

**VYSOKÁ ŠKOLA BÁŇSKÁ – TECHNICKÁ UNIVERZITA OSTRAVA**  
**HORNICKO-GEOLOGICKÁ FAKULTA**  
**Institut environmentálního inženýrství**

# **HODNOCENÍ VÝSKYTU A RIZIK INVAZNÍCH DRUHŮ ROSTLIN**

**DIPLOMOVÁ PRÁCE**

**Autor práce:**

Bc. Barbora Bartoňová

**Vedoucí diplomové práce:**

doc. Ing. Barbara Stalmachová, CSc.

Ostrava 2017

**VŠB – TECHNICAL UNIVERSITY OF OSTRAVA**

**FACULTY OF MINING AND GEOLOGY**

Institute of Environmental Engineering

# **EVALUATION OF OCCURENCE AND RISKS OF ALIEN PLANT SPECIES**

**THESIS**

**Author:**

Bc. Barbora Bartoňová

**Supervisor:**

doc. Ing. Barbara Stalmachová, CSc.

Ostrava 2017

VŠB - Technická univerzita Ostrava  
Hornicko-geologická fakulta  
Institut environmentálního inženýrství

## Zadání diplomové práce

Student: **Bc. Barbora Bartoňová**  
Studijní program: N2102 Nerostné suroviny  
Studijní obor: 3904T005 Environmentální inženýrství  
Téma: **Hodnocení výskytu a rizik invazních druhů rostlin**  
**Evaluation of Occurrence and Risks of Alien Plant Species**  
Jazyk vypracování: čeština

Zásady pro vypracování:

1. Přírodní podmínky vymezeného území v k.ú. Orlová - Orlová - Město, Orlová - Poruba.
2. Vliv invazních druhů rostlin na ekosystémy
3. Mapování výskytu invazních druhů rostlin ve vymezeném území
4. Zpracování výsledků do grafického výstupu a tabulkové části, včetně fotodokumentace
5. Hodnocení rizik invazních druhů
6. Diskuse
7. Závěr

Seznam doporučené odborné literatury:

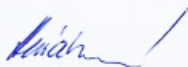
JOSE, S. Invasive plant ecology. Boca Raton: CRC Press/Taylor & Francis Group, 2013.  
KŘIVÁNEK, M. Biologické invaze a možnosti jejich předpovědi: (predikční modely pro stanovení invazního potenciálu vyšších rostlin) = Biological invasions and different approaches of their prediction : (risk assessment schemes for evaluation of potentially invasive alien vascular plants). Průhonice: Výzkumný ústav Silva Taroucy pro krajinu a okrasné zahradnictví, 2006.  
MANDÁK, B.; PYŠEK, P. Druhy rodu Reynoutria na území ČR. Zprávy České bot. spol. 1997, vol. 32, no. 14, s. 45-57.

Formální náležitosti a rozsah diplomové práce stanoví pokyny pro vypracování zveřejněné na webových stránkách fakulty.

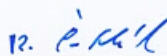
Vedoucí diplomové práce: **doc. Ing. Barbara Stalmachová, CSc.**

Datum zadání: 31.10.2016

Datum odevzdání: 28.04.2017

  
\_\_\_\_\_  
doc. Ing. Silvie Heviánková, Ph.D.  
vedoucí institutu




  
\_\_\_\_\_  
prof. Ing. Jaroslav Dvořáček, CSc.  
pověřený vedením fakulty

### ***Prohlášení autora diplomové práce***

- Celou diplomovou práci včetně příloh jsem vypracovala samostatně a uvedla jsem všechny použité podklady a literaturu.
- Byla jsem seznámena s tím, že na moji diplomovou práci se plně vztahuje zákon č. 121/2000 Sb. - autorský zákon, zejména § 35 - využití díla v rámci občanských a náboženských obřadů, v rámci školních představení a využití díla školního a § 60 - školní dílo.
- Beru na vědomí, že Vysoká škola báňská – Technická univerzita Ostrava (dále jen VŠB-TUO) má právo nevýdělečně ke své vnitřní potřebě diplomovou práci užít (§ 35 odst. 3).
- Souhlasím s tím, že jeden výtisk diplomové práce bude uložen v Ústřední knihovně VŠB-TUO k prezenčnímu nahlédnutí a jeden výtisk bude uložen u vedoucí diplomové práce. Souhlasím s tím, že údaje o diplomové práci, obsažené v Záznamu o závěrečné práci, umístěném v příloze mé diplomové práce, budou zveřejněny v informačním systému VŠB-TUO.
- Bylo sjednáno, že s VŠB-TUO, v případě zájmu z její strany, uzavřu licenční smlouvu s oprávněním užít dílo v rozsahu § 12 odst. 4 autorského zákona.
- Bylo sjednáno, že užít své dílo – diplomovou práci nebo poskytnout licenci k jejímu využití mohu jen se souhlasem VŠB-TUO, která je oprávněná v takovém případě ode mne požadovat přiměřený příspěvek na úhradu nákladů, které byly VŠB-TUO na vytvoření díla vynaloženy (až do jejich skutečné výše).

V Ostravě dne 28. 4. 2017



Barbora Bartoňová

## **Poděkování**

Tímto bych chtěla poděkovat vedoucí své diplomové práce doc. Ing. Barbaře Stalmachové, CSc. za veškeré poskytnuté konzultace během zpracovávání této práce a konzultantovi předložené práce doc. Dr. Ing. Zdeňkovi Neustupovi za pomoc při zpracovávání praktické části diplomové práce. Za cenné rady a připomínky k předložené diplomové práci patří poděkování rovněž paní Ing. Haně Švehlákové. Za poskytnutí informací a materiálů k zájmovému území i řešené problematice, stejně jako i zázemí během zpracovávání praktické části této práce, bych ráda poděkovala zaměstnancům oddělení životního prostředí městského úřadu v Orlové, konkrétně Ing. Radislavovi Hájkovi a Ing. Kateřině Cagašové. Největší dík však patří mým nejbližším, a to za neustálou podporu nejen při tvorbě předložené diplomové práce, ale po celou dobu vysokoškolského studia.

## **Anotace**

Hlavním předmětem předložené diplomové práce jsou nepůvodní invazní druhy rostlin a jejich mapování ve vybraném zájmovém území. V rámci první kapitoly této práce jsou tedy popsány přírodní podmínky studovaného území. V souvislosti s mapovanými druhy jsou součástí teoretické části předložené práce kapitoly pojednávající o problematice biologických invazí a vztahu mezi nepůvodními invazními druhy rostlin a ekosystémy, které tyto druhy invadují. Následuje přehled aktuálních legislativních a strategických dokumentů, informačních databází a seznamů vztahujících se k problematice invazních druhů a konečně stěžejní kapitola teoretické části, řešící rizika spojená s výskytem zájmových invazních druhů rostlin. Součástí praktické části této práce je metodika popisující postup při práci v terénu a zpracování výsledků. Výstupem praktické části diplomové práce jsou nálezové tabulky a grafické zpracování zaznamenaných dat, ale zejména interaktivní nálezová mapa znázorňující výskyt invazních druhů rostlin v zájmovém území.

**Klíčová slova:** biodiverzita, biologické invaze, invazní druhy, rostlinné invaze, mapování, GIS.

## **Annotation**

The main subject of this thesis are the invasive alien plant species and their mapping in the selected area of research. The natural conditions of the area of interest are described in the first chapter of this work. In the context of the mapped species, the theoretical part of this thesis deals with the issue of biological invasions and the relationship between invasive alien plant species and the ecosystems that are invaded by these species. The following is an overview of the current legislative and strategic documents, information databases and lists relating to the problem of invasive species and finally, the key chapter of the theoretical part dealing with the risks associated with the occurrence of interest invasive plant species. One part of the practical part of this thesis is a methodology describing the process of field research and the processing of results. The output of the practical part of the diploma thesis are finding tables and graphic processing of recorded data, but especially an interactive map showing the occurrence of invasive plant species in the studied area.

**Keywords:** biodiversity, biological invasions, invasion species, plant invasions, mapping, GIS.

## Obsah

<b>1 ÚVOD</b> .....	<b>1</b>
1.1 Představení studované problematiky .....	1
1.2 Stručná charakteristika jednotlivých kapitol diplomové práce.....	2
1.3 Cíle diplomové práce.....	3
<b>2 CHARAKTERISTIKA ZÁJMOVÉHO ÚZEMÍ</b> .....	<b>4</b>
2.1 Geologická charakteristika .....	4
2.2 Geomorfologická charakteristika .....	7
2.3 Pedologická charakteristika .....	8
2.4 Hydrologické poměry .....	9
2.5 Klimatická charakteristika .....	11
2.6 Botanická charakteristika .....	11
2.7 Faunistická charakteristika .....	13
<b>3 PROBLEMATIKA BIOLOGICKÝCH INVAZÍ</b> .....	<b>16</b>
3.1 Proces rozšiřování druhů .....	16
3.2 Původní a nepůvodní druhy .....	17
3.3 Terminologie .....	20
3.4 Průběh rostlinných invazí .....	22
3.5 Důsledky biologických invazí .....	25
<b>4 VZTAH MEZI NEPŮVODNÍMI INVAZNÍMI DRUHY ROSTLIN A INVADOVANÝMI EKOSYSTÉMY</b> .....	<b>26</b>
4.1 Invadovanost a invazibilita ekosystémů .....	28
<b>5 PRÁVNÍ A STRATEGICKÁ ÚPRAVA IAS NA ÚROVNI MEZINÁRODNÍ, EVROPSKÉ A STÁTNÍ</b> .....	<b>36</b>
5.1 Mezinárodní úmluvy a strategie .....	36
5.2 Právní úprava problematiky IAS .....	38
5.3 Strategické dokumenty související s problematikou IAS.....	41

5.4	Informační databáze a seznamy IAS .....	42
<b>6</b>	<b>HODNOCENÍ RIZIK INVAZNÍCH DRUHŮ ROSTLIN .....</b>	<b>44</b>
6.1	Křídlatky – Reynoutria sp.....	44
6.2	Netýkavky – Impatiens sp. ....	55
6.3	Zlatobýl kanadský – Solidago canadensis L.....	65
<b>7</b>	<b>METODIKA .....</b>	<b>69</b>
7.1	Práce v terénu .....	69
7.2	Zpracování výsledků v podobě tabulek a grafických výstupů .....	70
7.3	Tvorba interaktivní nálezové mapy .....	73
7.4	Kontrola šíření invazních druhů rostlin v rámci vybraných přírodních biotopů zájmového území.....	75
<b>8</b>	<b>VÝSLEDKY PRAKTICKÉ ČÁSTI DIPLOMOVÉ PRÁCE .....</b>	<b>78</b>
<b>9</b>	<b>DISKUZE.....</b>	<b>87</b>
<b>10</b>	<b>ZÁVĚR.....</b>	<b>97</b>
	<b>SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY</b>	
	<b>SEZNAM POUŽITÝCH ZKRATEK</b>	
	<b>SEZNAM OBRÁZKŮ A GRAFŮ</b>	
	<b>SEZNAM TABULEK</b>	
	<b>SEZNAM PŘÍLOH</b>	
	<b>PŘÍLOHOVÁ ČÁST 1</b>	
	<b>PŘÍLOHOVÁ ČÁST 2</b>	



## 1 ÚVOD

### 1.1 Představení studované problematiky

Obsazování stanovišť nepůvodními druhy za současné změny původního druhového složení těchto stanovišť je přirozeným procesem, jenž odedávna významně hýbe s vývojem ekosystémů. Stejně tak již odedávna bylo mnoho ekosystémů pozmeněno v důsledku nejrůznějších činností člověka. Lidská činnost mimo jiné umožnila rovněž šíření mnoha druhů do nových, pro tyto druhy nepůvodních oblastí. Počátky tohoto procesu sahají již do období neolitu, kdy člověk začal přetvářet okolní přírodu výrazně jiným způsobem než jakýkoliv ostatní větší savci. V České republice tak nepůvodní druhy tvoří celou třetinu současné flóry, přičemž přibližně čtvrtina z těchto nepůvodních druhů byla na naše území zavlečena ještě před objevením Ameriky. Právě tato událost představuje průlom v procesu šíření nepůvodních druhů, a tedy i druhů invazních (Pyšek et Sádlo, 2004).

Rozmach objevných plaveb po roce 1500 totiž vedl nejen k výraznému zvýšení objemu světového obchodu, ale také k prolomení bariér oddělující jednotlivé biogeografické oblasti, v rámci kterých se v procesu evoluce z původně příbuzných či stejných druhů postupně formovaly druhy různé, jedinečné. Díky nejrůznějším klimatickým či geologickým změnám občas dochází k odstranění biogeografických bariér v podobě oceánů, pohoří, zaledněných ploch či údolí řek, a některé druhy se tak mohou postupně šířit na místa, kde to pro ně kvůli existenci těchto bariér dříve nebylo možné. Od doby, co lidé mají možnost pohybovat se napříč kontinenty, stejně tak přispívají k prolomení geografických bariér a šíření druhů. V porovnání s předchozím procesem šíření se však ten, na nějž má vliv člověk, děje mnohokrát rychleji a na výrazně delší vzdálenosti (Lockwood et al., 2007).

Právě migrace člověka spojená zejména se světovým obchodem vedla k vytvoření cest pro šíření nepůvodních druhů na místa jiná, než jsou ta, odkud pocházejí. Ne všechny nepůvodní druhy však představují v rámci nově obsazené oblasti stejné riziko. Největší hrozbou jsou právě ty druhy, které souvisejí s procesy biologických invazí. Přestože biologické invaze nejsou žádnou novinkou, vzhledem k závratnému nárůstu četnosti tohoto procesu v posledních pár letech v návaznosti na rychle se rozšiřující mezinárodní obchod a transport, výrazně stoupl zájem o tuto problematiku. V souvislosti s biologickými invazemi došlo rovněž ke vzniku nového vědního oboru, a sice ekologie biologických invazí (Jose et al., 2013; Pyšek et Sádlo, 2004).

Moderní základy tohoto oboru položil britský zoolog a ekolog Charles Elton, jehož kniha s názvem *The Ecology of Invasions by Animals and Plants* z roku 1958 je podstatným milníkem oboru biologických invazí (Lockwood et al., 2007; Pyšek et Sádlo, 2004). Počet publikací věnujících se tomuto tématu v posledních letech neustále stoupá, a to zejména z důvodu, že na mnoha místech dosahují negativní vlivy nepůvodních invazních druhů příliš velkého rozsahu na to, aby mohly být nadále ignorovány. Počet druhů, které byly přesunuty mimo svůj původní areál a úspěšně se šíří v areálech nově obsazených navíc neustále roste (Lockwood et al., 2007).

Velmi podstatné bylo uvědomění vědecké komunity o tom, že hlubší poznání biologické charakteristiky invazních druhů a porozumění ekologickým principům podírajících invazní procesy je stěžejní pro správnou formulaci managementu těchto druhů (Jose et al., 2013). Důležitou součástí tohoto managementu je mj. mapování výskytu invazních druhů s cílem zjistit jejich celkové rozšíření nebo velikost populace na určité geografické úrovni. Míra rozšíření, početnost a pokryvnost jsou totiž hlavními měřítky, jenž se používají k posouzení důsledků invaze a také pro samotný management (Pergl et al., 2016a). Z tohoto důvodu je mapování nepůvodních invazních druhů rostlin nedílnou součástí praktické části této diplomové práce.

## **1.2 Stručná charakteristika jednotlivých kapitol diplomové práce**

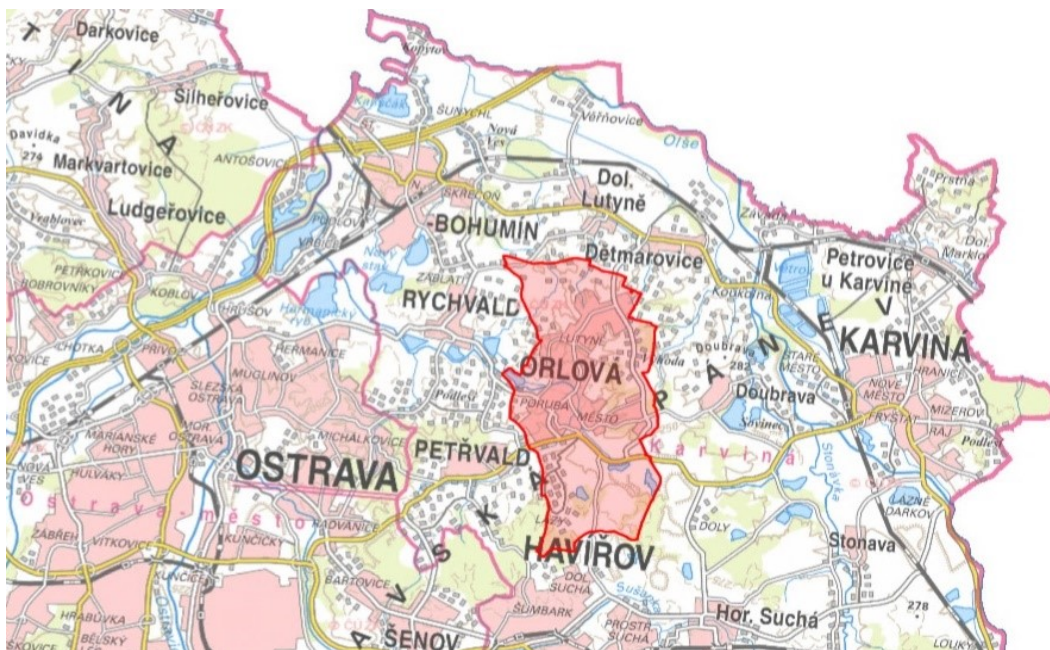
Předloženou diplomovou práci lze rozdělit na část teoretickou a praktickou. V rámci teoretické části této práce jsou v první řadě popsány přírodní podmínky zájmového území. Jako další je nastíněna problematika biologických invazí, načež navazuje kapitola pojednávající o vztahu mezi nepůvodními invazními druhy rostlin a ekosystémy, které tyto druhy invadují. V rámci páté kapitoly je shrnut přehled aktuálních legislativních a strategických dokumentů, informačních databází a seznamů vztahujících se k problematice invazních druhů. V rámci poslední, stěžejní kapitoly teoretické části, jsou řešena rizika spojená s výskytem zájmových invazních druhů. Součástí praktické části této práce je metodika popisující postup při práci v terénu a zpracování výsledků. Výstupy praktické části práce v podobě nálezových tabulek, grafického zpracování zaznamenaných dat a zejména interaktivní nálezové mapy jsou součástí kapitoly pojednávající o výsledcích praktické části práce a rovněž příloh. V rámci diskuze a závěru je zhodnocena současná situace zájmového území ve vztahu k řešené problematice a návrh možného postupu jejího dalšího řešení.

### **1.3 Cíle diplomové práce**

Cílem první, tedy teoretické části práce, je především seznámit se s příčinami a principy biologických invazí se zaměřením na invaze rostlinných druhů. V rámci zpracování této části práce, jenž má zejména rešeršní povahu, je za důležité považováno rovněž vytvořit si co nejširší přehled o dostupnosti článků a dalších literárních zdrojů zabývajících se problematikou rostlinných invazních druhů, s cílem využít tyto podklady rovněž při zpracování navazující dizertační práce. Praktickou část předložené diplomové práce lze tedy chápat jako pilotní studii pro navazující vysokoškolské studium. Cílem praktické části této práce je především mapování výskytu vybraných invazních druhů rostlin v rámci zájmového území v obci Orlová a následné vytvoření interaktivní nálezové mapy s vyznačením výskytu zájmových druhů. Důležitým výstupem praktické části práce je také tabelární i grafické zpracování záznamů pořízených v terénu za současné snahy pochopit souvislosti týkající se výskytu invazních druhů rostlin ve studovaném území. Veškeré získané informace a nabyté vědomosti by pak měly být využity nejen v rámci navazujícího doktorského studia, ale vzhledem ke spolupráci s místním oddělením životního prostředí také při návrhu managementu pro tuto problematiku v daném území.

## 2 CHARAKTERISTIKA ZÁJMOVÉHO ÚZEMÍ

Zájmovým územím v rámci zpracování praktické části této diplomové práce je město Orlová, respektive dvě z jejích čtyř místních částí, a to místní část Orlová 1 – Město, ležící na katastrálním území Orlová a místní část Orlová 3 – Poruba spadající pod katastrální území Poruba u Orlové. Orlová, jakožto jedno ze slezských měst, leží na území Moravskoslezského kraje, konkrétně v okrese Karviná, přibližně 19 km východním směrem od Ostravy.



Obrázek 1: Vyznačení zájmového území (zdroj: [www.geoportal.msk.cz](http://www.geoportal.msk.cz))

Díky územně správní reformě se Orlová stala městem s rozšířenou působností, pod jejíž správu spadá město Petřvald a obec Doubrava. Území těchto tří obcí bývá souhrnně označováno jako mikroregion Orlová (UIR ČR, © 1997-2012).

### 2.1 Geologická charakteristika

Celý Moravskoslezský kraj je z pohledu geologické stavby územím velmi pestrým, jelikož se území tohoto kraje rozkládá na kontaktu Českého masivu a Západních Karpat, tedy dvou jednotek nadregionálního významu. Zatímco Český masiv je součástí zemské kůry zformované variskou neboli hercynskou orogenezí při konci období prvohor, karpatská soustava byla konsolidována až koncem třetihor pochody alpínského vrásnění. Z tohoto důvodu se severozápadní část Moravy a Slezska liší od části jihovýchodní, a to jak svým geologickým, tak i geomorfologickým vývojem (Weissmannová et al., 2004).

Horniny fundamentu Českého masivu tvoří v hloubce podloží celého okresu Karviná. Na povrch se tyto fundamenty dostávají jen na území Orlové, a to v podobě dvou drobných výchozů (karbon – vestfál, namur). Při jižní části okresu se fundament noří pod flyšové příkrovy Vnějších Západních Karpat, na severu je pak překryt miocenními sedimenty karpatské předhlubně. Sedimenty Vnějších Západních Karpat jsou tvořeny slezskou a podslezskou jednotkou, přičemž slezská jednotka je příkrovem jednotky podslezské. Slezská jednotka spolu s miocénem karpatské předhlubně zabírají v rámci okresu Karviná největší plochu (Weissmannová et al., 2004).

Na stabilnějším fundamentu variského předpolí se ukládalo tzv. karvinské souvrství, což je soubor jezerně-deltových a jezerních sedimentů mělké bezodtokové pánve. Karvinské souvrství se vyznačuje pouze slabými známkami vrásnění s převažujícím subhorizontálním uložením vrstev a zlomovými strukturami, jež mají většinou charakter poklesu (Weissmannová et al., 2004). Vzhledem k tomu, že se karvinské souvrství ukládalo až po definitivním ústupu moře směrem na sever, jeho složení je výlučně kontinentálního původu (Černý, 2003).

V oblasti přímořské plošiny, která bývala občas zaplavovaná mořem, se naopak ukládalo tzv. ostravské souvrství (Weissmannová et al., 2004). Vliv mořského prostředí, což dokazují usazeniny obsahující mořskou faunu, dále pak různé typy přechodného a kontinentálního prostředí spolu s intenzivní vulkanickou činností vedlo v případě ostravského souvrství ke vzniku petrograficky, texturně i geochemicky velmi pestré oblasti (Aust et Dopita, 1998).

Jak ostravské, tak i karvinské souvrství jsou hlavními uhelnými souvrstvími uhelné pánve ostravsko-karvinské, tedy české části hornoslezské uhelné pánve. Hornoslezská pánev je označení pro sedimentační prostor přibližně trojúhelníkovitého tvaru, jež se nachází na území České a Polské republiky (Chlupáč, 2002). Tento prostor je vyplněný sedimenty svrchního produktivního karbonu. Sedimenty hornoslezské pánve jsou výjimečné svou uhlonosností, která se udržuje v celém stratigrafickém rozsahu svrchního karbonu. Svrchní hranice těchto sedimentů je erozivní, přičemž nejmladší sedimenty se nacházejí v polské části pánve (Sedláčková, 2012). Hornoslezská pánev v dnešní době představuje pouze denudační zbytky původně daleko rozsáhlejší pánevní struktury označované jako moravskoslezská paleozoická pánev (Černý, 2003).

Hornoslezská pánev je zajímavá nejen z hlediska těžby uhelných nerostů, ale zejména díky svému geologickému vývoji, ke kterému postupně došlo v závěrečném, pozdně variském stádiu. Specifickým rysem hornoslezské pánve oproti ostatním pánvím subvariscika je její silné ovlivnění alpínskými pohyby, díky němuž je velká část území pánve zakryta již zmíněnými karpatskými příkrovy (Aust et Dopita, 1998). Karpatské příkrovy a také sedimenty karpatské předhlubně pokrývají zejména jižní a jihovýchodní okraje pánve a obojí jsou neogenního stáří. Hornoslezská pánev je tedy pánví zakrytého typu. Překrytí sedimentů hornoslezské pánve mladšími uloženinami v celé její ploše je hlavní příčinou problému přesnějšího určení hranic hornoslezské pánve (Sedláčková, 2012).

Čtvrtohorní usazeniny pokrývají rovněž většinu území okresu Karviná. Vyskytuje se zde několik typů sedimentů, a to ledovcové, fluviální, proluviální, lakustrinní, eolické či svahové. Jelikož byla v období středního pleistocénu velká část okresu opakovaně pokryta ledovcem, nejvýznamnějšími sedimenty jsou právě sedimenty glaciální. Sedimenty fluviální jsou mnohdy pokryty sprašovými hlínami (např. skřečoňské terasy) či holocenními povodňovými hlínami v případě údolních a poříčních niv. Sedimentace spojená s erozně-akumulačními procesy v období holocénu, resp. recentu dále přetrvává. V důsledku působení exogenních vlivů dochází k vývoji deluviálních neboli svahových sedimentů a rovněž deluviofluviálních, tedy splachových sedimentů (Weissmannová et al., 2004).

Velice významnou součástí území jsou také sedimenty antropogenního původu. Jedná se např. o sedimenty tvořené komunálním odpadem, ale zejména sedimenty navážek, průmyslových a těžebních hald či plochých deponií v poddolovaných oblastech (Weissmannová et al., 2004). Výše uvedená ostravsko-karvinská uhelná pánev neboli ostravsko-karvinský revír představuje hlavní oblast těžby černého uhlí v celé České republice. Ostravsko-karvinský revír se dále dělí na oblast ostravsko-karvinskou a podbeskydskou, kde těžba doposud neprobíhala, zatímco první uvedená oblast je těžbou výrazně pozměněna. Obě zmíněné oblasti jsou od sebe navzájem odděleny tzv. bludovickým zlomem. Ostravsko-karvinská oblast se pak dále dělí na část ostravskou a karvinskou, přičemž obě části jsou od sebe odděleny tzv. orlovskou strukturou. Zejména na území Ostravy a jejího okolí jsou velmi rozšířeny antropogenní uloženiny, kterým, co se velikosti zabrané plochy týče, dominují právě výsypky uhelných dolů (OKD a. s., © 2012; Weissmannová et al., 2004).

## 2.2 Geomorfologická charakteristika

Dle regionálně geomorfologického třídění georeliéfu České republiky spadá celý okres Karviná do provincie Západní Karpaty. Menší, jižní část okresu dále spadá pod soustavu Vnější Západní Karpaty a podsoustavu Západobeskydské podhůří. Severní, plošně rozlehlejší část okresu pak náleží k soustavě Vněkarpatských sníženin a podsoustavě Severních Vněkarpatských sníženin, pod níž spadá jediný geomorfologický celek, a to Ostravská pánev (Bína et Demek, 2012). Reliéf Ostravské pánve má charakter rovin v rámci říčních niv až plochých nížinných pahorkatin s oblými hřbety. Nadmořská výška se pohybuje převážně v rozmezí 200-300 m n. m., střední nadmořská výška pak činí 244 m n. m. Podcelek Ostravská plošina se rozkládá na vnitřní straně oblouku vytvořeného řekami Ostravice, Odra a Olše. Krajina tohoto podcelku má charakter erozně akumulací ploché pahorkatiny, jež vznikla na kvartérních usazeninách různé geneze. Samotné město Orlová pak náleží pod geomorfologický okrsek Orlovská plošina, jak je patrné z Tabulka 1 (Bína et Demek, 2012; Koutecká et al., 1998).

**Tabulka 1: Geomorfologické zařazení zájmového území  
(zdroj: Bína et Demek, 2012; upraveno autorem)**

<b>Systém</b>	Alpsko-himalájský
<b>Subsystém</b>	Karpaty
<b>Provincie</b>	Západní Karpaty
<b>Soustava</b>	Vněkarpatské sníženiny
<b>Podsoustava</b>	Severní Vněkarpatské sníženiny
<b>Celek</b>	Ostravská pánev
<b>Podcelek</b>	Ostravská plošina
<b>Okrsek</b>	Orlovská plošina

Orlovská plošina se nachází západním směrem od severovýchodní části Ostravské pánve – Karvinské plošiny, od níž je oddělena širokou nivou řeky Olše. Na jihu pak Orlovskou plošinu lemuje plošina Havířovská. Pro Orlovskou plošinu je charakteristický plochý povrch, který je složen zejména z glaciálních sedimentů a sprašových hlín. O to větší kontrast s původním reliéfem pak tvoří tvary vyvolané těžební a průmyslovou činností. Antropogenní tvary mají jak podobu vyvýšenin, a to v případě hald, odvalů či výsypek, tak i formu sníženin jakožto důsledku poddolování (Bína et Demek, 2012).

Tyto sníženiny bývají často zatopeny vodou a lze je tak označit za zvodnělé poklesové kotliny. Podobný ráz jako plošina Orlovská má i plošina Havířovská, avšak antropogenní vliv zde není natolik výrazný. Nejvíce postiženou oblastí vůbec je tzv. černý trojúhelník, což je oblast nacházející se mezi Horní Suchou, Karvinou a Orlovou (Bína et Demek, 2012; Koutecká et al., 1998; Weissmannová et al., 2004).

### **2.3 Pedologická charakteristika**

Jak vyplývá z předchozích dvou kapitol, západní a východní území Moravskoslezského kraje se od sebe podstatně liší v rámci geologie, tedy různorodého horninového podloží, georeliéfu i geomorfologického vývoje, což má výrazný vliv také na charakter půdního pokryvu. Mimo přírodní činitele má na půdu velký vliv také nejrůznější lidská činnost a dálkový transport emisí. Vlivem průmyslové činnosti provozované na Ostravsku, ale také v polském Horním Slezsku je půda na mnohých místech kontaminována zejména těžkými kovy, jako např. kadmíem, zinkem či olovem. Na chemismu zdejších půd se mimo samotného podloží výrazně podepsaly také kyselé deště (Weissmannová et al., 2004).

