenci a regulaci zavlékání či vysazování a šíření invazních nepůvodních druhů (Regulation 1143/2014 on invasive alien species): Toto nařízení sjednocuje přístup EU v problematice invazních druhů a je účinné od ledna 2015. Na základě tohoto nařízení musí být provedeny aktualizace legislativ členských států EU. Nařízení je v souladu se „Strategií EU v oblasti biologické rozmanitosti do roku 2020“ a bude pomáhat naplnit cíl 5 této Strategie. Nařízení Evropské unie (EU) 1143/2014 o invazních druhů (IAS) stanovuje celounijní rámec pro prevenci, minimalizaci a zmírnění nepříznivých účinků IAS na biologickou rozmanitost. Vzhledem k existenci značného množství nepůvodních invazních druhů je nutné prioritizovat ty druhy, u kterých se předpokládá významný dopad na Unii a současně by měl být vypracován seznam těchto druhů.

V rámci obecně uznávaných přístupů v boji proti IAS obsahuje nařízení tři typy opatření: a) prevence, b) včasné varování a okamžitá reakce, c) management již introdukovaných invazních druhů. V současné době existuje seznam s 37 druhy s významným dopadem na Unii. Od roku 2019 eviduje 66 druhů (rostlin a živočichů).

3.3.3 ČR

V současné době jsou na území ČR nepůvodní druhy monitorovány mnoha organizacemi a zájmovými skupinami. Pouze Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský (ÚKZÚZ) monitoruje cíleně vybrané druhy, v ostatních případech bývá monitoring součástí jiných činností, resp. monitoringu obecně. Agentura ochrany přírody a krajiny (AOPK) ČR je zaměřen na mapování biotopů přírodě blízkých, ÚKZÚZ se zaměřuje na zemědělské pozemky, Ústav pro hospodářskou úpravu lesů (ÚHÚL) na lesní porosty (Pergl et al. 2016). Monitoring zahrnuje kontrolu průběhu prováděných prací, dodržování metodik a časového harmonogramu. Účinnost zásahů se kontroluje po samotném zásahu i po několik následujících let, případně se zásah opakuje. Dosavadní hodnocení účinnosti zásahů chybí. Monitoring nepůvodních druhů vyžaduje sledovat i přírodě vzdálená stanoviště (Pergl et al. 2016).

3.3.3.1 Seznamy invazních druhů hmyzu v ČR, vyjádření dotčených institucí

- Ministerstvo zemědělství (MZe) uvádí, že na evropském seznamu invazních druhů nefiguruje žádný druh hmyzu, který by se vyskytoval v ČR. Předpokládají hrozbu spontánní invaze sršně asijské.
- Ministerstvo životního prostředí (MŽP) seznam invazních druhů hmyzu nevede, s odkazem na AOPK ČR.
- AOPK ČR seznam invazních druhů hmyzu nevede.
- Česká inspekce životního prostředí (ČIŽP) seznam invazních druhů hmyzu nevede a odkazuje na nařízení EK 2016/1141.
- ÚKZÚZ nevede fyzický seznam, vede databázi druhů obsahující i nepůvodní a invazní druhy, vč. publikací a produkcí informačních letáků
- ÚHUL řeší problematiku invazních druhů z následovně:
 1. seznam invazních druhů hmyzu neexistuje, snahou je hrubé rozdělení na druhy volně se vyskytující a druhy synantropní, resp. na škůdce dřevin a škůdce materiálu.
 2. z hlediska prevence, regulace a šíření invazních druhů rostlin.
- Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti (VÚLHM) seznam invazních druhů hmyzu nevede.
- Český svaz ochránců přírody (ČSOP) prezentuje seznam nepůvodních druhů „Nepůvodní druhy fauny a flóry ČR“ (Mlíkovský & Stýblo 2006).
- Entomologický ústav Biologického centra Akademie věd ČR (EÚ BC AV ČR) seznam invazních druhů hmyzu nevede.

3.4 Legislativa v souvislosti s invazí druhů v ČR

Nařízení EU č. 1143/2014 uvádí povinnost monitorovat vybrané druhy invazní nepůvodní druhy s významným dopadem na Unii (viz. kap. 3.2.2.).

MŽP, na základě usnesení vlády ze dne 23.11.2016, vypracovalo dokument „Státní politika životního prostředí České republiky 2030 s výhledem do 2050.“ Bod 3.2.3. „Negativní vliv nepůvodních invazních druhů je omezen“, hovoří o rizicích, formuluje negativa a informuje o dosavadních krocích v této problematice, současně navrhuje následující opatření:

- Zajištění eradikace, případně izolace a regulace invazních nepůvodních druhů.
- Posílení personálních a finančních kapacit při monitoringu invazních druhů a mezinárodní spolupráce, zejména s okolními státy.
- Finanční a metodická podpora příslušných orgánů a povinných osob v oblasti invazních druhů
- Vzdělávání odborné veřejnosti a veřejné správy.
- Informování veřejnosti o rizicích spojených s invazními druhy, introdukcí nepůvodních druhů, vč. jejich potenciální rizikovosti apod.
- V rámci výzkumu vyhodnocování dopadů invazních nepůvodních druhů na krajinu, metod a přístupů k omezení rizik, jež s nimi souvisí a dále identifikace potenciálně invazních druhů na území ČR.
- Identifikace rizik a priorit nad rámec unijního seznamu invazních nepůvodních druhů na národní úrovni.

Státní program ochrany přírody a krajiny České republiky, vydaný Ministerstvem životního prostředí, aktualizovaný roku 2009, hovoří v opatření „D8“ následovně: „Vytvořit podmínky (včetně ekonomických) pro prevenci vysazování a zavlékání a šíření invazních nepůvodních druhů (včetně hodnocení nebezpečí), rychlou reakci a dlouhodobou regulaci populací invazních nepůvodních druhů; potřebné legislativní změny koordinovat s vývojem v rámci Evropského společenství (ES).“

V rámci ČR není ze stran centrálních grantových agentur podpora faunistického a taxonomického výzkumu. Proto je omezené množství studií o reálném stavu vývoje faunistických invazí, které vede k nedostatečné informovanosti a pochopení dopadů invazí. Současně existující studie nebývají impaktovanými časopisy přijímaný, což částečně vysvětluje neposkytnutí grantů, a dále se prohlubuje nedostatečná informovanost a pochopení.

Strategie biologické rozmanitosti České republiky 2016-2025, Ministerstvo životního prostředí ve spolupráci s MZe, AOPK ČR, a dalšími externími odborníky a konzultanty, v cíli 2.3 Invazní nepůvodní druhy (IAS) popisuje negativní vlivy těchto druhů. Současně zmiňuje, že právní úprava řešené problematiky v ČR vychází z mezinárodních úmluv. Dále formuluje dílčí cíle v bodech 2.3.1–2.3.4.

V právním řádu České republiky je zásadním § 5 odst. 4, zákona č. 114/1992 Sb., Zákon o ochraně přírody a krajiny, mimo jiné zmiňuje: „záměrné rozšíření geograficky nepůvodního druhu rostliny či živočicha do krajiny je možné jen s povolením orgánu ochrany přírody,“ a dále „geograficky nepůvodní druh rostliny nebo živočicha je druh, který není součástí přirozených společenstev určitého regionu.“

Dalšími zákony týkajícími se problematiky invazních druhů (nejen hmyzu) jsou:

- zákon č. 334/1992 Sb. o ochraně zemědělského půdního fondu
- zákon č. 326/2004 Sb., o rostlinolékařské péči
- zákon č. 289/1995 Sb., o lesích
- zákon č. 128/2000 Sb. o obcích
- zákon č. 78/2004 Sb. o nakládání s geneticky modifikovanými organismy a genetickými produkty
- zákon č. 254/2001 Sb., o vodách
- vzdáleně zákony č. 327/2012 Sb., 449/2001Sb., 246/1992 Sb.
- v rostlinné říši vyhláška č. 215/2008 Sb.

3.5 Zastoupení nepůvodních a invazních druhů hmyzu, jejich původ a historie

3.5.1 Původ a historie invazí hmyzu, nejen na území ČR

Invazní druhy hmyzu mají značný ekonomický, nebo ekologický dopad v mnoha případech. Druhy pocházející z teplejších oblastí jsou škodlivé pro skleníkové a pokojové rostliny, a dále působí jako škůdci v domácnostech, skladech apod. Druhy, které se mohou reprodukovat venku, zejména ty, které se mohou šířit v novém místě, jsou často škodlivé pro okrasné rostliny, zemědělské plodiny a lesní porosty. Některé z nich pronikají do přírodních společenství a mohou zasahovat do stávajících mezidruhových vztahů a biologické rozmanitosti. Začátek introdukce nepůvodních organismů lze datovat zpět do dob vzniku a šíření nejstarší lidské civilizace. Pro oblast České republiky jde o období před zhruba 6500 lety, do období přelomu neolitu a eneolitu, kdy se hlavním způsobem obživy stává zemědělství, oproti dřívějšímu lovu a sběru. Přírodní prostředí bylo již v této době ovlivněno člověkem. Současně jde o období, kdy na území ČR, resp. střední Evropy, došlo k zvýšení průměrné teploty (Ložek 2001). Kvůli prudkému nárůstu cestování a přepravy nejrůznějších materiálů v 20. století nebezpečí nežádoucích druhů dramaticky roste. Většina invazních druhů hmyzu není zdokumentována, dokud nedosáhnou určité hustoty osídlení, nebo dokud způsobují marginální počáteční poškození. Pokud není věnována zvláštní pozornost dováženým materiálům, není možné druhy registrovat. Z tohoto důvodu, v případě hmyzu (na rozdíl od rostliny nebo obratlovců), jednotlivé a příležitostné výskyty představují velmi malou část z celkového počtu cizích druhů. Naopak u hmyzu tvoří významnou část druhy, které se vyskytují pouze eusynantropně (Pyšek et al. 2002; Šefrová & Laštůvka 2005).

Většina skupin hmyzu byla intenzivně studována pouze 100–150 let; některé taxony teprve od padesátých let 20. století. Historické údaje o výskytu jsou tedy mnohem krátkodobější než u rostlin a některých druhů obratlovců. V některých případech není jisté, zda nově objevený druh byl invazní, spontánně rozšířený, nebo do té doby neregistrovaný (mšice, křísi a někteří z blanokřídlých parazitoidů atd.) (Pyšek et al. 2002; Šefrová & Laštůvka 2005). Současně Šefrová & Laštůvka (2020) uvádí, je možné pouze spekulovat, jaký podíl má na nárůstu registrovaných invazních druhů rostoucí míra zavlékání a jaký podíl má intenzivnější studium těchto druhů. Pouze druhy, jejichž introdukce byla konkrétně zdokumentována, jsou považovány za druhy nepůvodní. Z výše uvedených důvodů ve statistikách chybí většina hmyzích druhů, které byly rozšířeny před rokem 1850. To je také důvod, proč podíl nepůvodních druhů hmyzu tvoří pouze 1–2 %, zatímco obratlovci tvoří 10 % nebo více, a rostliny 20–40 %, nebo i více (Pyšek et al. 2002; Šefrová & Laštůvka 2005).

K zásadní změně dochází okolo roku 2000. Sledovaný nárůst invazních druhů hmyzu na území ČR, srovnatelně s dalšími státy Evropy, byl v posledních dvou desetiletích enormní. Počet nově zaregistrovaných invazních druhů za uplynulých 20 let je shodný s jejich součtem za celé 20. století. Celkem bylo za období od roku 2000, do roku 2020, zaznamenáno 68 nových invazních druhů hmyzu. Většina z nich byla zavléčena náhodně a řada z nich má negativní environmentální, nebo ekonomické dopady. Nejvíce invazních druhů hmyzu je evidováno v řádu Hemiptera, dále Coleoptera a Lepidoptera. Největší podíl invazních druhů

tvoří fytofágové, mnohem méně je zoofágů (predátorů a parazitů) a saprofágů (Šefrová & Laštůvka 2020).

3.5.2 Přehled registrovaných nepůvodních druhů hmyzu dle řádů v ČR do roku 2000

Po roce 2000 bylo v České republice registrováno 383 nepůvodních druhů hmyzu, což představuje 1,4 % místní fauny. Kompletní seznam nepůvodních druhů hmyzu a rozdělení do řádů popisuje příloha 2. Nejpočetnějšími taxonomickými skupinami jsou stejnořídlí (Homoptera) 116 druhů se procentuálním zastoupením 30,3 %, dále brouci (Coleoptera) 110 druhů s procentuálním zastoupením 28,7 % a motýli (Lepidoptera) 37 druhů s procentuálním zastoupením 9,7 %. Procentuální zastoupení nepůvodních druhů hmyzu dle řádů je znázorněno v příloze 3 (Šefrová 2005).

Výskyt 200 druhů (52,2 %) je omezen na uzavřené vyhřívané prostory, 28 druhů (7,3 %) pronikají do venkovního prostředí pouze krátkodobě, 36 druhů (9,4 %) naturalizovaných neinvazních druhů se nešíří z místa výskytu, u 50 (13,1 %) postinvazních druhů proběhla invaze v minulosti a 69 (18,0 %) druhů je invazních. Procentuální zastoupení jednotlivých typů škůdců nepůvodních druhů hmyzu znázorněno v příloze 4 (Šefrová 2005).

Z registrovaných druhů je 61 (15,9 %) škůdců skladovaných produktů (zejména druhy řádu Coleoptera 36, Psocoptera 11 a Lepidoptera 9), 50 druhů (13,1 %) jsou škůdci skleníkových a pokojových rostlin (zejména druhy *Coccinea* 33, *Aphidinea* 7 a *Thysanoptera* 6), 25 druhů (tj. 6,5 % nepůvodních druhů) jsou škůdci v zemědělství, lesnictví a v okrasných kulturách. 15 druhů (3,9 %) jsou důležití parazité živočichů a 5 druhů (1,3 %) může ovlivnit biologickou rozmanitost. Ze zbývajících 227 druhů (59,3 %) nebyly zjištěny žádné ekonomické ani ekologické efekty. Procentuální výskyt jednotlivých nepůvodních druhů hmyzu graficky znázorněn v příloze 5 (Šefrová 2005).

Znázorněno v příloze 6, původ většiny druhů žijících eusynantropně je v tropech a subtropích; ze 155 naturalizovaných (neinvazních, postinvazních a invazních) druhů 42 (27,1 %) pochází ze Středomoří, 36 (23,2 %) ze Severní Ameriky, 28 (18,1 %) ze střední až jihozápadní Asie, 14 (9,0 %) z východní Asie, 13 (8,4 %) z jižní a jihovýchodní Asie, přičemž zbývajících 22 druhů (14,2 %) pocházející z jiných oblastí (Šefrová 2005).

3.5.3 Přehled registrovaných nepůvodních druhů hmyzu dle řádů v ČR v roce 2020

V roce 2020 evidováno 495 druhů jako nepůvodních, což odpovídá 1,7 %. Z tohoto objemu je přibližně 210 druhů trvalým výskytem omezeno pouze na vytápěné objekty, asi 50 druhů je zaregistrováno, nebo se objevuje ve vnějším prostředí jen přechodně. Přibližně 235 druhů lze považovat za zdomácnělé ve vnějším prostředí, resp. naturalizované (Šefrová & Laštůvka 2020).

Zvyšování počtu invazních druhů hmyzu v ČR se začalo zrychlovat od 80. let 20. století a výrazný nárůst je patrný na přelomu tisíciletí. Je patrné v příloze 7, počet zaznamenaných invazních druhů za uplynulých 20 let je shodný s jejich součtem za celé 20. století (Šefrová & Laštůvka 2020). Celkem bylo za období let 2000-2020 na našem území zaznamenáno 68 nových invazních druhů, 20 druhů Coleoptera, 11 druhů Heteroptera. Největší podíl z nich

představují fytofágové, a to 75 %. Původ nových invazních druhů v uvedeném období znázorňuje příloha 8, je v zásadě neměnný oproti invazím 20. století. Více než třetina byla zavlečena ze Severní Ameriky (42 %), z východní Asie zavlečeno (18 %). Významný podíl představují také druhy původem ze Středozeří 15 % (Šefrová & Laštůvka 2020).

3.5.4 Zastoupení invazních druhů hmyzu v ČR dle řádů

- Švábi (Blattodea): celosvětově až 8600 druhů (Zhang 2013), v Evropě 80 druhů, v ČR 11 druhů, z nich 6 nepůvodních. Většina se vyskytuje ve vlhkých a teplých tropických a subtropických lesích. Mírné pásmo obývá 2-3 % popsáných druhů. Introdukce švába obecného (*Blatta orientalis* Linné, 1758) a rusa domácího (*Blattella germanica* (Linné, 1767)) do evropských přístavů řeckými obchodními loděmi, odtud se začaly nezadržetelně šířit. Švábi škodí v domácnostech a skladech potravin, dále jako škůdci skladovaného papíru – archivy, knihovny, případně přenašeči patogenů. Výskyt ve volné přírodě střední Evropy je nepravděpodobný. Nepůvodní druhy jsou výhradně eusynantropní. Oba uvedené druhy lze považovat za invazní (Mlíkovský & Stýblo, 2006).
- Rovnokřídlí (Orthoptera): celosvětově až 24 500 druhů (Zhang 2013). Většina v tropických a subtropických oblastech. V ČR rozšířeno 96 druhů. Řád dělen na podřády kobylky (Ensifera) a sarančata (Caelifera). Záznamy o způsobených škodách sarančaty z doby 2 400 př. n. l. Na území ČR záznamy o migrujících hejnech sarančat okolo roku 1338. Nepůvodními druhy vyskytujícími se na území ČR jsou druhy z čeledi cvrčkovití (Gryllidae) a koníkovití (Rhopidophoridae) (Mlíkovský & Stýblo, 2006). Invazním druhem na území ČR je kobylka jižní (*Meconema meridionale* Costa, 1860) (Šefrová & Laštůvka 2020).
- Polokřídlí (Hemiptera) dále dělené na podřády ploštice (Heteroptera), mšicosaví (Sternorrhyncha), křísi (Auchenorrhyncha).
 - Ploštice (Heteroptera): zahrnují fytofágní i predátorské druhy. V ČR 858 druhů, 20 druhů nepůvodních. Druhy klopuška skleníková (*Macrolophus melanotoma* (Costa, 1853)) a hladěnka skleníková (*Orius insidiosus* (Say, 1832)) byly introdukovány úmyslně v rámci biologického boje proti škůdcům (molicím a třásněnkám) (Mlíkovský & Stýblo, 2006).
Invazní druhy na území ČR jsou:
 - Ploštička americká (*Belonochilus numenius* (Say, 1831))
 - Síťnatka (*Corythucha arcuata* (Say, 1832))
 - Klopuška italská (*Deraeocoris flavilinea* (Costa, 1862))
 - Klopuška hledíková (*Dicyphus escalerae* Lindberg, 1934)
 - Kněžice mramorovaná (*Halyomorpha halys* (Stål, 1855))
 - Vroubenka americká (*Leptoglossus occidentalis* Heidemann, 1910)
 - Blanatka lipová (*Oxycarenus lavaterae* (Fabricius, 1787))

- Síťnatka pěnišníkova (*Stephanitis takeyai* Drake & Maa, 1955)
 - Klopuška pěnišníkova (*Tupiocoris rhododendri* (Dolling, 1972))
 - Klopuška tamaryšková (*Tuponia hippophaes* (Fieber, 1861))
 - Klopuška makedonská (*Tuponia macedonica* Wagner, 1957)
 - Síťnatka platanová (*Corythucha ciliata* (Say, 1832))
 - Ploštička platanová (*Arocatus longiceps* Stål, 1872)
 - Kněžice zeleninová (*Nezara viridula* (Linné, 1758))
(Lukášová & Holuša 2015; Kment 2016; Šefrová & Laštůvka 2020)
- Mšicosaví (Sternorrhyncha): dělená na podřády mšice (Aphididae), mery (Psylloidea), červci (Coccoidea) a molice (Aleyrodinea).
 - Mšice jsou fytofágním hmyzem. V ČR registrováno 781 druhů mšic, 46 nepůvodních druhů odpovídající 5,89 %.
Invazní druhy na území ČR jsou:
 - Medovnice křivonohá (*Cinara curvipes* (Patch, 1912))
 - Korovnice (*Dreyfusia prelli* Grosmann, 1935)
 - Kyjatka liliovníková (*Illinoia liriodendri* (Monell, 1879))
 - Brvnatka kalifornská (*Periphyllus californiensis* (Shinji, 1917))
 - Mšice (*Tinocallis takachihoensis* Higuchi, 1972)
 - Korovnice vejmutovková (*Eopineus strobus* (Hartig, 1937))
 - Korovnice kavkazská (*Dreyfusia nordmanniana* (Eckstein, 1890))
 - Zdobnatka ořechová (*Panaphis juglandis* (Goeze, 1778))
 - Korovnice douglasková (*Gilletteella cooleyi* (Gillette, 1907))
 - Zdobnatka (*Myzocallis walshii* (Riley & Monell, 1879))
 - Kyjatka vlčincová (*Macrosiphum albifrons* Essig, 1911)
(Mlíkovský & Stýblo, 2006; Lukášová & Holuša 2015; Šefrová & Laštůvka 2020)
 - Mery (Psylloidea): na území ČR celkem 124 druhů, nepůvodních 8 druhů (Mlíkovský & Stýblo, 2006).
 - Červci (Coccoidea): invazní druhy na území ČR jsou:
 - Štítenka morušová (*Pseudaulacaspis pentagona* (Targioni Tozzetti, 1886))
 - Puklice hortenziová (*Pulvinaria hydrangeae* Steinweden, 1946)
 - Štítenka brslenová (*Unaspis euonymi* (Comstock, 1881))
 - Křísi (Auchenorrhyncha): invazní druhy na území ČR:
 - Pidikřísek platanový (*Edwardsiana platanicola* (Vidano, 1961))
 - Pidikřísek ligurský (*Eupteryx decemnotata* Rey, 1891)

- Kříšek (*Kyboasca maligna* (Walsch, 1862))
 - Kříšek (*Liguropia juniperi* (Lethierry, 1876))
 - Voskovka zavlečená (*Metcalfa pruinosa* (Say, 1830))
 - Kříšek (*Orientus ishidae* (Matsumura, 1902))
 - Kříšek (*Penestrangania apicalis* (Osborn & Ball, 1898))
 - Kříšek révový (*Scaphoideus titanus* Ball, 1932)
(Šefrová & Laštůvka 2020)
- Motýli (Lepidoptera): řád zastoupený na území ČR mnoha invazními druhy:
- Světlopáska ambroziová (*Acontia candefacta* (Hübner, 1831))
 - Drsnohřbetka žaludová (*Blastobasis glandulella* (Riley, 1871))
 - Makadlovka (*Coleotechnites piceaella* (Kearfott, 1903))
 - Bronzovníček ořešákový (*Coptodisca lucifluella* (Clemens, 1860))
 - Zavíječ zimostrázový (*Cydalima perspectalis* (Walker, 1859))
 - Makadlovka rajčatová (*Tuta absoluta* (Meyrick, 1917))
 - Smutníček kustovnicový (*Scythris buszkoi* Baran, 2004)
 - Klíněnka lipová (*Phyllonorycter issikii* (Kumata, 1963))
 - Klíněnka platanová (*Phyllonorycter platani* (Staudinger, 1870))
 - Klíněnka akátová (*Macrosaccus robiniella* (Clemens, 1859))
 - Molovka zeravová (*Argyresthia thuiella* (Packard, 1871))
 - Molovka jalovcová (*Argyresthia trifasciata* Staudinger, 1871)
 - Vzpříměnka ořešáková (*Caloptilia roscipennella* (Hübner, 1796))
(Lukášová & Holuša 2015; Šefrová & Laštůvka 2020)
- Dvoukřídlí (Diptera): velmi různorodá skupina, na území ČR zastoupena 7640 druhů (Mlíkovský & Stýblo 2006). Nepůvodních evidováno 12 druhů (Šefrová & Laštůvka 2005). Z invazních druhů:
- Komár tygrovaný (tygří) (*Aedes albopictus* (Skuse, 1894))
 - Bejlmorka klikvová (*Dasineura oxycoccana* (Johnson, 1899))
 - Bejlmorka akátová (*Obolodiplosis robiniae* (Haldemann, 1847))
 - Octomilka japonská (*Drosophila suzukii* (Matsumura, 1931))
 - Vrtule ořechová (*Rhagoletis completa* Cresson, 1929)
 - Vrtule rakytníková (*Rhagoletis batava* Hering, 1958)
 - Vrtule višňová (*Rhagoletis cingulata* (Loew, 1862))
 - Koutule skvrnitá (*Clogmia albipunctata* Williston, 1893)
(Šuláková et al. 2014; Šefrová & Laštůvka 2020)
- Brouci (Coleoptera): invazní druhy na území ČR jsou:
- Zrnokaz zmarlikový (*Bruchidius siliquastri* Delobel, 2007)
 - Leskňáček (*Carpophilus lugubris* Murray, 1864)
 - Potemník (*Cynaesus angustus* (LeConte, 1851))

- Vodomil (*Dactylosternum abdominale* (Fabricius, 1792))
 - Bázlivec kukuřičný (*Diabrotica virgifera* LeConte, 1868)
 - Kůrovec (*Dryocoetes himalayensis* Strohmeier, 1908)
 - Leskňáček (*Epuraea ocularis* (Fairmaire, 1849))
 - Kůrovec (*Gnathotrichus materiarius* (Fitch, 1858))
 - Slunéčko východní (*Harmonia axyridis* Pallas, 1773)
 - Krasec (*Ovalisia festiva* (Linné, 1767))
 - Nosatec (*Lignyodes bischoffi* (Blatchley, 1916))
 - Zrnokaz (*Megabruchidius dorsalis* (Fåhraeus, 1839))
 - Lalokonosec (*Otiorhynchus armadillo* (Rossi, 1792))
 - Drabčík (*Phacophallus pallidipennis* (Motschulsky, 1858))
 - Drabčík (*Philonthus ohizumi* Dvořák, 1958)
 - Tesařík (*Semanotus rusicus* (Fabricius, 1776))
 - Lesák (*Silvanus relictus* Reitter, 1876)
 - Leskňáček (*Stelidota geminata* (Say, 1825))
 - Tesařík (*Trichoferus campestris* (Faldermann, 1835))
 - Drtník (*Xylosandrus germanus* (Blandford, 1894))
 - Lýkožrout severský (*Ips duplicatus* (Sahlberg, 1936))
 - Kozlíček smrkový (*Monochamus sutor* (Linné, 1758))
 - Drtník (*Xyleborinus alni* Niiijima, 1909)
 - Bělokaz (*Scolytus koenigi* Schevyrew, 1890)
 - Lýkohub (*Phloeotribus caucasicus* Reitter, 1891)
- (Lukášová & Holuša 2015; Šefrová & Laštůvka 2020):

- Blanokřídli (Hymenoptera): invazní druhy na území ČR jsou:
 - Pilatěnka jilmová (*Aproceros leucopoda* Takeuchi, 1939)
 - Kutilka (*Isodontia mexicana* (Saussure, 1867))
 - Kutilka (*Chalybion californicum* (Saussure, 1867))
 - Pilatka azalková (*Nematus lipovskyi* Smith, 1974)
 - Kutilka americká (*Sceliphron caementarium* (Drury, 1773))
 - Tmavka švestková (*Eurytoma schreineri* Schreiner, 1908)
 - Žlabatka (*Dryocosmus kuriphilus* Yasumatsu, 1951)

(Kapitola et al. 2011; Šefrová & Laštůvka 2020)

3.6 Vybrané invazní druhy hmyzu na území ČR

3.6.1 Kněžice mramorovaná (*Halyomorpha halys*)

Pochází z východní Asie, od roku 2004 se šíří i v Evropě, s prvním výskytem ve Švýcarsku a poté ve zbytku Evropy. V ČR poprvé zjištěna v srpnu roku 2018 (Kment et al. 2019). Tento druh je významným invazním zemědělským škůdcem, který poškozují ovocné stromy (jabloně, broskve a hrušně), zeleninu a řádkové plodiny (hrách setý, kukuřice setá, sója luštinatá) a okrasné rostliny. Kněžice mramorovaná se živí pronikáním sacího ústrojí do rostlinných tkání, následně vypustí trávicí enzymy, které umožňují sání rostlinných tekutin, což má za následek poranění rostlinných tkání odpovídající deformacím, jizvám a změnám barev (Leskey et al. 2012), nekrotickým skvrnám o velikosti 3 mm a poškození pokožky plodů, při vážnějším poškození až deformaci plodů (Jurášková et al. 2020). Současně dochází k sekundárním infekcím, kdy vpichy po sání kněžic umožňují sekundární bakteriální a houbovou infekci. Dochází i k sensorickému znehodnocení lisovaného ovoce, kdy výsledný produkt typicky zapáchá. Tento druh kněžice je přenašečem bakterie fytoplazmy (*Phytoplasma*) (Kment 2016).

U kněžice mramorované se odhaduje, že více než 70 % dospělých jedinců nepřežije zimu a pouze 14 % může přežít až do rozmnožování. Současně jde o druh, u kterého dochází ke kanibalizmu (Costi et al. 2017).

Šíří se pohybem dospělců, kteří dokáží překonat vzdálenost až 5 km denně. Velmi adaptabilní druh, kterému vyhovují podmínky subtropického až mírného pásu (Jurášková et al. 2020).

Kněžice mramorovaná relativně rychle mění hostitele, z tohoto důvodu je složitá chemická ochrana. Po aplikaci insekticidních látek se jedinci přemístí do okolí na hostitele neošetřené a případně zpět po ukončení insekticidní účinnosti (Jurášková et al. 2020).

3.6.2 Štítenka morušová (*Pseudaulacaspis pentagona*)

Polyfágní invazní druh původem ze subtropických oblastí jihovýchodní Asie. V ČR poprvé prokázána roku 2005. Jde o škůdce na ovocných a okrasných dřevinách (broskvoň obecná (*Prunus persica* Batsch, 1801), mandloň obecná (*Prunus dulcis* Webb, 1967), rybíz červený (*Ribes rubrum* Linné, 1753), šeřík obecný (*Syringa vulgaris* Linné, 1753). Při přemnožení napadá listy a plody. Silné napadení vede ke změně barvy listů a jejich předčasnému opadu, znehodnocení plodů, usychání větví, případně i odumření celých stromů. Štítenka morušová je nebezpečným škůdcem zejména v teplejších oblastech (Olbrechtová & Mertelík 2010).

Je považován za hlavního škůdce broskvoní v oblasti východního Středomoří v Turecku (Erkiliq & Uygun 1997). Vzhledem k postupnému rozšíření tohoto druhu v ČR a se vzrůstajícím oteplováním lze očekávat nárůst její škodlivosti v ČR (Olbrechtová & Mertelík 2010).

3.6.3 Křísek révový (*Scaphoideus titanus*)

Polyfágní druh původem ze Severní Ameriky. V ČR zaregistrován roku 2016 na jižní Moravě. Roku 2017 potvrzeno další šíření.

Je jediným známým přenašečem karanténního organismu fytoplazmy zlatého žloutnutí révy (*Vitis* Linné, 1753). Fytoplazmové zlaté žloutnutí révy je považováno za hospodářsky nejvýznamnější chorobu evropské révy vinné ve všech hlavních pěstitelských (Patočková 2018).

3.6.4 Bejlmorka klikvová (*Dasineura oxycoccana*)

Původem ze Severní Ameriky, rychle se šíří v různých zemích Evropy, výskyt v ČR od roku 2016 (Kroutil 2017).

Bejlmorka klikvová je pravděpodobně nejvýznamnějším hmyzím škůdcem brusnic (*Vaccinium* Linné, 1753) ve Spojených státech. Příkladem pokles produkce plodů brusnice borůvky (*Vaccinium myrtillus* Linné, 1753) může dosáhnout 20–85 %. Závažnost poškození bývá závislá na mírnějších klimatických podmínkách a současně s vyššími teplotami během zimních období. Vítr je velmi důležitým faktorem v šíření tohoto škůdce (Surviliéné & Kazlauskaitė 2019).

3.6.5 Kůrovec (*Dryocoetes himalayensis*)

Dryocoetes himalayensis je invazivním druhem původem z jižní Asie, resp. oblasti Himaláje. V Evropě zaznamenán roku 1975 ve Francii, 1980 ve Švýcarsku (Foit et al. 2017) a v ČR zaznamenán roku 2009 (Knížek 2011). Rozšíření zejména na jižní Moravě (Foit et al. 2017).

Jeho výskyt na ořešácích (*Juglans* Linné, 1753) je spojován s jejich chřadnutím a odumíráním, není zřejmé, zda jde o příčinu, či následek. Ořešák je hostitelským stromem nejen v ČR, ale i v místě původu, lze tedy předpokládat šíření do míst, kde se ořešáky pěstují (Foit et al. 2017).

Dryocoetes himalayensis je invazní druh s málo známou ekologií (Foit et al. 2017).

3.6.6 Krasec (*Ovalisia festiva*)

Ovalisia festiva je brouk původem ze Středomoří, v ČR zaznamenán roku 2017. K zavlečení dochází při dovozu hostitelských rostlin, těmi jsou jalovce (*Juniperus* Linné, 1753), zeravy (*Thuja* Linné, 1753) a cypřiše (*Cupressus* Linné, 1753) (Bílý 2017).