Na území Ostravské pánve z hlediska půdních druhů převládají půdy hlinité. Co se půdních typů týče, v okrajových oblastech Ostravské pánve, na Orlovsku a rovněž Karvinsku velkou část území zaujímají illimerické půdy, z nichž převažují luvizemě. Ty se vytvořily na pokryvech středně těžkých až těžkých hlín vlivem přemístění jílu do spodních vrstev půdy následnou diferenciací půdního profilu na dva horizonty, a to výše položený eluviální horizont, jenž je ochuzen o jíl a sesquioxidy, a níže položený iluviální horizont, který je o jíl obohacen. Ve východní části Ostravské pánve je převažujícím půdním typem luvizem pseudoglejová na sprašových hlínách. Ta se na jihu Orlové prolíná s kyselou varetou arenické kambizemě na terasových štěrcích. Dalším velmi rozšířeným půdním typem je fluvizem glejová, méně pak fluvizem typická. Tento půdní typ, označován často také jako půdní typ nivní, se nachází především v údolích kolem řek Olše a Lučiny a jejich přítoků, kde vznikl na nivních bezkarbonátových sedimentech (Koutecká et al., 1998; Urbancová, 2014; Weissmannová et al., 2004).

Okolo rybníků mezi Ostravou a Orlovou došlo k vývoji typického gleje. Půdy glejové se zformovaly také v místě zatopených terénních poklesů, které se hojně vyskytují především západním směrem od nivy řeky Olše od obce Louky přes Doubravu a sever Orlové (Urbancová, 2014; Weissmannová et al., 2004).



Vzhledem k tomu, že v rámci těžby byla převážná část povrchových horizontů původních půd značně narušena, lze většinu půd okresu Karviná považovat za antroposoly. Mnoho pozemků postižených hlubinnou těžbou, ale také v důsledku rozšiřování bytové zástavby a budování komunikační sítě, bylo vyčleněno z půdního fondu, přičemž nejvíce vyloučených pozemků připadá vedle Karviné právě na oblast Orlové (Urbancová, 2014; Weissmannová et al., 2004).

## 2.4 Hydrologické poměry

Vodní soustava zájmového okresu Karviná spadá pod povodí Odry. Řeka Odra pramení v Oderských vrších v Nížkém Jeseníku, dále protéká Vněkarpatskými sníženinami, přičemž tvoří pomyslné rozhraní Českého masivu a Západních Karpat. Společně se svými hlavními levostrannými (Opava, Moravice) a pravostrannými (Ostravice, Olše) přítoky vytváří Odra kostru hydrografické sítě, která se sbíhá v Ostravské pánvi. Na území Ostravské pánve má povodí Odry výrazně vějířovitý tvar, na území okresu Karviná pak vymezuje téměř jeho celou západní hranici. V severozápadním výběžku pak Odra při soutoku s řekou Olší Českou republiku opouští a pokračuje dále přes Polsko a Německo až do Baltského moře. Zatímco na území Nížkého Jeseníku či Oderské brány není řeka Odra téměř vůbec vystavena antropogennímu tlaku, na území Ostravské pánve je povodí řeky Odry značně urbanizováno a industrializováno. V rámci karvinského okresu je tok řeky zregulován a ohrazen až na výjimku v podobě několika zachovalých meandrů mezi Starým Bohumínem a Kopytovem. Vodohospodářská soustava povodí Odry napomáhá zajišťovat obytnou i výrobní funkci celé průmyslové oblasti, a to v podobě osmi nádrží, odběrových uzlů, vodních převodů, vodárenské rozvodné soustavy a průmyslových vodovodů (Koutecká et al., 1998; Weissmannová et al., 2004).

Mimo Odru a Olši je dalším významným tokem okresu řeka Lučina, která protéká jihozápadní částí Havířova. Nezregulovaný meandrující úsek této řeky je pro svou mimořádnou hodnotu chráněn jako přírodní památka Meandry Lučiny. Silně meandrujícím tokem je říčka Petrůvka, méně zachovaných úseků s meandry má pak vodoteč Stonávka, jež napájí největší vodní nádrž okresu Karviná – Těrlickou přehradu. Menším, ale rovněž významným tokem v rámci povodí Odry je Stružka, jejíž „pramen“ se nachází při dně odkalovací nádrže Dolu Lazy (Koutecká et al., 1998).

Odtokové poměry Stružky byly vlivem lidské činnosti související zejména s těžbou velmi výrazně pozměněny, a to včetně již zmíněného pramene, který se ve své přirozené podobě původně nacházel o dva km výše proti toku. Činností člověka byla Stružka v tomto území výrazněji regulována již za doby první republiky. Nejvýraznějším zásahem však bylo zkrácení odtokové cesty Stružky o celých 6 km a její směrové odklonění směrem na Vrbici za současného vzniku odlehčovacího ramena, nazývaného jako Vrbická Stružka. Vzhledem k tomu, že Stružka bývala a doposud je často pojmenovávána podle lokality, kde protéká, mimo Stružku Vrbickou se lze setkat se Stružkou Doubravskou, Lazeckou, Petřvaldskou či Rychvaldskou. Jelikož mezi Ostravou a Bohumínem navíc nese označení stružka kdejaká menší vodoteč, je s pojmenováním samotné Stružky často problém. Ačkoliv je Stružka označení hydrologické, správcem toku či správci rybářských revírů je tento tok evidenčně označován jako Stružka Orlovská. Orlová je dále protkaná několika dalšími vodními toky, např. potokem Lutyňka, Račok nebo Zimovůdka, přičemž většina zmíněných vodotečí patří mezi významné krajinné prvky města (MěÚ Orlová, © 2013-2017; Povodí Odry, © 2016).

Stejně jako město Orlová, tak i území celého okresu je dále protkáno množstvím menších potoků i umělých vodotečí v podobě mlýnek. Ty napájejí zdejší rybníky, kterých je v rámci okresu poměrně hodně. Za zmínku stojí Nový Stav, Záblastký rybník, Větrov či Skučák. V rámci katastrálního území Orlová – Poruba se nachází soustava tzv. Orlovských rybníků, kterou tvoří rybníky Špice, Dub, Nový rybník, Prostřední rybník, Kout, Kališček I. a Kališček II. Soustava Orlovských rybníků společně s několika rybníky k. ú. Orlová – Horní Lutyně, jež navazují na soustavu Statkovských rybníků, náleží do Ptačí oblasti Heřmanský stav – Odra – Poolší. Páteří této Ptačí oblasti jsou již zmíněné řeky Odra (v délce cca 10 km) a Olše (v délce cca 16 km) včetně jejich přiléhajících říčních niv. Rybniční vodní plochy jsou na území Karvinska doplněny např. zatopenými šterkovnami, odkališti a četnými poklesovými kotlinami, které dříve bývaly hojně zaváženy hlušinou. Vzhledem k tomu, že tyto poklesy po zavodnění přispívají k obnově zdejšího silně narušeného prostředí, jsou v současné době stále častěji ponechávány přirozenému vývoji (Koutecká et al., 1998; MS kraj, Krajský úřad 2014; Weissmannová et al., 2004). Ačkoliv jsou podzemní vody zájmového území vázány zejména na kvartérní sedimenty říčních niv, v důsledku rozsáhlé důlní činnosti mohou být tyto vody propojeny s mineralizovanými hlubinnými, které vyvěrají ve většině dolech karvinského okresu. Mezi nejvýznamnější mineralizované vody patří jodobromové solanky (Koutecká et al., 1998)

## 2.5 Klimatická charakteristika

Celý Moravskoslezský kraj je i za převládajících projevů kontinentálního typu podnebí typický značně proměnlivým počasím, a to vlivem pestrého georeliéfu. Ačkoliv během roku převažuje vliv vzduchových hmot mírných zeměpisných šířek, občas se díky morfologické stavbě Vněkarpatských sníženin krátkodoběji projeví rovněž vliv chladných arktických vzduchových hmot směrem od severu nebo naopak teplejších vzduchových hmot od jihu. Spolu s přírodními vlivy je výrazným klimatotvorným činitelem rovněž člověk. Kácení lesních porostů, průmyslová činnost a těžba spojená se změnou tvaru reliéfu – to vše má za následek změnu podnebí lokálního charakteru zejména na území větších měst. Vlivem uvedených antropogenních činností dochází na postižených místech ke zvýšení teploty vzduchu a naopak snížení absolutní i relativní vlhkosti vzduchu, snížení počtu dní se sněžením i sněhovou pokrývkou, změně rychlosti i směru přízemního proudění a zvýšení znečištění přízemní vrstvy atmosféry včetně přízemního ozónu a vzniku smogových situací (Weissmannová et al., 2004).

Dle Atlasu podnebí Česka patří území Ostravské pánve do mírně teplé klimatické oblasti, která je charakterizována dlouhým teplým a mírně suchým létem a naopak krátkou, velmi suchou a mírně teplou zimou s krátkodobou sněhovou pokrývkou. Přejídná období, tedy jaro a podzim, jsou krátká a mírně teplá. Průměrná roční teplota vzduchu se pohybuje okolo 7,5 až 8,5 °C, průměrný roční úhrn srážek pak činí 600 až 700 mm (Tolasz, 2007). Srážky jsou většinou spojeny s přechodem front doprovázeným západním prouděním s vlhkým atlantským vzduchem. Občas územím projde rovněž cyklóna, která je příčinou mohutných srážek, jež mohou vést až k povodním. Ačkoliv jsou s povodněmi často spojeny škody na majetku či dokonce ztráty na lidských životech pro zdejší ekosystémy říčních niv, které jsou těmto podmínkám přizpůsobeny, případně jsou na nich závislé, jsou povodně prospěšné (Koutecká et al., 1998).

## 2.6 Botanická charakteristika

Z hlediska biogeografie spadá zájmové území do Ostravského bioregionu, jenž má biotu převážně 3. dubo-bukového stupně s charakteristickým zastoupením hercynských prvků (Culek et al., 2013). V rámci typologického biogeografického členění lze v zájmovém území dále vyčlenit různé typy biochor, které jsou uvedeny v Tabulka 2.

**Tabulka 2: Typy biochor na území ORP Orlová  
(zdroj: ORP Orlová, 2016; upraveno autorem)**

Název biochory	Kód biochory	Vegetační stupeň
Antropogenní reliéf převážně na drobách	3AM	3. bukovo-dubový
Erodované plošiny na spraších	3BE	3. bukovo-dubový
Erodované plošiny na zahliněných štěrcích	3BN	3. bukovo-dubový
Vlhké plošiny na kyselých horninách	3Ro	3. bukovo-dubový
Užší hlinité nivy	3Nh	3. bukovo-dubový
Kamenité nivy	4Nk	4. dubovo-bukový

Orlová, stejně jako karvinský kraj, je součástí fytogeografické oblasti mezofytikum, které tvoří přechod mezi květenou teplomilnou a chladnomilnou a zahrnuje jak kopcovité (suprakolinní) tak i podhorské (submontání) stupně od 200 po 800 m n. m. Dále zájmové území spadá do fytogeografického obvodu Karpatské mezofytikum a fytogeografického okresu Ostravská pánev. Původními druhy tohoto fytogeografického okresu byli zejména zástupci listnatých a smíšených lesů, přičemž dominantní byli dubo-bukové a bukové vegetační stupně. Vedle dubových bučin (*Carici-Quercetum*) zde byly hojně zastoupeny rovněž lipové dubohabřiny (*Tilio Carpinetum*). Lesy dříve pokrývaly celé zájmové území, a to v podobě mozaiky složené z lužních porostů (svaz *Alnion incanae*), mokřadních olšin (svaz *Alnion glutinosae*) a vrbových a vrbotopolových luhů (svazy *Salicion triandrae*, *Salicion alba*). V současnosti mají lužní lesy a dubové bučiny pouze fragmentární charakter. Velké zastoupení má ve stromovém patru stále dub letní (*Quercus robur*), olše lepkavá (*Alnus glutinosa*) či buk lesní (*Fagus sylvatica*). Mezi další hojné zástupce dřevin patří habr obecný (*Carpinus betulus*) a krušina olšová (*Frangula alnus*). Z bylin jsou zde zastoupeni především zástupci evropské kontinentální flóry (Culek, 2005; Weissmannová et al., 2004).

V bylinném patře lipových dubohabřin se v rámci jarního aspektu vyskytuje následující druhy, a to sasanka hajní (*Anemone nemorosa*) a pryskyřníkovitá (*Anemone ranunculoides*), prvosenka vyšší (*Primula elatior*), orsej jarní (*Ficaria bulbifera*), blatouch bahenní (*Caltha palustris*), mokřýš střídavolistý (*Chrysosplenium alternifolium*), dymnivka dutá (*Corydalis cava*), violka lesní (*Viola reichenbachiana*), jaterník trojlaločný (*Hepatica nobilis*) či česnek medvědí (*Allium ursinum*). Zbytky pcháčových (*Calthion*), psárkových (*Alopecurion ratensis*) a ovsíkových (*Arrhenatherion*) luk na mezických stanovištích zde představují polopřirozenou vegetaci (Chytrý et al., 2010; Weissmannová et al., 2004).

V blízkosti vod se zpomaleným oběhem se nachází společenstva rákosin a vysokých ostřic. Ty směrem do vody navazují na společenstva vzplývavých rostlin (*Lemnion minoris*), místy s nepukalkou plovoucí (*Salvinia natans*) a ponořených rostlin (*Utricularion vulgaris*) s bublinatkou jižní (*Utricularia australis*). Na území Karvinska se v rámci vodních druhů vyskytují také svazy *Batrachion aquatilis* a *Nympheion albae*. V okolí Orlové, ale také Rychvaldu a Karviné – Starého Města byla v roce 1995 zaznamenána v rámci vegetace rdestů (svazy *Magnopotamion* a *Parvopotamion*) řečanka menší (*Najas minor*). V období letnění dochází při dnech rybníků k rozvoji tzv. vegetace obnažených den se společenstvy svazu *Litorellion uniflorae* s bahničkou jehlovitou (*Eleocharis acicularis*). Na obnažených půdách se pak vyvíjejí společenstva svazu *Bidention tripartitae* s roztroušeným dvouzubcem nicím (*Bidens cernua*) a společenstva bylin mokrých až vlhkých obnažených den třídy *Isoeto-Nanojuncetea* s blatěnkou vodní (*Limosella aquatica*) (Chytrý et al., 2010; Weissmannová et al., 2004).

Pro území města Orlová a její okolí je typický velký počet odkalovacích a sedimentačních nádrží. Flóra takovýchto nádrží je převážně chudá, pouze místy se zde vyskytující rozsáhlejší porosty rákosin, jež jsou vhodným stanovištěm zejména pro vodní ptáky. V blízkosti vod můžeme dále nalézt nitrofilní lemová společenstva svazu *Petasition officinalis* a *Senecion flviatilis*, které jsou na území Ostravské pánve doprovázeny nadmuticí bobulnatou (*Cucubalus baccifer*). Ploch ovlivněných těžbou a průmyslem a stanoviště kolem vodních toků a komunikací jsou osídlené převážně ruderními cenózami a neofytními druhy, kterým vévodí zejména křídlatka japonská (*Reynoutria japonica*), křídlatka sachalinská (*Reynoutria sachalinensis*), zlatobýl kanadský (*Solidago canadensis*) a bolševník velkolepý (*Heracleum mantegazzianum*), v blízkosti lesů pak netýkavka malokvětá (*Impatiens parviflora*) (Weissmannová et al., 2004).

## 2.7 Faunistická charakteristika

Dle zoogeografického členění leží zájmové území v palearktické zoogeografické oblasti a v jihozápadní části eurosibiřské zoogeografické podoblasti. Ta se dále dělí na čtyři provincie, kdy území Orlové, stejně jakožto převážná část ČR, spadá pod provincii listnatých lesů. K této provincii patří asi 90 % druhů naší fauny. Provincie listnatých lesů se dále dělí na český a podkarpatský distrikt, přičemž přechodná zóna těchto dvou distriktů se nachází také na Ostravsku a probíhá podél údolí řeky Odry, Bečvy a podél moravských úvalů.

Fauna provincie listnatých lesů má dvě složky. První složka zahrnuje druhy úzce vázané na stanoviště listnatých a smíšených lesů. Mezi tyto živočichy patří většina našich netopýrů (*Microchiroptera*), kočka divoká (*Felis sylvestris*) a prase divoké (*Sus scrofa*), zástupci čeledi datlovitých (*Picidae*), jako např. strakapoudi, žluny nebo také četné druhy pěvců (*Passeriformes*) a lesního hmyzu. Ke druhé složce patří takové druhy, které mají své těžiště rozšíření také v provincii listnatých lesů, ale ekologicky nejsou bezprostředně na lesy vázány, mají širší ekologickou valenci a zasahují i do ostatních zón. Mezi zástupce těchto druhů lze uvést např. lišku obecnou (*Vulpes vulpes*), vlka obecného (*Canis lupus*), rysa ostrovida (*Lynx lynx*), jelena evropského (*Cervus elaphus*), volavky (*Ardeinae*), kachny (*Anatinae*) či husy (*Anserinae*) a velké množství vodního hmyzu a korýšů (Opatrný, 2001).

Jak již bylo uvedeno výše, zájmová oblast náleží do Ostravského bioregionu polonské podprovincie. V tomto bioregionu převažuje chladnomilnější fauna nižších poloh, zvláště pak mokřadní a vodní druhy. Rozmanité prostředí pro tyto druhy je na území Karvinska tvořeno poměrně hustou sítí vodních toků, jenž místy doplňují mrtvá ramena či tůňe a vodními plochami v podobě rybníčních soustav, zatopených poklesových kotlin, šterkoven a odkalovacích nádrží. Řeky Odra a Olše spadají do parmového a cejnového rybiho pásma. Z ryb se zde hojně vyskytuje ostroretka stěhovavá (*Chondrostoma nasus*), parma obecná (*Barbus barbus*), místy pak lipan podhorní (*Thymallus thymallus*). V některých rybnících byl zaznamenán dokonce výskyt ohroženého piskoře pruhovaného (*Misgurnus fossilis*). Z obojživelníků bylo v zájmovém území zaznamenáno na 15 druhů obojživelníků, např. skokan zelený (*Rana* kl. *esculenta*), kuňka žlutobřichá (*Bombina variegata*), blatnice skvrnitá (*Pelobates fuscus*), skokan krátkonohý (*Rana lessonae*), skokan skřehotavý (*Rana ridibunda*), skokan ostronosý (*Rana arvalis*), mlok skvrnitý (*Salamandra salamandra*) či užovka podplamatá (*Natrix tessellata*), která zde dosahuje severní hranice svého areálu. Poměrně bohatá je zdejší vodní avifauna, přičemž rybníční soustava v Orlové – Porubě je významnou ornitologickou lokalitou Slezska. Mimo běžné druhy vodní avifaunu zájmového území zastupuje např. rákosník velký (*Acrocephalus arundinaceus*), cvrčilka slavíková (*Locustella luscinioides*) a vzácněji bukač velký (*Botaurus stellaris*). Zejména při slepých ramenech či v menších a více zarostlých vodních nádržích se vyskytuje čírka modrá (*Anas querquedula*) nebo chřástal vodní (*Rallus aquaticus*). Zvodnělé poklesové kotliny pak obývá např. volavka popelavá (*Ardea cinerea*), rybák obecný (*Sterna hirundo*) a od konce léta až do jara je zde možno zaznamenat rovněž zástupce mořských racků (*Larus sp.*).

Příkřejší břehy meandrů řek, šterkové náplavy či břehové porosty pak osídluje ohrožený ledňáček říční (*Alcedo atthis*), břehule říční (*Riparia riparia*), pisík obecný (*Actitis hypoleucos*) či moudivláček lužní (*Remiz pendulinus*). Při povodí řeky Olše lze ze savců může uvést vydra říční (*Lutra lutra*), která zde vzácně proniká z horských poloh západokarpatské provincie. Stabilizovaná populace bobra evropského (*Castor fiber*) pochází pravděpodobně z Polska (Weissmannová et al., 2004).

Velký význam v okrese Karviná mají lesní biotopy, ačkoliv je lesnatost zájmového okresu dosahující hodnoty 13,5 % poměrně malá. V rámci rozsáhlejších zbytkových lesních ploch lze narazit např. na jestřába lesního (*Accipiter gentilis*), včelojeda lesního (*Pernis apivorus*), holuba doupňáka (*Columba oenas*) a krkavce velkého (*Cornus corax*). V lužních lesích hnízdí např. žluva hajní (*Oriolus oriolus*) či slavík obecný (*Luscinia megarhynchos*). V nivních loukách a v rámci polních kultur se vyskytuje křepelka polní (*Coturnix coturnix*), vzácněji pak chřástal polní (*Crex crex*). Ruderální plochy jsou osídlovány zejména konipasem lučním (*Motacilla flava*), koroptví polní (*Perdix perdix*), ťuhýkem obecným (*Lanius collurio*) nebo bramborníčkem černohlavým (*Saxiola torquata*). Na hlušinových výsypkách se vyskytuje bělořit šedý (*Oenanthe oenanthe*). Nejcennějším biotopem vůbec jsou aluviální louky, které jsou na Karvinsku zachovány pouze na pár místech, přitom jsou tyto zamokřené louky přirozeným hnízdištěm kriticky ohrožených bahňáků, ze kterých lze v rámci území Karvinska uvést např. vodouše rudonohého (*Tringa totanus*) (Weissmannová et al., 2004).

### 3 PROBLEMATIKA BIOLOGICKÝCH INVAZÍ

#### 3.1 Proces rozšiřování druhů

Proces šíření nejrůznějších druhů organismů může být velmi rozmanitý. V rámci přirozeného šíření druhů známe případy, kdy jsou druhy věrné svému prostředí a dlouhá léta se nehnou z místa, naopak druhy mobilní se mohou šířit po celém území Evropy. Po skončení doby ledové probíhalo v rámci Evropy tzv. znovuosidlování, kdy se většina druhů pomalu rozšiřovala v rámci svého starého prostředí, které měli opět k dispozici. V současné době vede ke změně areálu četných druhů zejména fenomén globální oteplování, přičemž se určité druhy šíří do nových příhodných míst a jiné druhy zase postupně mizí z nevhodných okrajových oblastí (Nentwig, 2014).

Díky činnosti člověka dochází také k šíření nepůvodních druhů, které jsou, na rozdíl od přirozeného šíření druhů, člověkem rozšiřovány i přes biogeografické bariéry. Tyto bariéry vytyčují přirozený prostor výskytu druhů, přičemž jde o velmi rozličné hranice. Pro pevninské druhy a pro druhy vodní jsou přirozenou hranicí pobřeží a břehy, pro některé druhy mohou být takovou hranicí např. hory či pouště. Pro určité živočichy může být prostor, ve kterém se přirozeně vyskytují, podobu celého kontinentu, pro živočichy jiné může být tímto prostorem jediný ostrov či říční systém. Tak či tak, možnosti přirozeného šíření druhů jsou do určité míry často omezené (Nentwig, 2014).

V důsledku rozličných činností člověka jsou však zástupci nejrůznějších druhů organismů přemísťováni z míst, kde vznikli, nebo kde se přirozeně rozšířili, na místa nová, zmíněným druhům vlastními silami nepřístupná (Mlíkovský et Stýblo, 2006). Celosvětová mobilita a globalizace způsobují neustálý nárůst počtu nepůvodních druhů, přičemž každý takový přesun znamená závažný či méně závažnější zásah do života druhů, které se na daném území vyskytují přirozeně. Z počátku byly následky těchto přesunů zřejmě především v izolovaných oblastech, tedy zejména na oceánských ostrovech. Postupně se však začalo ukazovat, že přesun druhů má své následky také v rámci celých kontinentů (Mlíkovský et Stýblo, 2006; Nentwig, 2014). Překročení již zmíněné biogeografické hranice je zejména z ekologického pohledu velmi významné. Je totiž zásadním rozdílem to, zdali se např. určitý polní plevel pomalu a postupně rozšířil ze své původní oblasti ve Středomoří do střední Evropy, či zda je spolu s dodávkami obilí z Kanady najednou zaznamenán po celé Evropě.



S rozvojem schopnosti člověka překonávat stále větší vzdálenosti stále rychleji nabylo přemísťování nejrůznějších druhů organismů obrovských rozměrů, že v současnosti jde o jeden z nejzásadnějších způsobů, kterým je přetvářena příroda (Mlíkovský et Stýblo, 2006).

### 3.2 Původní a nepůvodní druhy

Počet původních i nepůvodních druhů vyskytujících se v současnosti na území Evropy není znám zcela přesně. Odborné odhady uvádějí na sto tisíc původních druhů, přičemž 15 % tvoří rostliny, dalších 15 % houby a zbylých 70 % živočichové. Nepůvodních druhů je odhadováno na dvanáct tisíc, přičemž poměrné zastoupení jednotlivých druhů organismů je následující: 60 % rostliny, 5 % houby a 35 % živočichové, což je opačný poměr, než u druhů původních (Nentwig, 2014).

Z hlediska historického však není vždy zcela jednoduché přesně určit, jedná-li se o druh původní či nepůvodní. Za původní druhy jsou v současnosti považovány pouze ty druhy, jehož výskyt na daném území není nikterak podmíněn činností člověka. I s touto definicí je však spojeno jedno velké ale, jelikož byl-li daný druh rozšířen člověkem v období před počátkem neolitu (před 7-8 tisíci lety), je třeba tento druh také považovat za původní. V této době byl totiž ještě člověk přirozenou součástí přírody a jeho vliv na šíření určitých druhů se tedy nelišil od vlivu ostatních velkých savců (Pyšek et Tichý, 2001). Jako jednoznačný ukazatel nepůvodnosti druhu lze hodnotit pouze historický doklad o introdukci druhu. Taková data jsou však velmi často k dispozici pouze pro dřeviny, a ne vždy udávají přesný rok introdukce do daného území. Zcela jednoznačnými doklady jsou pak fosilní nálezy (Křivánek, 2006).

Pro původnost, respektive nepůvodnost druhů stanovil David Allardice Webb (1985) několik pomocných kritérií:

- **charakter stanoviště výskytu druhu:** pokud se druh vyskytuje pouze v synantropních společenstvech, může to upomínat na jeho introdukci člověkem a následné zplanění do těchto společenstev, naopak druhy přírodních společenstev jsou převážně původní, ačkoliv existuje řada výjimek.

- **celkové zeměpisné rozšíření druhu:** spojité areály jsou mnohem častější než ty roztroušené. Druh s areálem v Austrálii a malou arelou v okolí přístavů v jižní Anglii bude v Evropě pravděpodobně nepůvodní.
- **naturalizace (zdomácnění) v jiných oblastech:** je-li druh prokazatelně nepůvodní v jiných, nejlépe sousedních, oblastech a zdomácnuje zde, bude pravděpodobně nepůvodní a zplaňující i v zájmové oblasti.
- **způsob rozmnožování:** druh rozmnožující se pouze vegetativně bude pravděpodobně nepůvodní. Na druhé straně jsou ale známy i případy druhů původních rozmnožujících se převážně vegetativně.
- **předpokládaný způsob introdukce:** hodnotíme-li druh jako nepůvodní, je třeba mít představu a způsobu jeho introdukce. Je-li tento způsob spíše nereálný, je na místě zvažovat původnost druhu. I v tomto případě jsou však známy i výjimky v podobě velmi kuriózních způsobů introdukce. Jako příklad lze uvést kaktus *Opuntia monacantha*, který byl na jih Madagaskaru dovezen vojáky roku 1768, kteří jej zde používali pro tvorbu bariér okolo pevnosti Fort Dauphin.

**Druhy nepůvodní** (zavlečené, introdukované, exotické, adventní) je možno dělit dle nejrůznějších kritérií. Jedním z nich je dělení dle způsobu zavlečení na úmyslně a neúmyslně introdukované druhy (Pyšek et Tichý, 2001). V uplynulých staletích byly mnohé užitkové rostliny či lovná zvířata vysazovány záměrně, další druhy pak unikaly z péče člověka coby okrasné rostliny či domácí zvířata. Velkým nebezpečím je fakt, že mnohdy spolu s transportem rostlin a živočichů dochází spolu s nimi také k zavlečení jejich chorob, škůdců a parazitů. Neúmyslně je pak mnoho druhů převáženo např. v obalech nejrůznějšího zboží, dále pak v kontejnerech, vlacích či kamionech. Prostřednictvím balastní vody přepravované loděmi přes oceán dochází k zavlékání jak mořských, tak i sladkovodních druhů (Nentwig, 2014). Pokud totiž nákladní lodě plují prázdné či s menším nákladem, než mají předepsáno, pro zisk potřebného výtlačku je použita balastní voda. V této balastní vodě je každý den přepravováno pomocí plavidel až na 3000 druhů mikroorganismů, rostlin i živočichů. Zejména patogenní viry a bakterie následně ohrožují hospodářsky cenné druhy mořských ryb a jiných významných mořských organismů (Plesník, 2003). Balastní voda je tak celosvětově považována za nejhorší zdroj neúmyslných introdukcí. Pro střední Evropu má však samozřejmě tento způsob introdukce minimální význam (Křivánek, 2006).

Nepůvodní druhy rostlin lze dělit dle doby jejich zavlečení na naše území na **archeofyty** a **neofyty**, přičemž první z uvedených k nám byly zavlečeny v období do konce středověku, druhé pak až po objevení Ameriky. Právě tato událost, a tedy i rok 1492, se totiž považuje za počátek globalizace (Nentwig, 2014; Pyšek et Tichý, 2001).

Ačkoliv již před koncem 15. století byly známy jisté příčiny postupného šíření zavlečených druhů, zejména zemědělská činnost, pastevectví, migrace, války, osidlování ostrovů či vytváření impérií, s rokem 1492 nastal, nejen v tomto ohledu, historický zlom. Pomocí lodí začali Evropané objevovat a dobývat svět, díky plavbám také započal intenzivní obchod mezi většinou částí světa. Postupně začaly vznikat botanické zahrady, zaváděly se nové dřeviny v lesnictví a zkoušely se nové plodiny v rámci zemědělské činnosti (Nentwig, 2014; Pyšek et Tichý, 2001).

Z globálního hlediska je však také velmi důležitá introdukce evropských rostlin do ostatních částí světa, přičemž příchod Evropanů mnohdy pro místní obyvatele i kolonizovanou přírodu znamenal doslova zkázu. Jedním z nástrojů expanze byly tzv. koloniální botanické zahrady, díky kterým bylo zaváděno zemědělství do kolonizovaných území. V případě, kdy se člověku podařilo introdukovat semena rostlin bez přenosu jejich škůdců a chorob, dosáhl při pěstování větších výnosů. Mnoho hlavních světových plodin je tak v současné době pěstováno mimo oblast svého původního výskytu. Jako příklady lze uvést např. jihoamerické kakao, které je pěstováno v Africe, a naopak africký kávovník pěstovaný v Brazílii. Kaučuku z jižní Ameriky se hojně daří v Malajsii a Indonésii, zatímco banány či citrusy z jihovýchodní Asie zase prospívají ve Střední Americe (Nentwig, 2014; Pyšek et Tichý, 2001). Na území ČR se vyskytuje přibližně okolo 330 archeofytních a až na 1050 neofytních druhů rostlin (Mlíkovský et Stýblo, 2006).