Stromy (převážně v městských oblastech) namáhané vysokou teplotou, nebo suchem jsou velmi citlivé na nové hmyzí škůdce. Larvy tohoto brouka vytvářejí ve dřevu dlouhé chodbičky, které vyplňují pilinami a trusem. U napadených stromů dochází k postupnému žloutnutí, řídnutí koruny a odumírání větví, nebo celých stromů. Napadené rostliny je schopen je zabít během 2–3 let. Napadené rostliny lze vzdáleně rozeznat podle suchých, načervenalých jehlic. Nejspolehlivější a neinvazivní identifikací je přítomnost oválných výstupních otvorů (0,3–0,5 mm v průměru), které jsou pro tohoto škůdce charakteristické (Jendek et al. 2018).

3.6.7 Pilatěnka jilmová (*Aproceros leucopoda*)

Pilatěnka jilmová, označována jako listovka, je listožravý škůdce jilmů (*Ulmus* Linné, 1753). Do roku 2012 evidována ve všech sousedních státech. V ČR zaregistrována roku 2013. Do Evropy zavlečena pravděpodobně z jihovýchodní Asie na dovezených rostlinách jilmu.

Žír larev na jilmových listech může způsobit defoliaci jilmů. Žír larev na listech probíhá nejprve mezi žilnatinou, později je zkonsumován list celý, kromě střední žilky. Podle studií prováděných v Rumunsku může defoliace do začátku července dosáhnout až 98 % listové plochy. To může způsobit sekundární rašení pupenů, kdy nové listy mohou být také požrány, což vede k odumírání větvíček. Úhyn celých stromů není evidován, ale opakovaná defoliace vede ke snížení vitality stromů a snižuje jejich estetickou hodnotu.

Je vysoce pravděpodobné, že pilatěnka je schopna se trvale usídlit v České republice a lze předpokládat, že se bude v České republice množit a velice rychle šířit. Především díky schopnosti partenogenetického rozmnožování, rychlému vývojovému cyklu a nedostatku přirozených nepřátel. Současně jsou v ČR pro pilatěnku vhodné klimatické podmínky.

V boji proti tomuto škůdci je mimo použití insekticidů možné vypustit přirozeného parazitoida, kuklici (*Blondelia nigripes* (Fallén, 1910)) do prostředí. Bohužel rozsah jejich hostitelů je široký, a není proti pilatěnce efektivní (Jurášková 2013; Lukášová & Holuša 2015).

3.6.8 Pilatka azalková (*Nematus lipovskyi*)

Pilatka azalková je původem z východu USA, v Evropě zaznamenána roku 2010 v ČR (Kapitola & Pekárková 2013). Současně, skutečnost, že tato pilatka byla původně detekována v USA, nemusí znamenat, že tento druh pochází odtud (Šípek & Macek 2015).

V ČR pilatka poprvé zaznamenána v roce 2010 na základě zjištění výskytu larev při žíru listů pěnišníku měkkého (*Rhododendron molle* Don, 1834) v Botanické zahradě Univerzity Karlovy v Praze. Kvůli selhání odchovu druhu, byla spolehlivě identifikována až v roce 2013, kdy byly samice sbírané přímo z rododendronových keřů. Veškerý materiál byl předložen k identifikaci na Entomologické oddělení Národního muzea v Praze. Druh byl identifikován na základě původního popisu Smitha (Šípek & Macek 2015).

Je škůdce na rostlinách rodu pěnišník (*Rhododendron* Linné, 1753). Poškozuje rostlinu žírem, což vede k oslabení a estetickému znehodnocení rostliny. Přesto fyto-sanitární riziko je pro území ČR hodnoceno jako nízké (Kapitola & Pekárková 2013).

Hromadný výskyt pilatek může vést k úplné defoliaci, která zabraňuje rostlině v rozmnožování. Navíc po třech po sobě jdoucích letech a defoliaci rostlin jsou tyto rostliny viditelně slabší a částečně odumírají (Šípek & Macek 2015).

Rozhodujícím způsobem šíření pilatky je tedy přemísťování školkařských výpěstků na místa výsadby, kdy na pupenech jsou nakladena vajíčka pilatky.

Housenice jsou zpočátku svého vývoje gregarické (zdržují se ve skupinách) a ožírají listy podél jejich okrajů, starší larvy konzumují zbylé části. Po holožíru pak na větvích pěnišníků zůstávají pouze střední žilky listů.

Přítomnost pilatky na lokalitě bývá poprvé zpozorována podle žíru na listech a květech, často až v době, kdy housenice ukončují nebo již ukončily žír. Během léta až zimy pak přichází

v úvahu i detekce zámoťků, v nichž diapauzují prepupy, v půdním substrátu pod keři pěnišníků, nebo zjara příštího roku detekce kukel před vylíhnutím dospělců (Kapitola & Pekárková 2013).

3.6.9 Žlabatka (*Dryocosmus kuriphilus*)

Dryocosmus kuriphilus je původem z Číny, odkud se šířila do Koreje a Japonska. V USA zaznamenána roku 1974. V Evropě zaznamenána poprvé v Itálii roku 2002 (Spurná & Růžička 2010). První výskyt v ČR zaznamenán roku 2012 na dovezených rostlinách z Itálie, přičemž většina rostlina byla dohledána. Následně nebyl výskyt žlabatky v ČR potvrzen, až do roku 2020, kdy byla zaznamenána v Praze (ÚKZÚZ 2020).

Šíření probíhá dovozem hostitelských rostlin a zároveň se žlabatka dále šíří přeletem. Rychlost postupu tohoto druhu může být až 25 km/rok (Spurná & Růžička 2010).

Dryocosmus kuriphilus napadá rostliny rodu kaštanovník (*Castanea spp.* Mill, 1754). Rostliny rodu jírovec (*Aesculus* Linné, 1753) nenapadá (Spurná & Růžička 2010).

Vzhledem k existenci přirozených nepřátel v zemích svého původu, nepředstavuje tento druh v Číně významné riziko. Naopak je tento druh považován za celosvětově nejvážnějšího hmyzího škůdce kaštanovníku. Při opakovaném silném napadení stromy chřadnou a mohou i odumřít (Spurná & Růžička 2010), jsou náchylnější k houbovým rakovinám stonků (Kato & Hijii 1997). Ztráty na produkci plodů odpovídají 50-70 %. Žlabatka je tedy rizikem zejména pro země, kde se pěstují kaštanovníky ve větší míře. Na území ČR by šlo spíše o dopady estetické (Spurná & Růžička 2010).

V důsledku zavlečení žlabatky na území EU, vydala Evropská komise v roce 2006 rozhodnutí 464/ES. Opatření zahrnovalo požadavek, aby dovážené rostliny kaštanovníku pocházely ze zemí bez výskytu tohoto invazního druhu, případně ze zemí bez výskytu žlabatky. Opatření šíření nezabránilo, a proto bylo v roce 2014 zrušeno (dle rozhodnutí 690/EU) (ÚKZÚZ 2014).

3.6.10 Koutule skvrnitá (*Clogmia albipunctata*)

Koutule skvrnitá je původem z tropických a subtropických oblastí, ČR zaznamenána roku 2011. Je druhem vázaným na antropogenní prostředí, kde přežívá zimní období. Představuje zdravotní riziko pro člověka, jako přenašeč bakteriálních infekcí a současně je mykotickým druhem, případně mohou vyvolat astma (Šuláková et al. 2014).

3.6.11 Vrtule ořechová (*Rhagoletis completa*)

Původem ze severní Ameriky, v ČR zaznamenána roku 2017 na jižní Moravě.

Je škůdce všech druhů ořešáku (*Juglans spp.*). V severní Americe popsáno poškození broskvoně (*Prunus persica*). Na napadených plodech jsou pozorovatelné stopy po kladení vajíček a barevné změny na slupce. Při časném napadení se plody scvrkávají, měknou a předčasně opadávají. Napadení bývá nerovnoměrné, strom může být napaden z více než 50 % a sousední stromy žádné napadení nemusí vykazovat (Jurášková 2020).

3.6.12 Vrtule rakytníková (*Rhagoletis batava*)

Druh původem ze Sibiře. V ČR zaznamenána roku 2017.

Je typickým monofágem a napadá rakytník řešetlákový (*Hippophae rhamnoides* Linné, 1753). Napadené plody hnijí, usychají a opadávají. V oblasti svého původu způsobuje až 100 % ztráty úrody rakytníku (Ouředníčková & Skalský 2021).

3.6.13 Vrtule višňová (*Rhagoletis cingulata*)

Původem z jihovýchodu USA, v Evropě zaznamenána roku 1983 ve Švýcarsku. V ČR od roku 2014 (okresy Strakonice a Hodonín).

Je škůdcem třešní a višní. Příznakem napadení jsou viditelné vpichy na plodech v místě kladení vajíček. Vylíhlé larvy způsobují červivost, případně doprovázenou houbovými chorobami. V sousedním Německu dosahuje napadení višní 20-30 % (Ouředníčková & Skalský 2021).

3.6.14 Slunéčko východní (*Harmonia axyridis*)

Původem z východní Asie – Japonsko, Čína, Mongolsko, Korea, Vietnam, ruská Sibiř. V důsledku zavlečení zdomácnělo v Severní Americe na konci 70. let 20. století. V ČR zaznamenáno roku 2006.

V Evropě byla v 80. letech 20. století snaha o využití slunéčka jako biologické ochrany, resp. ochrany proti mšicím. K rozšíření po Evropě došlo pravděpodobně z Holandska, odkud byla, v rámci obchodu, slunéčka exportována po Evropě, a dále používána pro ochranu skleníkových kultur.

Je škůdcem užitečného hmyzu, kdy pojídá jejich vajíčka a larvy, čímž potlačuje původní druhy a omezují biodiverzitu. Při nedostatku potravy je kanibalizující na mladších vývojových stádiích svého druhu. Způsobuje též hygienické problémy, dospělci obsahují jedovatou hemolymfu, kterou vylučují. A jelikož v případě potřeby se dospělci živí náhradní potravou, typicky dužninou jablek, hrušek nebo bobulí vinné révy, přičemž napadají dříve poškozené plody, zůstávají uvnitř plodů i v době sklizně a mohou být lisovány do moštu, čímž se uvolní hořké a jedovaté alkaloidy a páchnoucí metoxypyrazíny. Produkt je tímto znehodnocen. Nežádoucím estetickým vlivem je vylučování hemolymfy na stěnách budov, kde tvoří skvrny a případné ulpívání hemolymfy na rukách po manipulaci se slunéčkem (Skuhrovec et al. 2018). Současně je užitečný jako predátor mšic, molíc, mer, třásněnek a roztočů. Předpokládá se, že samice může denně spotřebovat až 45 mšic, samec 19, při průměrné délce těla 1 mm.

Složky chemické imunitní ochrany slunéčka, harmonin a antimikrobiální peptidy, jsou předmětem výzkumu pro použití v humánním a veterinárním lékařství.

Výjimečně se dospělci dožívají až 3 let (Skuhrovec et al. 2018).

3.6.15 Vroubenka americká (*Leptoglossus occidentalis*)

Druh původem ze západní Severní Ameriky. V Evropě zaznamenána roku 1999 v Itálii. V ČR zaznamenána roku 2006 v Brně (Kment & Beránek 2008).

Je škůdcem více než 40 druhů, zejména jehličnatých rostlin. Zejména napadá douglasku tisolistou (*Pseudotsuga menziesii* Franco, 1950), druhy borovic (*Pinus spp.* Linné, 1753), jedlí (*Abies spp.* Miller, 1754), smrků (*Picea spp.* Dietr, 1826), dále cedry (*Cedrus spp.* Trew, 1838) i citrusy (*Citrus spp.* Linné, 1753), dokonce řešík pistáciový (*Pistacia vera* Linné, 1753) (Kment & Baňar 2007).

Saje na mladých a vyvíjejících se šiškách, v chladnějších měsících na bázi jehlic. V přírodních podmínkách dokáže vroubenka americká zničit až 40 % semen douglasky. Při pokusech ve venkovních izolátorech až 70 %. Aklimatizace vroubenka by mohla vést ke škodám a následnému snížení výnosu osiva v uznaných porostech borovice lesní (*Pinus sylvestris* Linné, 1753), příp. douglasky. Vroubenka by mohla mít negativní vliv na přirozenou obnovu borovice (Kment & Baňar 2007).

3.7 Detailní popis vybraných invazních druhů hmyzu na území ČR

3.7.1 Zavíječ zimostrázový (*Cydalima perspectalis*)

3.7.1.1 Charakteristika

Hmyz řádu Lepidoptera, z čeledi Crambidae. Motýli, viditelné v příloze 9, jsou bíle zbarvení s širokými hnědými lemy křídel. Rozpětí křídel až 40 mm. Snáší 20-30 vajíček. V příloze 10 jsou housenky těsně po vylíhnutí, které jsou žluté, v pozdější fázi vývoje, patrně z přílohy 11, jsou housenky zelené s černými a bílými pruhy. Na každém článku dva páry černých skvrnek. Dospělé housenky s délkou až 40 mm. Kukly, viditelné v příloze 12, jsou zelené, na hřbetě žluté, s tmavými podélnými pruhy (Patočková & Beránek 2019).

3.7.1.2 Životní cyklus

V zemích svého původu má až čtyři generace ročně, zejména v jižní Evropě je schopen dokončit více než dvě generace ročně (Nacambo et al. 2013), v ČR zpravidla dvě generace ročně (Patočková & Beránek 2019). Životní cyklus je zobrazen v příloze 13.

Přezimují housenky 1.-3. instaru mezi listy zimostrázu (příloha 14 a 15). Jakmile je teplota vyšší než 7 °C, přibližně od začátku jara do poloviny dubna housenky započínají jarní žír. Obvykle po 10 dnech jsou pozorovatelné typické černo-zelené housenky 4.-6. instaru. Od poloviny května dochází k zakuklení housenek 7. instaru, které trvá, v závislosti na teplotě, 14 i více dnů. První generace motýlů se líhne od konce května do půlky června. Let motýla trvá 4–6 týdnů.

Samičky kladou vajíčka v mnoha snůškách na spodní stranu listů (příloha 16), z který se po 1–2 týdnech líhnou housenky 2. generace (příloha 17). Druhá generace housenek je pozorovatelná od poloviny června.

Nejintenzivnější žír provádějí housenky 4.-6. instaru, tedy černo-zelené housenky, které se volně rozlézají po rostlině (Patočková & Beránek 2019).

Zimní diapauza nastává v larválním stádiu, je vázaná na délku dne a teplotu larvy. O ukončení diapauzy, kromě tepelných požadavků, není více známo (Nacambo et al. 2013).

3.7.1.3 Negativní vliv

Zavíječ zimostrázový představuje riziko pro i pro volně žijící zimostrázy. Housenky žírem poškozují keře. Žír housenek probíhá velmi rychle. Napadání keřů je často odhaleno v momentě, kdy je keř silně poškozen (příloha 18). Housenky poškodí více lístků, než spotřebují. Žír je tedy plýtvavý a poškozené listy následně zasychají, nebo opadají. Keře jsou výrazně esteticky znehodnoceny. V případě holožiru rostliny dochází k její likvidaci (Patočková & Beránek 2019).

Larvy se živí hlavně listy, ale mohou napadat i kůru. Mladé larvy se živí spodním povrchem listu, starší larvální stádia se živí spíše uvnitř keře. Častá je celková defoliace (odlistění) a obvykle vede k úhynu jedince. Účinek zavíječe zimostrázového se často zhoršuje výskytem spály, způsobené houbovým patogenem *Cylindrocladium buxicola* Morgan, 1982,

další invazní druh, který se do Evropy dostal několik let před zavíječem zimostrázovým (Kenis et al. 2013).

V přírodní rezervaci Grenzach-Whylen v Německu, která hostí buxusový les, všechny keře ztratily více než 90 % listů a 27 % z nich ztratilo všechny listy. Ještě znepokojivější je, že i přes silný pokles populace zavíječe zimostrázového v roce 2011, odhalil experiment se značením stromů, že buxusy se v roce 2012 nezregenerovaly, a že všechny rostliny, které byly v roce 2010 zcela odlistěny, uhynuly. To naznačuje, že zimostrázy nejsou schopny přežít úplnou defoliaci (Kenis et al. 2013).

3.7.1.4 Historie, původ, expanze

Hmyz původem z jihovýchodní Asie, konkrétně Japonska, Koreje a Číny. První výskyt v Evropě zaznamenán roku 2007 v Německu a Nizozemsku. Do roku 2013 byl registrován v mnoha dalších státech Evropy (Švýcarsko, Anglie, Francie, Rakousko, Chorvatsko, Belgie, Maďarsko, Itálie, Rumunsko, Slovensko a Slovinsko) (Nacambo et al. 2013). Od roku 2011 v ČR (Patočková & Beránek 2019).

Je pravděpodobné, že zavíječ zimostrázový se do Evropy dostal na zahradnických buxusových rostlinách dovezených z Číny, protože téměř všechny mimoevropské importy *Buxus spp.* do Evropy pocházejí odtud (Nacambo et al. 2013). Zavíječ zimostrázový se v Evropě dále rozšířil aktivně (spontánně) i pasivně transportem napadených hostitelských rostlin *Buxus spp.* (Kulfan et al. 2020).

Zavíječ zimostrázový se živý všemi nejčastěji vysazovanými druhy a odrůdami zimostrázů. Vzhledem k množství vysazovaných zimostrázů není jeho šíření v Evropě omezeno zdroji potravy.

Více generačních cyklů za rok zvyšuje kapacitu šíření, současně s náhodným zavlečením na hostitelské rostlině.

Expanze v podstatě není omezena konkurencí jiných býložravců.

Dospělý zavíječ se může aktivně šířit rychlostí přibližně 10 km za rok (Nacambo et al. 2013).

3.7.1.5 Faktory ovlivňující expanzi

Hlavními omezujícími faktory jsou abiotické. Zejména teplota, délka dne a vlhkost (Nacambo et al. 2013).

Předpokládá se, že chladná horská oblast poskytuje méně vhodné podmínky pro šíření tohoto druhu, vedoucí k mírnému, nebo žádnému poškození zimostrázů (Kulfan et al. 2020). Zimostrázy napadené zavíječem zimostrázovým byly zaznamenány na většině lokalit v nadmořských výškách 110 až 400 m s průměrnou roční teplotou 10,5 až 7,9 °C. Vysoké poškození zimostrázů bylo zjištěno v lokalitách do 340 m n. m. vyznačující se průměrnými ročními teplotami nad 8,5 °C. Výsledky sledování naznačují vysokou pravděpodobnost (>60 %) jakéhokoli poškození zimostrázů pro oblast do cca 300 m n. m. (průměrná roční teplota nad 8,4 °C) a vysoká pravděpodobnost (>60 %) vysokých škod pro oblast do cca 250 m n. m.

(průměrná roční teplota nad 9 °C). Oblasti, kde bylo poškození zimostrázů předpovídáno pomocí nadmořské výšky, se velmi překrývalo s oblastí předpovídanou pomocí průměrné roční teploty (Kulfan et al. 2020).

Evropská unie neomezuje obchod s živými rostlinami, zavíječ zimostrázový není uveden ve směrnici ES o zdraví rostlin a není klasifikován jako karanténní EPPO (Kenis et al. 2013).

3.7.1.6 Monitoring, prognóza, opatření

Ochranou proti zavíječi je včasné zjištění výskytu, kdy se kontrola doporučuje od 2. poloviny března, do konce října. Výskyt dospělců se zachycuje pomocí feromonových, nebo světelných lapačů (Patočková & Beránek 2019).

3.7.1.7 Způsoby likvidace

V zamořených oblastech nelze udržovat zdravé buxusy bez chemického ošetření, nebo pracného mechanického odstranění larev. Pěstované buxusy lze chránit chemickými insekticidy, nebo biopesticidy na bázi bakterie *Bacillus thuringiensis* Berliner, 1915. V soukromých zahradách, s malým počtem rostlin rodu zimostráz, může být zavíječ regulován ručním sběrem housenek, setřásáním ze stromů, nebo postřikem proudem vody. V lesích a rozsáhlejších plochách však tyto metody nejsou adekvátní (Kenis et al. 2013). Při aplikaci insekticidní ochrany je důležité, aby přípravek pronikl až k housenkám uvnitř keře. Lze používat přípravky zaregistrované k insekticidní ochraně proti housenkám, nebo žravým škůdcům na okrasných rostlinách (Patočková & Beránek 2019).

3.7.1.7.1 Alternativní způsob

Taktika ochrany proti škůdcům je často založena na použití chemických insekticidů, zatímco proti tomuto hmyzu nejsou k dispozici výrobky šetrné k životnímu prostředí. Aplikace esenciálních olejů může poskytnout účinnou ochranu proti ovipozici (kladení vajíček) a následně poškodit larvy. Prevence/redukce ovipozice pomocí skořicových, eukalyptových a levandulových esenciálních olejů bylo testováno na samici zavíječe zimostrázového v behaviorálních biologických zkouškách. Výsledky naznačily, že všechny studované esenciální oleje mohou být adekvátními preventivními/likvidačními prostředky, přičemž skořicový olej vykazoval nejsilnější účinek. Tyto výsledky mohou sloužit jako základ pro vývoj praktické metody ochrany rostlin bez insekticidů proti tomuto invaznímu druhu. Každý testovaný esenciální olej významně snížil počet snesených vajíček u ošetřených rostlin ve srovnání s kontrolními rostlinami. Nejvyšší odrazující účinek byl pozorován v případě skořice, na ošetřené rostlině bylo nalezeno o 75 % méně vajíček ve srovnání s kontrolním vzorkem. Eukalyptový olej také snížil počet vajíček nakladených na ošetřené rostliny, i když v menší míře, a levandule způsobila nejnižší účinek z těchto esenciálních olejů. U všech uvedených esenciálních olejů byl prokázán významný účinek redukující ovipozici (Szelényi et al. 2020).

3.7.2 Sršeň asijská (*Vespa velutina*)

3.7.2.1 Charakteristika

Hmyz řádu Hymenoptera, z čeledi Vespidae. Sršeň (příloha 19) je tmavě hnědá, pokrytá nažloutlými chloupky, s oranžovým čtvrtým zadečkovým článkem. Přední část hlavy žlutooranžová. Nohy žluté. Královny měří okolo 3 cm a jsou větší než samci, kteří měří 1,8 – 2,3 cm, dělnice okolo 2 cm (Görner 2016).

Může docházet k záměně s jinými druhy sršňů (příloha 20). Nejpodobnější druhem je sršeň obecná (*Vespa crabro* Linné, 1758), která je větší a je jinak zbarvená (Görner 2016).

3.7.2.2 Životní cyklus

Přezimují pouze oplodněné královny, ty v korunách stromů, keřích, případně v budovách zakládají v březnu a dubnu nová hnízda. Hnízdo zakládá vždy pouze jedna královna. Hnízda staví menší o průměru přibližně 30 cm. Po vytvoření dostatečně velké kolonie staví hnízdo větší, o průměru až 1 m, kde žijí až tisíce jedinců (Görner 2016). Životní cyklus je patrný v příloze 21.

3.7.2.3 Negativní vliv

Ve svém původním areálu aktivně vyhledává a loví včely medonosné a napadá včelstva. Predace opylovačů může ovlivnit opylování divokých a kulturních rostlin, resp. opylovací proces, predace včelích úlů může mít dopad na produkci medu (Barbet-Massin et al. 2013). Evropské včely, oproti asijským druhům včel, postrádají obranné strategie vůči tomuto druhu sršně. Sršeň asijská může útočit i na lidi, na rozdíl od sršně obecné, která vetřelce pronásleduje v řádu desítek metrů od hnízda, tato pronásleduje vytrvale do doby, než dá žihadlo (Görner 2016).

3.7.2.4 Historie, původ, expanze

Původem je sršeň asijská z oblasti severovýchodní Indie, jižní a střední Číny, Indonésie – zejména ostrov Jáva (Görner 2016). Do Evropy zavlečena v roce 2004, první registrace ve Francii. Šíří se z Francie dále zejména severovýchodním směrem, a to rychlostí až 100 km/rok. V roce 2010 registrována ve Španělsku, později v Portugalsku. V roce 2011 Belgie, Itálie 2013, Německo 2014. V ČR dosud neregistrována (Görner 2016). V roce 2010 areál rozšíření odpovídal 160 000 km² (Barbet-Massin et al. 2013).

3.7.2.5 Faktory ovlivňující expanzi

V evropské přírodě nemá sršeň asijská přirozené nepřátele (BC AV ČR 2020). Na počátku zimního období mohou hnízda drancovat sýkory, sojky a žluna. V průběhu sezóny může sršeň asijskou lovit včelojed lesní, nebo vlha pestrá. Stejně tak je zaznamenán případ parazitujících jedinců z čeledi ocnatkovití (Conopidae), nebo hlístic rodu *Pheromermis* Lane &

Thomas, 1976. Vzhledem k početnosti populací sršní asijských jde v těchto případech o zanedbatelný vliv. (Görner 2016).

3.7.2.6 Monitoring, prognóza, opatření

Monitoring se provádí třemi způsoby. Odchytem dospělých jedinců, vyhledáváním hnízd a pozorováním sršně asijské v blízkosti květů a včelnic při lovu včel. Pro odchyt dospělých jedinců je využíváno pastí. Návnady na bázi cukru jsou využívány k odchytu královen, a to zejména na jaře. Návnady na bázi bílkovin jsou používány především k odchytu dělnic (Lioy et al. 2020).

Pasti na sršně jsou používány k monitorování přítomnosti sršně asijské, nebo při poměrně vyšší hustotě jako doplňková metoda odchytu. Podíl necílového hmyzu v pasti však zdůrazňuje nutnost vývoje alternativních technik monitorování a kontroly. Celkové úlovky sršně asijské jsou skrovné ve srovnání s vedlejšími úlovky necílového hmyzu, jelikož nejúspěšnější pasti uloví na jaře 3,65 % cílového druhu a 1,35 % na podzim z celkově odchyteného hmyzu (Lioy et al. 2020).

Predikce v rozšíření odhadují Barbet-Massin et al. (2013), potenciální riziko invaze tohoto sršně bylo odhadnuto modelováním druhové klimatické vhodnosti po celém světě. Dalším projektováním těchto modelů byly odhadnuty předpokládané trendy rizika invaze související se změnou klimatu. Předpovídají zvýšení klimatické vhodnosti pro sršně asijskou na severní polokouli, zejména v blízkosti již napadeného rozsahu v Evropě. Podle klimatických modelů nebude šíření sršně asijské čelit žádné klimatické překážce, aby se rozšířila do Spojeného království a Irska, severozápadního Německa a Dánska. Předpokládaná invaze na klimaticky vhodná místa podél východoamerického pobřeží by mohla vést k invazi do celých Spojených států amerických, jako důsledek zvýšené vhodnosti vyplývající z budoucí změny klimatu (Barbet-Massin et al. 2013). Scénáře budoucího podnebí zahrnují předpovědi z pěti globálních cirkulačních modelů a tří zpráv o emisních scénářích. Předpokládá se zvýšení rizika invaze ve střední a východní Evropě, blízko již napadeného evropského rozsahu. Tyto oblasti, s nejvyšší hustotou včelstev v Evropě, by mohly trpět potenciální predací sršně asijské na opylovače (Barbet-Massin et al. 2013).

3.7.2.7 Způsoby likvidace

Zatím neexistuje efektivní likvidace tohoto druh. Ve Francii byla (a jsou) odstraňována hnízda, ovšem bez významného snížení populace. Francouzští zemědělci se vracejí k tradičnímu způsobu, kdy v období jara lákají královny na pasti tvořené z plastové láhve naplněné černým pivem s cukrem (Görner 2016).

Používají se otrávené návnady, u kterých vzniká problém, že usmrcují i domácí druhy vos a sršní. Ve Francii se testuje možnost biologického boje proti sršni asijské za použití entomopatogenních hub *Metarhizium robertsii* Sorokin, 1883 a *Baeuveria bassiana* Vuill, 1912 (BC AV ČR 2020).

Nejlepším současným přístupem je vstříknout do hnízd permethrin, biocid s poločasem rozpadu 28–38 dní na zemi a 10 dní na vegetaci (Ruiz-Cristi et al. 2020).

Včela východní (*Apis cerana* Fabricius 1793), asijský druh včely, se dokáže útokům sršně asijské bránit. Dělnice obklopí útočící sršeň, obalí ji, vytvoří tzv. „tepelnou kouli.“ Zvýší teplotu v jádře vzniklého klubka až na 46 °C a současně se zvýší koncentrace CO₂ na přibližně 3,7 %, tedy podmínky neslučitelné se životem sršně. Včela medonosná (*Apis mellifera* Linné, 1758) tuto schopnost nemá (BC AV ČR 2020). Včely přežívají teploty přes 50 °C (Sugahara & Sakamoto 2009).

Sršeň asijská hůře snáší postupný nárůst teploty než okamžité zvýšení teploty. Resp. v experimentu umírají rychleji sršni, kterým se teplota zvyšuje postupně (Ruiz-Cristi et al. 2020).

Žádná současná kontrolní (likvidační) metoda není ekologická a efektivní současně. Nejslibnější technikou pro rychlé zničení hnízd sršně může být vstřikování páry, protože vlhký systém proudění vzduchu zabil všechny sršně během 13 sekund, a proto by mohl být dobrým kandidátem na metodu „ekologické“ likvidace hnízda (Ruiz-Cristi et al. 2020).

4 Závěr

Sir Isaac Newton prezentuje ve své publikaci *Philosophiæ Naturalis Principia Mathematica* z roku 1687, kde hovoří mimo jiné o pohybových zákonech, vztah akce a reakce. Tuto myšlenku lze aplikovat, parafrázovat i do procesu biologických invazí. Obdobně jako ostatní probíhající děje, tak i antropogenní činnost vždy vyvolává reakci. Veškerá antropogenní činnost více, či méně, ovlivňuje prostředí lokálně a/nebo globálně. Dochází k ovlivňování vlastností prostředí, které může vyústit k rozšíření rostlinných a živočišných druhů mimo původní, přirozený areál. Pravidelně jsou v různých, takřka všech, oblastech celého světa, objevovány nové druhy v dané oblasti dříve nepozorované. Objevy jsou podpořeny hlubším výzkumem/průzkumem, kdy v minulosti nebyly druhy zaregistrovány. Současně jde i o druhy, které objektivně nemohly být registrovány, jelikož se v dané oblasti nevyskytovaly, zde hovoříme o nepůvodních, a za splnění dalších podmínek i invazních druzích.

Nejvýznamnější počet invazních druhů je, v rámci území ČR, registrován v rostlinné říši. Invaze hmyzích druhů, v rámci evidence, není tak početná. Bohužel tento stav nemusí být z přírodního hlediska objektivní, zejména k relativně krátké době intenzivního výzkumu nepůvodních a invazních druhů hmyzu. Některé druhy hmyzu, vzhledem k způsobu života a velikosti, není snadné registrovat. Nejpočetnější podíl invazního hmyzu na území ČR je zastoupen fytofágními druhy, i tento fakt může mít významnou spojitost s rozšířením invazních druhů rostlin na našem území a lze očekávat další invaze druhů.

U invazních druhů lze sledovat podobné vlastnosti, které ovlivňují úspěch invaze. Invazní druhy jsou obvykle charakterizovány rychlým a vysokým populačním růstem s relativně krátkou generační dobou, v porovnání s místními druhy. Zároveň mívají oproti místním druhům schopnost existence v širším spektru životních podmínek. V rámci invazí jsou úspěšnější druhy, které se ve svém přirozeném areálu vyskytují na rozsáhlejších územích. Invazní druhy obvykle v zasaženém území nemají přirozené nepřátele, nebo je jejich počet menší než v původním areálu. Současně v novém prostředí bývá dostatek, až neomezené množství potravních zdrojů.

Lidstvo by mělo, a to na celosvětové úrovni, spolupracovat na minimalizaci invazí druhů. Přestože bylo a je v této souvislosti realizováno mnoho projektů, které jsou často podporovány státními institucemi, zejména finančně, bývá přínos těchto akcí sporný a v horizontu jednotek let nelze očekávat významné zlepšení.

Při současných globálních změnách a v zásadě neregulovaných lidských vlivech lze očekávat další expanzi druhů z původních na nová stanoviště. Závažným ukazatelem může být stav, kdy se invazní druhy dále šíří i mimo předpokládanou oblast invaze, obvykle ohraničenou klimatickými vlastnostmi stanoviště, včetně nadmořské výšky.

Ideálním stavem je předcházení invaze druhu a jeho negativnímu vlivu. Řešení následků bývá nákladné a s nezaručeným výsledkem. Případně řešení následků může problém prohlubovat, a to používáním nevhodných opatření a přípravků. Při likvidaci invazních druhů, které v novém stanovišti působí jako škůdci, dochází i k likvidaci přirozených druhů, případně k negativnímu vlivu na prostředí insekticidy. Konečně, i přes úspěšné zásahy proti invaznímu druhu, a to jak v rostlinné, živočišné, nebo výhradně v hmyzí říši, jsou návraty k standardnímu

stavu zdlouhavé a při relativně krátkém životě člověka někdy i nemožné, respektive za život jedince nemusí být pozorovatelné.

Lze považovat za důležité, aby tak jako v problematice globálních klimatických změn a v mnohých dalších zásadních a do jisté míry podřízených otázkách typu fosilních zdrojů, odpadového hospodářství, spotřeby vody a energií, produkce a spotřeby potravin apod., aby i v otázce invazí druhů bylo postupováno rozumně a s rozvahou, perspektivně a v kontextu dalších, i výše uvedených témat, a na základě vědeckých a odborných poznatků.

5 Literatura

Barbet-Massin M, Rome Q, Muller F, Perrad A, Villemant C, Jiguet F. 2013. Climate change increases the risk of invasion by the Yellow-legged hornet. *Biological Conservation* **157**:4-10.