Dalším, velmi důležitým faktorem, dle kterého lze nepůvodní druhy dělit, je míra jejich zdomácnění. Ne vždy totiž zavlečené druhy na novém místě zdomácní. Různé druhy se po zavlečení do nových oblastí chovají rozdílným způsobem. Některé druhy v novém prostředí vlivem zdejších podmínek neobstojí, některé druhy mohou být dlouho nenápadné a jen pomalu se novým podmínkám přizpůsobí, jiné se naopak v novém prostředí velmi rychle rozmnožují a rozšiřují, mnohdy s negativním dopadem pro danou oblast (Nentwig, 2014; Pyšek et Tichý, 2001).

### 3.3 Terminologie

V rámci řešení problematiky nepůvodních druhů je třeba jednotlivé situace, které mohou v souvislosti s výskytem těchto druhů nastat umět popsat, dát jim určitý formální rámec a co nejpřesněji vymezit jednotlivé související pojmy (Mlíkovský et Stýblo, 2006).

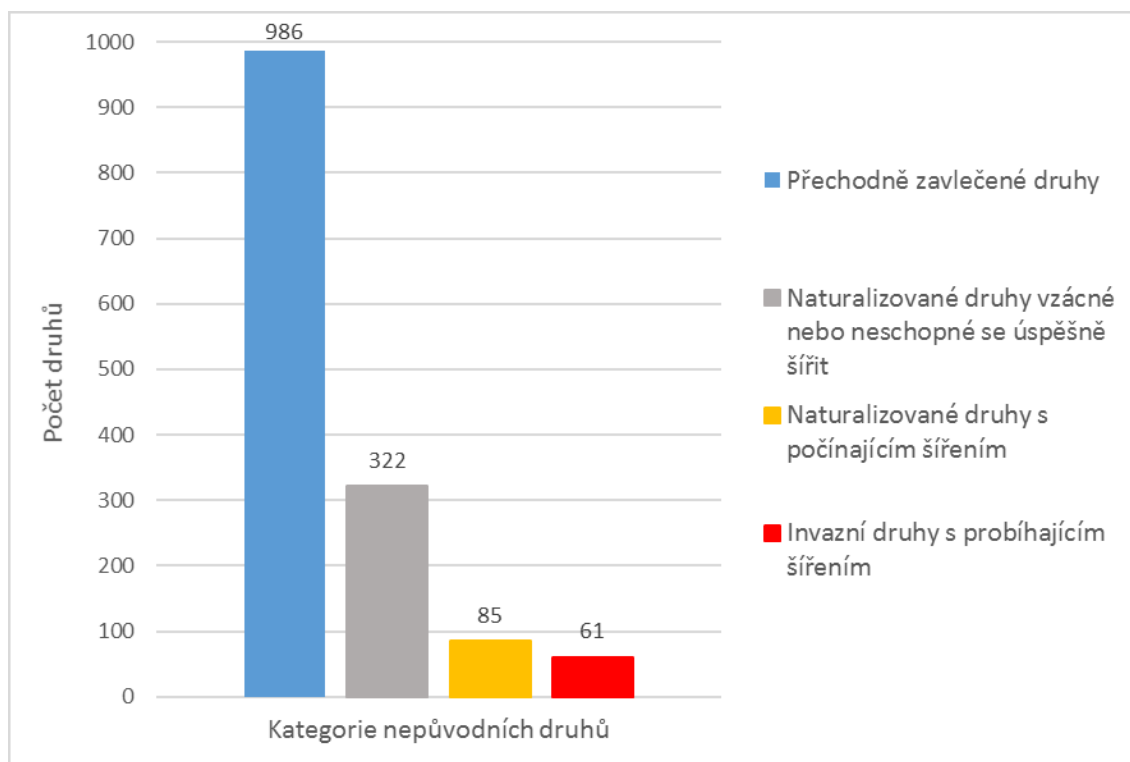
Z výše uvedeného vyplývá, že existence nepůvodních druhů je v současnosti globálním problémem a zároveň se týká nejrůznějších druhů organismů. Stejně jevy související s šířením nepůvodních druhů jsou často označovány různými pojmy, a naopak pro jevy různé je používán tentýž výraz. Pro mezinárodní a rovněž mezioborovou účinnou komunikaci je tedy především nutné sjednocení dosavadní terminologie, a právě proto se v odborném tisku objevují snahy o co nejpřesnější vymezení pojmů. Výrazný pokus o toto sjednocení bylo provedeno v rámci Konvence o biologické diverzitě, jejíž návrh dále převzala IUCN, Rada Evropy i Evropská komise (Mlíkovský et Stýblo, 2006; Nentwig, 2014; Pyšek et Tichý, 2001). Použití správné terminologie je velice důležité zejména v již zmíněném procesu zdomácnění nepůvodních druhů.

**Introdukované druhy**, tedy ty, které byly přesunuty mimo svůj dřívější či současný areál přímou či nepřímou lidskou činností, mohou po svém zavlečení přežívat jako **přechodně introdukované (zavlečené) druhy**. Tyto druhy v novém území, kterými jsou převážně synantropní společenstva, úspěšně přežívají, mohou se zde po určitou dobu i rozmnožovat, ale dlouhodobější přítomnost těchto druhů v daném území je podmíněna jejich opětovnou introdukcí, v případě rostlin přísunem rozmnožovacích částí člověkem. Druhy, které se naopak dokáží v novém prostředí reprodukovat bez dalšího zásahu člověka, jsou označovány jako **druhy naturalizované** či zdomácnělé. Tyto druhy se stávají trvalou složkou vegetace daného území. Proces, kdy se nepůvodní druh v novém prostředí začne úspěšně rozmnožovat, má životaschopné potomstvo a jeho další přežití je tudíž vysoce pravděpodobné, se nazývá **etablování**. V rámci etablovaných druhů se dále vyčleňují druhy, které jsou schopny šířit se na větší vzdálenosti, pronikat na narušená i přirozená stanoviště a vytlačovat z nich druhy původní. Tyto druhy jsou označovány jako **nepůvodní invazní druhy**. Přibližně 10 % invazních druhů lze označit za tzv. **transformers**, neboli měniče či přetvářeče, tedy druhy, které od základu mění nejprve abiotické a později i biotické podmínky nově osidlovaného území (Křivánek, 2006; Mlíkovský et Stýblo, 2006; Pyšek et Tichý, 2001).

Je třeba uvést, že podobné chování, tedy zvyšování počtu stanovišť v krajině a rozšiřování se na místa již obsazená, lze vyzorovat rovněž u některých druhů pro danou oblast původních. Děje se tak zejména z důvodu narušování krajiny člověkem a důsledky bývají v některých případech podobné, jako je tomu také u procesu biologické invaze. V případech výrazného rozšiřování původních druhů se však pro odlišení obou případů hovoří jako o biologické **expanzi**, nikoliv invazi (Mlíkovský et Stýblo, 2006; Pyšek et Tichý, 2001).

Aby byl druh považován za invazivní, musí obecně splňovat tyto podmínky, a sice musí být nepůvodní v dané oblasti, musí být do oblasti introdukován člověkem (ne/nepřímo, ne/úmyslně), musí překonat několik geografických a ekologických bariér a v dané oblasti se musí šířit bez pomoci člověka. Pokud daný druh splňuje tyto podmínky, je z biogeografického pohledu považován za druh invazní. Zaměříme-li se však na oblast ochrany životního prostředí, aby byl druh brán jako invazní, musí navíc splňovat také tu podmínku, že daný druh svou přítomností působí negativně na biologickou rozmanitost společenstev, do nichž se šíří a rovněž jsou pro něj typické také ekonomické ztráty (Křivánek, 2006).

Rozdíl mezi uvedenými dvěma pohledy na invazní druhy lze demonstrovat na nepůvodní květeně ČR, kdy Pyšek et al. (2002) uvedl v rámci české flóry na 1378 nepůvodních druhů, z nichž 90 jako invazních z hlediska definice biogeografické, ale z pohledu ochrany přírody bylo uvedeno invazních druhů pouze 31. Někdy se používají také tzv. normované hodnoty, kdy pro invazní druh platí, že se musí v období do padesáti let rozšířit generativní cestou na vzdálenost delší než 100 metrů nebo cestou vegetativní dále než šest metrů do tří let (Křivánek et al., 2004). Rozdělení a počet nepůvodních druhů rostlin v ČR dle jejich současné populační dynamiky a schopnosti přežít v krajině tak, jak je uvedeno v druhém vydání Katalogu nepůvodních druhů rostlin ČR (Pyšek et al., 2012b), znázorňuje Graf 1. Po přehodnocení zařazení a změně statusu některých druhů v návaznosti na rozvoj taxonomického poznání nepůvodní flóra ČR čítá dle daného katalogu na 1454 nepůvodních rostlinných taxonů (subspecií a hybridů), z toho je jich však „pouze“ 61 invazních (Frouz et Moldan, 2015). Základem kategorizace nepůvodních druhů do jednotlivých skupin dle úspěšnosti invaze je zhodnocení současného stavu jejich populací a historické dynamice šíření těchto druhů. Tato kritéria umožnila vyhodnotit a kvantifikovat rovněž neúspěšné invaze (Pyšek et al., 2012b).



**Graf 1: Rozdělení nepůvodních druhů rostlin v ČR podle jejich současné populační dynamiky a schopnosti přežít v krajině (zdroj: Pyšek et. al, 2012; upraveno autorem)**

### 3.4 Průběh rostlinných invazí

V procesu introdukce nepůvodních druhů rostlin se obvykle jen poměrně malá část druhů stane skutečně invazními. Introdukovaným rostlinám totiž v procesu naturalizace, případně invaze, brání několik okolností. Nejčastěji jsou to stanovištní podmínky, který způsobí úhyn mladých semenáčků. Rozmnožovací části rostlin se mohou stát zase kořistí drobných živočichů či mohou zplesnivět. Již vzrostlí jedinci často nejsou schopni uspět mezi konkurencí ostatních druhů. Zvláště komplikovaná situace může nastat u jednopohlavních rostlin v případě, jsou-li na nové stanoviště zavlečeni pouze jedinci stejného pohlaví. Reprodukce rostliny pak závisí na nepohlavním šíření, kdy ne vždy daný druh tímto způsobem rozmnožování disponuje. Dle odhadů se z každé stovky introdukovaných druhů rostlin nakonec stane okolo 2-3 druhů invazních (Pyšek et Tichý, 2001).

Celý proces invaze trvá u různých druhů rostlin v různém prostředí různě dlouhou dobu. Fázi samotné invaze předchází tzv. fáze klidu, během níž se rostlina adaptuje na nové prostředí. Celá populace může prodělat genetické změny, kterými se lépe připraví na nové prostředí (Pyšek et Tichý, 2001).

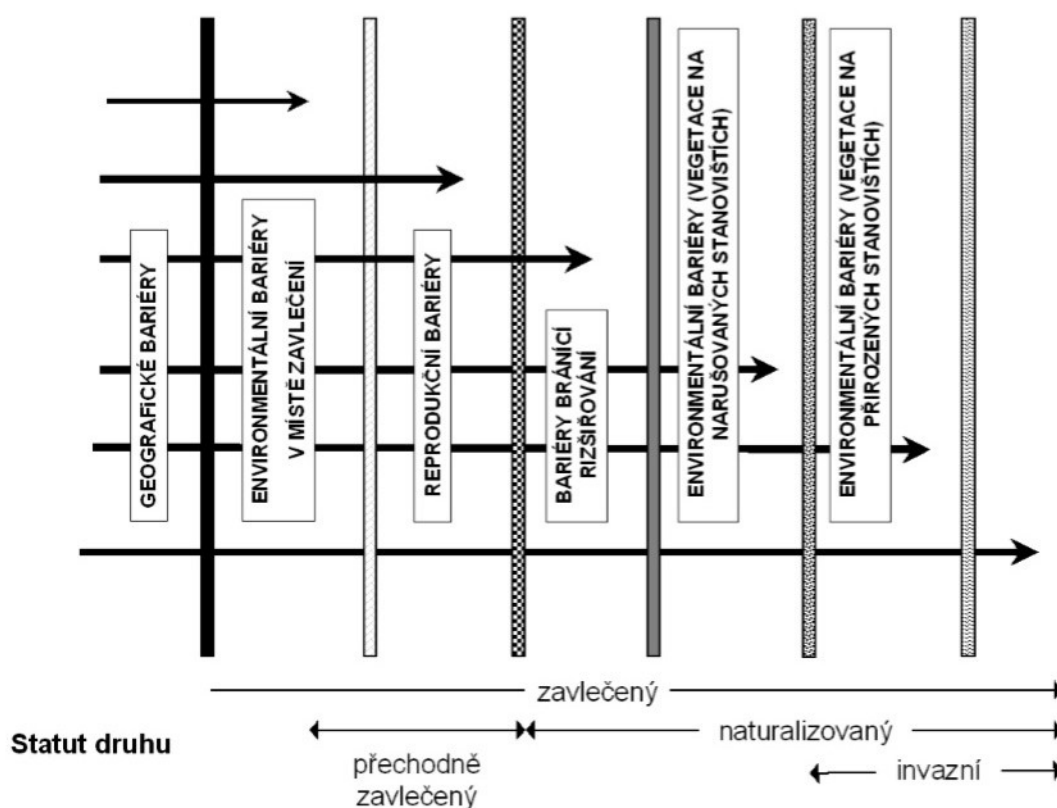
Samotná invazní fáze – tedy exponenciální šíření druhu pak probíhá v porovnání s přípravnou fází mnohem rychleji. Obecně platí, že rostliny rozmnožující se pomocí semen se šíří rychleji než ty, které se množí vegetativně. Jako příklad lze uvést např. invazi bolševníku velkolepého (*Heracleum mantegazzianum*), který se rozmnožuje pomocí semen a jehož počet lokalit vzrostl na území ČR během čtyřiceti let až padesátkrát a pomalejší invazi křídlatek, které se na našem území reprodukuje pomocí úlomků oddenků a lodyh (Pyšek et Tichý, 2001).

V současné době existuje několik přístupů popisující celý proces biologické invaze. Nejznámější z nich je **metoda bariér** (viz Obrázek 2) od Richardsona et al. z roku 2000. Dle této teorie musí druh, aby se stal druhem invazním, překonat následující bariéry:

- **geografická bariéra**: neboli introdukční, tedy ta, kterou druh překoná pomocí člověka.
- **bariéra místního prostředí**: je představována abiotickou i biotickou bariérou prostředí, do něž je druh zavlečen. Při překonání této bariéry druh vytváří přechodné populace v krajině, ale je stále závislý na další introdukci člověkem. Většina zavlečených druhů v této fázi introdukce končí.
- **reprodukční bariéra**: při jejím překonání je druh schopen samostatně se rozmnožovat a není závislý na opakované introdukci člověkem. Překonání reprodukční bariéry odpovídá procesu naturalizace druhu.
- **lokální/regionální bariéra**: překonání této bariéry znamená možnost dále se šířit.
- **bariéra antropogenní vegetace**: druh se úspěšně rozšiřuje v synantropních společenstvech.
- **bariéra přirozené vegetace**: po překonání této bariéry se druh šíří také do polopřirozených a přirozených porostů.

Alternativou metody bariér může být například **metoda schodiště** Tiny Heger z roku 2001. Invazní proces je chápán jako schodiště, přičemž každý schod představuje určitou fázi vedoucí k upevnování pozice nepůvodního druhu v novém prostředí. S přibývajícimi schody přestává být předmětem výzkumu jedinec a stává se jím celá populace introdukovaného druhu. V každém kroku procesu je druh omezován jinými abiotickými a biotickými faktory a je tedy nucen využívat jiných částí spektra svých schopností. V rámci studie Hegerové a Trepla (2003) jsou zdůrazňovány také **modelové faktory**:

- **introdukce:** v této fázi je druh závislý zejména na lidském faktoru, který převyšuje ekologické vlastnosti druhu.
- **spontánní uchycení a nezávislý růst:** druh je omezován predátory a konkurencí jiných druhů.
- **naturalizace:** významným ale těžko definovatelným faktorem je stochasticita neboli náhodnost – demografická, genetická i prostředí.
- **vlastní invaze:** omezujícím faktory je nedostatek dalších vhodných stanovišť.



Obrázek 2: Klasifikace druhů (přechodně zavlečený, naturalizovaný, invazní) v návaznosti na proces překonávání bariér (zdroj: Pyšek et al., 2008)

Obecně lze říci, že výhodou během procesu invaze je široká ekologická valence a schopnost produkce velkého množství semen šířených na velké vzdálenosti. Velkou obtíží při predikci průběhu invaze je skutečnost, že každý jednotlivý krok v invazním procesu může zcela změnit počáteční podmínky kroku dalšího (Křivánek, 2006).



### 3.5 Důsledky biologických invazí

Invazní druhy se v současné době vyskytují téměř všude a téměř všude také negativně působí na původní flóru a faunu. Mezi negativní dopady biologických invazí lze zařadit zejména změny v abiotickém prostředí, negativní vliv na lidské zdraví, ale také hospodářství, přičemž vážnost tohoto problému lze doložit rovněž finančními ztrátami spojenými s výskytem právě invazních druhů, které v celosvětovém měřítku činí 1,4 bilionu, což se rovná 5 % HDP naší planety (Pimentel, 2001). Veškeré dopady související s invazí lze rozdělit na přímé (vytlačování jiných druhů během kompetice, jedovatost, pyly apod.) a nepřímé (zanášení vodních toků, celkové změn podmínek prostředí, snižování výnosů u zemědělských kultur či ztráta rekreační atraktivity prostředí) (Křivánek, 2006).

Nad problematikou biologické invaze se pozastavoval již sám Charles Darwin, v současné době někteří vědci o biologické invazi hovoří dokonce jako o jednom z jezdců environmentální apokalypsy (Pyšek et Tichý, 2001). Po přímé destrukci a fragmentaci stanovišť je totiž biologická invaze považována za druhý nejhorší faktor vedoucí ke ztrátám biologické rozmanitosti a vymírání druhů (Křivánek, 2006).

Ačkoliv jsou biologické invaze celkově vnímány jako jev negativní, v několika rozvojových zemích subtropické a tropické oblasti jsou místní ekonomiky na introdukovaných a mnohdy i velmi invazních druzích závislé. Jejich odstranění by mělo katastrofální důsledky a bylo by politicky zcela nepřijatelné (Pyšek et Tichý, 2001). I přesto však negativní důsledky biologické invaze v čele se ztrátou biologické rozmanitosti zejména v našich zeměpisných šířkách zcela jednoznačně převažují, a je tedy potřeba se touto problematikou intenzivně zabývat.

#### 4 VZTAH MEZI NEPŮVODNÍMI INVAZNÍMI DRUHY ROSTLIN A INVADOVANÝMI EKOSYSTÉMY

Proces obsazování stanovišť nepůvodními druhy rostlin za současné změny druhového složení původní vegetace je jedním z hlavních hybatelů vývoje ekosystémů (Hofmeister et Hruška, 2005). Jose označuje proces invaze za jeden z nejvýznamnějších impaktů, kterými kdy lidé ovlivnili a ovlivňují ekosystémy Země. Invazní procesy vedou ke globalizaci světové bioty, což má dále za následek její homogenizaci (Jose et al., 2013).

Rozšíření nového, nepůvodního druhu obvykle pro daný ekosystém neznamena obohacení druhové rozmanitosti, ale naopak často vede k jejímu poklesu. Nepůvodní druhy mnohdy působí na domácí druhy negativně v tom smyslu, že dochází k omezování jejich určitých projevů či snižování možností využívání dostupných zdrojů. To může postupně vést ke snižování počtu jedinců až vymizení některých druhů na daných lokalitách. V krajním případě může domácí druh dokonce vymřít, a to tehdy, trvá-li proces invaze delší dobu a daný invazní druh postihuje větší oblasti (Nentwig, 2014).

Dle profesora Rejmánka však doposud chybí studie, které by ukázaly, že invazní rostliny jsou zodpovědné nebo potenciálně mohou být zodpovědné za vyhynutí druhů domácích. Absence důkazů o tom, že by nějaký domácí druh rostliny vyhynul kvůli introdukovanému druhu se však dle Rejmánka dá vysvětlit např. tím, že vyhynutí druhu je dlouhý proces a prozatím chybí dostatečně dlouhá časová řada potřebných dat. Rejmánek navíc upozorňuje na to, že v rámci postižených rostlinných společenstev navíc mimo procesy invazní současně probíhají procesy jiné, invazní druhy mohou získat nové nepřátele nebo se domácí druhy invazi dokáží v některých případech přizpůsobit (Wiesnerová, 2015).

Ve většině případů však původní druhy invadovaného ekosystému nejsou připraveny konkurovat často silně dominantnímu invaznímu druhu, jelikož s ním doposud nikdy nepřišly do styku. Co se přirozených nepřátel invazních druhů týče, častěji v souvislosti s jejich rozšířením do nepůvodních areálů takto těmto nepřátelům uniknou, než aby získali nepřátele nové, jak bylo uvedeno. Nepřítomnost přirozeného nepřítelů nepůvodní invazní druhy ve srovnání s těmi původními staví do výhody, zvláště pak v případě, kdy invazní druhy o to více dokáží s postupem času investovat do svého růstu či rozmnožování (Marková et Hejda, 2011).

V případě rostlinných invazí rovněž existuje předpoklad, že čím více se liší nepůvodní invazní druh od původních dominantních druhů daného společenstva, tím vyšší je tendence invazního druhu významně měnit prostředí, které může být následně k původním druhům velmi nepřátelské (Marková et Hejda, 2011). Příkladem mohou být typické invazní druhy rostlin jako zlatobýl kanadský, bolševník velkolepý, netýkavka žláznatá či křídlatky, které dokáží v nově obsazeném ekosystému vytvořit husté porosty, vytlačit z nich domácí druhy rostlin a zcela zásadně změnit původní ekosystém (Nentwig, 2014). Studie Hejdy et al. (2009) poukazuje na to, že v porostech křídlatek bývá o více než 80 % původních druhů méně než v obdobných, minimálně invadovaných porostech. V porostech bolševníku velkolepého pak bývá o více než 60 % původních druhů méně.

Další problém pro invadované ekosystémy může představovat mezidruhá hybridizace nepůvodního invazního a původního druhu. Úspěšné křížení invazních druhů s příbuznými původními druhy může vést k ohrožení jejich specifického charakteru. K takovému křížení však dochází v přírodě spíše ojediněle, jelikož druhy, které se během evoluce vývojově vzdálily, v současnosti většinou dělí nějaká bariéra. Křížit se tedy mohou pouze ty druhy, které nejsou dostatečně vývojově vzdálené a vlivem činnosti člověka spolu přijdou opět do kontaktu, může nastat již zmíněná hybridizace těchto druhů (Marková et Hejda, 2011; Nentwig, 2014). Hybridizací s nepůvodními druhy jsou nejvíce ohrožené malé a izolované populace původních endemických druhů. Jako příklad z území České republiky lze uvést křížení původního druhu *Viola lutea* subsp. *sudetica* se zavlečeným druhem *Viola tricolor*, díky kterému v Krkonoších vzniká stabilní populace hybridů zmíněných druhů (Frouz et Moldan, 2015). V případě, kdy v důsledku křížení původního a nepůvodního druhu vznikne populace geneticky bližší nepůvodnímu invaznímu druhu, lze v dlouhodobějším časovém intervalu předpokládat zánik druhu domácího. Vytvořený hybrid naopak může od obou rodičů získat výhodné vlastnosti, čímž vznikne nový mnohdy úspěšný invazní druh (Ellstrand et Schierenbeck, 2000; Nentwig, 2014).

Často nejsou negativní vlivy invazních druhů v rámci invadovaných ekosystémů na první pohled zřejmé, jako je tomu i v případě výše uvedené hybridizace. Jako další lze uvést např. kompetici o opylovače, změnu režimu požárů, změna dostupnosti vody či chemismu půd. Mnohé invazní rostliny, zejména pak *Robinia pseudoacacia* a *Lupinus polyphyllus*, obohacují půdu a dusík, v důsledku čehož se zde může vytvořit hustá nepůvodní vegetace (Frouz et Moldan, 2015; Nentwig 2014).

Ačkoliv přímé důkazy o vyhynutí domácích druhů rostlin v přímém důsledku invaze jiného rostlinného druhu chybí, existuje nespočet důkazů o negativních účincích invazních druhů rostlin vůči invadovaným ekosystémům. Z tohoto důvodu by mělo být v rámci ochrany přírody činěno tak, aby byly původní druhy daných ekosystémů proti invazním nepůvodním druhům co možná nejvíce chráněny (Weisnerová, 2015).

#### 4.1 Invadovanost a invazibilita ekosystémů

Studium invazivnosti druhů a invazibility ekosystémů patří k základu teoretického výzkumu biologických invazí. Cílem výzkumu invazivnosti druhů je určení takových biologických vlastností, které zvyšují pravděpodobnost invazního chování. Dokonalejší poznání těchto vlastností by umožnilo přesnější vytipování druhů s vyšší pravděpodobností invazního šíření. Těmto druhům by se následně měla věnovat větší pozornost (Chytrý et Pyšek, 2009a).

V případě invazibility se zkoumá, které ekosystémy, popřípadě biotopy, společenstva či velká území jsou k invazím náchylné. Hlavním cílem je zjištění, zdali je nějaké společenstvo, území či biotop odolnější vůči šíření nepůvodních druhů než jiné a naopak, proč je některé společenstvo, území nebo biotop k tomuto šíření náchylnější (Chytrý et Pyšek, 2009a).

Vzhledem k tomu, že počet nepůvodních druhů rostlin či jejich podíl z celkového počtu rostlinných druhů zaznamenaných v rámci jednotlivých lokalit může být ovlivněn mnoha různými faktory, je třeba brát v potaz následující (Chytrý et Pyšek, 2009a):

- společenstvo velmi citlivé k invazím může být málo invadováno málo tehdy, vyskytuje-li se na místě s nízkým přísunem diaspor nepůvodních druhů.
- společenstvo málo náchylné k invazím může být silně invadováno v případě, kdy se do něj dostává velké množství diaspor nepůvodních druhů (např. vegetace v lidských sídlech, blízkém okolí a podél silnic může být více invadováno, protože na tato místa člověk zavléká více diaspor nepůvodních druhů).

Z výše uvedeného vyplývá, že termín invadovanost (*level of invasion*) vyjadřuje pozorované počty nebo podíly nepůvodních druhů na daných lokalitách a termín invazibilita (*invasibility*) představuje skutečnou náchylnost nebo citlivost společenstev k invazím.

Invazibilita je dána schopností nepůvodních druhů v daném společenstvu přežívat, přičemž tato schopnost závisí zejména na následujících faktorech (Chytrý et Pyšek, 2009a):

- konkurenčním tlaku původních druhů daného společenstva,
- vlivu herbivorů a patogenních organismů,
- klimatických extrémech a dalších, mnohdy zcela náhodných okolnostech,
- ne/schopnosti nepůvodního druhu přizpůsobit se danému společenstvu (např. u původně lesního druhu se předpokládá ne příliš úspěšné šíření v rámci travinné vegetace).

K tomu, aby nepůvodní druh úspěšně obsadil dané společenstvo, musí překonat působení výše uvedených faktorů. Pokud nepůvodní druhy v tomto společenstvu dobře přežívají a prosperují, lze takovéto společenstvo označit za invazibilní, přičemž invazibilita jakožto míra přežívání nepůvodních druhů není závislá na počtu těchto zavlečených druhů. Výslednicí počtu nepůvodních druhů či počtu jejich jedinců v obsazeném společenstvu a míry jejich přežívání je pak již zmíněná invadovanost.

Z dosavadních výzkumů a dostupných dat lze uvést tyto obecné zákonitosti, jež se týkají rozdílné invadovanosti v rámci různých území (Chytrý et Pyšek, 2009a):

- *ostrovy jsou invadovány více než pevnina* (vysvětlení: existence volných nik na ostrovech; slabá konkurenceschopnost původní vegetace),
- *Nový svět je invadován více než Starý svět* (vysvětlení: druhy Starého světa se dlouhodobě vyvíjely v kontaktu s člověkem, a tudíž jsou dobře adaptovány na disturbance a šíření na stanovištích antropogenně pozmeněných či narušených; starosvětské druhy v porovnání s novosvětskými v období klimatických globálních změn v geologické minulosti více migrovaly mezi různými oblastmi čímž se vyvinula jejich větší adaptabilita a konkurenceschopnost; častější zavlékání starosvětských druhů do Nového světa oproti zavlékání novosvětských druhů do Starého světa),
- *temperátní a boreální zóna je více invadována než tropy* – platí pouze pro pevninské tropické oblasti, nikoliv ostrovní (vysvětlení: rezistence tropických ekosystémů je zřejmě dána velkou biomasou a velmi rychlou obnovou vegetačního krytu po narušení),

- *nížiny jsou více invadovány než horské oblasti* (vysvětlení: do značné míry je důvodem řidší osídlení a menší intenzita dopravy v horách, což souvisí s menším zavlékáním a následným přísunem diaspor nepůvodních druhů; nížiny působí jako bariéra při šíření horských nepůvodních druhů).

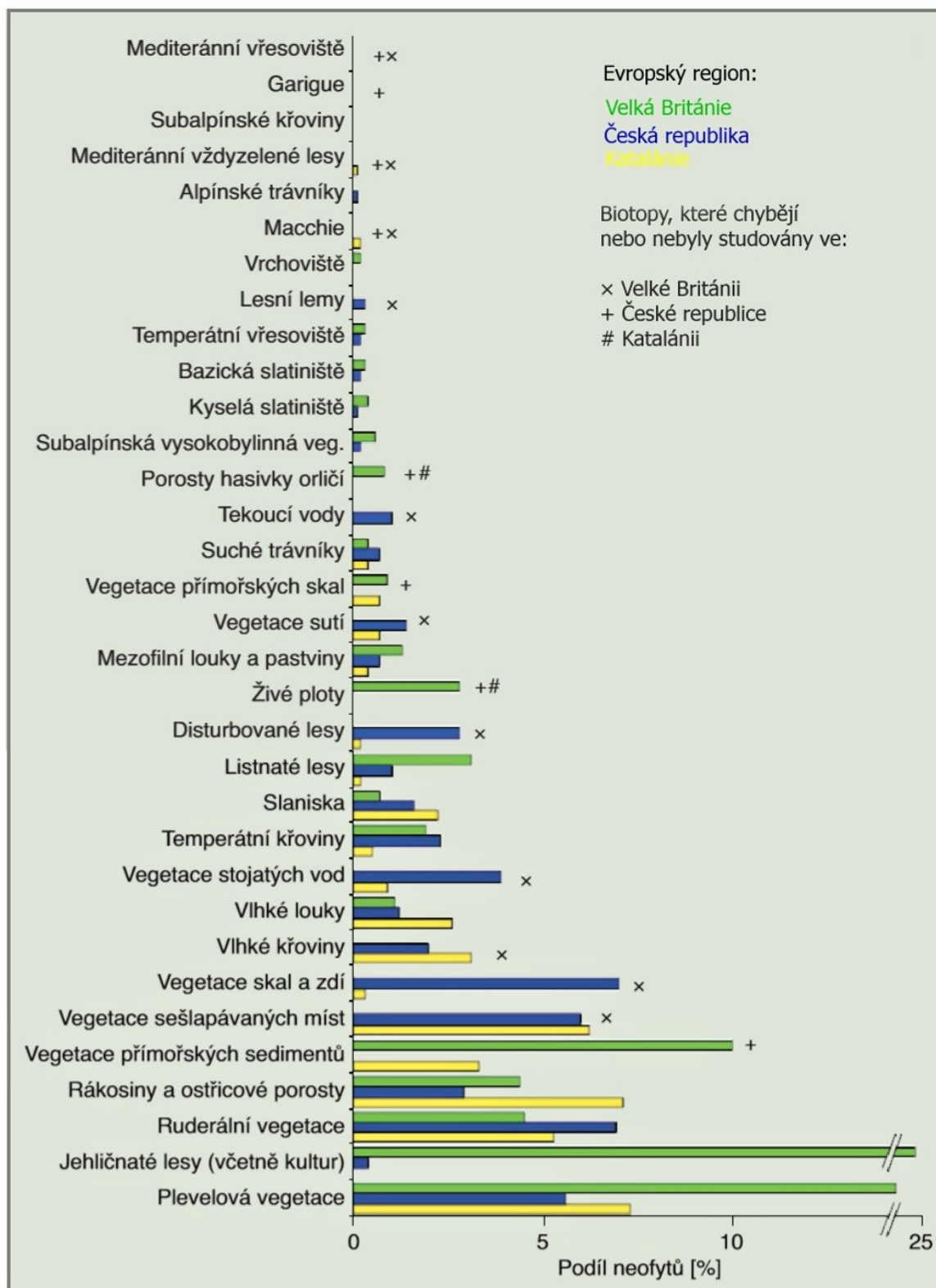
Pro hodnocení míry invadovanosti a invazibility v rámci této práce jsou podstatnější informace ohledně invadovanosti jednotlivých typů společenstev či biotopů než různých území, jak je uvedeno výše. Míru invadovanosti rozdílných společenstev a biotopů však bylo kvůli absenci vhodných reprezentativních dat obtížné určit (Chytrý et Pyšek, 2009b).

Zlom však nastal koncem 90. let 20. stol., kdy se objevil vhodný zdroj dat pro hodnocení invadovanosti rostlinných společenstev v podobě velké databázi fytoecologických snímků, které byly vytvářeny zejména v Evropě. Velmi zajímavé výsledky přinesla podrobná analýza fytoecologické databáze z České republiky, Velké Británie a španělské Katalánie, která byla v rámci projektu Evropské unie ALARM provedena na Masarykově univerzitě v Brně a v Botanickém ústavu AV ČR, v. v. i. v Průhonicích ve spolupráci se zahraničními odborníky. Hodnocení zastoupení neofytů a archeofytů v rámci několika odlišných rostlinných společenstevch tří různých regionů (ČR, VB, Katalánie<sup>1</sup>) poukázalo na obdobné výsledky, ačkoliv se tyto regiony výrazně liší klimatem, biogeografickou historií, současným i minulým antropogenním vlivem na přírodu i historií politických a obchodních vztahů s oblastmi, odkud nepůvodní druhy pochází. Pouze s pár výjimkami jsou v těchto regionech stejná společenstva invadována s velmi podobnou intenzitou (viz Obrázek 3), a to i přes uvedené odlišnosti a rozdílné druhy nepůvodní vegetace (Chytrý et Pyšek, 2009b). Pro všechny tři zkoumané regiony platí, že **nejvíce invadovanými společenstvy** dle dané studie jsou tato:

- společenstva ovlivňovaná disturbancemi, které způsobil člověk nebo mechanické vlivy vodního proudu a příboje,
- společenstva s dobrou dostupností živin,
- společenstva, která se vyskytují v oblastech s vyšším přísunem diaspor nepůvodních druhů.

---

<sup>1</sup> V Katalánii nebyly hodnoceny archeofyty, protože v jižní Evropě se obecně velmi obtížně rozlišují od druhů původních.



Obrázek 3: Průměrný počet neofytních druhů rostlin v různých biotopech vyjádřený v procentech z celkového počtu druhů zastoupených ve fytoecologických snímcích ze tří evropských regionů (zdroj: (Chytrý et Pyšek, 2009b; upraveno autorem).

Naopak mezi nejméně invadované společenstva dle dané studie patří společenstva s omezenou dostupností zdrojů (zejména živin či vody) a společenstva chladnějších oblastí. Jako velmi málo invadované se ukázaly být alpské a subalpské trávníky a křoviny, vřesoviště s nedostatkem živin, rašeliniště, nejrůznější typy středomořské vegetace přizpůsobené na sucho, např. vždyzelené lesy, vyšší vždyzelené křoviny (macchie) a nižší vždyzelené křoviny (garigue) a jehličnaté lesy s výjimkou britských jehličnatých kultur.

Mimo výše uvedené daný výzkum potvrdil také následující (Chytrý et Pyšek, 2009b):

- rostlinná společenstva typická pro raná stadia sukcese bývají invadována silně, kdežto u společenstev charakteristických pozdními sukcesními stadii je zastoupení nepůvodních druhů malé,
- společenstva s velkým podílem archeofytů mají ve většině případů rovněž velký podíl neofytních druhů a naopak,
- archeofyty se v České republice obvykle častěji vyskytují mimo lesní vegetaci, a to zejména na suchých až mezických půdách, jelikož většina archeofytů v rámci střední a západní Evropy pochází z Blízkého východu a Středomoří, což jsou oblasti se suchým klimatem a vysokým podílem nelesní vegetace,
- neofyty se více nacházejí v lesích, narušené dřevinné vegetaci, na vlhkých místech či dokonce přímo v rámci vodních stanovišť, což vysvětluje původní oblasti jejich rozšíření, kterými jsou opadavé listnaté lesy Severní Ameriky a Asie.

V rámci studie prováděné na území ČR, kdy se pracovalo s 32 široce vymezenými typy vegetace, bylo zjištěno, že zjistila v šesti nejvíce invadovaných typech se průměrně nachází okolo 4,4–9,6 % neofytů z celkového počtu rostlinných druhů zastoupených ve fytoecnologických snímcích. Průměrné zastoupení neofytů ve všech vegetačních typech činilo 2,3 %. Podíly archeofytů z celkového počtu zaznamenaných druhů různých společenstev jsou však výrazně větší než podíly neofytů. V České republice činí podíl archeofytů průměrně 55,5 % v rámci orné půdy, 35,5 % v ruderální vegetaci a 21,8 % na sešlapávaných místech (Chytrý et Pyšek, 2009b).

Pomocí statistické analýzy souboru téměř 20,5 tisíce fytoecnologických snímků z ČNFD a s využitím statistických modelů bylo dále prokázáno, že invadovanost dané lokality je nejvíce ovlivňována typem společenstva, které nepůvodní invazní druhy obsadí.



Rozdílnou míru invadovanosti archeofyty v rámci jednotlivých lokalit bylo možné vysvětlit z 86,4 %, z čehož 77,3 % připadlo právě na typ a vlastnosti společenstva, pouhých 4,6 % na přísun diaspor a 4,5 % na rozdíly v klimatu. Tento úzký vztah mezi zastoupením archeofytů a typy společenstev se dá vysvětlit delším obdobím výskytu těchto druhů na našem území, během něhož se lépe začlenily do místních společenstev, která jsou pro ně z ekologického hlediska vyhovující. V případě neofytů bylo výsledkem analýzy menší procento objasněné variability (28,3 % variability mezi lokalitami; 19,3 % vysvětlil typ a vlastnosti společenstva, 3,1 % přísun diaspor a 5,9 % klima), jelikož zastoupení neofytních druhů je vzhledem ke kratší době výskytu na našem území ve srovnání s archeofyty mnohem méně vyhraněné. I přesto je společným znakem pro zastoupení archeofytů i neofytů na dané lokalitě vyšší důležitost typu společenstva než přísunu diaspor Chytrý et Pyšek, 2009b.

Výsledkem výše uvedené analýzy je obecná zásada poukazující na to, že rozdíly v invadovanosti mezi široce vymezenými vegetačními typy České republiky jsou ve větší míře dané rozdílnou invazibilitou těchto vegetačních typů, a naopak mnohem méně nepoměrem v přísunu diaspor mezi lokalitami. Ačkoliv je nutno brát v potaz jisté odchylky, lze říci, že z invadovanosti (zastoupení nepůvodních druhů rostlin) lze tedy do značné míry usuzovat na invazibilitu (náchylnost k pronikání nepůvodních druhů). Pomocí analytických modelů, které zahrnují faktory ovlivňující přísun diaspor a klimatické charakteristiky bylo umožněno vytvoření jednoduchých předpovědí o tom, jak vypadají málo a hodně invadované lokality na území ČR. V nejrůznějších typech přirozené a polopřirozené vegetace, stejně jako ve středních a vyšších nadmořských výškách lze s velmi vysokou pravděpodobností předpovídat úplnou absenci či jen minimální podíl neofytních druhů v rámci rostlinné skladby. Naopak největší podíly neofytů, a to až kolem 20 % a více, lze očekávat u lokalit nezapojené antropogenní bylinné nebo disturbované dřevinné vegetace v nižších polohách a pahorkatinách, které mají navíc v okruhu do 300 metrů vysoký podíl zastavěných ploch (Chytrý et Pyšek, 2009b).

V závislosti na dokonalejším poznání ekologie rostlinných společenstev odolných nebo naopak náchylných k invazím vznikla následující obecná tvrzení o faktorech souvisejících s invazibilitou (Chytrý et Pyšek, 2009c):

- silně či často narušovaná společenstva bývají velmi invazibilní (např. sešlapávaná ruderalní stanoviště, orná půda po odstranění veškeré vegetace apod.);

- přechodný přebytek volných zdrojů může v invazibilních společenstvech představovat disturbační prvek (např. kvůli odstranění stromového patra se v půdě hromadí množství nevyužitých živin, zároveň do bylinného patra proniká více světla, které mohlo před odstraněním dřevin představovat limitující zdroj);
- v invazibilních společenstvech mohou být volné zdroje krátkodobě k dispozici v případě, kdy jsou z okolí dodávány v takové míře, že je původní rostlinný porost nestačí spotřebovat (např. hnojené či zavlažované orné půdy, půdy obohacené dusíkem v důsledku atmosférického spadu apod.);
- mezi nejvíce invazibilní společenstva patří ta, u nichž dochází ke kombinaci výše uvedených faktorů, což znamená, že daná společenstva jsou zároveň narušována a obohacována o živiny z alochtonních zdrojů (např. orné půdy a ruderalní vegetace).
- pravidelně narušovaná společenstva mohou být málo invazibilní, a to v případě, kdy dané disturbance nezpůsobují zvýšenou dostupnost zdrojů;
- nejméně invazibilní společenstva jsou ta, u kterých málo dochází k disturbancím a zároveň je toto společenstvo limitováno absencí některého ze zdrojů – ke krátkodobému zvýšení dostupnosti volných zdrojů nedochází vůbec;
- existují společenstva, u kterých je naopak pravidelná disturbance podmínkou k tomu, aby společenstva nebyla invazibilní (např. pravidelně kosené louky nebývají příliš invazibilní, jelikož luční rostliny postupně odčerpávají půdní živiny během toho, kdy dorůstají, a v rámci obhospodařovaných luk tak nedochází k hromadění živin).

Z posledního uvedeného příkladu vyplývá, že invazibilita pravděpodobně přímo nenavazuje na určitou disturbance společenstva, ale je nejspíše důsledkem nejružnějších odchylek od režimu, který je pro dané společenstvo charakteristický. Všechny výše uvedené případy jsou v souladu s teorií fluktuace dostupnosti zdrojů (Davis et al., 2000), která upozorňuje na úzkou souvislost mezi invazibilitou společenstev a náhlým zvýšením dostupnosti volných zdrojů. Pokud tyto volné zdroje nejsou spotřebovány původními druhy, s velkou pravděpodobností je začnou využívat druhy šířící se na danou lokalitu z okolí. Naopak nedochází-li k výraznějšímu kolísání zdrojů, ať už jsou v dané lokalitě obsaženy v malé či vysoké míře, jsou tyto zdroje plynule spotřebovávány druhy, které jsou pro společenstvo původní a pro rostliny, které by se mohly do společenstva rozšířit odjinud již zdroje nezbývají (Chytrý et Pyšek, 2009c).

Do konce 90. let 20. století byla míra biologických invazí v rámci daných společenstev spojována především s výší jejich biodiverzity, přičemž druhově chudší společenstva mají být k invazím náchylnější než ty, které jsou druhově bohatší (tzv. biotická rezistence). Řada novějších analýz dat o počtech druhů v rámci velkých území však poukazuje na to, že více nepůvodních druhů roste v oblastech, kde je bohatá také flóra původní. Počet původních i nepůvodních druhů je totiž vyšší v místech, kde je zastoupeno více různých stanovišť i společenstev, díky čemuž mohou pojmout více druhů. V případě zkoumání menších ploch (v rádech 10 až 100 m<sup>2</sup>) byla prokázána jak negativní, tak i žádná, ale velmi často rovněž pozitivní, tedy přímá korelace mezi počtem původních druhů a invazibilitou (Chytrý et Pyšek, 2009c).

Tyto výsledky analýz jsou tedy v rozporu s již zmíněnou teorií biotické rezistence, jejímž autorem je samotný zakladatel invazní ekologie, pan Charles Elton (1958). Eltonova teorie platí zejména v případě malých ploch (řádově m<sup>2</sup>), kdy se interakce mezi přítomnými rostlinami projevují výrazněji než vnitřní heterogenita stanovišť. Druhově bohatá společenstva jsou v tomto případě méně invadována, jelikož větší množství původních druhů rostlin lépe využívá dostupné zdroje, a na druhy šířící se z okolí se již nedostane. Vzhledem k tomu, že ve většině případů výsledky analýz poukazují na to, že invazní druhy častěji pronikají do druhově bohatých společenstev či území, byl americkým ekologem Tomem Stohlgernem podán návrh, aby byla klasická teorie biotické rezistence nahrazena teorií biotické akceptace, přičemž tato teorie poukazuje na tendenci druhově bohatých společenstev přijímat více nových druhů (Chytrý et Pyšek, 2009c).

Ačkoliv v rámci problematiky biologických invazí stále existuje mnoho neznámých, postupným porovnáváním a syntézou doposud získaných poznatků začíná kousek po kousku vznikat obecná teorie invazibility. Vzhledem k tomu že se předpokládá, že zmíněná teorie umožní předpovídat kde a za jakých podmínek může vzniknout největší riziko invazí, teorie invazibility v propojení s vhodně zvoleným managementem může vést k účinnému omezování či dokonce předcházení těchto invazí (Chytrý et Pyšek, 2009c).

## **5 PRÁVNÍ A STRATEGICKÁ ÚPRAVA IAS NA ÚROVNI MEZINÁRODNÍ, EVROPSKÉ A STÁTNÍ**

Jak již bylo v rámci této práce uvedeno, invazní nepůvodní druhy jsou z globálního hlediska druhým nejzávažnějším činitelem ohrožujícím biodiverzitu. Ta je již od 70. let 20. století velmi častým objektem mnohých studií, jelikož ji lze považovat za jeden z ukazatelů kvality a stavu životního prostředí. V souvislosti s životním prostředím je výraz biodiverzita jedním z nejčastěji používaných termínů vůbec a jako takový není cizí nejen vědcům, ale také úředníkům či politikům. Vliv, který na biodiverzitu ekologických společenstev mají právě biologické invaze jsou pak studovány od 80. let minulého století (Plesník, 2003; Pyšek, 2005).

Dalším velmi často skloňovaným pojmem, a to nejen v oblasti životního prostředí, je trvale udržitelný rozvoj, který není možný bez zachování přírodního kapitálu biosféry. Tento kapitál sestává především z biologických zdrojů a z již zmíněné biodiverzity. Vzhledem k tomu, že vliv, jenž invazní druhy na biodiverzitu mají, je mnohdy negativní a k úzkému vztahu mezi biodiverzitou a ekosystémovými službami a statky, které jsou pro člověka klíčové v rámci trvalé udržitelnosti, je nutno problematiku IAS aktivně řešit (Vačkář, 2005).

Dopady invazních nepůvodních druhů byly popsány rovněž v rámci celosvětové studie *The Millenium Ecosystem Assesment* (Posouzení ekosystémů na konci tisíciletí), kterou v roce 2000 zahájila OSN. Zpráva o posouzení ekosystémů byla zveřejněna v roce 2005 a došla k závěru, že dvě třetiny služeb ekosystémů naší planety jsou ohroženy nebo jim dokonce hrozí zánik. Invazní nepůvodní druhy byly v rámci této zprávy zařazeny mezi pět největších hrozeb pro světovou biologickou rozmanitost (Bašný, 2011).

### **5.1 Mezinárodní úmluvy a strategie**

Biologické invaze jsou v současnosti mj. předmětem mnoha mezinárodních úmluv, a to včetně Úmluvy o biologické rozmanitosti neboli zkráceně CBD (z angl. *Convention on Biological Diversity*) (Pyšek, 2005). Zachování biodiverzity je pak jedním z hlavních rozvojových cílů tohoto tisíciletí, které jsou výsledkem jednání v rámci Světového summitu o udržitelném rozvoji, který se konal v Johannesburgu roku 2002 (Vačkář, 2005).

Během desátého zasedání konference smluvních stran CBD konaném roku 2010 v Japonsku, přijala CBD revidovaný a aktualizovaný Strategický plán pro biologickou rozmanitost, a to včetně tzv. Aichi cílů ochrany biologické rozmanitosti pro období 2011-2020. Problematika invazních nepůvodních druhů je řešena v rámci Aichi cíle 9, který zní následovně: „*Do roku 2020 budou identifikovány nepůvodní invazní druhy a cesty jejich šíření a budou stanoveny priority v této oblasti, prioritní druhy budou pod kontrolou nebo vyhubeny; budou podniknuta opatření ke kontrole cest jejich šíření, aby se zabránilo introdukci nepůvodních invazních druhů a jejich uchycení.*“. V rámci samotné Strategie EU v oblasti biologické rozmanitosti do roku 2020 je problematika nepůvodních invazních druhů součástí cíle 5, přičemž je obsahově téměř totožná s výše uvedeným Aichi cílem 9. Evropská komise, která tuto strategii zveřejnila počátkem květnu roku 2011, mj. poukazuje na to, že nepůvodní invazní druhy způsobují v EU každoročně škody ve výši přibližně 12,5 miliardy EUR a rovněž upozorňuje na nutnost zřízení komplexního legislativního nástroje EU, který by se problematikou IAS účinně zabýval (Mach et al., 2016)..

Jako další z mezinárodních úmluv lze uvést Úmluvu o ochraně evropské fauny a flóry a přírodních stanovišť neboli **Bernskou úmluvu**. V rámci této úmluvy byla roku 2003 přijata **Celoevropská strategie pro invazní nepůvodní druhy** (Mach et al., 2016). Tato Strategie je dodnes jedním z nejkomplexnějších a nejucelenějších dokumentů upravujících problematiku IAS. Strategie mj. vychází rovněž z opatření přijatých v rámci úmluvy CBD a zdůrazňuje také to, že IAS mají závažné dopady nejen na biodiverzitu, ale i na lidské zdraví a evropskou ekonomiku. Strategie představuje výzvu pro smluvní strany, které mají vytvářet a následně naplňovat celostátní strategie pro nakládání s IAS. IAS jsou totiž dle dané Strategie celosvětovým problémem, který lze úspěšně řešit jen pomocí posílené spolupráce na mezinárodní, mezistátní i regionální úrovni. V rámci Evropy je tato spolupráce o to významnější, protože zde existuje mnoho států se společnými hranicemi a Evropa je rovněž místem velké části světového obchodu. Stálý výbor Bernské úmluvy aktivně přijímá doporučení týkající se IAS již od konce 90. let. Prvním takovýmto doporučením je doporučení č. 57 z roku 1997 obsahující článek o tom, že jsou smluvní státy zavázány přísně kontrolovat vysazování druhů, které jsou v daném místě nepůvodní. Více konkrétní pak bylo doporučení č. 97 z roku 1999 jehož součástí je i seznam jednotlivých druhů IAS, které by měly být eradikovány (Bašný, 2011).

## 5.2 Právní úprava problematiky IAS

### 5.2.1 Legislativní dokumenty Evropské Unie

Právní úprava EU zabývající se problematikou IAS vychází zejména z výše uvedených mezinárodních úmluv, v první řadě ze závazků úmluvy CBD. Základním kamenem právní úpravy v rámci regulace rozšiřování invazních nepůvodních druhů je pro členské státy EU **Nařízení Evropského parlamentu a Rady č. 1143/2014, o prevenci a regulaci zavlékání či vysazování a šíření invazních nepůvodních druhů**. Toto nařízení má za cíl především sjednotit přístup EU při nakládání s invazními nepůvodními druhy a stanovit omezení pro druhy, jež mají na EU významný dopad. Za takovéto druhy jsou dle daného nařízení pokládány takové invazní druhy, které v členských státech způsobují natolik závažné škody, že jsou důvodem k přijetí zvláštních opatření použitelných v celé EU, a to včetně členských států, které dosud zasaženy nebyly, nebo je dokonce nepravděpodobné, že zasaženy budou. Tyto druhy by měly být součástí tzv. unijního seznamu, který je potřeba pravidelně aktualizovat, aby tak mohl sloužit jako podklad pro zajištění nákladově efektivní a účinné prevence, minimalizace a zmírnění nepříznivých dopadů těchto druhů (EU, 2014).

Důraz na prevenci v případě problematiky IAS je kladen již v rámci Úmluvy o biologické rozmanitosti, a to v podobě tzv. třístupňového hierarchického přístupu, který podporuje opatření založené v první řadě právě na prevenci, dále na rychlém zajištění a eradikaci IAS a v neposlední řadě na jejich kontrole a dlouhodobém omezení. Tento přístup EU považuje za odraz vědecké a politické shody na tom, že prevence je z hospodářského hlediska obecně mnohem efektivnější, ale rovněž pro životní prostředí vhodnější, než následná opatření (Bašný, 2011). Příslušné nařízení tak po vzoru mezinárodně uznávaných hierarchických postupů zahrnuje následující tři typy opatření pro boj s IAS: prevence, včasné varování a okamžitá odpověď, management již introdukovaných invazních druhů (Pergl et al., 2016a).

Implementace výše uvedeného nařízení je podporována komisí složenou ze zástupců všech členských států EU. Odborné poradenství je zajišťováno vědeckým fórem se zástupci vědecké komunity, které jmenují jednotlivé členské státy. Dále byla pro účel plnění daného nařízení sestavena pracovní skupina (WGIAS), která je podskupinou *Coordinating Group on Biodiversity and Nature*. Implementace nařízení má dále podporu v informačním systému EASIN, který navazuje na úspěšný projekt DAISIE (Pergl et al., 2016a).

### 5.2.2 Legislativní dokumenty České republiky

Co se týče platných právních předpisů České republiky, v současné době není problematika nepůvodních invazních druhů jednoznačně vymezena v žádném z nich (AOPK ČR, © 2016). Prevence, monitoring, tvorba systémů včasné detekce i další principy vycházející z Úmluvy o biologické rozmanitosti nemají z větší části v naší legislativě přímou oporu (Frouz et Moldan, 2015). Problematika IAS je v rámci ČR nejlépe nastíněna v následujících dvou právních předpisech, a to v **zákoně č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny** a **zákoně č. 326/2004, o rostlinolékařské péči**, v aktuálním znění. ZOPK v platném znění stanovuje v § 5, odst. 4, že *„Záměrné rozšíření geograficky nepůvodního druhu rostliny či živočicha do krajiny je možné jen s povolením orgánu ochrany přírody; to neplatí pro nepůvodní druhy rostlin, pokud se hospodaří podle schváleného lesního hospodářského plánu nebo vlastníkem lesa převzaté lesní hospodářské osnovy. Geograficky nepůvodní druh rostliny nebo živočicha je druh, který není součástí přirozených společenstev určitého regionu.“* (AOPK ČR, © 2016).

Druhý zmíněný zákon pak jako jediný z právních předpisů v České republice definuje význam pojmu invazní druh (viz Tabulka 3). Zákonem o rostlinolékařské péči je mj. vymezená povinnost monitoringu a evidence výskytu škodlivých a invazních organismů, včetně druhů potenciálně rizikových, jenž do ČR dosud nebyly zavlečeny. Na území ČR tento monitoring a evidenci povinně provádí Státní rostlinolékařská správa. SRS s počátkem roku 2014 sloučena s Ústředním kontrolním a zkušebním ústavem zemědělským. Tento ústav dle § 10, odst. 2 daného zákona *„vyhodnocuje míru rizika zavlékání a šíření škodlivých organismů na území ČR a jejich možného vlivu na zdravotní stav rostlin a rostlinných produktů, které se pěstují nebo skladují na území České republiky, popřípadě na životní prostředí; při zjištění výskytu takového škodlivého organismu vyhodnocuje toto riziko neprodleně“*. Seznam invazních škodlivých organismů, které podléhají tomuto monitoringu, jsou uvedeny v příloze č. 8 **Vyhlášky č. 215/2008 Sb., o opatřeních proti zavlékání a rozšiřování škodlivých organismů rostlin a rostlinných produktů** (AOPK ČR, © 2016).

Mezi další právní předpisy, kterých se však problematika IAS týká spíše okrajově, patří zejména vodní zákon, zákon o lesích, zákon na ochranu zvířat proti týrání, zákon o myslivosti, zákon o rybářství, zákon o nakládání s geneticky modifikovanými organismy a genetickými produkty, zákon o ochraně ZPF nebo zákon o obcích (Šíma, 2008).

**Tabulka 3: Definice vybraných termínů v rámci legislativních předpisů České republiky a Evropské Unie vztahující se k nepůvodním druhům a nepůvodním invazním druhům (zdroj: AOPK ČR, © 2016; Pergl et al., 2016a; upraveno autorem).**

Právní dokument	Termín	Definice
<b>Nařízení EP a Rady č. 1142/2014</b>	nepůvodní druh	Jakýkoliv živý jedinec druhu, poddruhu nebo nižšího taxonu živočichů, rostlin, hub nebo mikroorganismů zavlečený nebo vysazený mimo svůj přirozený areál; patří sem všechny části, gamety, semena, vejce nebo propagule těchto druhů, jakož i kříženci, odrůdy či plemena, které mohou přežít a následně se rozmnožovat.
	invazní druh	Nepůvodní druh, u něž bylo zjištěno, že jeho zavlečení či vysazení nebo šíření ohrožuje biologickou rozmanitost a související ekosystémové služby, nebo na ně má nepříznivý dopad.
	nepůvodní invazní druh s významným dopadem na Unii	Invazní nepůvodní druh, jehož nepříznivý dopad je považován za takový, že vyžaduje koordinovanou činnost na úrovni Unie podle čl. 4 odst. 3.
<b>ZOPK</b>	nepůvodní druh	Geograficky nepůvodní druh rostliny nebo živočicha je druh, který není součástí přirozených společenstev určitého regionu
<b>Zákon č. 99/2004 Sb. o rybářství</b>	nepůvodní druh	Nepůvodní rybou a nepůvodním vodním organismem je myšlen geograficky nepůvodní nebo geneticky nevhodná anebo neprovedená populace ryb a vodních organismů, vyskytující se na území jednotlivého rybářského revíru v České republice méně než 3 po sobě následující generační populace.
<b>Zákon č. 326/2004 Sb., o rostlinolékařské péči</b>	škodlivý organismus	Škodlivými organismy jsou jakékoliv druhy, kmeny nebo biotypy rostlin, živočichů nebo původců chorob (například virů, bakterií, hub) škodící rostlinám nebo rostlinným produktům.
	invazní druh	Invazním škodlivým organismem se rozumí škodlivý organismus v určitém území nepůvodní, který je po zavlečení a usídlení schopen v tomto území nepříznivě ovlivňovat rostliny nebo životní prostředí včetně jeho biologické různorodosti.



### 5.3 Strategické dokumenty související s problematikou IAS

V návaznosti na implementaci Nařízení Evropského parlamentu a Rady č. 1142/2014 je nutno aktualizovat národní legislativu všech členských států EU, tedy i příslušné, výše uvedené právní předpisy ČR. Potřeba změnit nejen legislativu, ale také celkový přístup k nepůvodním a invazním druhům, je vnímána již delší dobu (Pergl et al., 2016a). V důsledku tohoto je změna legislativních předpisů součástí cílů a opatření následujících strategických dokumentů (AOPK ČR, © 2016):

- **Státní politiky životního prostředí ČR pro období 2012–2020** s cílem zajištění ochrany a péče o nejcennější části přírody a krajiny, zamezení úbytku původních druhů a omezení negativních vlivů nepůvodních invazivních druhů na biodiverzitu.
- **Strategie ochrany biologické rozmanitosti ČR pro období 2016-2025**, která má za úkol ochranu ekosystémů a přírodních stanovišť včetně udržování a obnovy životaschopných populací druhů v jejich přirozeném prostředí.
- **Státního programu ochrany přírody a krajiny ČR** se zaměřením na zachování dostatečně početné populace původních planě rostoucích rostlin a volně žijících živočichů a minimalizace rizik při zavádění invazních a nepůvodních druhů.

Z výčtu dokumentů uvedeného výše je patrné, že zachování biodiverzity hraje ve všech z nich významnou roli. Součástí mnoha dokumentů se tak díky návaznosti na biologickou rozmanitost stala rovněž problematika invazních druhů. Na problematiku biologických invazí je upozorňováno rovněž ve **Zprávě o životním prostředí České republiky**. Dle této zprávy je jedním z faktorů, který ohrožuje populace druhů rostlin i živočichů, jejich společenstva a stav ekosystémů, právě šíření geograficky nepůvodních druhů. Jako nejnebezpečnější invazní druhy rostlin jsou uváděny např. bolševník velkolepý, křídlatky, netýkavka žláznatá, vlčí bob mnoholistý nebo pajasan žláznatý. Účinným nástrojem v boji proti biologickým invazím mohou být právě vhodné koncepční, strategické a legislativní dokumenty (CENIA, 2016).

Omezení negativního vlivu IAS a zajištění účinných opatření k jejich regulaci je v případě **Státní politiky životního prostředí 2012-2020** součástí cíle 3.2.3. Geograficky nepůvodní invazní druhy jsou chápány jako velmi specifická oblast ochrany přírody a krajiny a jsou řešeny v rámci Zachování přírodních a krajinných hodnot (MŽP, 2016).

V ČR se vyskytuje řada invazních druhů, které závažně ohrožují nejen původní druhy, ale celé přírodní stanoviště. Zároveň je na našem území však řada nepůvodních druhů využívána nebo nově zaváděna, přičemž tyto druhy představují riziko nebo jejich vlastnosti nejsou doposud dostatečně známy. Z tohoto důvodu je z hlediska trvalé udržitelnosti nutné využívání neproověřených druhů omezovat a zároveň přijmout opatření k vyhodnocování a řízení rizik i k řešení již probíhajících biologických invazí (MŽP, 2016).