Bílý S. 2017. Krasci Velké Prahy po 35 letech. *Živa* **6**:300.

Blackburn TM, Cassey P, Duncan RP, Evans KL, Gaston KJ. 2004. Avian extinction and mammalian introductions on oceanic islands. *Science*. **305**: 1955–1958. DOI: 10.1126/science.1101617.

Blackburn TM, Cassey P, Lockwood JL. 2009b. The role of species traits in overcoming the small initial population sizes of exotic birds. *Global Change Biology*. DOI: 10.1111/j.1365-2486.2008.01841.x.

Blackburn TM, Lockwood JL, Cassey P. 2009a. *Avian invasions*. Oxford University Press, UK.

Brooks ML, D'Antonio CM, Richardson DM, Grace JB, Keeley JE. 2004. Effects of invasive alien plants on fire regimes. *BioScience* **54**:677–88.

Case TJ. 1990. Invasion resistance arises in strongly interacting species-rich model competition communities. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **87**: 9610–9614.

Causton CE, Peck SB, Sinclair BJ, Roque-Albel L, Hodgson CJ, Landry B. 2006. Alien insects: threats and implications for conservation of Galápagos Islands. *Ann Entomol Soc Am* **99**:121–143.

Costi E, Haye T, Maistrello L. 2017. Biological parameters of the invasive brown marmorated stink bug, *Halyomorpha halys*, in southern Europe. *Journal of Pest Science* **90**:1059–1067.

Crawley MJ, Gray AJ, Crawley MJ, Edwards PJ. 1987. What makes a community invulnerable? Colonization, Succession, and Stability. *Blackwell Scientific* 429–453.

D'Antonio CM. 1993. Mechanisms controlling invasions of coastal plant communities by the alien succulent *Carpobrotus edulis*. *Ecology* **74**: 83–95.

Davis MA, Grime JP, Thompson K. 2000. Fluctuating resources in plant communities: a general theory of invasibility. *Journal of Ecology* **88**:528–34.

Davis MA, Wragge K, Reich PB. 1998. Competition between tree seedlings and herbaceous vegetation: support for a theory of resource supply and demand. *Journal of Ecology* **86**: 652–661.

Directorate-General for Environment, European Commission. 2014. EU Regulation 1143/2014 on Invasive Alien Species. Brusel. Belgium.

Ellstrand NC, Schierenbeck KA. 2000. Hybridization as a stimulus for the evolution of invasiveness in plants? *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* **97**: 7043–7050.

Elton CS. 1958. *The Ecology of Invasions by Animals and Plants*. London, UK.

Erkiliq LB, Uygun N. 1997. Development Time and Fecundity of the White Peach Scale, *Pseudaulacaspis pentagona*, in Turkey. *Phytoparasitica* **25**(1):9-16.

Foit J, Kašák J, Májek T, Knížek M, Hoch G, Steyder G. 2017. First observations on the breeding ecology of invasive *Dryocoetes himalayensis* Strohmeyer, 1908 (Coleoptera: Curculionidae: Scolytinae) in its introduced range in Europe. *Journal of Forest Science* **63**(6):290–292.

Genovesi P, Butchart SHM, McGeoch MA, Roy DB. 2013. Monitoring trends in biological invasion, its impact and policy responses.

Goulson D. 2003. Effects of introduced bees on native ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* **34**:1–26.

Grime JP. 1974. Vegetation classification by reference to strategies. *Nature* **250**: 26–231.

Holway DA, Lach L, Suarez A, Tsutsui N, Case TJ. 2002. The causes and consequences of ant invasions. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* **33**:181–233.

Hulme PE, Bacher S, Kenis M, Klotz S, Kühn I. 2008. Grasping at the routes of biological invasions: a framework for integrating pathways into policy. *Journal of Applied Ecology* **45**:403–14.

Hulme PE, Brundu G, Camarda I, Dalías P, Lambdon P, Lloret F, Medail F, Moragues E, Suehs C, Traveset A, Troumbis A. 2007. Assessing the risks of alien plant invasions on Mediterranean islands 39–58.

Hulme PE, Pyšek P, Nentwig W, Vilà M. 2009. Will threat of biological invasions unite the European Union? *Science* **32**: 40–41.

Hulme PE. 2006. Beyond control: wider implications for the management of biological invasions. *Journal of Applied Ecology* **43**: 835–847.

Hulme PE. 2009. Trade, transport and trouble: managing invasive species pathways in an era of globalization. *Journal of Applied Ecology* **46**: 10–18.

Chytrý M, Jarošík V, Pyšek P, Hájek O, Knollová I, et al. 2008. Separating habitat invasibility by alien plants from the actual level of invasion. *Ecology* **89**:1541–53.

Jendek E, Poláková J, Szopa R, Kodada J. 2018. *Lamprodila (Palmar) festiva* (Coleoptera, Buprestidae) a new adventive jewel beetle pest of Cupressaceae in Slovakia. *Entomofauna carpathica* **30**(1): 13-24.

Juliano SA, Lounibos LP. 2005. Ecology of invasive mosquitoes: effects on resident species and on human health. *Ecol Lett* **8**:558–574.

Jurášková M. 2020. Kněžice mramorovaná. Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský.

Jurášková M. 2013. Listovka *Aproceros leucopod*. Státní rostlinolékařská správa.

Jurášková M. 2020. Vrtule ořechová *Rhagoletis completa* nově zavlečený škodlivý organismus na území ČR. *ÚKZÚZ*. **6**.

Kapitola P, Pekárková J. 2013. Expresní analýza rizika škodlivého organismu (PRA – Pest Risk Analysis) Pilatka *Nematus lipovskyi*. Státní rostlinolékařská správa.

Kapitola P, Růžička T, Kroutil P. 2011. Karanténní škodlivé organismy na lesních dřevinách. Státní rostlinolékařská služba. Praha.

Kato K, Hijii N. 1997. Effects of gall formation by *Dryocosmus kuriphihs* Yasumatsu (Hym., Cynipidae) on the growth of chestnut trees. *Journal of Applied Entomology* **121**: 9–15.

Keane RM, Crawley MJ. 2002. Exotic plant invasions and the enemy release hypothesis. *Trends in Ecology & Evolution* **17**:164–70.

Kenis M, Nacambo S, Leithardt F, Domenico F, Haye T. (2013). The box tree moth, *Cydalima perspectalis*, in Europe: horticultural pest or environmental disaster? *Aliens* **33**:38-41.

Kenis M, Rabitsch W, Auger-Rozenberg MA, Roques A. 2007. How can alien species inventories and interception data help us prevent insect invasions? *Bulletin of Entomological Research* **97**: 489–502.

Kment P, Baňář P. 2007. Vroubenka americká před branami. *Živa* **5**:221.

Kment P, Beránek J. 2008. Vroubenka americká rok poté. *Živa* **3**:125.

Kment P, Hánová A, Vašíček M. 2019. Kněžice mramorovaná na Moravě i v Čechách. *Živa* **2**:89.

Kment P. 2016. Vetřelci na obzoru – kněžice mramorovaná a kněžice zeleninová. *Živa* **3**:135.

Knížek M. 2011. Faunistic records from the Czech Republic 307 – Coleoptera: Curculionidae: Scolytinae. *Klapalekiana* **47**:12.

Kulfan J, Zach P, Holec J, Brown PMJ, Sarvasova L, Skuhrovec J, Martinkova Z, Honek A, Vařka J, Holecova M. 2020. The invasive box tree moth five years after introduction in Slovakia: Damage risk to box trees in urban habitats. *Forests* **11**. DOI: 10.3390/f11090999.

Latombe G et al. 2016. A vision for global monitoring of biological invasions. *Biological Conservation*. DOI: 10.1016/j.biocon.2016.06.013.

- Leskey TC, Hamilton GC, Nielsen AL, Polk DF, Rodriguez-Saona C, Christopher Bergh J, Ames Herbert D, Kuhar TP, Pfeiffer D, Dively GP. 2012. Pest status of the brown marmorated stink bug, *Halyomorpha halys* in the USA. *Outlooks Pest Manag* **23**:218–226.
- Lioy S, Laurino D, Capello M, Romano A, Manino A, Porporato M. 2020. Effectiveness and selectiveness of traps and baits for catching the invasive hornet *Vespa velutina*. *Insects* **11**. DOI: 10.3390/insects11100706.
- Lockwood JL, Cassey P, Blackburn TM. 2009. The more you introduce the more you get: the role of colonization pressure and propagule pressure in invasion ecology. *Diversity and Distributions* **15**:904–10.
- Long JL. 2003. Introduced mammals of the world. Their history distribution and influence. CABI, Wallingford.
- Lonsdale WM. 1999. Global patterns of plant invasions and the concept of invasibility. *Ecology* **80**: 1522–1536.
- Ložek V. 2001. Přirozené změny podnebí. *Vesmír* **80**:146-152.
- Lukášová K & Holuša J. 2015. Invazní druhy hmyzu v lesnictví. Fakulta lesnická a dřevařská. Česká zemědělská univerzita v Praze.
- Marler MJ, Zabinski CA, Callaway RM. 1999. Mychorrizae indirectly enhance competitive effects of invasive forb on a native bunchgrass. *Ecology* **80**: 1180–1186.
- Maron JL, Connors PG. 1996. A native nitrogen-fixing shrub facilitates weed invasion. *Oecologia* **105**: 302–312.
- McGeoch MA, Butchart SHM, Spear D, Marais E, Kleynhans EJ, et al. 2010. Global indicators of biological invasion: species numbers, biodiversity impact and policy responses. *Diversity and Distributions* **16**:95–108.
- McKinney ML, Lockwood JL. 1999. Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends in Ecology & Evolution* **14**: 450–453.
- Ministerstvo životního prostředí. 2009. Aktualizace státního programu ochrany přírody a krajiny České republiky. Page 52. Česká republika.
- Ministerstvo životního prostředí. 2016. Strategie ochrany biologické rozmanitosti České republiky 2016–2025. Pages 44-47. Česká republika. ISBN: 978-80-7212-609-5
- Ministerstvo životního prostředí. 2021 Státní politika životního prostředí České republiky 2030 s výhledem do 2050. Pages 91-92. Česká republika. ISBN: 978-80-7212-648-4.

- National Research Council. 2002. Predicting invasions of nonindigenous plants and plant pests. National Academy Press, Washington
- Olbrechtová J, Mertelík J. 2010. Choroby a škůdci na katalpách trubačovitých v Opavě. *Živa* **1**:17.
- Olden JD, Poff NL, Douglas MR, Douglas ME, Fausch KD. 2004. Ecological and evolutionary consequences of biotic homogenization. *Trends in Ecology and Evolution* **19**: 18–24.
- Olden JD, Poff NL. 2003. Toward a mechanistic understanding and prediction of biotic homogenization. *American Naturalist* **162**: 442–460.
- Parker IM, Simberloff D, Lonsdale WM, Goodell K, Wonham M, Kareiva PM, Williamson MH, VonHolle B, Moyle PB, Byers JE, Goldwasser L. 1999. Impact: toward a framework for understanding the ecological effects of invaders. *Biological Invasions* **1**:3–19.
- Patočková J. & Beránek J. 2019. Zavíječ zimostrázový. *ÚKZÚZ* **5**.
- Pereira HM et al. 2013. Essential Biodiversity Variables, A global system of harmonized observation is needed to inform scientist and policy- makers. *Science* **339**: 277-278.
- Pergl J et al. 2016. Metodiky mapování a monitoringu invazních (vybraných nepůvodních) druhů. Botanický ústav AV ČR, v.v.i.
- Pergl J et al. 2016b. Black, Grey and Watch Lists of alien species in the Czech Republic based on environmental impacts and management strategy. *NeoBiota* **28**: 1-37
- Pluess T, Cannon R, Jarošík V, Pergl J, Pyšek P, Bacher S. 2012a. When are eradication campaigns successful? A test of common assumptions. *Biological Invasions* **14**:1365–1378. DOI: 10.1007/s10530-011-0160-2.
- Pluess T, Jarošík V, Pyšek P, Cannon R, Pergl J, Breukers A, Bacher S. 2012b. Which factors affect the success or failure of eradication campaigns against alien species? *Plos One* **7**: e48157. DOI: 10.1371/journal.pone.0048157.
- Pyšek P, Richardson DM. 2010. Invasive Species, Environmental Change and Management, and Health. *Annual Review of Environment and Resources* **35**:25-55. DOI: 10.1146/ 033009-095548.
- Pyšek P, Sádlo J, Mandák B. 2002. Catalogue of alien plants of the Czech Republic. *Preslia* **74**: 97–186.
- Pyšek P, Richardson DM. 2007. Traits associated with invasiveness in alien plants: Where do we stand? *Biological Invasions* **164**:97–125.
- Rejmanová A. 2011. Invaze fytofágního hmyzu ve střední Evropě [BSc. Thesis]. Charles university. Prague.

Richardson DM, Allsopp N, D'Antonio CM, Milton SJ, Rejmánek M. 2000. Plant invasions: the role of mutualisms. *Biological Reviews* **75**:65–93.

Richardson DM, Pyšek P, Rejmánek M, Barbour MG, Panetta FD, West CJ. 2000. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and Distributions* **6**:93–107.

Richardson DM, Pyšek P, Rejmánek M, Simberloff D, Mader AD. 2008. Biological invasions—the widening debate: response to Charles Warren. *Progress in Human Geography* **32**:295–98.

Richardson DM, Pyšek P. 2006. Plant invasions: merging the concepts of species invasiveness and community invasibility. *Progress in Physical Geography* **30**:409–31.

Ruiz-Cristi I, Berville L, Darrouzet E. 2020. Characterizing thermal tolerance in the invasive yellow-legged hornet (*Vespa velutina nigrithroax*): the first step toward a green control method. *Plos one* **15**: (e0239742). DOI: 10.1371/journal.pone.0239742.

Stejskal V, Kučerová Z. 1996a. A new pest in seed stores in the Czech Republic. *Plant Protection Science*, **32**: 97–101.

Skuhrovec J, Martinková Z, Honěk A. 2018. Slunéčko východní – „užitečná“ invaze? *Živa* **5**:261.

Snyder WE, Evans EW. 2006. Ecological effects of invasive arthropod generalist predators. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* **37**:95–122.

Spurná J, Růžička T. 2010. Nebezpečný škůdce kaštanovníků žlabatka *Dryocosmus kuriphilus*. Státní rostlinolékařská služba

Sugahara M, Sakamoto F. 2009. Heat and carbon dioxide generated by honeybees jointly act to kill hornets. *Naturwissenschaften* **96**: 1133–1136.

Survilienė E, Kazlauskaitė S. 2019. First report of *Dasineura oxycoccana* in Lithuania – Short Communication. *Plant Protection Science* **55** (3): 218–221.

Szelényi MO, Erdei AL, Jóscai JK, Radványi D, Sümegi B, Véték G, Molnár BP, Kárpáti Z. 2020. Essential Oil Headspace Volatiles Prevent Invasive Box Tree Moth (*Cydalima perspectalis*) Oviposition—Insights from Electrophysiology and Behaviour. *Insects* **11**: 465.

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* **4**:189-191.

- Šefrová H. 2002. *Phyllonorycter medicaginella* (Gerasimov, 1930) – larval, morphology, bionomics and spread in Europe (Lepidoptera, Gracillariidae). *Acta Universitatis Agriculturae et Silviculturae Mendelianae Brunensis* **50**(3): 85–90.
- Šípek P, Macek J. 2015. Pilatka azalková – nový invazní druh našich parků a zahrad. *Živa* **4**:182.
- Šuláková H, Gregor F, Ježek J, Tkoč M. 2014. Nová invaze do našich obcí a měst: koutule *Clogmia albipunctata* a problematika myiáz. *Živa* **1**:29.
- Thuiller W, Richardson DM, Pyšek P, Midgley GF, Hughes GO, Rouget M. 2005. Niche-based modelling as a tool for predicting the risk of alien plant invasions at a global scale. *Global Change Biology* **11**:2234–2250.
- Trall LW, Bradshaw CJA, Brook BW. 2007. Minimum viable population size: a meta-analysis of 30 years of published estimates. *Biological Conservation* **139**:159–166.
- ÚKZÚZ. 2014. Nařízení ÚKZÚZ 081115/2014 - žlabatka *Dryocosmus kuriphilus*.
- ÚKZÚZ. 2020. Tisková zpráva „Na našem území byl zaznamenán výskyt žlabatky, škůdce kaštanovníku.“
- UNEP (United Nations Environmental Programme). 2005. Convention on Biological Diversity. Decision COP VIII/2-12.
- Vilá M, Basnou C, Gollasch S, Josefsson M, Pergl J, Scalera R. 2009. One hundred of the most invasive alien species in Europe. *Handbook of Alien Species in Europe*. Springer, Berlin.
- Williamson M. 1996. *Biological invasions*. Chapman and Hall, London
- Williamson M. 1999. Invasions. *Ecography* **22**: 5–12.
- Zhang ZQ. 2013. Phylum Arthropoda. *Zootaxa* **3703**:017-026.