Mezi základní opatření v problematice invazních druhů patří návrh a následná realizace komplexního a systémového opatření k snížení negativního vlivu druhů s nepříznivými dopady na biologickou rozmanitost či hospodářskou produkci. Dále je možno uvést vytvoření jednotného informačního systému o nepůvodních druzích (sjednocení informací z oblasti ochrany přírody a fytosanitární a veterinární oblasti) a jeho navázání na mezinárodní databáze či vytvoření a zajištění monitoringu nepůvodních druhů s cílem doplnit a propojit existující systémy ve fytosanitární a veterinární oblasti (MŽP, 2016).

V rámci prevence je třeba omezit rizika zavlékání a šíření nepůvodních invazních druhů, a to zejména v rámci obchodu a dopravy, dále pak usměrňovat míru využívání druhů s nepříznivými dopady na biologickou rozmanitost či hospodářskou produkci a druhů s neproověřenými vlastnostmi na pozemcích v majetku státu a na ostatním území zajistit podporu omezení jejich využití a regulace v rámci zásad správné zemědělské praxe, lesnického hospodaření a vodohospodářských postupů. V neposlední řadě je nutno reagovat na nově přijatou legislativu EU v oblasti invazních druhů, vytvořit podmínky pro její implementaci a zároveň vhodně adaptovat celkový systém přístupu k nepůvodním druhům v ČR, včetně právní úpravy jejich využívání a regulace (MŽP, 2016).

#### **5.4 Informační databáze a seznamy IAS**

V rámci již zmíněného projektu DAISIE (z angl. *Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe*) vznikl pro Evropu jeden ze dvou velmi významných seznamů IAS, a sice *100 of the worst invasive species* uvádějící 100 nejhorších invazních druhů. Druhým významným seznamem je seznam s názvem *Worst invasive alien species threatening biodiversity in Europe* neboli Nejhorší invazní nepůvodní druhy ohrožující biodiverzitu v Evropě. Tento seznam vznikl v rámci projektu SEBI (z angl. *Streamlining European Biodiversity Indicators*).

Ze seznamu projektu DAISIE je v ČR přítomno na 23 invazních druhů, z nichž 10 připadá na rostliny. Ze seznamu SEBI se pak v ČR vyskytuje 40 invazních druhů organismů, z toho je 21 rostlin. V červenci roku 2016 byl publikován první seznam druhů s významným dopadem na Unii jakožto **Prováděcí nařízení Komise (EU) 2016/1141**. V rámci tohoto prováděcího nařízení je doposud uvedeno na 37 druhů IAS a v současné době se tento seznam aktualizuje, jelikož neobsahuje některé problematické druhy z hlediska ochrany přírody o ohledem k rozdílným zájmům jednotlivých členských států. Z tohoto důvodu je potřeba kombinovat unijní seznam se seznamy národními (Pergl et al., 2016a).

V rámci České republiky lze mimo seznam, který je součástí již zmíněné Vyhlášky č. 215/2008 Sb., uvést následující významné seznamy či publikace popisující invazní druhy vyskytující se na našem území: Nepůvodní druhy fauny a flóry ČR (Mlíkovský, Stýblo, 2006) a Katalog nepůvodních druhů rostlin České republiky (*Catalogue of alien plants of the Czech Republic*), respektive jeho druhé vydání (Pyšek et al., 2012b). Z nejnověji vydaných prací lze uvést tu od Jana Pergla et al., a to Černý, šedá a varovný seznam nepůvodních druhů v ČR (*Black, Grey and Watch Lists of alien species in the Czech Republic based on environmental impacts and management strategy*) (Pergl et al., 2016c).

Černý seznam aktuálně čítá na 78 rostlin, v šedém seznamu je jich pak uvedeno 47 a ve varovném 25. Černý seznam je dále dělen do tří podskupin. V první podskupině, pro kterou je doporučen intenzivní management, se z rostlin nachází ambrosie peřenolistá (*Ambrosia artemisiifolia*) a bolševník velkolepý (*Heracleum mantegazzianum*). Pro obě zbývající podskupiny černého seznamu je doporučen stejný způsob managementu, a to stratifikovaný přístup. Rozdíl mezi zbývajícími dvěma podskupinami spočívá v charakteru rozšíření jednotlivých druhů v krajině. V prvním případě se jedná o druhy, které jsou vysazovány člověkem a jako takové je lze regulovat omezením obchodu, držení aj. aktivit. U druhů spontánně se šířících je pak velmi důležitý management v krajině (Pergl et al., 2016b).

Ani jeden z výše uvedených seznamů však není a nemůže být konečný, jelikož biologické invaze jsou procesem velmi dynamickým. Seznamy jsou odrazem současného stavu a postojů v rámci řešené problematiky a počítá se s jejich doplňováním a úpravou (Pergl et al., 2016b). Soupis dalších důležitých informačních databází a zdrojů informací ohledně aktivit probíhajících v souvislosti s nepůvodními druhy jsou uvádí Příloha 1.

## 6 HODNOCENÍ RIZIK INVAZNÍCH DRUHŮ ROSTLIN

Předlohou pro zpracování této kapitoly je již zmíněný aktuálně stěžejní právní dokument v rámci problematiky IAS, a to Nařízení EP a Rady EU č. 1143/2014, konkrétně článek 5 kapitoly první tohoto nařízení, který pojednává o posouzení rizik. Aby bylo možno posuzování rizik provádět a důsledně tak zmíněné nařízení uplatňovat, je nutno stanovit v rámci EU společná kritéria. Podkladem pro tato kritéria by ve vhodných případech měly být zejména stávající vnitrostátní i mezinárodní normy. Součástí zmíněných kritérií by měly být zejména tyto prvky, a to různé aspekty charakteristik jednotlivých invazních druhů a rizika a způsoby, kterými mohou vybrané druhy na území EU proniknout, ať už zavlečením či vysázením. Dále by měla kritéria zahrnovat nepříznivé sociální a hospodářské dopady vybraných invazních druhů včetně jejich dopadů na biologickou rozmanitost, ale také potenciální přínosy využití těchto druhů. V neposlední řadě by pak kritéria měla obsahovat náklady na zmírnění nepříznivých dopadů invazních druhů a posouzení možných nákladů, které souvisejí s environmentálními, sociálními a hospodářskými škodami a díky kterým lze rovněž doložit významný dopad některých invazních druhů na EU (EU, 2014).

V návaznosti na kapitolu 5 příslušného nařízení následující podkapitoly shrnují informace o vybraných zájmových invazních druzích rostlin a to tak, aby v rámci těchto informací bylo obsaženo co možná nejvíce z výše uvedených prvků, jenž jsou součástí kritérií pro posouzení rizik invazních nepůvodních druhů.

### 6.1 Křídlatky – *Reynoutria sp.*

Rod *Reynoutria* (křídlatky) celkově zahrnuje 7 druhů, z nichž většina roste zejména v mírném pásmu východní Asie, odkud tento rod pochází. V České republice je rod *Reynoutria* zastoupen čtyřmi druhy, a to druhem *Reynoutria japonica var. japonica*, *Reynoutria japonica var. compacta*, *Reynoutria sachalinensis* a *Reynoutria x bohemica* (Mandák et Pyšek, 1997; Mandák et al., 2004). Zatímco druh *Reynoutria japonica var. compacta* patří mezi druhy přechodně zavlečené, zbývající tři druhy (*Reynoutria japonica var. japonica*, *Reynoutria sachalinensis* a *Reynoutria × bohemica*) jsou již klasifikovány jako invazní neofyty, které na mnoha místech tvoří tzv. metapopulace, díky čemuž se tak tyto tři druhy křídlatek řadí mezi 100 nejvíce invazivních druhů Evropy. V rámci Černého a šedého seznamu zavedeného v ČR jsou křídlatky zařazeny do druhové skupiny BL1, tedy mezi neofytní byliny s největší mírou škodlivosti (BÚ AV ČR v. v. i et al., © 2014).

V rámci názvosloví se lze v případě křídlatek setkat se synonymem, respektive s dřívějším latinským názvem rodu *Reynoutria*, a to *Fallopia*. Tento název vychází z latinského slova *fallo*, což v překladu znamená klamat. V současnosti je však pro rod křídlatek hojněji užíván latinský název *Reynoutria*, a to na počest vlámského šlechtice Karla van Sint Omaarse (van *Reynoutre*), známého mecenáše botaniků 16. století (BÚ AV ČR v. v. i et al., © 2014; Šmíd, 2002).

### 6.1.1 Botanická charakteristika

Křídlatky jsou vytrvalé byliny, jejichž oddenky jsou dlouhé, mohutné a hojně rozvětvené. Hlavním znakem zástupců rodu *Reynoutria* jsou duté větvené lodyhy, které mohou dorůst do výšky tří až čtyř metrů, díky čemuž lze tyto byliny považovat za jedny z nejvyšších v Evropě. Dle barvy lodyhy lze jednoduše rozeznat křídlatku japonskou, která má lodyhu zelenou, s červenohnědými skvrnami, a křídlatku sachalinskou, která tyto skvrny nemá. Dalším spolehlivým znakem k rozlišení jednotlivých druhů křídlatek jsou jejich listy. Křídlatka japonská má čepel listu dlouhou cca 15 cm, zatímco listová čepel křídlatky sachalinské může být dlouhá až 40 cm. Co se týče tvaru listu, křídlatka japonská má bázi listu rovnou (kolmo uťatou), zakončení listu je naopak špičaté. Listy křídlatky sachalinské mají srdčitou bázi, a naopak tupý až zaokrouhlený vrchol. Důležitým determinačním znakem jsou rovněž chlupy rostoucí zespodu listů, kdy u křídlatky japonské jsou tyto chlupy nezřetelné (redukované do podoby kratších papil) a u křídlatky sachalinské jsou naopak dlouhé a při bázi neztloustlé (Gerber, 2014; Pyšek et Mandák, 2001).

Jednotlivé druhy křídlatek vyskytující se na našem je poměrně obtížné od sebe s jistotou rozeznat (BÚ AV ČR v. v. i et al., © 2014). Problém při určování jednotlivých druhů křídlatek může nastat zejména u křídlatky české, která je jakožto kříženec křídlatky japonské a sachalinské proměnlivého vzhledu, přičemž může v jednotlivých případech více či méně připomínat jednoho či druhého z rodičů. Křídlatka česká se v rámci znaků na lodyze a listech tedy pohybuje variabilně mezi oběma rodiči. Při determinaci je možno využít znaky v podobě chlupů na listech, které jsou u tohoto křížence po listu roztroušené, kratší a mají ztloustlou bázi, nebo také znaky u květenství či plodu, avšak aby takovéto určení bylo správné, je zapotřebí mnoho zkušeností s rozlišováním jednotlivých druhů křídlatek. Jediným a opravdu spolehlivým způsobem, díky kterému lze správně určit, o který druh křídlatky se jedná, jsou tak molekulární metody (Gerber, 2014; Pyšek et Mandák, 2001).

### 6.1.2 Ekologické nároky, způsoby rozmnožování a šíření

Křídlatky patří k hemiheliofytním neboli poloslunným druhům, a jako takové tedy nesnášejí zastínění větší než 30 % oslunění volné plochy. Křídlatkám se nejlépe daří na vlhčích, kyselých půdách, které obsahují větší množství živin. Mohou se však ale vyskytovat také na půdách na živiny chudších a vysychavých, dokonce rostou také na půdách znečištěných, např. v rámci synantropních stanovišť. Křídlatky jsou velmi často vázány právě na lidská sídla a nejčastěji se vyskytují podél silnic, cest či železnic a vodních toků. Tento fakt úzce souvisí s historií jejich introdukce, jelikož původně byly křídlatky pěstovány jako okrasné druhy ve městech i vesnicích. Postupně se křídlatky v návaznosti na nejrůznější činnosti člověka nebo pomocí vody rozšířily do volné krajiny. Nejmenší afinita k osidlování synantropních stanovišť byla prokázána u druhu *R. x bohemica*, která spíše upřednostňuje břehové porosty podél vodních toků. *R. japonica* var. *japonica* upřednostňuje okolí silnic, zatímco *R. sachalinensis* je ze všech tří druhů nejčastější součástí zahrad a parků (Mandák et al., 2004). Dále lze křídlatky najít také na skládkách, rumišťích, méně často pak při lesních okrajích, na loukách či orné půdě (Beerling et al., 1994; Pyšek et Mandák, 2001).

Křídlatky patří mezi rostliny dvoudomé, a jako takové mají funkčně jednopohlavné květy, uspořádané do lat, které tvoří mnohokvěté lichoklasy. Květy nejsou rozděleny na kalich a korunu a jejich barva je u různých druhů mírně odlišná. U křídlatky japonské bývají okvětní lístky bílé či slabě narůžovělé barvy, u křídlatky sachalinské jsou nejčastěji zelenobílé či ojedinelé žlutavé. Doba kvetení je od července do října. Plodem je tmavá, lesklá, trojhranná nažka, ukrývající rovněž tmavé a lesklé, cca 3 mm velké semeno. Křídlatky jsou větrosnubné a zároveň hmyzosnubné rostliny, přičemž hmyz lákají na velké množství nektaru (BÚ AV ČR v. v. i et al., © 2014; Pyšek et Mandák, 2001).

Pohlavní rozmnožování však v rámci invadovaných areálů nehraje v případě křídlatek žádnou roli, jelikož se šíří výlučně vegetativním způsobem, a to regenerací částí oddenků či lodyh. Způsob, jakým křídlatky dokáží regenerovat z malých částí oddenků, je velmi pozoruhodný, a právě oddenky jsou v rámci šíření pro křídlatky klíčové. Oddenkový systém pro křídlatky představuje hlavní zásobárnu živin, díky čemuž mohou křídlatky na jaře velmi rychle vyrůst a následně zastínit druhy, které rostou pomaleji. Až dvě třetiny z celkové biomasy křídlatek tvoří během léta právě podzemní oddenky, na zbylou nadzemní část tak připadá pouhá třetina biomasy (Gerber, 2014; Pyšek et Mandák, 2001).

Nadzemní biomasa křídlatek navíc odumírá již brzy po úderu prvních mrazů na přelomu podzimu a zimy. Ačkoliv oddenky tvoří významnou část rostlinného těla křídlatek, nový jedinec může v případě křídlatky japonské vyrůst z oddenku dlouhého pouze několik mm (Gerber, 2014; Pyšek et Mandák, 2001).

Jedním z nejdůležitějších faktorů podmiňujících výskyt a šíření křídlatek je disturbance stanoviště v pravidelných intervalech (Bímová et al., 2003). V rámci přirozených disturbancí lze uvést zejména záplavy, které významně napomáhají rozšiřování úlomků oddenků a lodyh v oblastech podél vodních toků. V mnoha případech byl při rozšiřování křídlatek nápomocen také člověk, a to zejména v případě přesouvání půdy obsahující právě vegetativní části křídlatek umožňující jejich rozmnožování (Gerber, 2014).

Bímová et. al. (2004) v rámci svého výzkumu se zaměřením na rod *Reynoutria* podél toku řeky Jizery zjistili, že druhová bohatost původních společenstev nemá vliv na úspěšnost invaze křídlatky ve studované oblasti. Kombinace podmínek prostředí a schopnosti šíření rozmnožovacích částic je pro úspěšnost invaze důležitější, než je počet druhů v původním společenství. Další zjištěná fakta potvrzují to, že invaze druhů z rodu *Reynoutria* výrazně snižuje druhovou diverzitu v nově osídlených lokalitách. Co se jednotlivých druhů křídlatek týče, bylo zjištěno, že *Reynoutria japonica* napadá více typů stanovišť, než *Reynoutria sachalinensis* či *Reynoutria x bohemica*. To potvrzuje názor Pyška a Mandáka (2001), kteří uvádí, že co se počtu lokalit týče, nejčastějším druhem je právě křídlatka japonská. Druh *R. x bohemica*, který je hybridní, zase vytlačuje oba ze svých rodičovských druhů (*R. sachalinensis* a *R. japonica*) a šíří se tak tedy na jejich úkor. Porosty tohoto druhu zároveň patří ze všech křídlatek mezi nejrozsáhlejší (Pyšek et Mandák, 2001; Bímová et al., 2004).

Analýza izoenzymů v rámci výzkumu Bímové et al. (2004) poukázala na variabilitu fenotypu u hybridu *Reynoutria x bohemica*, na rozdíl od rodičovských taxonů *R. sachalinensis* a *R. japonica*. Různé fenotypy hybridního druhu byly distribuovány v rámci střední a dolní části toku řeky Jizery náhodně, přičemž jeden z fenotypů dominuje a další tři se vyskytují pouze občasně. Tento model podporuje hypotézu, že v rámci taxonu *Reynoutria* čas od času dochází také k pohlavnímu rozmnožování (Bímová et al., 2004). V případě křídlatky sachalinské se v rámci invadovaných areálů vyskytují jak funkčně samičí, tak i samčí jedinci a může tedy docházet k pohlavnímu rozmnožování. To, že k rozmnožování nepravidelně dochází, bylo potvrzeno genetickou variabilitou druhu (Mandák et al., 2005).

Na genetickou variabilitu křídlatky české a také sachalinské, poukázala rovněž Gerberová (2014). V případě křídlatky sachalinské oněch několik genotypů nacházejících se na území Evropy dle genetických studií pochází z původního areálu, u křídlatky české je genetická variabilita výsledkem opakované hybridizace v rámci rodičovských druhů až v invadovaném areálu (Gerber, 2014). To, že *Reynoutria* × *bohemica* s nejvyšší pravděpodobností vzniká přímo na invadovaných lokalitách v České republice, bylo prokázáno také s pomocí izoenzymové analýzy (Mandák et al., 2005).

Co se křídlatky japonské týče, v rámci celé Evropy se v podstatě jedná o jeden jediný genotyp – samičí klon. Samčí jedinci křídlatky japonské totiž na území Evropy nebyli zaznamenáni a k rozšíření tohoto druhu tedy muselo dojít pouze vegetativně, což znamená, že všechna semena v případě křídlatky japonské jsou na území Evropy výsledkem hybridizace. Samičí rostliny, respektive klony křídlatky japonské mohou být opyleny např. opletkou čínskou (druh z čeledi rdesnovitých, mezi něž patří rovněž rod křídlatek), z takto opylených semen však vyrostou jedinci, kteří v přírodě nejsou schopni existence. Ačkoliv křídlatka česká i sachalinská jsou úspěšného generativního rozmnožování schopny, oba druhy tento způsob rozmnožování dle všeho uplatňují pouze velice zřídka. I když míra, kterou generativní rozmnožování těchto druhů přispívá k jejich šíření po Evropě nebyla dosud vyjasněna, je zřejmé, že v rámci problematiky rostlinných invazí nebude tento způsob rozmnožování hrát v porovnání se šířením vegetativní cestou nikterak významnou roli (Gerber, 2014; Pyšek et Mandák, 2001).

Genetická diverzita v populacích různých druhů rostlin, v rámci jejich původních a nově osídlených stanovištích, byla doposud předmětem již několika studií. Tyto průzkumy mohou být užitečné pro předvídání reakce populací na biologická nebo chemická kontrolní opatření, která jsou založena právě na úrovních rozmanitosti. Pochopení rozsahu a rozdělení genetické diverzity invazivních druhů rostlin může pomoci předvídat jejich reakce na chemické a biologické vymýcení. Populace s omezenou mírou genetické diverzity jsou brány za ty druhy, které mají nižší potenciál vyvinout odolnost vůči herbicidům nebo přirozeným nepřátelům, oproti více geneticky odlišných populací. Studie genetické různorodosti může také signalizovat původ invazních populací, trasy jejich zavedení a může vysvětlit mechanismy jejich rozšíření a adaptace na místní úrovni. Křídlatky jsou z tohoto pohledu unikátním modelovým systémem v rámci vzniku hybridů a studií o zahájení evolučních procesů (Bzdega et al., 2016).



### 6.1.3 Historie invaze a areál rozšíření

Nejrozšířenější zástupce daného rodu *Reynoutria japonica* var. *japonica* je původem z Japonska, jak tomu napovídá již jeho název. V literatuře lze dále nalézt následující oblasti představující areál primárního rozšíření tohoto druhu, a to Čínu a Korej (Gerber, 2014; Kim et Park, 2000) či Taiwan (Mandák et Pyšek, 1997). Křídlatka japonská byla poprvé zaznamenána na území naší republiky v rámci kultivace již v roce 1883 A. Weidmannem v jižních Čechách, mimo kultivaci pak v roce 1902 v severních Čechách (Mandák et al., 2004). Křídlatka japonská byla tedy v České republice představena již na konci 19. století a od té doby se rozšířila po území téměř celé republiky a jakožto významný invazní druh je pečlivě sledována. Tento druh představuje problém zejména v rumištích a podél řek, kde vytváří neproniknutelné rohože, čímž snižuje druhovou diverzitu původního rostlinného společenstva (Horn et Prach, 1994). Až do roku 2000 byl tento druh zaznamenán na 1335 lokalitách, nejčastěji právě v příbřežních a člověkem ovlivněných stanovištích (Mandák et al., 2004). Uvedený druh má v rámci ČR stále tendenci se masově šířit a obsazovat nová území (Mlíkovský et Stýblo, 2006). Křídlatka japonská se v současné době dále vyskytuje ve většině částí Britských ostrovů, v mnoha částech evropského kontinentu, také v Kanadě a ve Spojených státech, Austrálii a na Novém Zélandu. Výskyt tohoto druhu byl potvrzen také v Jižní Americe na území Chile (Bzdega et al., 2016).

Trpasličí odrůda *R. japonica* var. *compacta* má omezenou distribuci, která je závislá na kultivaci a následném úniku do volné přírody. Druh *R. sachalinensis* byl zaznamenán na 261 lokalitách (Mandák et al., 2004). Území, kde se druh *R. sachalinensis* rozšířil v současnosti zahrnuje Evropu, Nový Zéland, Austrálii a Jižní Afriku, Severní Ameriku, Kanadu a další části USA (Bzdega et al., 2016). Nejstarším záznamem o druhu *R. x bohemica* je herbář exemplářů rostlin pěstovaných v botanické zahradě Univerzity Karlovy v Praze během roku 1950 v rámci něhož byl tento druh determinován, respektive předeterminován jakožto hybrid druhů *R. japonica* var. *japonica* a *R. sachalinensis*. Od té doby byl tento druh zaznamenán v rámci ČR na 381 lokalitách. Záznamy v herbářích byly použity také k porovnání rychlosti šíření mezi třemi vybranými druhy rodu *Reynoutria* v letech 1952-1995, tedy od doby, kdy se hybridní druh začal v herbářích objevovat. *R. japonica* var. *japonica* se dle těchto záznamů šíří mnohem rychleji než *R. sachalinensis* a hybridní druh *R. x bohemica* dokonce dvakrát rychleji než její invazní rodičovské druhy. Má totiž lepší regenerační schopnosti než oba rodiče a je rovněž konkurence schopnější (Mandák et al., 2004).

#### 6.1.4 Využití a hospodářský význam invazního druhu

V minulosti byly křídlatky často vysazovány do zahrad a parků jakožto dekorativní rostliny. Mimo tvar listů a bohaté květenství byly křídlatky oceňovány zejména pro svůj rychlý růst. V roce 1847 byla dokonce křídlatka japonská zemědělskou a zahradnickou společností v Utrechtu zvolena jako nejzajímavější a nejužitečnější nově pěstovaná okrasná rostlina roku. Mladé rostliny lze použít jako čerstvé krmivo pro dobytek, starší rostliny jsou již k tomuto účelu nevhodné kvůli ztvrdlým listům, které jsou hůře požitelné. V době kvetení si zejména včelaři křídlatky cení jakožto medonosných rostlin, jelikož většina ostatních rostlin je již odkvetlá. Křídlatky byly dále pěstovány na návětrných stranách choulostivých kultur a v blízkosti semenáčků potřebujících zástin. Křídlatky lze využít rovněž k ochraně půdy proti erozi, např. v Německu byly vysázeny ke zpevnění písčinych dun. Populární je také využívání oddenků v čínské a japonské medicíně a mladé výhonky byly doporučovány jako kulinářská zajímavost tradiční asijské kuchyně (Kroutil, 2011).

Pozoruhodná je schopnost křídlatek akumulovat těžké kovy z kontaminované zeminy, zvláště pak kadmium a olovo, ale také kobalt, arsen, rtuť, chrom a mangan. Křídlatky se také mohou uplatnit jako protiprachové a protihlukové bariéry podél cest a průmyslových podniků. Luhováním listů křídlatek ve vodě nebo alkoholu lze získat ochranný prostředek proti plísním, přičemž křídlatky samotné jsou velmi odolné proti nejrůznějším plísním a chorobám. Velké využití křídlatky vidí odborníci také v podobě aditiva při zpracování prasečí a hovězí kejdy na bioplyn a hnojivo. Suché rostliny lze zpracovávat také na papír či pro výrobu tepelně izolačních materiálů. Díky svému rychlému růstu a velkému množství vyprodukované biomasy se o křídlatkách již dlouho uvažuje jako o vhodných energetických plodinách. Zakládání plantáží křídlatky pro tyto účely není doposud v rozporu s legislativními předpisy (Kroutil, 2011). Snahám využívat křídlatky uvedeným způsobem by však mělo být včas zabráněno, jelikož vzhledem k invazním schopnostem křídlatek by nejen z ekonomického hlediska mohlo mít takovéto využití křídlatek pouze krátký pozitivní efekt (Pyšek et Mandák, 2001). Rozšíření křídlatek do okolní přírody by pro mnoho biotopů mohlo znamenat těžký zásah a následná likvidace či omezení negativního vlivu křídlatek bývá mnohdy finančně velmi náročná. Velká Británie během roku 2003 vynaložila na omezování křídlatek 1,5 mld. liber, Německo pak náklady na odstranění křídlatek poblíž vodních toků stálo ve stejném roce 30 miliónů eur (Gerber, 2014).

### 6.1.5 Negativní dopady invaze a management invazního druhu

Základem pro úspěšnou invazi křídlatek je jejich výborná schopnost šíření ve spojení s velmi účinnou regenerací, kdy k vytvoření nového jedince stačí pouhý pětigramový úlomek oddenku křídlatky. S 1 kg sušiny nadzemní a až 1,5 kg podzemní biomasy na m<sup>2</sup> jsou křídlatky naší nejproduktivnější vegetací z řad bylin (Gerber, 2014; Pyšek et Mandák, 2001). Dle Gerberové (2014) jsou křídlatky považovány za jedny z nejvíce agresivních rostlin mírného pásu Evropy, avšak za vysoce invazní a značně nebezpečné jsou považovány téměř po celém světě (BÚ AV ČR v. v. i. et al., © 2014). Mlíkovský a Stýblo (2006) pak uvádějí, že konkurenční dopad křídlatek na původní vegetaci je alarmující.

Negativní dopad křídlatek lze nejlépe vyzorovat vzhledem k původní vegetaci invadovaných stanovišť, kde křídlatky mnohdy vytvářejí husté monokultury. Na takovýchto stanovištích pak nezůstává téměř žádný prostor pro ostatní rostlinné druhy a původní rostlinná společenstva tak mohou být křídlatkou zcela potlačeny. Toho dosáhnou zejména s využitím těchto mechanismů, a to zastíněním ostatních druhů díky rychle rostoucím lodyhám či čerpáním živin z půdy, a naopak vylučováním alelopatických látek do půdy. Díky obsazení půdního prostoru hustým systémem oddenků a kořenů se v takovémto prostředí dalším rostlinným druhům špatně roste, mnohdy pak ani nejsou schopny vyklíčit. Přežití semenáčků rovněž brání mnohdy značná vrstva opadu z listů a lodyh křídlatek, které se velmi pomalu rozkládají. Hustý nadzemní porost křídlatek pak zase znemožňuje přístup opylovačů k ostatním rostlinám, které v rámci porostu křídlatek ještě rostou. To se samozřejmě projeví na snížené produkci semen těchto druhů – např. silenka dvoudomá vyprodukovala v porostu křídlatky až o 93 % semen méně (Gerber, 2014; Pyšek et Mandák, 2001).

Mimo negativní vliv na původní rostlinné druhy mají křídlatky negativní vliv rovněž na některé druhy živočichů obývajících invadované stanoviště. Byl prokázán negativní vliv křídlatek zejména na bezobratlé živočichy, kdy druhová diverzita herbivorního hmyzu byla v rámci ploch invadovaných křídlatkami velmi nízká. Tento fakt souvisí s vymizením rostlinného druhu z daného porostu na úkor křídlatky, ne něžž byl daný herbivorní hmyz vázán. Pokles druhové početnosti hmyzu se pak dále projeví zhoršením kvality stanoviště z pohledu ostatních živočichů, kteří se tímto hmyzem živí. Příkladem mohou být žáby, které v porostu křídlatek byly při lovu své potravy mnohem méně aktivní (Gerber, 2014).

V návaznosti na úbytek hmyzu byl prokázán rovněž pokles počtu druhů v rámci ptačích společenstvech (Pyšek et Mandák, 2001). Mimo negativní dopad na ekologické faktory způsobují křídlatky mnohdy také výrazné ekonomické škody. Oddenky křídlatek jsou schopny narušovat asfaltové plochy, základy budov ale také betonové opěrné zdi či drenáže (Gerber, 2014). V rámci interakcí křídlatek na našem území stojí za to zmínit rovněž evoluci nových taxonů, a to cestou polyploidizace<sup>2</sup> a hybridizace (Mandák et al., 2003; Mandák et al., 2005). Rostlinní jedinci vzniklí těmito procesy bývají ekologicky často velmi schopní, včetně toho, že jejich zdatnost je vyšší než u jejich rodičů. Daleko od původního areálu výskytu zástupců rodu *Reynoutria* tak dochází ke vzniku nových taxonů, které se díky výhodným vlastnostem získaným během procesu křížení různých druhů dokáží v krajině jejich aktuálního výskytu velmi rychle šířit za současného obsazování rozličných typů stanovišť (Bímová et al., 2004).

Dle veškerých dostupných podkladů se předpokládá další šíření křídlatek na našem území. Z tohoto důvodu by tak křídlatky měly být likvidovány všude, kde se objeví. V rámci Evropy je snaha křídlatky eliminovat dosti vysoká, avšak velmi obtížná. Hlavní nesnází je rozsáhlý oddenkový systém a rychlá regenerační schopnost křídlatek (Gerber, 2014; Mlíkovský et Stýblo, 2006). Z tohoto důvodu management křídlatek vyžaduje pečlivý přístup (Pergl et al., 2014). Doposud bylo testováno mnoho způsobů, jak křídlatky likvidovat, přičemž v mnoha případech bylo výsledkem pouze částečné zničení porostu, který je navíc schopen navrátit se do původního stavu v případě, že se proces likvidace po mnoho let neopakuje (Mlíkovský et Stýblo, 2006). V případě velmi malých populací v iniciálním stádiu vývoje či v případě výskytu jednotlivých rostlin může být ještě účinné ruční odstraňování křídlatek. Vzhledem k uvedené vysoké regenerační schopnosti a finanční náročnosti se však vyrývání a vykopávání křídlatek příliš nedoporučuje. V případě použití této metody musí být vykopány celé rostliny, a to včetně oddenků, přičemž minimální hloubka vyrývání je stanovena na 30 cm. Veškerá odstraněná biomasa křídlatek musí být dále usušena a spálena. Takovýto zásah musí být v průběhu vegetační sezony proveden opakovaně, a to vždy po tom, co dojde k obnovení porostu. Po tom, co jsou vybrané lokality takto ošetřeny, by měly být osety vhodnou travní směsí (Gerber, 2014; Pergl et al., 2014).

---

<sup>2</sup> Genová mutace, při které dochází ke zmnožení počtů sad chromosomů. Větší počet chromosomů má vliv na vlastnosti rostlin, které mají obvykle o něco větší buňky a orgány ([www.priroda.cz](http://www.priroda.cz)).

Účinnost kosení porostu křídlatek se odvíjí od toho, jak často je prováděno. Kosení porostu křídlatek jednou za vegetační sezonu může napomoci ke snížení jejich negativního vlivu na okolní vegetaci. Je-li toto odstraňování nadzemní části křídlatek prováděno až šestkrát za rok, redukce negativního dopadu křídlatek je již velmi výrazná a zároveň dochází k usnadnění znovuosídlení daných lokalit původními druhy rostlin i hmyzu. Vzhledem k tomu, že samotným kosením nelze úplné likvidace křídlatek dosáhnout ani v horizontu několikaletého opakování, je třeba kosení brát za extenzivní metodu mezení, nikoliv likvidace křídlatek (Gerber, 2014).

Naopak nejvhodnější metodou pro likvidace křídlatek je tzv. aplikace herbicidu na list, přičemž je žádoucí, aby byla zasažena maximální listová plocha. Nejvyšší účinnosti je dosaženo je-li herbicid na listy aplikován v pozdní vegetační sezóně, tedy na přelomu srpna a září. V této době křídlatky kvetou a rovněž se začínají připravovat na nadcházející zimní období. Tato příprava mj. spočívá převodem asimilačních látek z nadzemní části rostlin do oddenků. Je-li v této době na listy aplikován vhodný postřik, dojde k jeho distribuci do oddenků spolu s asimiláty a velká část porostu tak umírá. V případě, že jsou invadované plochy v porostech, kde je realizace postřiku v pozdním (letním a podzimním) termínu riziková (např. podrost lesa), postřik je nutné provést na začátku vegetační sezóny a opakovat jej dle potřeby během roku. Na části porostu, kterým se na jaře podařilo zregenerovat se dále likvidují bodovou aplikací herbicidu (Gerber, 2014; Mlíkovský et Stýblo, 2006; Pergl et al., 2014).

Mimo postřiku na listy lze herbicid aplikovat také vstříkáním do lodyh. Injektáž je vhodná na biologicky hodnotných lokalitách či v okolí vodních zdrojů a jejich ochranných pásmech, jelikož se snižuje riziko zasažení okolní vegetace herbicidem. Injektáž lze oproti postřiku na list provádět i za horšího počasí. Ačkoliv je metoda velice účinná již po první sezóně, v případě, kdy se v následujícím roce objeví regenerující rostliny, které nelze injektovat kvůli jejich slabému vzrůstu, je nutno použít již zmíněné ošetření herbicidem na list. Minimální doporučená výška křídlatek pro použití injektážní metody je totiž 1,5 m a průměr stonků minimálně 1,5 cm. Injektáž je dále nutné aplikovat do cca 50 % stvolů v polykormonu. Nejčastěji používanými herbicidy jsou přípravky na bázi glyfosátu jakožto účinné látky (Gerber, 2014, Pergl et al., 2014).

Účinnost aplikace herbicidů lze zvýšit v kombinaci s dalšími metodami likvidace. Např. kombinací s kosením lze snížit čas potřebný na postřik křídlatek herbicidem. Dále je možno narušit podzemní oddenkový systém křídlatek alespoň do hloubky 50 cm, což vede ke stimulaci růstu listů a zvýšení citlivosti křídlatek vůči herbicidům. Je potřeba mít na paměti, že i chemickou metodu likvidace křídlatek je třeba provádět opakovaně, aby došlo k jejich úplné likvidaci. Na mnoha místech je však použití herbicidů omezeno či úplně zakázáno, jako např. v blízkosti vodních ploch. V takovýchto případech se nejčastěji využívá různých mechanických metod. Ačkoliv tyto metody nevedou k totální likvidaci křídlatek, jsou používány alespoň pro omezení jejich negativního vlivu. V případě dobré dostupnosti invadované lokality lze v rámci mechanických metod použít stroje s žací lištou, bubnovou sekačkou, či mulčovacím zařízením. K posečení obtížněji přístupných lokalit lze využít křovinořezů, mačet či již zmíněných kos. Jakékoliv mechanizační zařízení musí být po použití očištěno od zbytků biomasy křídlatek, aby nedošlo k jejich dalšímu rozšíření (Gerber, 2014; Pergl et al., 2014).

Opatrnost je na místě také při zacházení s rostlinným odpadem a zeminou kontaminovanou oddenkou křídlatek. Vzhledem k vysoké regenerační schopnosti křídlatek se musí s takto kontaminovanou zeminou nakládat jako s nebezpečným odpadem, a to nejen v případě likvidace těchto rostlin, ale také v rámci různých zemních prací, které jsou prováděny na lokalitách s výskytem křídlatek. Oddenky křídlatek navíc mohou zůstat v půdě po velmi dlouhou dobu neaktivní, avšak životaschopné, a to až po dobu 20 let. Všechna místa, kde proběhla jakákoliv likvidace křídlatek, by proto měla být nadále pečlivě a dlouhodobě monitorována (Gerber, 2014; Pergl et al., 2014).

Dle britského Centra pro ochranu přírody však není žádná z doposud užívaných metod v boji s křídlatkami úspěšná a nevede k jejich trvalému odstranění. Budoucností by tak mohla být biologická kontrola. V Británii od roku 2001 probíhá testování této metody na křídlatce japonské. Po pětiletém testování byl jako nejvhodnější vybrán druh mery *Aphalara itadori* z Japonska, který je z pohledu hostitele velice specifický, jelikož napadá pouze křídlatky a taktéž na nich dokončuje svůj životní cyklus. V roce 2010 bylo britským MŽP povoleno vypustit tento sající hmyz do přírody, přičemž šíření a dopad tohoto druhu na místní porosty křídlatek je pečlivě monitorováno. V případě úspěšnosti uvedené metody lze předpokládat postupné cílené rozšiřování této mery i v dalších částech Evropy (Gerber, 2014; Kroutil, 2011).

## 6.2 Netýkavky – *Impatiens* sp.

Rod netýkavka (*Impatiens*) čítající na 1200 druhů je nejpočetnějším rodem čeledi netýkavkovité (*Balsaminaceae*). V rámci dostupné literatury však existují mnohdy výrazně rozdílné informace týkající se zařazení jednotlivých rodů do čeledi netýkavkovité i počtu druhů rodu netýkavka. Navíc jsou neustále objevovány druhy další, jako např. *Impatiens rupestris* a *Impatiens yaoshanensis*, které byly popsány v Číně. Zejména díky výrazným barevným květům jsou netýkavky neustále šlechtěny, čímž vznikají další nové druhy. Původní areál rodu netýkavka představují zejména tropické a subtropické oblasti Afriky a Asie, odkud se postupem času jednotlivé druhy rozšířily i do jiných oblastí (Krejčová, 2009). V rámci Evropy jsou nejvíce rozšířeny jednoleté druhy pocházející z Asie (Adamowski, 2008).

V přírodě České republiky rod netýkavka zastupuje celkem šest druhů, a to netýkavka nedůtklivá (*Impatiens noli-tangere*), netýkavka Balfourova (*Impatiens balfourii*), netýkavka balzamína (*Impatiens balsamina*), netýkavka drsná (*Impatiens scabrida*), netýkavka malokvětá (*Impatiens parviflora* DC.) a netýkavka žláznatá (*Impatiens glandulifera*). Jediným původním druhem ČR je prve uvedená netýkavka nedůtklivá. Všechny další druhy jsou neofyty, přičemž poslední dva uvedené, tedy netýkavka žláznatá a malokvětá jsou druhy invazní, rychle se šířící nejen českou krajinou (Danihelka et al., 2012).

### 6.2.1 Botanická charakteristika

**Netýkavka žláznatá**, také nazývána jako netýkavka Royelova, je jednoletá bylina. V době kvetení může dosahovat výšky 2,5 – 3 m, čímž tento druh spadá mezi nejvyšší byliny Evropy. Netýkavka žláznatá má vícero jednoduchých kořenů, které se spirálovitě stáčí a při bázi stonků jsou ztlustlé. Samotné stonky jsou vzpřímené a většinou větvené, pouze v hustším zápoji ostatní vegetace zůstává stonek nevětvený. Stonek, respektive lodyha je dutá a obsahuje vysoký podíl vody. Lodyha bývá zbarvená do růžova, je bez chlupů, pouze v místě nodů z ní vystupují žláznaté palisty, které daly rostlině její druhové jméno (*glandulifera* = nesoucí žlázky). Listy jsou vstřícné nebo v přeslenu po třech, lesklé s narůžovělým žilkováním. Mají kopinatý až eliptický tvar, ostře zubaté okraje a jsou 6-15 cm dlouhé. Dominantou rostliny jsou její květy, které mají růžovou a fialovo-červenou barvu a často fialové tečky. Květní kalich tvarem připomíná váček, který je stažený dolů stočenou ostruhou. Horní část pětidílné koruny netýkavky žláznaté je tvořena typickou přilbou.

Semena netýkavky jsou ukryta v podlouhlé elastické tobolce, která v době zralosti při doteku pukne, čímž dojde k vystřelení ukrytých semen z plodů. K explozi tobolek se pak vztahuje rodový název rostliny, jelikož latinské slovo *impatiens* je synonymem pro netrpělivost. Exploze tobolek a současné vystřelování semen je typické pro všechny zástupce rodu *Impatiens*, tedy i pro netýkavku malokvětou (Prach, 2001b; Pyšek, 2014).

**Netýkavka malokvětá** je jednoletá bylina, která běžně dosahuje výšky mezi 20 až 60 cm, v některých případech však může měřit pouhé 4 cm či naopak, může dorůst až do 100 cm. Nejvyšší zaznamenaný jedinec tohoto druhu měřil 205 cm (Chmura, 2014). Lodyha této netýkavky je přímá, v horní polovině se pak větví. Mívá světle zelenou barvu, někdy se je však lodyha zbarvená červeno-fialově. Primární kořen této byliny brzy zaniká a je nahrazen kořeny adventivními. Listy má střídavé, vejčité až eliptické, s ostrým pilováním po okraji a s vyniklou žilnatinou. Z horní strany jsou listy zbarveny tmavě, zespodu jsou pak světle zelené. V paždí těchto listů bývá umístěno květenství, kterým je hrozen složený ze 3-10 poměrně malých květů. Květy jsou žluté nebo světle žlutozelené, někdy až bělavé, uvnitř často s roztroušenými červenými skvrnami. Při nepříznivých stanovištních podmínkách bývají první květy často kleistogamické (krytosnubné), většinou jsou ale proterandrické, jako tomu bývá u ostatních druhů rodu *Impatiens*. Plodem jsou pak podlouhlé, dlouhé tobolky kyjovitého tvaru, které pukají 5 chlopněmi a obsahují 1–5 semen černohnědé barvy. Tato semena pro klíčení vyžadují přemrznutí a stratifikaci a z tohoto důvodu klíčí až na jaře dalšího roku (Prach, 2001a, Slavík, 1997).

### 6.2.2 Ekologické nároky, způsoby rozmnožování a šíření

Statný jedinec **netýkavky žláznaté** dokáže vyprodukovat až 5000 semen. Po tom, co semena dozrají a jsou vystřelena z plodů, často končí ve vodních tocích. Vodou se pak semena díky svým vlastnostem dále šíří, ačkoliv nejsou schopna dlouho plavat při hladině. Při dně vodních toků totiž semena neztrácejí svou životaschopnost a jakmile se dostanou na břeh s vhodnými podmínkami (dostatek vlhkosti a živin), klíčí. Často se semena netýkavky dostanou ve větším množství na břeh v období záplav. Pokud tyto záplavy probíhají v období měsíce září až října, tedy v době nejvyšší produkce semen, je tento invazní druh schopen obsadit příbřežní vegetaci v rozsahu mnoha desítek kilometrů. Většina semen vyklíčí hned následující jaro po svém dozrání, v některých případech až o rok později, což netýkavkám umožňuje rozložit klíčení v delším časovém intervalu a vyčkat na vhodné podmínky.



Právě tento specifický způsob šíření semen podporuje invazi netýkavky žláznaté podél vodních toků, přičemž při březích vytváří mnohdy mohutné a dlouhodobě vytrvávající porosty (Prach, 2001b; Pyšek, 2014). Působením netýkavky žláznaté v rámci břehových porostů vodotečí se zabývá mnoho autorů, jelikož se jedná o stanoviště, která jsou tímto druhem invadována mnohdy přímo masově (Drescher et Prots, 2003). Proti proudu vodotečí a na delší vzdálenosti pak mohou být semena netýkavky šířena ptáky (Mlíkovský et Stýblo, 2006). Více než 100 let byly invaze netýkavky omezeny pouze na břehy vodotečí, avšak nedávno bylo zaznamenáno její šíření i na jiné typy stanovišť v rámci invadovaného areálu. Z břehových porostů se tak netýkavka dále šíří do okolních vlhkých a prosvětlených lesů. Častý je rovněž výskyt tohoto světlomilného druhu v rámci rozličných stanovišť rumištního charakteru, kde se však vyskytuje převážně přechodně (Prach, 2001b; Pyšek, 2014). Netýkavka žláznatá se tedy vyskytuje na mnoha různých stanovištích, ale nejlépe se jí daří na vlhkých a živinami bohatých půdách (Helmisaari, 2010).

**Netýkavka malokvětá** se jakožto jednoletá rostlina šíří výhradně semeny. Rostlina obvykle vyprodukuje přibližně 1000-2000 semen za sezónu, v příznivých podmínkách se ale může dle odhadu jednat až o 10000 semen (Chmura, 2014). Ta jsou na kratší vzdálenosti vystřelována, nebo mohou být přenášena mravenci. Na delší vzdálenosti je pak netýkavka malokvětá rozšiřována zejména činností člověka, a to především v rámci silniční a železniční dopravy. Podél vodních toků se šíří podobným způsobem jako netýkavka žláznatá, avšak s menší intenzitou. Tento druh vytváří pouze přechodnou semennou banku vytrvávající maximálně po dobu jednoho roku (Perglová et al., 2009). V Evropě tato netýkavka obvykle vyklíčí koncem března nebo v dubnu. Čas od klíčení do doby květu je osm až devět týdnů, doba zrání semen činí tři až čtyři týdny. Kvěst obvykle začíná v květnu nebo v červnu a trvá až do konce září nebo do poloviny října (Chmura, 2014).

Vhodné podmínky pro růst této netýkavky představují na živiny bohaté, kyselé až slabě zásadité půdy v rámci vlhkých a stinných stanovišť. Jedná se tedy zejména o břehy potoků, křoviny, rumišť, lesní okraje či příkopy (Kubát et al., 2002). Dle studie Chmury však tento druh roste na bazických, neutrálních i na kyselých půdách, přičemž snáší rozpětí pH od 2,75 po 8,5. Ačkoliv tato netýkavka upřednostňuje stanoviště bohatá na dusík, je schopná růst také na stanovištích chudších, co se množství živin týče (Chmura et al. 2006). Vzhledem k vysoké intenzitě transpirace netýkavka rychle vadne, a proto se vyhýbá více suchým půdám, stejně jako i stanovištím s přímým slunečním ozářením (Prach, 2001a).

Kopecký uvádí jakožto nejvhodnější biotopy pro šíření této netýkavky listnaté lesy dubového a bukového stupně, svěží svahové a suťové lesy s výskytem habru, jasanu, javoru a lípy a v neposlední řadě květnaté bučiny při dolní hranici bukového stupně (Kopecký, 1991). Vezmeme-li v úvahu počet typů habitatů, tato netýkavka se nachází v široké škále biotopů. Podle Evropského informačního systému přírody (EUNIS) se netýkavka malokvětá nachází v 68 % z 33 hlavních typů stanovišť (Chytrý et al., 2008). Na základě srovnání s ostatními neofyty a invazivními druhů se ukázalo, že netýkavka malokvětá je jedním z druhů s nejširší ekologickou amplitudou (Chmura, 2014).

### 6.2.3 Historie invaze a areál rozšíření

Primárním areálem **netýkavky žláznaté** je oblast severní Indie od Kašmíru po Garhwal a Pákistán (Pyšek, 2014). Druh původně rostoucí v západním Himálaji postupně zdomácněl v severní a střední Evropě, Severní Americe a na Novém Zélandu (Slavík, 1996; Weber, 2003). V rámci Evropy byli první jedinci tohoto druhu dovezeni a pěstováni od roku 1839 v Anglii, kde do botanické zahrady v Kew zaslal semena netýkavky z oblasti Kašmíru Dr. Royel. Druh byl dále šířen do botanických a zámeckých zahrad či parků jako okrasná a nektarodárná rostlina (Mlíkovský et Stýblo, 2006; Pyšek et Tichý, 2001). Většina introdukcí netýkavky žláznaté jsou právě výsledkem jejího použití jako okrasné rostliny (Beerling et Perrins, 1993), či jako zdroje nektaru pro včely, kdy tento druh účelně vysázeli včelaři (Helmisaari, 2010). První zprávy o pěstování této rostliny na území ČR pochází z roku 1846. Jakožto zplanělý druh je poprvé zaznamenán rovněž na území Anglie, a to roku 1855, první zplanění na našem území je pak datováno k roku 1896. Předpokládá se, že poprvé k naturalizaci v rámci ČR došlo v roce 1903 na březích řeky Jizery u Turnova. Od počátku 20. století se druh plošně šířil mimo řeku Jizeru také podél řeky Svitavy a Moravy a od 60. let 20. století byl dále zaznamenán prudký růst lokalit s výskytem netýkavky žláznaté. Jedním z podnětů, vedoucích k této urychlené invazi během 60. až 80. let, 20. století byla zřejmě změna managementu v podobě pravidelného kosení a spásání luk v záplavových oblastech. Úpadek péče, a naopak zvyšování znečištění vodotečí zde vedlo k vytvoření nitrofilní ruderalní vegetace, které jsou tvořené společenstvy pro netýkavku snadno invadovatelnými (Pyšek et Prach, 1995).

V současné době se tento invazní neofyt vyskytuje téměř po celém území ČR, vyjma horských oblastí a území s absencí vodních toků (Mlíkovský et Stýblo, 2006; Prach, 2001b).

Ačkoliv se v rámci svého primárního areálu netýkavka žláznatá vyskytuje v nadmořských výškách mezi 1600 až 4300 m, v rámci Evropy je ve vyšších nadmořských výškách omezována klimatickými podmínkami. V Evropě se tedy hojněji netýkavka žláznatá vyskytuje v nižších polohách, jelikož ve vyšší nadmořské výšce již její semena kvůli kratší vegetační sezóně nejsou schopna dozrát. Stejně tak i zástupci tohoto druhu rostoucí na severu Evropy vykazují menší růstové schopnosti plodnost, což je známka probíhající lokální adaptace na odlišnou zeměpisnou šířku. Jelikož netýkavka žláznatá pozitivně reaguje nejen na zvýšení teploty ale také na zvýšení CO<sub>2</sub>, v důsledku klimatických změn se tedy u netýkavky dá předpokládat její další šíření více na sever a do vyšších nadmořských výšek (Helmisaari, 2010; Prach, 2001; Pyšek, 2014).

Primárním areálem **netýkavky malokvěté** je západní Sibiř, západní Mongolsko, přilehlé turánské oblasti a západní Himálaj, kde roste převážně v rámci podrostu listnatých lesů (Mlíkovský et Stýblo, 2006; Prach, 2001a). Přesnější vymezení původní oblasti výskytu tohoto druhu je omezeno výskytem podobného druhu, kterým je *Impatiens brachycentra* (Slavík, 1996). V rámci primárního areálu netýkavka malokvětá roste v okolí potoků, při březích řek, ve stržích, na kamenitých horských svazích, na vlhkých a stinných místech. Vyskytuje se zde v nadmořské výšce od 1000 do 3000 metrů (Coombe, 1956). Druhotně pak byla tato netýkavka zavlečena do dalších částí Asie, většinové části Evropy, severní Afriky i severní Ameriky. Ve střední Evropě je druhem již zcela zdomácněným. Nejstarší záznamy o výskytu tohoto druhu pocházejí z ženevské botanické zahrady z roku 1831 (Mlíkovský et Stýblo, 2006; Prach, 2001a).

Na území ČR se netýkavka malokvětá začala šířit z botanických zahrad, zámeckých parků a školních botanických zahrad během poslední třetiny 20. století. Konkrétně se jedná o univerzitní botanickou zahradu na Smíchově, kde se tento druh pěstoval již v roce 1844, dále botanickou zahradu lesnické školy Bělá pod Bezdězem a zámeckou zahradu hraběte Kašpara Šternberka v Březině. První údaje o zplaňování na našem území se začínají šířit kolem roku 1870, přičemž první nálezy tohoto druhu ve volné přírodě pocházejí z ostrova Štvanice a dalších lokalit v Praze a jejím okolí. První nálezy na Moravě jsou hlášeny o mnoho později, a to až kolem roku 1913 v Kroměříži při břehu řeky Moravy. Větší nárůst lokalit s touto netýkavkou byl na našem území zaznamenán ve 30. a 40. letech 20. století, přičemž šíření této rostliny napomohla zejména tehdejší stavba železnic, vodní a toky a úmyslné i neúmyslné vysazování této netýkavky do dalších zahrad nebo také parků.

Hromadná invaze do polopřirozených i přirozených porostů pak započala v druhé polovině 20. století. V současnosti je netýkavka malokvětá běžným druhem naší květeny, přičemž na některých místech vytváří rozsáhlé porosty. Její výskyt není doposud znám pouze z některých horských či méně osídlených oblastí. Dá se předpokládat, že stejně jako u netýkavky žláznaté je šíření tohoto druhu omezeno nadmořskou výškou, ačkoliv např. v hrubém Jeseníku byl její výskyt zaznamenán v 1330 m. n. m (Mlíkovský et Stýblo, 2006; Prach, 2001a). Výskyt netýkavky malokvěté je znám v 86 % sítových polí, dále pak byla zaznamenána v 45 typech našich habitatů, přičemž v několika z nich se vyskytuje jakožto dominantní druh (nitrofilní bylinná vegetace mezických stanovišť, bylinné patro lužních lesů, dubohabřin a suťových lesů) (Pyšek et al., 2012a). Další výrazné velkoplošné šíření netýkavky malokvěté se na našem území již nepředpokládá, a to zejména proto, že už je rozšířena po celém území ČR a pravděpodobně obsadila všechna vhodná stanoviště (Mlíkovský et Stýblo, 2006). Hejda ve své práci (2012) dokonce uvádí, že výskyt netýkavky malokvěté v posledních letech klesá a že se druh nachází v tzv. post-invazivním stadiu. Toto tvrzení je však v rámci veškeré dostupné literatury poměrně ojedinělé a není podloženo více konkrétními údaji.

#### 6.2.4 Dopady invaze a management invazního druhu

V případě **netýkavky žláznaté** nebyly prokázány žádné negativní vlivy ve vztahu ke zdraví člověka či tzv. genetických efektům. Hybridizace s původními druhy nebyla u netýkavky doposud zaznamenána (Helmisaari, 2010; Mlíkovský et Stýblo, 2006). V místech, kde netýkavka dominuje, může podporovat erozi půdy, jelikož má ve srovnání s původními vegetativně se rozmnožujícími druhy poměrně malý kořenový systém (Pyšek, 2014). Negativně se netýkavky mohou projevit také v období záplav v důsledku snižování hydraulické kapacity vodních toků a narušování konstrukcí zpevňující břehy vodotečí (Pyšek et Tichý, 2001). Vzhledem k vysokému obsahu holocelulózy stonky netýkavky často přetrvávají celé zimní období a mohou potlačovat růst semenáčků následující jaro (GISD, 2017). Netýkavka je v neposlední řadě spojována s velmi rafinovaným způsobem, co se konkurence o opylovače s dalšími rostlinnými druhy invadovaného společenstva týče. Netýkavka je totiž schopna velmi rychle nahrazovat včelami odnesený nektar a zůstává tak nadále atraktivní pro jiné opylovače. V důsledku této krádeže opylovačů některé původní druhy utváří méně semen což má výrazný vliv na celý reprodukční cyklus daného druhu.

Zdá se, že touto cestou je netýkavka schopna z daného společenstva jiné druhy dokonce vytlačit (Helmisaari, 2010; Pyšek, 2014).

Co se biodiverzity týče, netýkavka žláznatá je takovým invazním druhem, který ačkoliv na dané invadované lokalitě mnohdy dominuje, nemusí mít vždy významný negativní dopad na původní druhovou pestrost daného společenstva. Je tomu tak v případech, kdy je porost netýkavky rozvolněný, což umožňuje pronikání světla i k dalším rostlinným druhům rostoucím na dané lokalitě. Dalším důvodem je fakt, že netýkavka obsazuje převážně taková místa, kde dříve rostly jiné dominující druhy, zejména klonální trávy, tudíž druhová pestrost zde nebyla příliš vysoká ani před invazí. Netýkavka tedy v mnohých případech nijak výrazně nesnižuje druhovou pestrost v rámci obsazené lokality, zato ale vlivem její invaze dochází ke změnám ve složení a struktuře přítomného společenstva, kdy spolu s netýkavkou invadované společenstvo obsazují druhy přizpůsobené vyšší hladině živin, které zde nahrazují druhy citlivější. Invaze netýkavky žláznaté tak může vést k současnému rozšíření plevelů, či dokonce dalších invazních druhů na invadované lokalitě (Pyšek, 2014). K obdobnému závěru došli Pyšek a Hejda již v roce 2006, kdy v rámci studie prováděné při břehových porostech šesti českých řek zkoumali vliv netýkavky žláznaté na diverzitu zdejších společenstev. Dle výsledků dané studie vícerozměrné analýzy neprokázaly významný účinek invaze netýkavky na druhové složení, pokud jde o přítomnost jednotlivých druhů, ale došlo ke změně hierarchie pokryvnosti, přičemž se netýkavka žláznatá stala dominantním druhem invadovaného společenstva na úkor vyšších původních nitrofilních dominantních druhů. Nižší druhy, tvořící podrost invadovaného společenstva, pak dle této studie nebyly nijak zásadněji ovlivněny (Hejda et Pyšek, 2006).

Největší nebezpečí na našem území představuje netýkavka žláznatá pro vegetaci aluvií vodotečí, kde se rychle šíří a vytlačuje tak původní společenstva. Obava, že tento druh dokáže postupně osídlit většinu vlhčích, humóznějších a prosvětlených lesů se zdá být stále více reálnější. Vzhledem k tomu, že v místech, kde netýkavka již zcela dominuje, je prakticky nemožná její rozsáhlejší eliminace, pozornost by měla být zaměřena především na sledování jejího výskytu a případnou eliminaci prvních populací, zvláště pak na úsecích vodotečí ležících výše po proudu, kde se tento druh ještě mnohdy nevyskytuje. Nejvíce pozornosti by pak mělo být věnováno populacím netýkavky nacházejícím se v chráněných územích, kde hrozí narušení ochrannáři velmi cenných společenstev (Mlíkovský et Stýblo, 2006; Prach, 2001).

Vzhledem k tomu, netýkavka žláznatá je jednoletý druh, nejlepší způsob, jak kontrolovat jeho rozšíření je bránit vzniku a šíření jeho semen (Helmisaari, 2010). Ačkoliv v literatuře existují zmínky o přeléhání semen netýkavky v půdě, většina autorů se shoduje na to, že netýkavka není schopna vytvářet trvalou půdní semennou banku, a tudíž může být likvidována systematickým vytrháváním semenáčků a dospělých rostlin (Mlíkovský et Stýblo, 2006). Prach (2001b) rovněž jako neúčinnější metodu eliminace netýkavky žláznaté uvádí ruční vytrhávání a následnou likvidaci všech jedinců na dané lokalitě, přičemž se musí dbát na případné ponechání lodyh na místě jejich eliminace, kde by mohly znovu zakořenit. Velice důležité je tímto způsobem rostliny likvidovat ještě před tím, než začnou plodit, aby se tak omezila možnost dalšího šíření a regenerace populací (Mlíkovský et Stýblo, 2006). Likvidace musí být vždy dobře připravena a měla by se provádět od horní části toku po celém povodí po obou březích toku, jinak by výsledek likvidace neměl dlouhého trvání (Pyšek, 2014). Vzhledem k tomu že netýkavka je citlivá vůči okusu, spásání je rovněž dobrým způsobem pro eradikaci tohoto druhu. Odstraňování tímto způsobem by mělo být prováděno do té doby, dokud v rámci dané lokality nedojde k žádnému dalšímu nárůstu netýkavky po dobu alespoň 2 až 3 let (Helmisaari, 2010). V lokalitách, kde je odstranění netýkavky opravdu nutné, lze použít rovněž herbicidy, avšak vždy v souladu s legislativou. Při březích řek chemická likvidace tohoto druhu tudíž často není možná (Pyšek, 2014).

Největší vliv na šíření **netýkavky malokvěté** na našem území má beze sporu intenzivnější doprava, ať už silniční, říční či železniční, a to včetně převozu rozličných materiálů i na okrajová místa lesů. V rámci lesů se pak tento druh šíří i vlivem těžby dřeva a nevhodného lesnického hospodaření. Nejvíce postižené jsou především degradované lesní porosty a smrkové monokultury, více odolnější vůči invazi netýkavky jsou pak zbytkové části přirozených lesních porostů. Právě v lesích přitom netýkavka často představuje největší problém, zvláště je-li zde její výskyt plošného charakteru. V takovém případě totiž v rámci konkurence o vodu a světlo netýkavka v lesích často vyhrává nad původními druhy a následně tak v lesním podrostu vytváří monokulturní porost, čímž dochází k redukci druhového složení bylinného patra. Co se antropogenních stanovišť týče, nejvhodnější podmínky pro šíření netýkavky malokvěté zde vytváří přímo člověk, a to v důsledku mechanického poškozování původních porostů a obnažením povrchu půdy (Mlíkovský et Stýblo, 2006; Prach, 2001a).