5.1 Internetové zdroje

Biologické centrum AV ČR. 2020. Invazní sršeň asijská se blíží k českým hranicím. AV ČR, v.v.i. České Budějovice. Available from <https://www.bc.cas.cz/novinky/detail/5468-invazni-srsen-asijska-se-blizi-k-ceskym-hranicim/> (accessed May 2020).

Krutil P. 2017. Aktuální situace s karanténními škodlivými organismy bramboru, révy a ovocných dřevin v ČR. ÚKZÚZ. Praha. Available from https://eagri.cz/public/web/file/538883/Nabocany_2017_UKZUZ_Petr_Krutil.pdf (accessed June 2017).

Ouředníčková J, Skalský M. 2021. Invazní druhy na ovocných kulturách. VSUO. Holovousy. Available from www.rostlinolekari.cz/sites/default/files/2019-11/Ouředníčková%20Invazní%20skudci_Rostlinolékařské%20dny_7.11..pdf (accessed 2021)

Patočková J. 2018. Aktuální výskyt kříška révového. ÚKZÚZ. Brno. Available from [www.ekovin.cz/uploads/16_Krisek_revovy_J_Patockova .pdf](http://www.ekovin.cz/uploads/16_Krisek_revovy_J_Patockova.pdf) (accessed February 2018).

Görner T. 2016. *Vespa velutina* var. *Nigrithorax*. AOPK ČR. Praha. Available from [Baccharis halimifolia \(nature.cz\)](http://Baccharis halimifolia (nature.cz)) (accessed August 2016).

Pijáček M. 2019. Sršeň asijská. SVÚO. Olomouc. Available from [Vespa velutina_03.10.19_final \(svscr.cz\)](http://Vespa velutina_03.10.19_final (svscr.cz))

6 Seznam použitých zkratek a symbolů

AOPK (ČR)	Agentura ochrany přírody a krajiny (České republiky)
BC AV ČR	Biologické centrum Akademie věd České republiky
CBD	Convention on Biological Diversity
CITES	Convention on International Trade in Endangered Species
ČIŽP	Česká inspekce životního prostředí
ČR	Česká republika
ČSOP	Český svaz ochránců přírody
EK	Evropská komise
EPPO	European and Mediterranean Plant Protection Organization
ES	Evropské společenství
EU	Evropská unie
EÚ BC AV ČR	Entomologický ústav Biologického centra Akademie věd České republiky
IAS	Invasive alien species, Invazní nepůvodní druhy
IPPC	International Plant Protection Convention
MZe	Ministerstvo zemědělství
MŽP	Ministerstvo životního prostředí
NBSAP	National Biodiversity Strategies and Action Plans
RL portál	Rostlinolékařský portál
SVS	Státní veterinární správa
SVÚO	Státní veterinární ústav Olomouc
UNCLOS	United Nations Convention on the Law of the Sea
ÚHÚL	Ústav pro hospodářskou úpravu lesů
ÚKZÚZ	Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský
UNEP	United Nations Environmental Programme
VÚLHM	Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti

7 Samostatné přílohy

Příloha č.1 – Základní údaje pro monitoring invazních druhů (Latombe et al. 2016).

Základní údaje pro monitoring invazních druhů					
Zdroj	Základní údaje	Způsob pozorování	Způsob sběru (atributy)	Příklady údajů a indikátorů	podůrných údajů
In-situ data	1. Výskyt invazního druhu (McGeoch a Latombe, 2016)	Verifikované pozorování druhu (prezence/absence) v území s určeným koordinátem nebo vymezením území, popřípadě vymezení jako geopoliticky vymezeného území.	Seznam sledovaných lokalit s uvedením zda se jedná o prezenci nebo absenci druhu	Příklady údajů a indikátorů	Nezbytné základní údaje 1 a 2: - areál invazního druhu - dostupné inventarizace invazního druhu na úrovni státu i lokalit - Počet invazních druhů na úrovni lokality, areálu či státu (nebo jinak vymezené geopolitické jednotky
	2. Statut invazního druhu (McGeoch a kol., 2012)	Znalost přirozeného areálu druhu dostupného v publikovaných zdrojích včetně případné absence v původním areálu včetně důvodů, a regionální genotypy	Rozdělen na původní/invazní pro každý záznam druhu který může být použit pro určení jeho areálu	- Trendy a počty invazních druhů - rychlost či míra rozmnožování - Status druhu s ohledem na stupeň naturalizace druhu v území (Blackburn a kol., 2011) - systém varování založený na predikcích jaké invazní druhy mohou být v daném území předpokládány z hlediska invaze v budoucnu	
	3. Vliv invazního druhu (Blackburn a kol., 2014)	Transparentní a opakovatelný systém pro klasifikaci invazních druhů ve smyslu současného a potenciálně maximálního vlivu druhu na globální úrovni včetně škodlivosti pro ovlivněné ekosystémy	Invazní druh zařazený do jedné z pěti kategorií "vlivu" dle standardizované klasifikace (Hawkins a kol., 2015)	- Počet druhů v jednotlivých kategoriích dle míry dopadu na lokalitu/ zájmové území - Trendy invazních druhů s největším negativním vlivem - Seznam invazních druhů pro zahrnutí do strategií a jejich management	
Ex-situ informace					

Příloha č. 2 – Kompletní seznam 383 nepůvodních druhů hmyzu v roce 2000 (Šefrová & Laštůvka 2005).

Arthropoda: Insecta – Blattodea		Švábi					
<i>Blatta orientalis</i> Linnaeus, 1758	šváb obecný	ASS	S	<1850	A	Po(S)	162
<i>Blattella germanica</i> (Linnaeus, 1767)	rus domácí	ASS	S	<1850	A	Po(S)	162
<i>Nauphoeta cinerea</i> (Olivier, 1789)	šváb šedý	AMC	(S)	?	A	Po	121, 195
<i>Neostylopyga rhombifolia</i> (Stål, 1861)	šváb harlekýn	?	(S)	?	A	Po	121
<i>Periplaneta americana</i> (Linnaeus, 1758)	šváb americký	AMC	S	1920	A	Po(S)	162
<i>Periplaneta australasiae</i> (Fabricius, 1775)	šváb australský	?AUS	(S)	1950	A	Po	126
<i>Periplaneta brunnea</i> Burmeister, 1838	šváb hnědý	?	(S)	1992	A	Po	117, 218
<i>Pycnoscelus surinamensis</i> (Linnaeus, 1767)	šváb surinamský	AMS	(S)	1950	A	Po	121, 126
<i>Supella longipalpa</i> (Fabricius, 1798)	šváb hnědopruhy	AFC	(S)	1975	A	Po	199
Arthropoda: Insecta – Dermaptera		škvofí					
<i>Euborellia annulipes</i> (Dohrn, 1864)	škvor jižní	?MED	C	1912	A	Po	87
Arthropoda: Insecta – Psocoptera		Pisivky					
<i>Dorypteryx domestica</i> (Smithers, 1958)	pisivka	AFC	S	1988	A	Sa	128
<i>Dorypteryx pallida</i> Aaron, 1883	pisivka skákavá	?	S	*1946	A	Sa(S)	164
<i>Ectopsocus briggsi</i> McLachlan, 1899	pisivka	?	S	*1962	A	Sa	166
<i>Ectopsocus meridionalis</i> Ribaga, 1903	pisivka	MED	S	1951	A	Sa	165
<i>Lepinotus inquilinus</i> Heyden, 1850	pisivka	?	S	*1942	A	Sa(S)	164
<i>Lepinotus patuelis</i> Pearman, 1931	pisivka	?	S	*1967	A	Sa	166
<i>Lepinotus quadrispinosus</i> (Obr, 1948)	pisivka	?	S	*1945	A	Sa(S)	164
<i>Liposcelis arenicola</i> Günther, 1974	pisivka	?	S	1981	A	Sa	129
<i>Liposcelis bostrychophila</i> Badonnel, 1931	pisivka	?AF	S	*1957	A	Sa(S)	166
<i>Liposcelis corrodens</i> (Heymons, 1909)	pisivka	?	S	*1962	A	Sa(S)	166
<i>Liposcelis entomophila</i> (Enderlein, 1907)	pisivka	?	S	*1962	A	Sa(S)	166
<i>Liposcelis liparus</i> Broadhead, 1947	pisivka	?	S	*1939	A	Sa(S)	166
<i>Liposcelis pæetus</i> Pearman, 1942	pisivka	?	S	*1964	A	Sa(S)	166
<i>Liposcelis pearmani</i> Leinhard, 1990	pisivka	?	S	1981	A	Sa	129
<i>Liposcelis pubescens</i> Broadhead, 1947	pisivka	?	S	1981	A	Sa	129
<i>Liposcelis simulans</i> Broadhead, 1950	pisivka	?	S	*1939	A	Sa(S)	166
<i>Liposcelis terricola</i> Badonnel, 1945	pisivka	?	S	*1964	A	Sa	166
<i>Psoquilla marginepunctata</i> Hagen, 1865	pisivka	AMS	(S)	?	A	Sa	195
<i>Psyllipsocus ramburi</i> Selys-Longschamps, 1872	pisivka hbitá	?	S	*1946	A	Sa(S)	164
<i>Trichopsocus acuminatus</i> Badonnel, 1943	pisivka	MED	S	1951	A	Sa	165
<i>Trichopsocus dallii</i> (Mac Lachlan, 1867)	pisivka	MED	SC	1949	A	Sa	165
<i>Trogium pulsatorium</i> (Linnaeus, 1761)	pisivka bledá	?	S	*1947	A	Sa(S)	164
Arthropoda: Insecta – Thysanoptera		Třásnokřídli					
<i>Apterygothrips pinicolus</i> Pelikán & Schliep., 1994	truběnka	MEE	*NH	*1992	S	Ph: <i>Pinus nigra</i>	178
<i>Chaetanaphothrips orchidii</i> (Moulton, 1908)	třásněnka vstavačová	AMS	S	1947	A	Ph(P): (<i>Begonia</i>)	170
<i>Dictyothrips betae</i> Uzel, 1895	třásněnka	MED	*NH	*1895	S	Ph: <i>Beta</i>	170
<i>Frankliniella occidentalis</i> Pergande, 1895	třásněnka západní	AMN	S	1987	A	Ph(P)	174
<i>Gynaikothrips ficorum</i> Marchal, 1908	truběnka fikusová	AMC	S	1989	A	Ph(P): <i>Ficus</i>	176
<i>Heliothrips haemorrhoidalis</i> (Bouché, 1833)	třásněnka skleníková	?	S	1895	A	Ph(P)	170
<i>Hercinothrips femoralis</i> (Reuter, 1891)	třásněnka hnědonohá	?	S	1940	A	Ph(P)	170
<i>Hoplandrothrips hungaricus</i> Priesner, 1961	truběnka	ASSW	*NH	*1950	A	Ph: <i>Prunus armeniaca</i>	172
<i>Hoplothrips lichenis</i> Knechel, 1954	truběnka	ASSW	*NH	*1978	A	Ph: <i>Prunus armeniaca</i>	175
<i>Leucothrips nigripennis</i> Reuter, 1904	třásněnka	AMS	(S)	<1977	A	Ph	173
<i>Neoheegeria hammani</i> Priesner, 1961	truběnka	MEE	*NH	*1967	A	Ph: <i>Stachys</i>	188
<i>Oxythrips priesneri</i> Pelikán, 1957	třásněnka	MEE	*NH	*1955	S	Ph: <i>Pinus nigra</i>	171
<i>Parthenothrips dracaenae</i> (Heeger, 1854)	třásněnka dračincová	?	S	1895	A	Ph(P)	170
<i>Scirtothrips longipennis</i> (Bagnall, 1909)	třásněnka	AMN	(S)	1940	A	Ph	170
<i>Thrips palmi</i> Karny, 1925	třásněnka Palmeho	ASSE	(S)	1996	A	Ph	177
<i>Thrips simplex</i> Morrison, 1930	třásněnka mečíková	AUS	IH	1947	A	Ph(P): <i>Gladiolus</i>	170

Arthropoda: Insecta – Coleoptera	Brouci					
<i>Acanthoscelides obtectus</i> (Say, 1831)	zmokaz fazolový	AMS	S	<1950	A	Ph(S): (<i>Phaseolus</i>) 220
<i>Acanthoscelides pallidipennis</i> (Motschulsky, 1874)	zmokaz netvařový	AMN	IH	1992	A	Ph: <i>Amorpha</i> 221
<i>Adistemia watsoni</i> (Wollaston, 1871)	hlodník	?	S	1959	A	Sa: moulds 95
<i>Ahasverus advena</i> (Waltl, 1832)	lesák bludný	?	SC	<1875	A	Po(S) 49
<i>Anthrenus flavipes</i> LeConte, 1854	rušník	AMN	S	2001	A	Sa 61
<i>Anthrenus oceanicus</i> Fauvel, 1903	rušník	AUS	S	2004	A	Sa 62
<i>Apion longirostre</i> (Olivier, 1807)	nosatčík	ASSW	IR	1999	AS	Ph: <i>Althaea rosea</i> 222
<i>Apion semivittatum</i> Gyllenhal, 1835	nosatčík	MED	IR	1999	AS	Ph: <i>Mercurialis annua</i> 222, 236
<i>Aridius nodifer</i> (Westwood, 1839)	hlodník	?	SC	1946	A	Sa 64
<i>Atomaria lewisi</i> Reitter, 1877	maločlenec	ASE	IR	1961	S	Sa 42
<i>Attagenus smaragdus</i> Zhančiev, 1973	kožešinožrout	AFE	(S)	1984	A	Po 23
<i>Blaps gigas</i> (Linnaeus, 1758)	smrtník	MED	CU	1888	A	Sa 182
<i>Brachypterolus vestitus</i> (Kiesenwetter, 1850)	lesknáček	MEW	IU	*1987	S	Ph: <i>Antirrhinum</i> 96
<i>Bruchus ervi</i> Frölich, 1799	zmokaz čočovicový	MED	S	1950	A	Ph(S): <i>Lens</i> 220
<i>Bruchus pisorum</i> (Linnaeus, 1758)	zmokaz hrachový	MED	NH	<1850	A	Ph(PS): <i>Pisum</i> 108, 220
<i>Bruchus signaticornis</i> Gyllenhal, 1833	zmokaz hladký	MED	S	<1900	A	Ph(S): <i>Lens</i> 49, 220
<i>Callosobruchus chinensis</i> (Linnaeus, 1758)	zmokaz čínský	ASS	S	<1900	A	Ph(S): <i>Fabaceae</i> 49, 220
<i>Callosobruchus maculatus</i> (Fabricius, 1775)	zmokaz skvrnitý	ASS	S	?	A	Ph: <i>Lens</i> 220
<i>Callosobruchus phaseoli</i> (Gyllenhal, 1833)	zmokaz	?AMS	S	?	A	Ph 220
<i>Carpophilus hemipterus</i> (Linnaeus, 1758)	lesknáček	?ASS	SIA	<1870	A	Sa(S): dry fruits 49, 190
<i>Carpophilus dimidiatus</i> (Fabricius, 1792)	lesknáček obilní	?ASS	(S)	<1900	A	Sa(S): dry fruits 49, 97
<i>Carpophilus ligneus</i> Murray, 1864	lesknáček	AMC	(S)	1993	A	Sa(S): dry fruits 98
<i>Carpophilus marginellus</i> Motschulsky, 1858	lesknáček	ASSE	SIA	1980	A	Sa(S) 15
<i>Carpophilus mutilatus</i> Erichson, 1843	lesknáček	?ASS	(S)	<1900	A	Sa(S): dry fruits 49
<i>Carpophilus obsoletus</i> Erichson, 1843	lesknáček	ASSE	(S)	1985	A	Sa(S) 250
<i>Carpophilus truncatus</i> Murray, 1864 (pilosellus auct.)	lesknáček	ASSE	SIR	>1983	A	Sa(S) 97
<i>Caryedon gonagra</i> (Fabricius, 1798)	zmokaz	AMS	(S)	<1900	A	Ph(S): <i>Fabaceae</i> 49, 248
<i>Coccotrypes dactyliperda</i> (Fabricius, 1801)	kúrovec	?	(S)	<1900	A	Ph: date 49, 180
<i>Cryptolaemus montrouzieri</i> Mulsant, 1853	slunéčko	AUS	(S)	1992	D	Pr: (<i>Coccinea</i>) 36, 68
<i>Cryptolestes capensis</i> (Waltl, 1834)	lesák	?	S	*1962	A	Po(S) 249
<i>Cryptolestes ferrugineus</i> (Stephens, 1831)	lesák moučňý	?	NU	<1875	A	Po(S) 49
<i>Cryptolestes pusillus</i> (Schönherr, 1817)	lesák rýžový	?	S	<1875	A	Po(S) 49
<i>Cryptolestes turcicus</i> (A. Grouvelle, 1876)	lesák	?	S	1962	A	Po(S) 248
<i>Cryptophagus fallax</i> Balfour-Browne, 1953	maločlenec	?	CU	<1900	A	Sa: moulds 49
<i>Cryptophagus simplex</i> Miller, 1858	maločlenec	?	CU	?	A	Sa: moulds 98
<i>Cryptopleurum laminatus</i> Sharp, 1873	vodomilek	ASE	IR	1950	A	Sa 20
<i>Cryptopleurum subtile</i> Sharp, 1884	vodomilek	ASE	IR	1952	A	Sa 20
<i>Dacne picta</i> Crotch, 1873		ASE	C	1997	A	Fungi 99
<i>Delphastus catalinae</i> (Horn, 1895)	slunéčko	AM	(S)	>1993	D	Pr: <i>Aleyrodidae</i> 36
<i>Dermestes ater</i> De Geer, 1774	kožojed	AM	CU	1948	A	Sa 105
<i>Dermestes peruvianus</i> Laporte, 1840	kožojed	AMS	(S)	1999	A	Sa 59
<i>Diabrotica virgifera</i> Le Conte, 1868	bázlivec kukuričný	AMN	IH	2002	A	Ph(P): <i>Zea</i> 247
<i>Dienerella costulata</i> (Reitter, 1877)	hlodník	?	S	<1900	A	Sa: moulds 49
<i>Dienerella filum</i> (Aubé, 1850)	hlodník	?	SC	1925	A	Sa: moulds 185, 248
<i>Dinoderus minutus</i> (Fabricius, 1775)	korovník	?	CU	1965	A	Sa, Xy 252
<i>Enoplium serraticorne</i> (Olivier, 1790)	pestrokrovečník	MEW	CR	1990	A	Pr 192
<i>Euophryum confine</i> (Broun, 1881)	nosátec	NZE	(S)	1987	A	Xy 223
<i>Gibbium psyllioides</i> (Czempinski, 1778)	vrtačec průsvitný	MED	S	<1900	A	Po(S) 49
<i>Glischrochilus quadrisignatus</i> (Say, 1835)	lesknáček	AMN	IR	1954	A	Po 94
<i>Gnathocerus cornutus</i> (Fabricius, 1798)	čtverrožec obilní	?AMS	S	<1900	A	Sa(S) 49
<i>Hippodamia convergens</i> Guérin-Méneville, 1842	slunéčko	AMN	(S)	1992	D	Pr 68
<i>Hylastinus fankhauseri</i> Reitter, 1894	lýkohub	EUS	C	?	A	Xy: <i>Laburnum</i> 181
<i>Hypothenemus hampei</i> (Ferrari, 1867)		AFC	(S)	1955	A	Ph: <i>Coffea</i> 26
<i>Lasioderma sericorne</i> Fabricius, 1792	červotoč tabákový	?	S	<1900	A	Sa(S) 49
<i>Latheticus oryzae</i> Waterhouse, 1880	potemník	?	(S)	1973	A	Sa 249
<i>Leptinotarsa decemlineata</i> (Say, 1824)	mandelinka bramborová	AMN	IH	1945	A	Ph(P): <i>Solanum</i> 207
<i>Litargus balteatus</i> Leconte, 1856		AM	NA	1983	A	Sa: moulds 95
<i>Lithocharis nigriceps</i> (Kraatz, 1859)	drabčík	ASSE	IA	1912	A	Pr 18
<i>Lophocateres pusillus</i> (Klug, 1832)	kornátec	ASSE	(S)	1962	A	Sa 248
<i>Lyctus brunneus</i> (Stephens, 1830)	hrbohlav hnědý	ASSE	CU	<1900	A	Xy 49
<i>Lyphia tetraphylla</i> (Fairmaire, 1856)	potemník	AMN	CA	1934	A	Sa 182