Invaze netýkavky malokvěté si s sebou nese i pár pozitivních dopadů. Jedním z nich je introdukce přirozeného herbivorního druhu v návaznosti na introdukci netýkavky, a to asijské mšice *Impatiens asiaticum*. Vzhledem k masivnímu rozšíření je netýkavka pro tuto mšici i u nás, stejně jako v jejím původním areálu, nejdůležitější potravou. Mšice jsou pak dále nejvýznamnějším zdrojem potravy pro přirozené nepřátele mšic především na podzim, kdy asijská mšice tvoří početné populace, zatímco naše mšice na domácích rostlinách zažívají populační útlum. Tím, že netýkavka navíc poskytuje vhodný habitat pro mšicožravý hmyz, má významný pozitivní vliv na udržování dostatečně velké populace tohoto hmyzu a je tedy prospěšná národnímu zemědělství. Vzhledem pozdní době kvetení (až do poloviny října) jsou její květy významným zdrojem potravy zejména pro včely medonosné i několik druhů čmeláků (Starý, 2001). Netýkavka malokvětá může být, stejně jako spousta dalších rostlin, použita pro léčebné účely. Extrakt může být použit jako protizánětlivá látka, diuretikum, proti křečím, k léčbě psoriázy, k inhibici imunitního systému nebo proti lupusu či atopické dermatitidě (Chmura, 2014).

Vzhledem k tomu, že se netýkavka malokvětá v současné době vyskytuje na většině území naší republiky, není v rámci jejího managementu možné uvažovat o její velkoplošné likvidaci. Žádoucí je tedy chránit takové lesní porosty, kde se doposud nevyskytuje, zejména pak chráněná území s cílem zamezit zde šíření tohoto druhu. Díky tomu, že velká většina vyprodukovaných semen v daném roce klíčí až další jaro, sekání či vytrhávání rostlin této netýkavky před dozráním semen (květen, červen) vede ve většině případů k efektivní kontrole tohoto druhu (Mlíkovský et Stýblo, 2006; Prach, 2001a).

V případě netýkavky malokvěté je však důležité brát v úvahu fakt, že s rostoucím počtem studií zaměřených na vliv tohoto druhu na biodiverzitu invadované lokality roste rovněž počet různých názorů na tuto problematiku. Dle řady studií má netýkavka malokvětá negativní vliv na diverzitu invadované vegetace, jelikož potlačuje druhy bylinného patra, jak již bylo uvedeno výše. Autoři těchto studií se shodují na tom, že netýkavka je do určité míry schopna měnit konkurenční podmínky na stanovišti (Dostál et al., 2012). Jiné studie se naopak přiklánějí k tomu, že vliv netýkavky malokvěté na biologickou rozmanitost původní vegetace je zanedbatelný. Chmura et al. (2006) pak dokonce připouští možnost, že netýkavka malokvětá diverzitu vegetace lokálně zvyšuje. Výsledky jejich studie totiž prokázaly pozitivní závislost mezi přítomností této netýkavky a počtem dalších druhů, a to bez ohledu na typ původní vegetace.

Tuto možnost však lze vysvětlit tím, že netýkavka malokvětá často obsazuje do té doby prázdná místa, kde tedy žádný druh nemůže vytěsnit. Na diverzitu původní vegetace v takových místech logicky netýkavka malokvětá vliv nemá, ale celkovou diverzitu zde zvýší o jeden druh. Problémem většiny dosavadních studií je jejich samotné provedení, kdy tyto práce většinou sestávají pouze z porovnávání vybraných charakteristik invadovaných a neinvadovaných stanovišť. U takto provedených studií nelze jednoznačně vyvodit, co je příčina a co následek, respektive jestli jsou stanoviště s netýkavkou malokvětou druhově chudší proto, že se zde tento druh vyskytuje, nebo jestli se zde tento druh vyskytuje právě proto, že jsou daná stanoviště, co se počtu druhů týče chudší (Krejčová, 2009).

Ne zcela dokonalé jsou také studie založené na porovnávání fytoocenologických snímků z různých období, jako ve své práci učinil např. Łysik (2008). Ten porovnával fytoocenologické snímky lesních porostů v Polsku z roku 1993, kdy se netýkavka malokvětá v dané oblasti vůbec nevyskytovala, a z roku 2003, kdy už byla přítomna v osmi z celkem třiatvacesti studovaných ploch. Na pětina nově invadovaného území nerostly v roce 1993 žádné druhy bylin, tudíž se jedná o případ, kdy netýkavka pouze využila volné místo. Na zbývajících plochách ale netýkavka nahradila husté porosty původní vegetace, tudíž dle této studie má netýkavka malokvětá na diverzitu vegetace na první pohled jasně negativní vliv (Łysik, 2008).

Jelikož však není jasné, co se na daných plochách dělo během zvolené desetileté prodlevy, nelze tak s úplnou jistotou tvrdit, že se jedná opravdu pouze o vliv netýkavky. Původní druhy zde mohly vymizet z jiného důvodu ještě před rozšířením samotné netýkavky, která mohla opět pouze využít prázdného či druhově chudšího stanoviště, a její vliv na původní vegetaci by tak měl být vyhodnocený jako zanedbatelný. Aby výsledky studií řešících vliv netýkavky na invadované stanoviště nebyly zkreslené, lze využít dvou metod. Provedení první metody, která spočívá v záměrném vysetí netýkavky na pokusné plochy je však komplikováno legislativními předpisy, které úmyslné šíření invazních druhů zakazují. Druhá, tzv. vytrhávací metoda spočívá v odstranění invazního druhu v rámci vymezené trvalé plochy a sledování, co se v invadované vegetaci po odstranění invazního druhu děje. Studii založenou na vytrhávacím pokusu doposud provedl Hejda (2012), ale jeho práce byla bohužel předčasně ukončena již po dvou sezónách. Oba z výše uvedených pokusů musí mít samozřejmě dlouhodobý charakter, aby se v případě existence významnějšího vlivu netýkavky malokvěté na invadovaná společenstva stihl tento vliv naplno projevit.



Vzhledem k výše uvedenému by tak eradikace tohoto druhu formou seče či ručním vytrháváním měla probíhat zejména v rámci chráněných oblastí a v ostatních případech by měl management spočívat zejména v pravidelné kontrole již invadovaných území (Mlíkovský et Stýblo, 2006; Prach, 2001a).

V rámci porovnání obou druhů výše uvedených netýkavek lze souhrnně říci, že úspěšnost invaze v rámci rodu *Impatiens* závisí především na schopnosti reagovat na různé podmínky prostředí. Invazní druhy jsou fenotypově plastičtější než náš druh domácí, kterým je *Impatiens noli-tangere*. Tento druh může být v budoucnosti z invadovaných společenstev vytěsněn. Z hlediska kompetice je nejsilnějším druhem vysoce invazní *Impatiens glandulifera*, zatímco pro druhý invazní druh *I. parviflora* je zase charakteristická poměrně velká plasticita (Skálová et al., 2013).

### **6.3 Zlatobýl kanadský – *Solidago canadensis* L.**

Zlatobýl (*Solidago*) je rod vytrvalých rostlin, čítající na 150 druhů. Většina druhů tohoto rodu je vyššího vzrůstu, přičemž některé druhy mohou dosahovat výšky až 2 metrů. V České republice roste jediný původní druh, a to zlatobýl obecný (*Solidago virgaurea*), ostatní druhy jsou nepůvodní a na naše území byly introdukovány z Ameriky. Těmito druhy jsou zlatobýl obrovský (*Solidago gigantea*), zlatobýl trávolistý (*Solidago graminifolia*) a samozřejmě zlatobýl kanadský (*Solidago canadensis*), přičemž všechny tři jsou považovány za invazní neofyty, jelikož vytlačují původní druhy naší květeny a následně na některých lokalitách vytvářejí porosty monocenózního charakteru (Cvachová et al., 2002; Pyšek et al., 2002). *Solidago gigantea* a *Solidago canadensis* představují běžné druhy naší květeny, zatímco *Solidago graminifolia* u nás zplaňuje spíše vzácně (Pyšek et Tichý, 2001).

#### **6.3.1 Botanická charakteristika**

Zlatobýl kanadský je vytrvalá, 60 až 150 cm vysoká trsnatá bylina. Hlavní kořen této byliny je vřetenovitého tvaru a má vysoký počet horizontálních kořenových výběžků. Lodyha zlatobýlu je vzpřímená, nevětvená a u země zdřevnatělá. Listy vyrůstají již od spodku lodyhy, jsou střídavé, přisedlé a nedělené. Mají podlouhlý vejčitý tvar, při kraji jsou jemně zubaté a na rubu hustě chlupaté. Zlatobýl kanadský má chlupatou rovněž horní část lodyhy, zatímco zlatobýl kanadský má lodyhu lysou, pouze bělavě ojiněnou. Stejně tak má oproti zlatobýlu kanadského listy porostlé chlupy pouze při okrajích a zespodu podél žilek.

Pro zlatobýly jsou typickým znakem jejich žluté úbory. Tyto úbory jsou menší, vzpřímené a uspořádané do hustších hroznů na mírně prohnutých větvičkách, které tvoří latu. Zákrov je 2-3 mm dlouhý, jazykovité květy jsou téměř shodně dlouhé oproti trubkovitým. U zlatobýlu obrovského jazykovité květy výrazně přesahují trubkovité. Plodem je válcovitá ochmýřená nažka, přibližně 1 mm dlouhá (Mižík, 2008; Mlíkovský et Stýblo, 2006; Pyšek et Tichý, 2001).

### 6.3.2 Ekologické nároky, způsoby rozmnožování a šíření

Zlatobýl kanadský je světlomilná rostlina, přičemž intenzita radiace je pro něj jako pro heliofytní druh limitujícím faktorem. Na rozdíl od většiny ostatních silně invazních neofytních druhů je poměrně málo náročný na živiny a rovněž dobře odolává suchu. Roste, stejně jakožto zlatobýl obrovský, na více či méně narušovaných lokalitách. Typickými stanovišti jsou tedy poloruderální intravilány a periferní oblasti obcí, rumiště, okolí hřbitovů či zahrad, okraje komunikací, železniční násypy, sušší břehy řek a úhory. *S. canadensis* i *S. gigantea* často osidlují rovněž šterko-písčité půdy v odlesněných říčních nivách či antropogenní substráty různého původu. Zlatobýl kanadský je však u nás oproti zlatobýlu obrovskému rozšířenější. Má totiž delší, lehce lámavé oddenky, které se mohou snadno šířit vodou. Mimo vegetativní rozmnožování se zlatobýl rozmnožuje také pomocí velkého počtu klíčivých nažek. Ty se díky chmýru během zimy šíří větrem či zoochoricky v srsti zvířat, rovněž je možné jejich šíření myrmekochorií. Semena v půdě nevydrží ani jeden rok. Oddenky se prodlužují během podzimu, během zimy zůstávají dominantními a zjara vytvářejí lodyhy nové (Mižík, 2008; Mlíkovský et Stýblo, 2006; Pyšek et Tichý, 2001).

### 6.3.3 Historie invaze a areál rozšíření

Primárním areálem zlatobýlu kanadského je Severní Amerika, a to od Aljašky a Labradoru až po Mexiko a Floridu, dále pak východní a centrální část Kanady. Sekundární areál pak představuje oblast Evropy, východní Asie, Austrálie a Nového Zélandu (Slavík et Štěpánková, 2004). První údaj o zavlečení tohoto druhu v rámci Evropy pochází již z roku 1648 z Francie. Dále bych roku 1735 zaznamenán v Anglii. Přibližně o 20 let starší jsou pak první záznamy o výskytu zlatobýlu obrovského na území Velké Británie. Během první poloviny 19. století pak v Evropě oba druhy zdomácněly a rychle se rozšířily po celé Evropě.

Na území ČR byl zlatobýl kanadský poprvé zaznamenán jakožto planě rostoucí rostlina v roce 1838 v oblasti Karlových Varů. Na našem území se tento druh postupně etabloval v rámci ruderalních ploch a březích vodních toků, přičemž nejhojnější je jeho výskyt v severních a severovýchodních Čechách, dále v severní části středních Čech a na Plzeňsku. Nechybí ani ve střední, východní a severovýchodní Moravě a Slezsku. Naopak chybí ve vyšších nadmořských výškách. Zlatobýl je u nás dlouhodobě pěstován jako okrasná a medonosná trvalka v parcích a zahradách, přičemž ze zahrad často zplaňuje a znovu se do nich navrácí jakožto plevel. Po zplanění je v zahradách mnohdy tolerován, jelikož jeho sečení je vzhledem k často hustému porostu zlatobýlu a jeho tuhým loňským i letošním lodyhám. Významnou cestou pro šíření zlatobýlu kanadského jsou rovněž železniční násypy, zatímco příbuzný zlatobýl obrovský se šíří spíše po vodních tocích (Mlíkovský et Stýblo, 2006; Pyšek et Tichý, 2001).

#### 6.3.4 Dopady invaze a management invazního druhu

Invazní potenciál zlatobýlu kanadského je dán zejména kombinací vegetativního růstu, díky čemuž obsazuje daná stanoviště a šíření semen na větší dílky, díky čemuž tento druh obsazuje lokality nové. Na území naší republiky byla navíc zaznamenána hybridizace tohoto zlatobýlu kanadského s evropským původním druhem, a to zlatobýlem obecným. Vzhledem k tomu, že výskyt druhu *Solidago x niedederi* Khek, jakožto křížence dvou výše zmíněných druhů, byl zaznamenán ve Švédsku, Dánsku, Norsku i Německu, jeho výskyt na našem území se dal očekávat (Mlíkovský et Stýblo, 2006; Pyšek et Tichý, 2001). Nověji byl výskyt tohoto křížence na více nových lokalitách potvrzen také v Polsku v rámci studie Pliszky (2013). Ten dále odkazuje na to, že křížení invazního a původního druhu je jedním z nepřímých efektů invazního procesu. Někteří z takto vzniklých hybridů mohou dále velmi intenzivně růst a rapidně se šířit, přičemž mohou v rámci kompetice vytlačovat původní druhy. Dle některých autorů na našem území dochází také ke křížení zlatobýlu kanadského a obrovského, avšak v tomto případě se dosavadní publikované údaje mnohdy značně rozcházejí. Někteří autoři toto křížení připouštějí a tato hybridizace je u nás běžným jevem, jiní pak předkládají významné genetické bariéry jako překážku v rámci křížení obou druhů. K osvětlení případu je potřeba dalších studií. Co se týče dosavadních provedených studií týkajících se *S. canadensis*, mnoho z nich bylo ve skutečnosti provedeno na druhu *Solidago altissima*. Zatímco *S. canadensis* je druh diploidní, *S. altissima* je druhem hexaploidním.

Ačkoliv např. Slavík a Štěpánková (2004) přesvědčivě dokládají, že zdejší populace zlatobýlu náleží k druhu *S. canadensis*, výskyt druhu *S. altissima* v západní Evropě stále nelze zcela vyloučit. Především s použitím cytologických metod by se tak mělo zjistit, které druhy z rodu *Solidago* se na území Evropy vlastně nacházejí (Mlíkovský et Stýblo, 2006; Pyšek et Tichý, 2001).

Výše uvedené nejasnosti však nemění nic na tom, že zlatobýl kanadský je druh, který je schopen poměrně rychle obsazovat nová stanoviště, k čemuž mu napomáhá zejména již zmíněné velké množství dobře klíčivých nažek a schopnost šířit se také odnožováním. V důsledku zastínění a silné konkurence kořenů může zlatobýl po obsazení vhodného stanoviště eliminovat většinu původních druhů. Děje se tak zejména podél vodních toků, kde je zlatobýlem vytlačována polopřirozená vegetace. Problém však může představovat také při obnově lesů či rekultivacích některých pozemků. Z těchto důvodů by měla být pozornost tomuto druhu věnována hlavně v rámci chráněných oblastí. Pravidelné kosení může zlatobýl oslabit, a naopak podporovat růst ostatních rostlinných druhů. Jelikož rostliny využívají především propojení svých lodyh pomocí oddenků, účinné je rovněž tuto strukturu v rámci zásahů narušit. Oddělené fragmenty oddenků pak vytvářejí slabší a rovněž méně odolné lodyhy. Samotným kosením či sečením je však možné zlatobýl zlikvidovat pouze v rámci dlouhého časového horizontu, a to převodem daného pozemku na louku právě z důvodu opakovaného znovuobrázení z oddenků zlatobýlu. Sečení či kosení lze vhodně kombinovat s postřikem herbicidů. Tato metoda má význam pouze v případě, kdy invaze zlatobýlu ještě nedosáhla velkoplošného rozsahu. Jelikož je zásah nejsnadněji proveditelný v rané fázi invaze proti čerstvě vzniklým populacím zlatobýlu, základem boje proti tomuto druhu musí být pečlivý monitoring krajiny a případná likvidace ohnisek zlatobýlu ještě před tím, než obsadí větší plochy (Mlíkovský et Stýblo, 2006; Pyšek et Tichý, 2001).

## 7 METODIKA

Metodika předložené práce se v první řadě odvíjí od cílů této práce, tedy zejména ze zmapování výskytu nepůvodních invazních druhů rostlin v rámci vymezeného zájmového území, kterým je Orlová – Město a Orlová – Poruba. V případě, kdy byly zájmové invazní druhy rostlin zpozorovány v blízkosti hranice mimo vymezené zájmové území, byly tyto nálezy rovněž zaznamenány. Mnohdy se totiž po obou stranách hranice vymezující katastrální území nachází stejný typ stanoviště a měla by být tudíž brána v úvahu možnost šíření invazních druhů do zájmové studované oblasti. Zaznamenávání invazních druhů rostlin v blízkosti hranice zájmového území má tudíž preventivní charakter.

Veškerou činnost prováděnou v rámci praktické části této práce lze rozdělit do tří stěžejních částí, a to na vlastní terénní průzkum a zaznamenávání zájmových invazních druhů rostlin v terénu, zpracování výsledků v podobě tabulek a grafických výstupů a v neposlední řadě tvorbu interaktivní nálezové mapy znázorňující výskyt nepůvodních invazních druhů rostlin v rámci zájmového území. Veškeré činnosti spojené s jednotlivými fázemi praktické části této práce jsou podrobněji rozvedeny v následujících podkapitolách.

### 7.1 Práce v terénu

Jako první bylo nutné seznámit se s vlastním zájmovým územím. Z tohoto důvodu byla provedena rekognoskace terénu. Již během této činnosti byly s pomocí ortofotomapy vytipovány lokality, u nichž je velký předpoklad výskytu nepůvodních invazních druhů rostlin. Jedná se zejména o lokality podél vodních toků, železnic a silnic, ale také ruderalní stanoviště, jak vyplývá z teoretické části této práce.

Vlastní terénní průzkum probíhal během léta a z kraje podzimu roku 2016, a to s ohledem na dobu kvetení zájmových druhů rostlin kvůli jejich snadnější determinaci. S ohledem na vegetační sezónu nepůvodních druhů v ČR je období června až srpna vhodné k zaznamenávání těchto druhů i dle Pergla et al. (2016a). Pergl dále uvádí, že u polních a jehličnatých lesních monokultur stačí mapovat okrajové území přibližně do 10 m. Dále upozorňuje na důležitost podchytit především mozaiku okrajů cest a vodotečí. Vzhledem k velikosti celého zájmového území (cca 1100 ha) každému jednotlivému terénnímu průzkumu předcházelo vymezení menších ploch v rámci celého zájmového území. Postupným průzkumem dílčích ploch došlo k prozkoumání celého zájmového území.

Na jaře roku 2017 pak proběhla kontrola dříve zaznamenaných lokalit s výskytem invazních druhů.

Cílem jednotlivých terénních průzkumů bylo zaznamenání výskytu předem vybraných invazních druhů rostlin, respektive bylin, a to křídlatek (*Reynoutria sp.*), netýkavek (*Impatiens parviflora*, *Impatiens glandulifera*), bolševníku velkolepého (*Heracleum mantegazzianum*) a zlatobýlu kanadského (*Solidago canadensis*). Výběr uvedených zájmových druhů se odvíjel od konzultace s vedoucí diplomové práce a panem Ing. Hájkem, jakožto vedoucím oddělení životního prostředí v Orlové. Výskyt jednotlivých druhů byl orientačně zaznamenáván do podkladové mapy (ZM10) vytištěné ve formátu A3. Přesná lokalizace výskytu byla následně určena s pomocí systému GPS (z angl. *Global Position System*). Při práci v terénu byl pro tyto účely použit přístroj GeoXH Handheld GPS společnosti Trimble z řady GeoExplorer 2008.

V rámci jednotlivých nálezů byly do terénního deníku zaznamenávány zejména tyto informace, a to kategorie výskytu, stupeň pokryvnosti, rozsah nálezu, výška invazních druhů rostlin a stručný popis místa jejich výskytu, respektive typ stanoviště (viz kapitola 7.2.) V podobě poznámek byla dále zaznamenávána přítomnost dalších invazních druhů rostlin, které se vyskytovaly na dané lokalitě spolu s vybranými zájmovými invazními druhy.

Nedílnou součástí práce v terénu bylo rovněž pořizování fotografií za účelem vyhotovení fotodokumentace zaznamenaných invazních druhů jakožto součástí přílohové části této práce. Veškeré fotografie byly pořízeny kompaktním digitálním fotoaparátem značky Nikon Coolpix L820 či mobilním telefonem Samsung J3.

## **7.2 Zpracování výsledků v podobě tabulek a grafických výstupů**

Veškeré zaznamenané invazní druhy rostlin byly nejprve tabelárně zpracovány, a to ve dvou podobách. První typ tabulky byl zpracován v programu Microsoft Excel 2016 a představuje soupis zaznamenaných invazních druhů rostlin v rámci jednotlivých lokalit. Tato tabulka je součástí kapitoly 8, ve které jsou uvedeny výsledky práce v terénu. V rámci nálezové tabulky je uveden latinský název zaznamenaného invazního druhu, kategorie výskytu, stupeň pokryvnosti a rozsah nálezu, název, typ a GPS souřadnice lokality nálezu a v neposlední řadě katastrální území, ve kterém se nálezová lokalita nachází. Druhým typem tabulek jsou nálezové tabulky, které jsou součástí interaktivní nálezové mapy.

Tento typ tabulek byl vytvořen v programu Microsoft Word 2016 a vzhledem k zmíněnému využití těchto tabulek byly následně exportovány do formátu PDF z důvodu vyšší kompatibility tohoto typu souboru s programem, v němž byla nálezová mapa vytvořena (viz kapitola 7.3). Ve srovnání s prve uvedeným typem tabulek obsahuje druhý typ tabulek více informací, které jsou členěny do jednotlivých oddílů. Prvním oddílem jsou *Základní údaje o výskytu invazního druhu*, jehož součástí je: český a latinský název zaznamenaného invazního druhu, kategorie výskytu, stupeň pokryvnosti a rozsah nálezu. Druhý oddíl je zaměřen na *Lokalizaci* a jako takový obsahuje informace o názvu lokality nálezu, GPS souřadnicích lokality nálezu, typu lokality a přístupnosti lokality. Třetí oddíl představuje *Informace z katastru nemovitostí* a jako takový obsahuje název katastrálního území v němž se daná nálezová lokalita nachází, číslo, respektive čísla parcel jednotlivých pozemků, druh pozemku a způsob jeho využití a vlastnické právo, popř. právo s majetkem hospodařit. Čtvrtý oddíl představují *Poznámky*, v rámci kterých je uváděn např. bližší popis místa nálezu, přítomnost dalších invazních druhů rostlin, výška zájmových invazních druhů rostlin či omezení vlastnického práva vztahující se k parcelám, na nichž se jednotlivé nálezové lokality nacházejí. V rámci posledního oddílu nazvaného jako *Fotodokumentace* je přiložena fotografie daného invazního druhu či nálezové lokality.

Výše uvedené sledované parametry lze definovat následovně:

**Český a latinský název invazního druhu:** české i latinské názvy invazních druhů rostlin jsou převzaty z monografie Rostlinné invaze (2001), jejímž autorem je mimo docenta Lubomíra Tichého také profesor Petr Pyšek z Botanického ústavu Akademie Věd České republiky, který se biologickými invazemi intenzivně zabývá a bezesporu patří k nejvýznamnějším autorům řešící tuto problematiku, o čemž svědčí jeho zařazení mezi nejcitovanější autory z oblasti biologie.

**Kategorie výskytu:** kategorií výskytu se rozumí formace, kterou dané invazní druhy v rámci jednotlivých lokalit zaujímají. Pro účely této práce byly vymezeny celkem tři kategorie výskytu, a to výskyt bodový, liniový a plošný, přičemž:

- bodovým výskytem se rozumí nález jednoho jedince či menšího počtu jedinců zřetelně ohraničených od okolní vegetace a nepřesahující plochu 2x2 m.
- liniovým výskytem se rozumí takové vegetační uskupení, které se v dané ploše výrazněji rozprostírá jedním směrem (např. podél vodních toků, cest či plotů).

- plošným výskytem se pak rozumí nález invazních druhů rostlin na ploše větší než 2x2 metry, přičemž ani jeden ze směrů označujících nálezovou plochu nepřevládá výrazněji nad druhým.

**Stupeň pokryvnosti:** stupeň pokryvnosti představuje kvantitu výskytu invazních druhů rostlin v rámci jednotlivých lokalit zájmového území. Pro tyto účely bylo využito upravené pětičlenné Braun-Blanquetovy stupnice pokryvnosti, kterou ve své práci zaměřené rovněž na nepůvodní invazní druhy použil např. Dostálek (1997) či Lingrová (2012). S pomocí této stupnice byla pokryvnost zjišťována odhadem přímo terénu, přičemž každému nálezu byl přidělen příslušný stupeň pokryvnosti. Stupeň pokryvnosti byl určován v případě liniového a plošného výskytu invazních druhů rostlin.

**Tabulka 4: Upravená pětičlenná Braun-Blanquetova stupnice pokryvnosti (zdroj: Lingrová, 2012; upraveno autorem)**

Stupeň pokryvnosti	Charakter výskytu	Rozmezí pokryvnosti
0	druh se nevyskytuje	-
1	ojedinělý	< 5 %
2	roztroušený	5-25 %
3	subdominantní	25-50 %
4	dominantní	> 50 %

**Rozsah nálezu:** rozsah nálezu vypovídá o tom, jak velkou plochu jednotlivé invazní druhy rostlin v rámci jednotlivých druhů zaujímají. Rozsah nálezu byl zjišťován nejprve orientačně krokovou metodou (větší plochy) či s pomocí metru (menší plochy) přímo v terénu a následně byl ověřen při tvorbě interaktivní nálezové mapy přímo v příslušném programu, v němž byla tato mapa tvořena (viz kapitola 7.3). V případě bodového výskytu je rozsah nálezu uváděn jako plocha a rozměrech m x m. U liniového výskytu je uvedena délka příslušného pásu tvořeného invazními druhy rostlin v metrech. Rozsah nálezu v případě plošného výskytu je pak uváděn jako plocha v m<sup>2</sup>.

**Název lokality nálezu:** název lokality nálezu představuje vlastní pojmenování jednotlivých lokalit ve vztahu k nejbližším popisným bodům. Nejčastěji byly jednotlivé lokality pojmenovány dle nejbližších ulic či městských čtvrtí, podniků či přírodních útvarů (vodoteče, lesy, vodní plochy atd.).



**GPS souřadnice lokality nálezů:** jak je uvedeno v podkapitole 7.1, souřadnice GPS byly zjišťovány s pomocí přístroje GeoXH Handheld GPS. V případě bodového výskytu bylo zjišťování souřadnic omezeno na jedno měření, a to pokud možno ve středu daného porostu. U výskytu liniového a plošného bylo měření vícekrát opakováno podél obvodu celého porostu. V rámci nálezových tabulek jsou souřadnice uvedeny v pořadí zeměpisná šířka, zeměpisná délka, a to ve formátu stupně, minuty, vteřiny.

**Typ lokality:** typem lokality se rozumí charakter prostředí, ve kterém se daná nálezová plocha nachází. V rámci předložené práce byly vymezeny následující typy lokalit, a sice: okraj komunikace, okraj železniční tratě, břeh vodního toku, břeh vodní plochy, okraj lesního porostu, okraj zahrady, orná půda či trvalý travní porost, zastavěné území obce a ruderální či narušovaná plocha.

**Přístupnost:** v rámci přístupnosti je uveden způsob, kterým se dá co nejjednodušeji na danou lokalitu dostat. K popisu přístupnosti bylo využito zejména čísel komunikací, názvů ulic, popisných čísel budov i názvů podniků. Tyto informace byly nejčastěji dohledávány pomocí mapového portálu od Seznamu ([www.mapy.cz](http://www.mapy.cz)).

**Informace z katastru nemovitostí:** tyto informace byly zjišťovány zejména s cílem přesněji vymežit výskyt nálezových lokalit a také ke zjištění vlastnických vztahů pro případ aktivního řešení problematiky invazních druhů rostlin v zájmovém území. Čísla parcel byly zjišťovány v první řadě z mapové vrstvy Katastru nemovitostí během tvorby interaktivní mapy, načež byly tyto informace ověřeny s pomocí aplikace Nahlížení do katastru nemovitostí, dostupné na stránkách Českého úřadu zeměměřického a katastrálního (ČÚZK, ). S pomocí této aplikace byly vyhledány veškeré výše uvedené údaje spadající do oddílu *Informace z KN*.

### 7.3 Tvorba interaktivní nálezové mapy

Interaktivní nálezová mapa byla postupně tvořena s pomocí aplikace ArcMap 10.3, která je součástí systému ArcGIS od americké společnosti Esri, jenž se zaměřuje na vývoj softwaru určeného pro práci s geografickými informačními systémy neboli zkráceně GIS (z angl. *Geographic Information System*). Systém ArcGIS je tedy geografickým informačním systémem určeným pro práci s prostorovými daty, přičemž prostorová data lze s pomocí tohoto systému nejen vytvářet a spravovat, ale také dále analyzovat.

System dokáže mezi danými daty najít nové vztahy a v neposlední řadě rovněž vše přehledně vizualizovat. Veškeré výsledky je následně možné sdílet např. ve formátu tradiční mapy (Arcdata Praha, 2016).

Vzhledem k tomu, že data zobrazená v mapě jsou mnohdy srozumitelnější než ve formě tabulek, byla interaktivní nálezová mapa zvolena jakožto hlavní výstup nálezů vybraných invazních druhů rostlin zaznamenaných během terénních průzkumů v zájmové lokalitě. Jelikož mapa systému ArcGIS je interaktivní a propojená s celou databází, v případě, kdy se změni dané parametry nebo vybere jiná datová sada, rovněž vizualizace na mapě se změni, aby tak došlo ke zdůraznění zkoumaného jevu (Arcdata Praha, 2016). Interaktivní nálezová mapa tak přehledně doplňuje již zmíněné nálezové tabulky a grafy a je vhodným podkladem pro další řešení problematiky této práce.