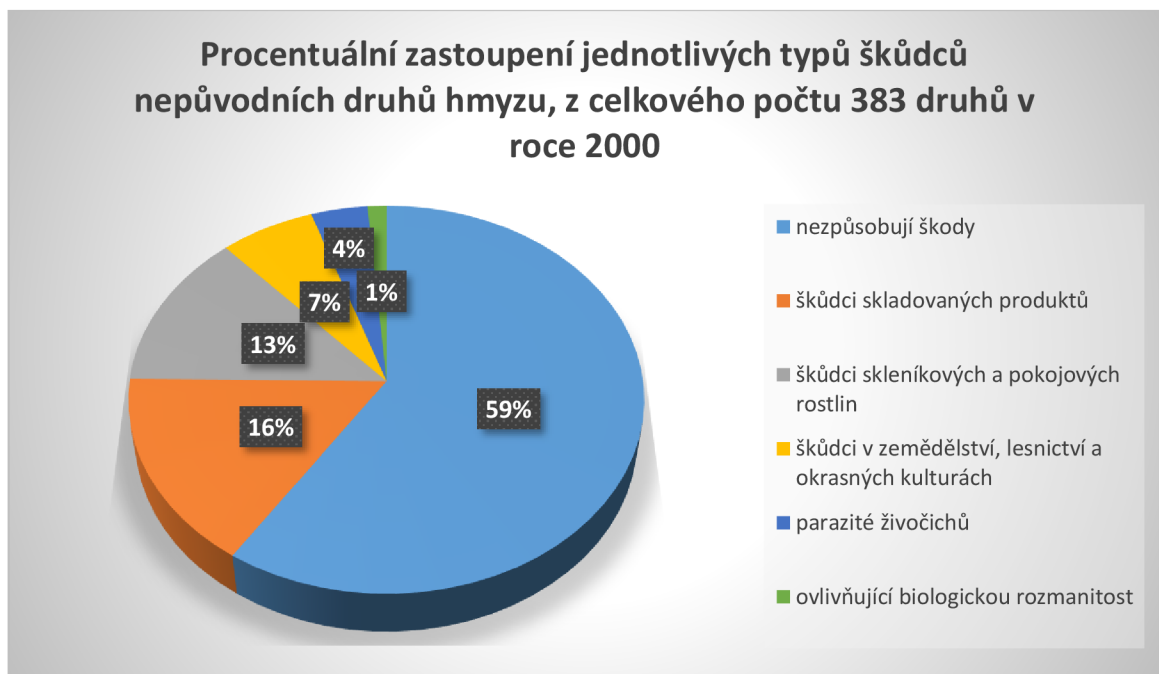
Arthropoda: Insecta – Diptera		Dvoukřídlí		C	1930	A	Ph: Rosaceae	245
<i>Ceratitis capitata</i> (Wiedemann, 1824)	virtule ovocná	MED		TH	1929	A	Ph: <i>Lenis</i>	204
<i>Contarinia lentis</i> Aczel, 1942	bejlomorka čočková	MEE		NH	*1910	A	Ph(P): <i>Pisum</i>	204
<i>Contarinia pisi</i> (Winnertz, 1854)	plodmorka hrachová	MEE		NH	1999	A	Ph: <i>Gleditsia</i>	203
<i>Dasineura gleoethichiae</i> Osten Sacken, 1866	bejlomorka	AMN		(S)	>1995	D	Pr: <i>Tetranychus</i>	36
<i>Feltiella acarisuga</i> (Vallot, 1827)	bejlomorka	MED		IH	1972	A	Ph: <i>Chamaecyparis</i>	206
<i>Janetiella siskiyou</i> Felt, 1917	bejlomorka	AMN		SC	1993	A	Ph(P)	16
<i>Liromyza huldobrensis</i> (Blanchard, 1926)	vtalka jihoaamerická	AMS		S	1981	A	Ph	132
<i>Liromyza trifolii</i> (Burgess, 1880)	vtalka	AMC		S	*1950	A	Ph: <i>Ovis</i>	89
<i>Melophagus ovinus</i> (Linnaeus, 1758)	klouš ovčí	ASSW		NH	1959	A	Ph: <i>Buxus</i>	204
<i>Monartropalpus flavus</i> (Schrank, 1776)	bejlomorka zimostřávozá	MEW		IU	2004	A	Ph: <i>Robinia</i>	205
<i>Obolopiposis robiniae</i> (Halidemann, 1847)	bejlomorka akátová	AMN		NH	*1950	A	Ph: <i>Ovis, Capra</i>	89
<i>Oestrus ovis</i> Linnaeus, 1758	sifecěk ovčí	ASSW		(S)	1995	D	Pa: Pseudococcidae	36
Arthropoda: Insecta – Hymenoptera								
<i>Anagyrus pseudococc</i> (Girault, 1915)	poskočilka	MED		AMN	1929	D	Pa: <i>Erosoma</i>	9
<i>Aphelinus mali</i> (Halidemann, 1851)	mšicovník vlnatkový	AMN		SC	1986	D	Pa: Aphididae	212
<i>Aphidius colemani</i> Viereck, 1912	mšicovník	AMS		IA	1963	D	Pa: <i>Acyrtosiphon</i>	211
<i>Aphidius smithi</i> Sharma & Subba Rao, 1959	mšicovník	ASS		IA	1963	D	Pa: Aphididae	210
<i>Aphidius transcaspicus</i> Telenga, 1958	mšicovník	MED		(S)	1996	D	Pa: Diaspididae	36
<i>Aphytis holoxanthus</i> Debach, 1960	pukličník	ASE		(S)	1985	D	Pa: Diaspididae	36
<i>Aphytis melinus</i> Debach, 1959	pukličník	ASS		(S)	1935	A	Po	261
<i>Crematogaster brevispinosa</i> Mayr, 1870	mraveneček	AMS		(S)	1935	A	Po	261
<i>Crematogaster cf. brasiliensis</i> Mayr, 1878	mraveneček	AMS		IA	1975	D	Pa: Aleurodina	157
<i>Encarsia formosa</i> Gahan, 1924	mšicovník	AMN		IA	1950	D	Pa: Coccinea	19
<i>Encarsia perniciosi</i> (Tower, 1913)	pukličník štitenkový	ASE		(S)	1994	D	Pa: Aleurodina	36, 68
<i>Eretmocerus eremicus</i> Rose & Zolnerowich, 1997	mšicovník	AMN		IU	?	A	Pr	43
<i>Lasius neglectus</i> Van Loon, Boom. & Andrasf., 1990	mraveneček	ASSW		(S)	1992	D	Pa: Coccinea	36
<i>Leptomastix dactylopii</i> Howard, 1885	poskočilka	2AF		(S)	1945	A	Po	161
<i>Linepithema humile</i> (Mayr, 1868)	mraveneček argentinský	AMS		NA	1970	D	Pa: Aphidinea	212
<i>Lysiphlebus testaceipes</i> (Cresson, 1880)	mšicovník	AMC		NA	*1952	A	Ph(P): <i>Pseudotsuga</i>	157
<i>Megasitigmus spermotrophus</i> (Wachtl, 1893)	kráseňka douglasková	AMN		*NH	*1963	A	Pa: <i>Megasitigmus</i>	122
<i>Mesopobolus spermotrophus</i> Husey, 1960	?	AMN		S	1902	A	Po(S)	160
<i>Monomorium pharaonis</i> (Linnaeus, 1758)	mraveneček faraó	ASS		*NH	<1900	A	Ph: <i>Robinia</i>	55
<i>Nematus tibialis</i> Newman, 1837	pilalka	AMN		IA	1970	D	Pa: <i>Lymantria</i>	36
<i>Ooencyrtus kuvanae</i> (Howard, 1910)	poskočilka	ASE		S	1937	A	Po	161
<i>Paratrechina longicornis</i> (Latreille, 1802)	mraveneček	2ASS		IU	1995	A	Pa	17
<i>Sceliphron curvatum</i> (Smith, 1870)	kuřilka	ASS		S	1937	A	Po	161
<i>Technomyrmex detorquens</i> (Walker, 1859)	mraveneček	ASSE		S	1937	A	Po	161

Arthropoda: Insecta – Zygentoma								Šupinušky
<i>Lepisma saccharina</i> Linnaeus, 1758	rybenka domácí	MED	S	*1890	A	Sa	125	
<i>Thembobia domestica</i> (Packard, 1873)	rybenka skleníková	MED	S	*1945	A	Sa	125	
Arthropoda: Insecta – Orthoptera								Rovnokřídli
<i>Acheta domestica</i> (Linnaeus, 1758)	cvrček domácí	MED	S	<1900	A	Po(S)	162	
<i>Diastrammena asynarmora</i> (Adelung, 1902)	koník skleníkový	ASE	S	1891	A	Po	75	
<i>Troglophillus neglectus</i> (Kraus, 1879)	koník jeskynní	MED	NR	1998	A	Po	76	
Arthropoda: Insecta – Heteroptera								Ploščice
<i>Amphiareus obscuriceps</i> (Poppius, 1909)	hláděnka východní	ASE	IA	*1994	S	Pr	113	
<i>Anthracorhis butleri</i> Le Quesne, 1954	hláděnka zimostřázová	EUSW	*NU	*1982	S	Pr: <i>Buxus</i>	214	
<i>Arocotus longiceps</i> Stål, 1872	ploštička platanová	MEE	IH	1998	S	Ph: <i>Platanus</i>	216	
<i>Corythucha ciliata</i> (Say, 1832)	slíznatka platanová	AMN	IH	1995	A	Ph(P): <i>Platanus</i>	215	
<i>Deraeocoris flavilinea</i> (A. Costa, 1862)	kloupaška italská	MEW	IR	2003	S	Pr	113	
<i>Elastotropis testacea</i> (Herrich-Schäffer, 1830)	slíznatka bělotrnová	MEE	*NA	<1844	S	Ph: <i>Echinops</i>	44	
<i>Macrolophus glaucosceus</i> Fieber, 1858	kloupaška bělotrnová	EUSE	*NA	<1858	S	Ph: <i>Echinops</i>	45	
<i>Macrolophus melanotoma</i> (A. Costa, 1853)	kloupaška skleníková	MED	(S)	>1990	D	Pr: Aleyrodidae	36	
<i>Orius insidiosus</i> (Say, 1832)	hláděnka skleníková	AMN	(S)	1992	D	Pr: (Thysanoptera)	68	
<i>Ossilus depressus</i> (Mulsant & Rey, 1852)	ploštička cypřišová	MED	*NR	*1994	S	Ph: Cupressaceae	217	
<i>Oxycaenus levatae</i> (Fabricius, 1787)	ploštička lipová	MEW	IR	2004	S	Ph: <i>Tilia</i> (Malvaceae)	114	
<i>Stephanitis rhododendri</i> Horváth, 1905	slíznatka pěnišníková	ASE	*NR	*1941	A	Ph: <i>Rhododendron</i>	238	
<i>Tuponia elegans</i> (Jakovlev, 1867)	kloupaška půvabná	ASCWSW	*NH	*1971	S	Ph: <i>Tamarix</i>	21	
<i>Tuponia hippophaes</i> (Fieber, 1861)	kloupaška tamaryšková	MED	*NH	*2001	S	Ph: <i>Tamarix</i>	21	
<i>Xylocoris flavipes</i> (Reuter, 1875)	hláděnka skladištní	?	(S)	1966	A	Pr	254	
Arthropoda: Insecta – Auchenorrhyncha								Kříši
<i>Endia nebulosa</i> (Ball, 1900)	kříšek	?AMN	*NA	*1977	A	Ph: Poaceae	31	
<i>Eupteryx melissae</i> Curtis, 1837	pídkříšek	MED	IU	1955	S	Ph: Lamiaceae	139	
<i>Graphocephala fennahi</i> Young, 1977	silinovka pěnišníková	AMN	IH	2004	A	Ph: <i>Rhododendron</i>	235	
<i>Japananus hyalinus</i> (Osborn, 1900)	kříšek	ASE	IA	1979	A	Ph: <i>Acer</i>	135	
<i>Macropsis elaeagni</i> Emeljanov, 1964	kříšek	ASC	*NH	*1982	S	Ph: <i>Elaeagnus</i>	137	
<i>Metcalfe pruinosus</i> (Say, 1830)	voskovka zavlečená	AMN	CU	2001	A	Ph	141	
<i>Opilus stactogalus</i> Fieber, 1866	kříšek	MED	IH	1953	S	Ph: <i>Tamarix</i>	29	
<i>Paradorydium paradoxum</i> (Her.-Sch., 1837)	kříšek	MED	C	1928	A	Ph	163	
<i>Stictoccephala bisonia</i> Kopp & Yonke, 1977	ostrohrbitka ovocná	AMN	IA	1994	A	Ph	140	
Arthropoda: Insecta – Psyllinae								Měry
<i>Psylla buxi</i> (Linnaeus, 1758)	mera zimostřázová	MEW	*NH	<1900	S	Ph: <i>Buxus</i>	33	
<i>Cacopsylla hippophaes</i> (Förster, 1848)	mera	EUAN	*NH	*1969	S	Ph: <i>Hippophae</i>	136	
<i>Cacopsylla zetterstedti</i> (Thomson, 1877)	mera	EUAN	*NH	*1980	S	Ph: <i>Hippophae</i>	136	
<i>Calophya rhois</i> (Lów, 1877)	mera šklumpová	MED	*NH	1906	A	Ph: <i>Cotinus</i>	12	
<i>Livilla variegata</i> (Lów, 1881)	mera	MED	*NH	*1999	S	Ph: <i>Laburnum</i>	143	
<i>Trioxa alacris</i> Flor, 1861	merule vavříňová	MED	(S)	1936	A	Ph: <i>Laurus</i>	10	
<i>Epitrioxa neglecta</i> Loginova, 1977	merule	ASC	*NH	*1982	S	Ph: <i>Elaeagnus</i>	138	
Arthropoda: Insecta – Aleyrodinea								Molice
<i>Bemisia tabaci</i> (Gennadius, 1889)	molice bavlníková	MED	S	1988	A	Ph(P)	258	
<i>Dialeurodes chittendeni</i> Laing, 1928	molice pěnišníková	?EUA	*NH	*1959	A	Ph(P): <i>Rhododendron</i>	256	
<i>Trialeurodes lauri</i> (Signoret, 1882)	molice vavříňová	MED	(S)	*1952	A	Ph: <i>Laurus</i>	126	
<i>Trialeurodes vaporariorum</i> (Westwood, 1856)	molice skleníková	AMS	S	*1941	A	Ph(P)	28	
Arthropoda: Insecta – Mallophaga								Všenký
<i>Bovicola alpinus</i> Kéler, 1942	všenka kamzičí	EUA	NH	*1946	A	Pa: <i>Rupicapra</i>	147	
<i>Bovicola caprae</i> (Gurtt, 1843)	všenka kozi	MEE	NH	*1923	A	Pa: <i>Capra</i>	147	
<i>Bovicola ovis</i> (Schränk, 1781)	všenka ovčí	ASSW	NH	*1923	A	Pa: <i>Ovis</i>	147	
<i>Goniodes colchici</i> (Denny, 1842)	peřovka	ASS	NH	*1977	A	Pa: <i>Phasianus</i>	31	
<i>Chelopistes meleagridis</i> (Linnaeus, 1758)	peřovka	AMN	NH	*1961	A	Pa: <i>Meleagris</i>	5	
<i>Lagopoeus colchicus</i> Emerson, 1949	peřovka	ASS	NH	*1998	A	Pa: <i>Phasianus</i>	4	
<i>Lipeurus maculosus</i> Clay, 1938	peřovka	ASS	NH	*1977	A	Pa: <i>Phasianus</i>	31	
<i>Menacanthus phasianus</i> Modrzejewska & Zlotorzyczka, 1977	lupťouš	ASS	NH	*1998	A	Pa: <i>Phasianus</i>	4	
<i>Myrsidea quadrifasciata</i> (Plaquet, 1880)	peřovka	ASCs	NH	*1973	A	Pa: <i>Passer domesticus</i>	150	
Arthropoda: Insecta – Anoplura								Vši
<i>Haemodipus ventricosus</i> (Denny, 1842)	veš králíčí	MEW	NH	*1953	A	Pa: <i>Oryctolagus</i>	194, 208	
<i>Linognathus stenopsis</i> (Burmester, 1839)	veš kozí	MEE	NH	*1959	A	Pa: <i>Capra</i>	194, 208	
<i>Polypilax spinulosa</i> (Burmester, 1839)	veš krysí	ASS	NH	*1959	A	Pa: <i>Rattus</i>	194, 208	
Arthropoda: Insecta – Siphonaptera								Blechy
<i>Ceratophyllus columbae</i> (Gervais, 1844)	blecha holubi	MEE	NH	*1944	A	Pa: (<i>Columba</i>)	193	
<i>Ctenocephalides felis</i> (Bouché, 1835)	blecha kočičí	MEE	NH	*1944	A	Pa: (<i>Felis</i>)	193	
<i>Nosopsyllus fasciatus</i> (Bosc, 1800)	blecha krysí	ASS	NH	*1944	A	Pa: (<i>Rattus</i>)	193	
<i>Spilopsyllus cuniculi</i> (Dale, 1878)	blecha králíčí	MEW	NH	*1953	A	Pa: (<i>Oryctolagus</i>)	193	

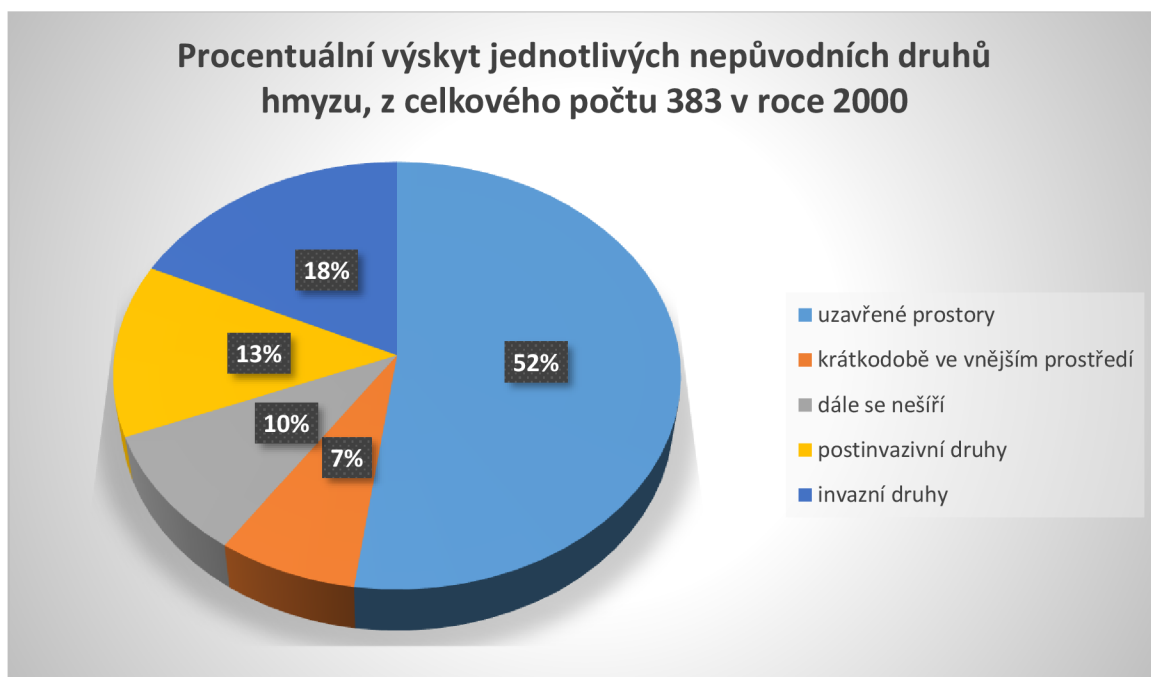
Příloha 3 – Procentuální zastoupení nepůvodních druhů hmyzu dle řádů (Šefrová 2005).



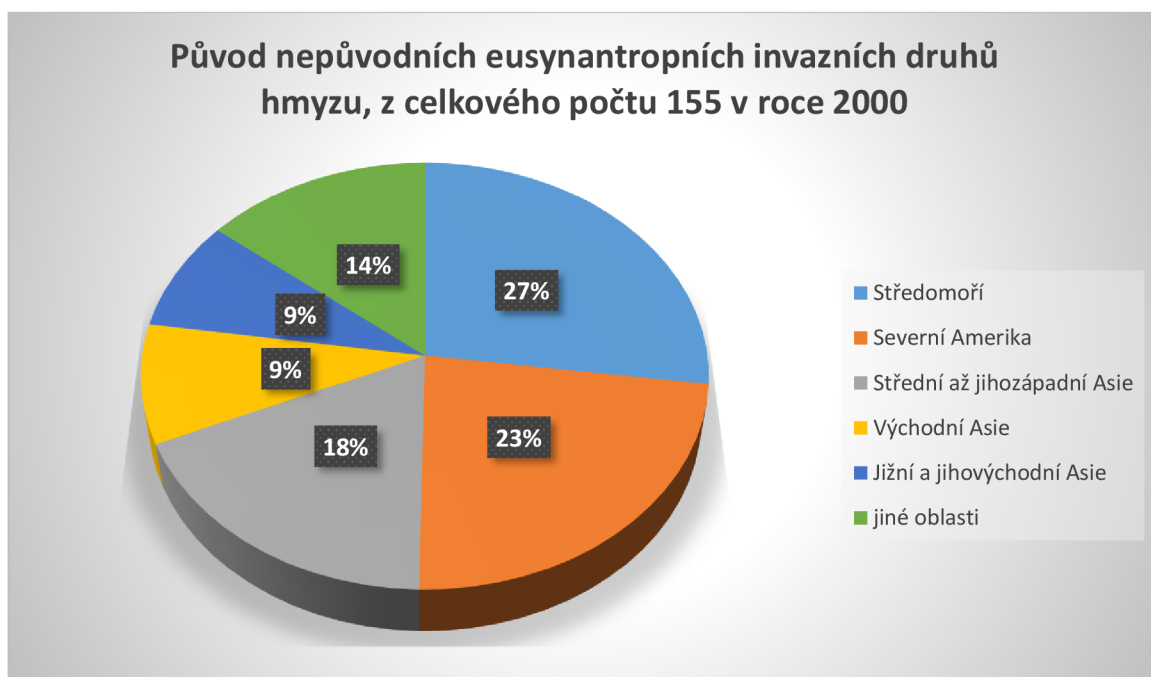
Příloha 4 – Procentuální zastoupení jednotlivých typů škůdců nepůvodních druhů hmyzu (Šefrová 2005).



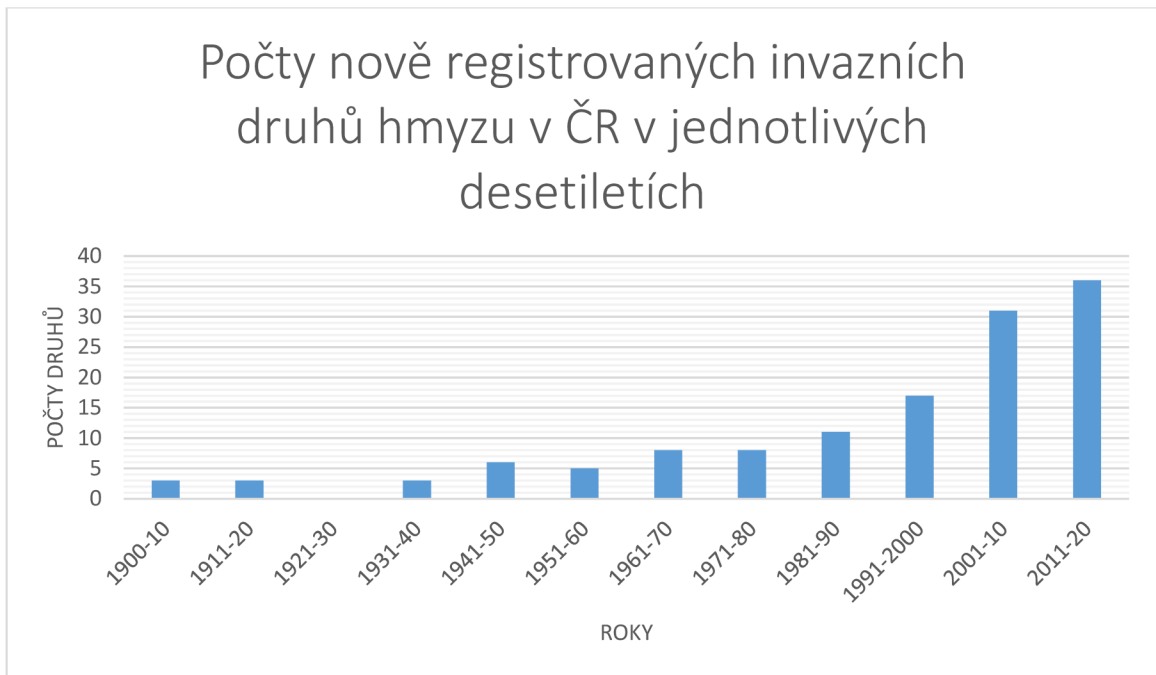
Příloha 5 – Procentuální výskyt jednotlivých nepůvodních druhů hmyzu (Šefrová 2005).



Příloha 6 – Původ nepůvodních eusynantropních druhů (Šefrová 2005).



Příloha 7 – Počty nových invazních druhů 20. a 21. století (Šefrová & Laštůvka 2020).



Příloha 8 – Původ invazních druhů hmyzu registrovaných v letech 2000-2020 (Šefrová & Laštůvka 2020).



Příloha 9 – Fotografie motýla zavíječe zimostrázového, fotografie použita se souhlasem Rostlinolékařského portálu.



Příloha 10 – housenka po vylíhnutí, fotografie použita se souhlasem Rostlinolékařského portálu.



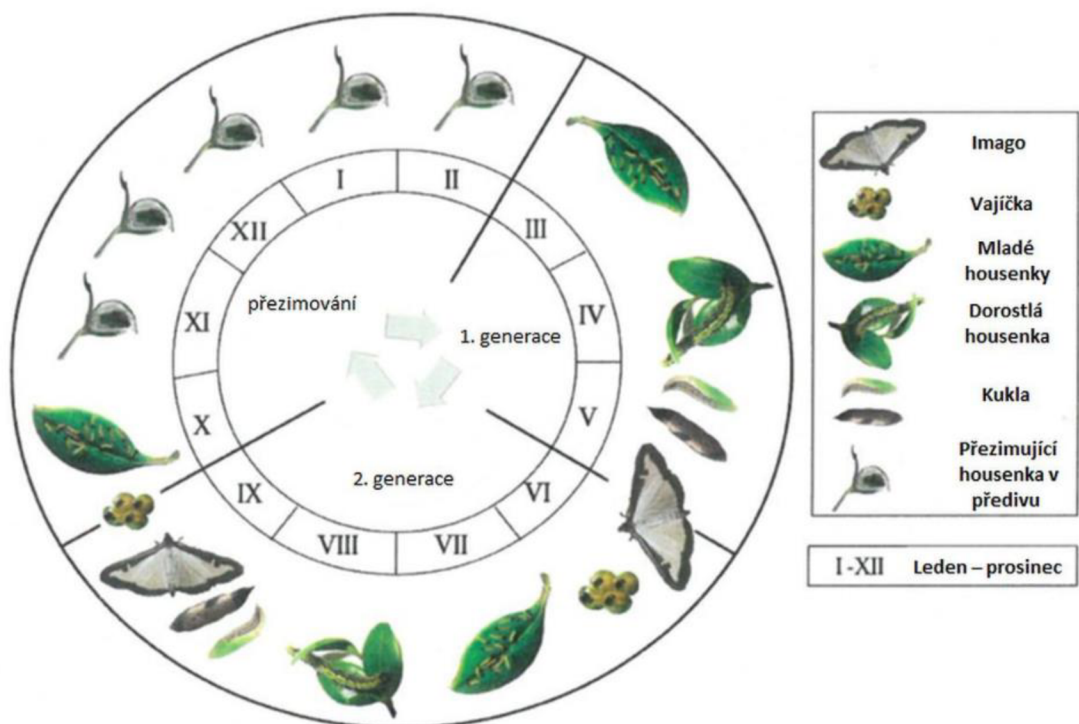
Příloha 11 – housenka zavíječe zimostrázového, fotografie použita se souhlasem Rostlinolékařského portálu.



Příloha 12 – kukly zavíječe zimostrázového, fotografie použita se souhlasem Rostlinolékařského portálu.



Příloha 13 – životní cyklus zavíječe zimostrázového, dle S.G. Göttiga, Ústav biologie Technické univerzity Darmstadt.



Příloha 14 – přezimující housenky 1.-3. instaru mezi dvěma spředenými lístky zimostrázu, fotografie použita se souhlasem Rostlinolékařského portálu.



Příloha 15 – přezimující housenka zavíječe zimostrázového před započatím jarního žíru, fotografie použita se souhlasem Rostlinolékařského portálu.



Příloha 16 – snůška vajec zavíječe zimostrázového na spodní straně listu zimostrázu, fotografie použita se souhlasem Rostlinolékařského portálu.



Příloha 17 – snůška vajec zavíječe zimostrázového na spodní straně listu zimostrázu těsně před vylíhnutím, fotografie použita se souhlasem Rostlinolékařského portálu.



Příloha 18 – holožír zavíječem zimostrázovým na vzrostlém keři zimostrázu, fotografie použita se souhlasem Rostlinolékařského portálu.



Příloha 19 – sršeň asijská, zdroj AOPK ČR, 2016.



Příloha 20 – porovnání sršní asijské, obecné a východní, zdroj SVÚO, 2019.



Sršeň asijská, *Vespa velutina*



Sršeň obecná, *Vespa crabro*



Sršeň východní, *Vespa orientalis*

Příloha 21 – životní cyklus sršně asijské, zdroj SVÚO, 2019.