Vytváření interaktivní mapy bylo prováděno dle průběžných doporučení konzultanta diplomové práce. V první řadě byly zaznamenané pozice invazních druhů rostlin jakožto exportované body načteny do programu ArcMap 10.3, čímž vznikla vrstva (*Layer*) s názvem *Body\_terén*. Pro znázornění výskytu invazních druhů rostlin byla dále v souřadnicovém systému S-JTSK vytvořena vrstva s názvem *Nálezy\_Orlová*. S využitím naměřených bodů a záznamů z terénu byly v rámci této vrstvy dokresleny jednotlivé lokality výskytu invazních druhů rostlin. Vykreslení těchto lokalit bylo řešeno v režimu editace vrstvy (*Editing features*) s pomocí vybraných konstrukčních nástrojů (*Construction tools*), a sice polygonu (*Polygon*) v případě liniového a plošného výskytu a kruhu (*Circle*) v případě výskytu bodového.

V rámci vrstvy *Nálezy\_Orlová* byly dále vymezeny 4 barevně rozlišené vrstvy představující jednotlivé zájmové invazní druhy rostlin. Výše popsané nálezové tabulky druhého typu byly do interaktivní nálezové mapy zakomponovány skrze atributovou tabulku (*Attribute Table*) příslušné vrstvy *Nálezy\_Orlová*. Mimo odkaz na nálezové tabulky je v rámci atributové tabulky uveden český a latinský název zaznamenaných invazních druhů.

Konečný výkres znázorňující nálezové lokality vybraných invazních druhů rostlin v rámci zájmového byl uložen v nativním formátu ArcGIS ArcMap Document (\*.mxd) pod názvem *Orlová\_invazní\_druhy* a je součástí elektronické přílohy. Po dokončení editace byly jednotlivé zájmové lokality dále rozděleny do větších nálezových oblastí. Pro tyto oblasti byla následně vytvořena jednotná kompozice výkresů sestávající z podkladové letecké mapy zájmového území z roku 2016 a barevného vyznačení jednotlivých nálezových lokalit.

Výkresy byly nejprve ukládány v exportním formátu \*.jpg. a byly dále upravovány v programu Zoner Photo Studio 17. Uvedená letecká mapa, stejně jako veškeré podkladové mapy, které byly při tvorbě interaktivní nálezové mapy využívány (ZM 10, Zabaged\_polohopis, Katastr atd.), byly na základě žádosti a zaplacení poplatku pro diplomanty zprostředkovány Zeměměřickým úřadem.

#### **7.4 Kontrola šíření invazních druhů rostlin v rámci vybraných přírodních biotopů zájmového území**

Součástí předložené práce je nejen zmapování současného stavu výskytu invazních druhů rostlin v rámci zájmového území, ale rovněž zhodnocení výskytu těchto druhů v rámci vybraných přírodních biotopů. Jak vyplývá z kapitoly 4, která je zaměřená na invadovanost a invazibilitu, ne všechny ekosystémy, popřípadě biotopy, společenstva či velká území, jsou k invazím stejně náchylné. V návaznosti na toto tvrzení je možné v rámci zájmového území vymezit takové lokality, u nichž je vyšší pravděpodobnost, že se zde do budoucna mohou invazní druhy rozšířit než u lokalit jiných. Takovýmto lokalitám by měla být do budoucna věnována větší pozornost, aby se případné ohrožení invazními druhy rostlin mohlo podchytit nejlépe již s pomocí preventivních opatření.

K posouzení výskytu invazních druhů rostlin v rámci jednotlivých přírodních biotopů bylo v první řadě využito webového prohlížeče Silverlight Viewer od Agentury ochrany přírody a krajiny ČR s přednastavenou aplikací MapoMat. MapoMat, neboli průvodce mapovými službami, je uživatelsky konfigurovatelný webový prohlížeč interních a externích mapových služeb, a jako takový zpřístupňuje a kombinuje mapové služby IMS, AGS a WMS. Mapová aplikace MapoMat mimo užívání standardních tematických úloh nabízí možnost tvorby vlastních úloh s libovolnou kombinací mapových služeb a jejich uložení do projektu pro případ dalšího využití. Tvorba tematických úloh neboli kompozic sestavených z vybraných tematických a referenčních vrstev mapových služeb patří k základním funkcím aplikace MapoMat. Jednou z tematických úloh, které aplikace MapoMat nabízí, je Mapování biotopů zahrnující vrstvy přírodních biotopů (VMB) a přírodních stanovišť (habitatů) z výchozího mapování biotopů České republiky (2001-2005) a probíhajícího aktualizacího cyklu (2007-2018). Takto je možné zobrazit si rozšíření přírodních biotopů na území ČR a jejich zastoupení v jednotlivých formačních skupinách (AOPK, © 2006-2017; Tomášek et al., 2012).

Pro rychlejší a přesnější stanovení jednotlivých typů biotopů nacházejících se v zájmovém území byly využity převodní tabulky uvedené v Katalogu biotopů České republiky. Biotopy uvedené v tomto Katalogu jsou členěny do devíti formačních skupin, z nichž každá je označena písmenem (viz Tabulka 5). Prvních osm formačních skupin biotopů představuje základ Katalogu a jsou rovněž předmětem bezprostředního zájmu ochrany přírody. Devátá formační skupina je pak tvořena biotopy, které silně ovlivnil nebo přímo vytvořil člověk, a ačkoliv může být i na takovéto biotopy vázán výskyt ohrožených druhů, v katalogu jsou tyto biotopy zahrnuty zejména z důvodu potřeby celoplošného mapování krajiny, jelikož ochrana přírody jako taková je zde jen těžko realizovatelná (Chytrý et al., 2010).

**Tabulka 5: Formační skupiny biotopů ČR (zdroj: Chytrý, 2010; upraveno autorem)**

Název formační skupiny	Označení formační skupiny
Vodní toky a nádrže	<b>V</b>
Mokřady a pobřežní vegetace	<b>M</b>
Prameniště a rašeliniště	<b>R</b>
Skály, sutě a jeskyně	<b>S</b>
Alpínské bezlesí	<b>A</b>
Sekundární trávníky a vřesoviště	<b>T</b>
Křoviny	<b>K</b>
Lesy	<b>L</b>
Biotopy silně ovlivněné nebo vytvořené člověkem	<b>X</b>

Formační skupiny biotopů jsou dále členěny na základní jednotky klasifikace biotopů. Ty jsou vymezeny na dvou hierarchických úrovních a značí se čísly v kombinaci s písmennými kódy formačních skupin (např. kód L2.2 značí údolní jasanovo-olšové luhy). V pár případech jsou základní jednotky doplněny také podjednotkami, jenž se označují písmenem na konci kódu jednotky (např. kód V1G značí makrofytní vegetace přirozeně eutrofních a mezotrofních stojatých vod, porosty bez ochranné významných vodních makrofytů). Podjednotek bylo použito především v případech, kdy bylo další členění příslušné jednotky nutné kvůli možnosti jejího převodu na typy přírodních stanovišť soustavy Natura 2000. Právě v rámci přípravy podkladů pro vytvoření národního návrhu EVL soustavy Natura 2000 vzniklo první vydání Katalogu biotopů ČR.

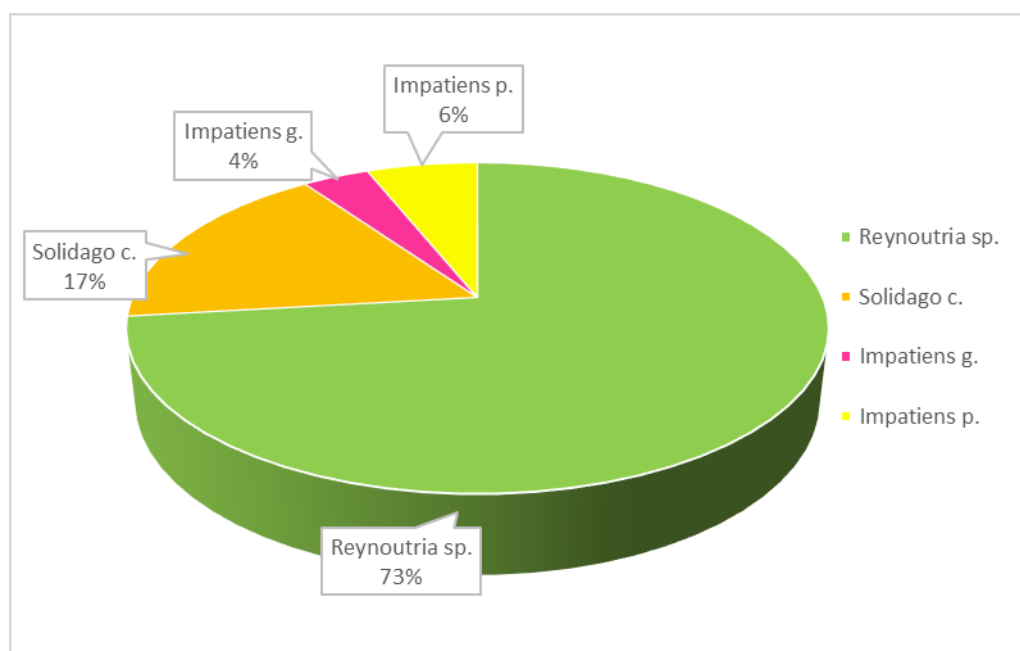
Základním kritériem pro vymezení takovýchto lokalit je právě přítomnost biotopů, které uvádí směrnice Rady č. 92/43/EHS neboli směrnice o stanovištích. Vymezení těchto biotopů je pak založeno především na fytoocenologické klasifikaci vegetace. Katalog tedy zpracovává zejména biotopy definované za pomoci vegetačních typů, tedy rostlinných společenstev. Vzhledem k návaznosti na soustavu Natura 2000 však byly v systému rovněž zohledněny klasifikační jednotky vymezené abioticky, díky čemuž jsou součástí Katalogu také biotopy jeskyní a šterkových náplavů které jsou bez vegetace, a tudíž je fytoocenologicky definovat ani nelze. U většiny typů biotopů jsou však uvedeny informace o struktuře porostů a výčet dominantních (Dm), diagnostických (Dg) a dalších rostlinných druhů, které se v rámci daných biotopů běžně vyskytují. V seznamech však chybí výčet druhů neofytních, jelikož jejich přítomnost je u ochranně významných biotopů brán jako projev degradačního charakteru. Z tohoto důvodu jsou významnější invazní neofyty uvedeny v rámci odstavce *Ohrožení a management*, jenž uvádí přehled nejzásadnějších faktorů ohrožujících daný biotop (Chytrý et al., 2010).

V porovnání s prvním mapováním (2001-2004) je aktualizace více zaměřena mj. právě na hodnocení degradace biotopů. Aktualizace VMB probíhají od roku 2006, přičemž každým rokem je opětovně zmapována přibližně dvanáctina území České republiky. Takto se jednak postupně VMB aktualizuje, přičemž tato aktualizace odráží změny biotopů v krajině, a rovněž jsou opravovány chyby prvního mapování. Díky mapování biotopů a probíhajícím aktualizacím došlo k obrovskému zpřesnění znalosti diverzity, rozšíření a stavu biotopů na našem území. VMB tedy představuje první plošně jednotný podklad zobrazující aktuální vegetační pokryv v rámci území celé republiky. Díky VMB je Česká republika hodnocena v rámci EU jako stát s nejlépe vyhodnocenými podklady pro vymezování EVL. Vzhledem k množství a kvalitě dat je vysoce pravděpodobná možnost využití VMB v rámci plnění dalších úkolů ve vztahu k EU, ale také na národní úrovni. V rámci činnosti orgánů ochrany přírody představuje VMB velmi cenný podklad (Härtel et al., 2009). Do budoucna se tedy dá předpokládat aktivnější využití vrstvy mapování biotopů rovněž v rámci řešení problematiky IAS.

## 8 VÝSLEDKY PRAKTICKÉ ČÁSTI DIPLOMOVÉ PRÁCE

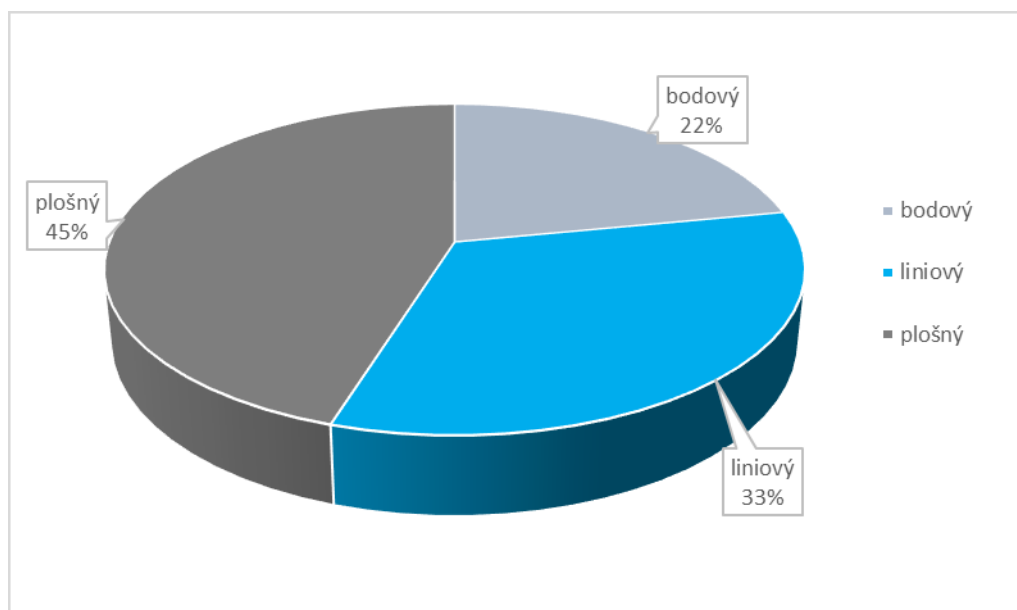
Během terénního průzkumu bylo v rámci předem vymezeného území a při jeho hranicích celkově zaznamenáno na 82 míst s výskytem zájmových invazních druhů rostlin. Přehled těchto zaznamenaných druhů je uveden v Nálezové tabulce (viz Příloha 2). Způsobem uvedeným v kapitole 7.3 bylo tedy v rámci tvorby interaktivní nálezové mapy, jakožto hlavního výstupu procesu mapování, vyznačeno 82 lokalit, které byly dále rozděleny do osmi nálezových oblastí (viz Příloha 3 až Příloha 10).

V návaznosti na počet zaznamenaných lokalit je zřejmé, že se invazní druhy rostlin ve studovaném území vyskytují poměrně hojně. Z pohledu jednotlivých zájmových druhů invazních rostlin se v zájmovém území zcela jednoznačně nejčastěji vyskytují zástupci rodu *Reynoutria*, tedy křídlatky. Z celkových 82 nálezů jich 60 připadá právě na křídlatky. Druhým nejhojnějším invazním druhem po křídlatkách je zlatobýl kanadský se 14 záznamy. Méně často pak v rámci zájmového území byly zaznamenány netýkavky. Druh *Impatiens parviflora* byl zaznamenán na pěti lokalitách a druh *Impatiens glandulifera* byl zaznamenán pouze ve třech případech. Poměrové zastoupení zájmových invazních druhů rostlin je znázorněno v rámci následujícího Graf 2.



Graf 2: Procentuální zastoupení zaznamenaných zájmových druhů invazních rostlin.

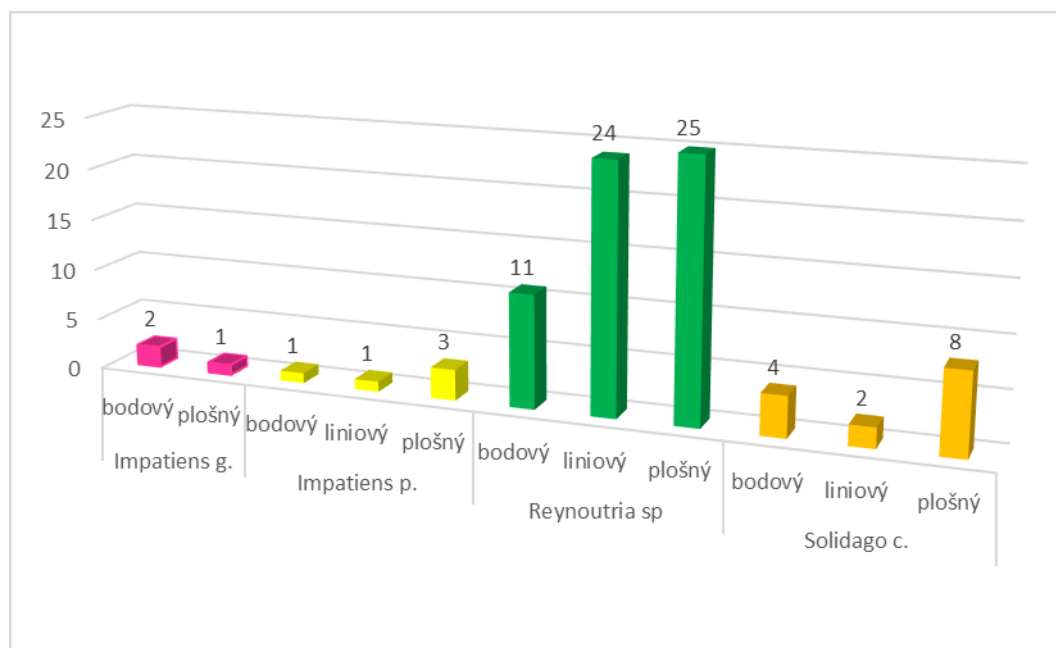
Co se **kategorie výskytu** týče, nejčastěji byl výskyt invazních druhů zaznamenáván jako plošný, a to celkem ve 37 případech. Ve 27 případech byl pak zaznamenán výskyt liniový. Nejméně často byly invazní druhy zaznamenávány jakožto bodový výskyt, tedy např. v podobě jednoho polykormonu u křídlatky či menšího porostu čítajícího nejčastěji do 15 jedinců u zlatobýlu kanadského. Poměrné zastoupení jednotlivých kategorií výskytu znázorňuje Graf 3.



**Graf 3: Procentuální zastoupení jednotlivých kategorií výskytu invazních druhů rostlin.**

Zaznamenané porosty křídlatek měly nejčastěji charakter linie, dále plochy. To je dáno velmi častému způsobu šíření tohoto druhu, a to podél vodních toků či v rámci méně udržovaných travnatých ploch. Méně často byl pak u křídlatek zaznamenán výskyt bodový, což svědčí o rychlosti, s jakou se tato rostlina dokáže šířit a vytvářet převážně hustší porosty. Naopak v případě netýkavky žláznaté byl bodový výskyt zaznamenán nejčastěji, plošný jednou a liniový vůbec. To může být dáno např. tím, že se netýkavka vždy vyskytovala na stanovišti v blízkosti porostu křídlatky, která zde dominovala. Nejčastější kategorií výskytu u netýkavky malokvěté je výskyt plošný, což odpovídá tomu, že tento druh je často významnou součástí bylinného patra okrajových částí lesů, kde tvoří rozsáhlejší porosty. V případě zlatobýlu kanadského byl také nejčastěji zaznamenán výskyt plošný. Tento druh se však oproti netýkavce malokvěté vyskytuje spíše v rámci porostu na zanedbaných trvalých travních plochách či neobhospodařované orné půdy. Oba uvedené typy lokalit jsou mnohdy plošně rozlehlé a zlatobýl má tedy dostatek prostoru k tomu, aby se zde mohl šířit.

Počet výskytů zájmových invazních druhů rostlin z hlediska kategorie jejich nálezu znázorňuje následující Graf 4.

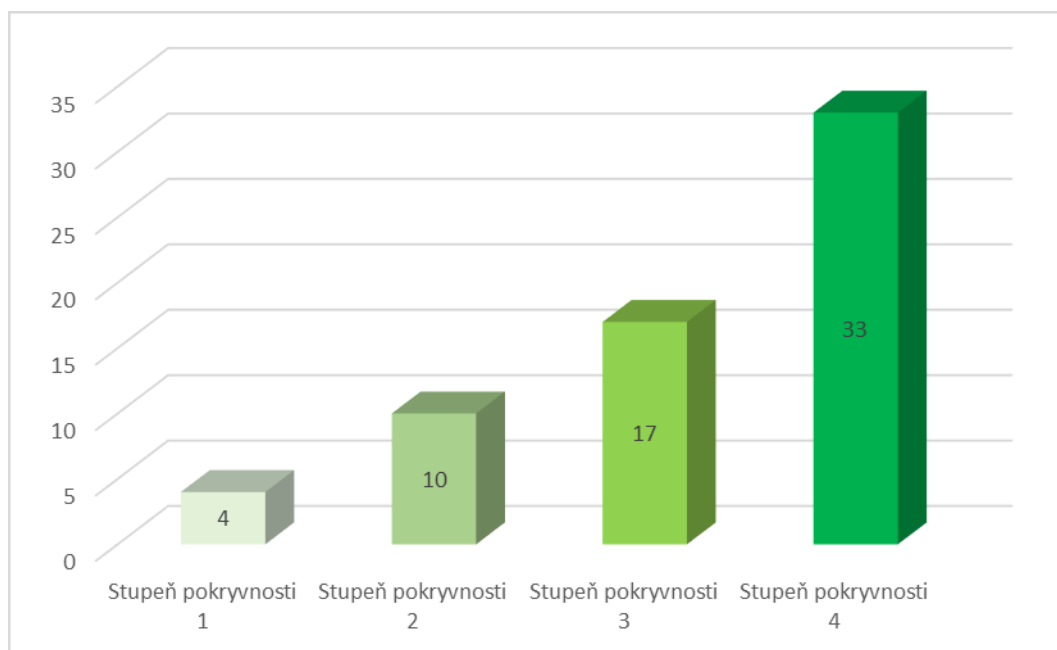


Graf 4: Počet výskytů invazních druhů rostlin z hlediska kategorie jejich nálezu.

**Stupeň pokryvnosti** byl určován pouze v rámci plošného či liniového výskytu. Nejméně často, a to pouze ve čtyřech případech, byl zaznamenán stupeň pokryvnosti 1, značící výskyt daného druhu pouze do 5 % v rámci studované plochy. Deset nálezů pak odpovídá stupni pokryvnosti 2 (5-25 %) a 17 nálezů stupni pokryvnosti 3 (25-50 %). Nejčastějším zaznamenaným stupněm pokryvnosti byl se 33 záznamy stupeň pokryvnosti 4, značící pokryvnost příslušným druhem vegetace na dané ploše nad 50 % (viz Graf 5).

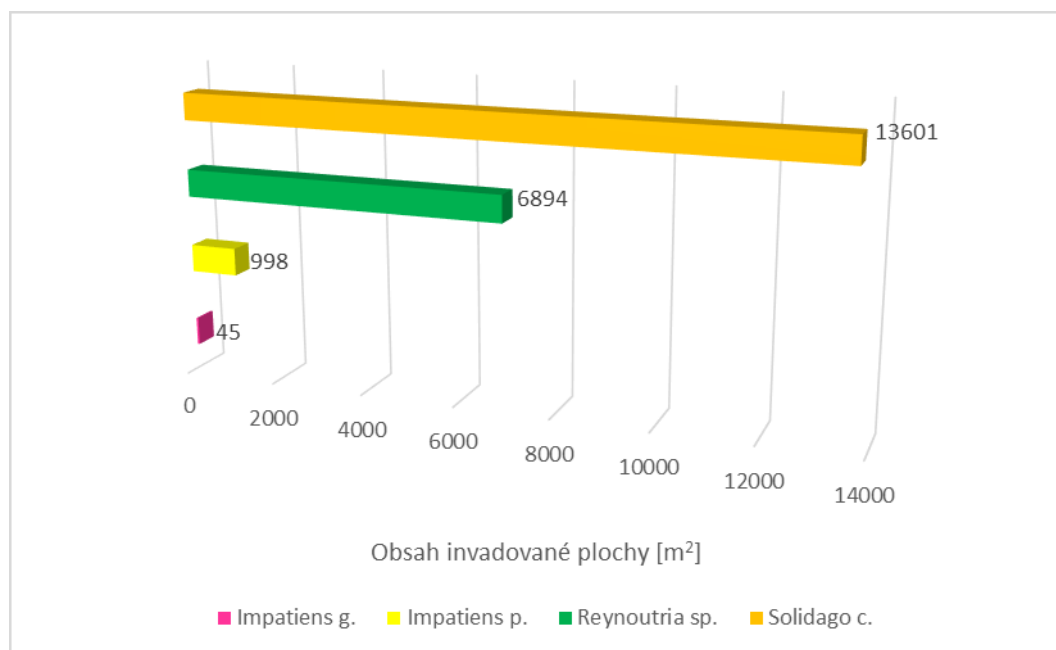
Tyto výsledky pouze potvrzují to, že se invazní druhy v invadovaných lokalitách vyskytují nejčastěji ve formě hustého porostu a rychle se zde rozšiřují, mnohdy za současného ústupu původních druhů, tudíž jejich stupeň pokryvnosti bývá vysoký. Z pohledu jednotlivých druhů byly nižší stupně pokryvnosti zaznamenány zejména u zlatobýlu kanadského a netýkavky malokvěté, méně často pak u křídlatek.





**Graf 5: Počet nálezů dle stupně pokrývnosti.**

**Rozsah nálezu** byl zaznamenáván zvláště pro jednotlivé kategorie výskytu, tedy pro bodový výskyt [m x m], liniový výskyt [m] a plošný výskyt [m<sup>2</sup>]. Porosty zaznamenané v rámci plošného výskytu v rámci zájmového území celkově zabírají 19.968 m<sup>2</sup>. Délka zaznamenaných pásů porostů spadajících do kategorie liniového výskytu celkově činí 774,8 m, tedy téměř ¾ kilometru. Průměrná délka všech zaznamenaných liniových porostů ve studovaném území činí 28,7. V rámci plošných porostů pak invazní druhy v průměru zabírají plochu o rozloze 539,7 čtverečních metrů. Součet obsahu plošek spadajících pod bodový výskyt činí celkem 20,4 m<sup>2</sup>. Liniové porosty pak ve studovaném území zabírají plochu o rozloze 1549,6 m<sup>2</sup>. Celkově invazní druhy ve studovaném území zabírají plochu o rozloze 21.538 m<sup>2</sup>. Údaje o obsahu ploch obsazených jednotlivými invazními druhy lze vyčíst z Graf 6, ze kterého je na první pohled patrné, že největší plochu v rámci invadovaných lokalit zabírá zlatobýl kanadský. Značnou část plochy následně zabírají rovněž zástupci rodu *Reynoutria*. V případě zlatobýlu se však tento druh v rámci největších ploch jeho nálezu vyskytuje se stupněm pokrývnosti 1 či 2, zato křídlatky se i v případě rozlehlejších obsazených ploch vyskytují s pokrývností 3, častěji však 4. Dalo by se tedy na první pohled říci, že křídlatky dokáží původní druhy vytlačit v případě rozlehlejších ploch výskytu, zatímco zlatobýl v tomto případě natolik úspěšný není. Je však třeba brát v úvahu to, jaký typ a jak bohatá vegetace se na invadovaných plochách vyskytovala před jejich obsazení invazními druhy.

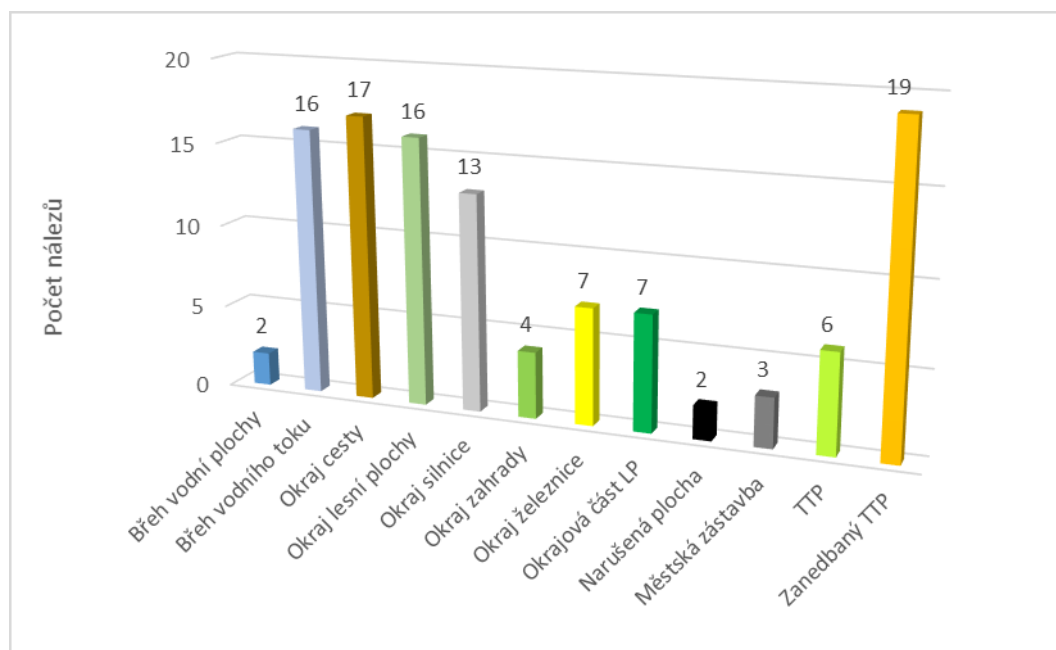


**Graf 6: Obsah invadovaných ploch dle jednotlivých invazních druhů.**

Je možné, že na plochách, které obsadil zlatobýl, se vyskytují významné konkurenční druhy, zatímco v případě křídlatky měly tyto plochy před invazí charakter TTP s minimem druhů, či se zde vyskytovaly druhy, jež jsou konkurenčně méně schopné. Teprve v případě, kdy by byl znám charakter pozemku před procesem invaze, lze poukázat na úroveň schopnosti jednotlivých druhů dané lokality obsadit, případně obstát v konkurenci dalších, původních druhů.

Dalším a velmi důležitým sledovaným parametrem je **typ lokality**. Nejvíce nálezů bylo zaznamenáno na zanedbaných trvalých travních porostech či v rámci neudržované orné půdy. Na tyto plochy připadá celkem 19 nálezů. Velmi často se invazní druhy rostlin vyskytovaly také při okraji cesty (tj. komunikace pro pěší: pěšiny vedoucí podél lesa či lesem, pěšiny v blízkosti vodních toků, užší a méně frekventované komunikace atd.). Celkem v 16 případech pak byly invazní druhy zaznamenány při břehu vodního toku a při okraji lesní plochy. 13 záznamů připadá na lokality představující okraj silnice (tj. frekventované komunikace využívané zejména pro automobilovou dopravu). Shodně po sedmi případech byly invazní druhy rostlin zaznamenány podél železnice či v rámci krajové části lesního porostu. O případ méně pak připadá na lokality v podobě TTP. Pouze čtyřikrát byly invazní druhy zaznamenány při okraji zahrady a třikrát v rámci městské zástavby. Ve dvou případech pak byl nálezovým stanovištěm břeh vodní plochy a plocha narušená (např. rozbitá nezpevněná komunikace či plocha zanesená odpadovým materiálem).

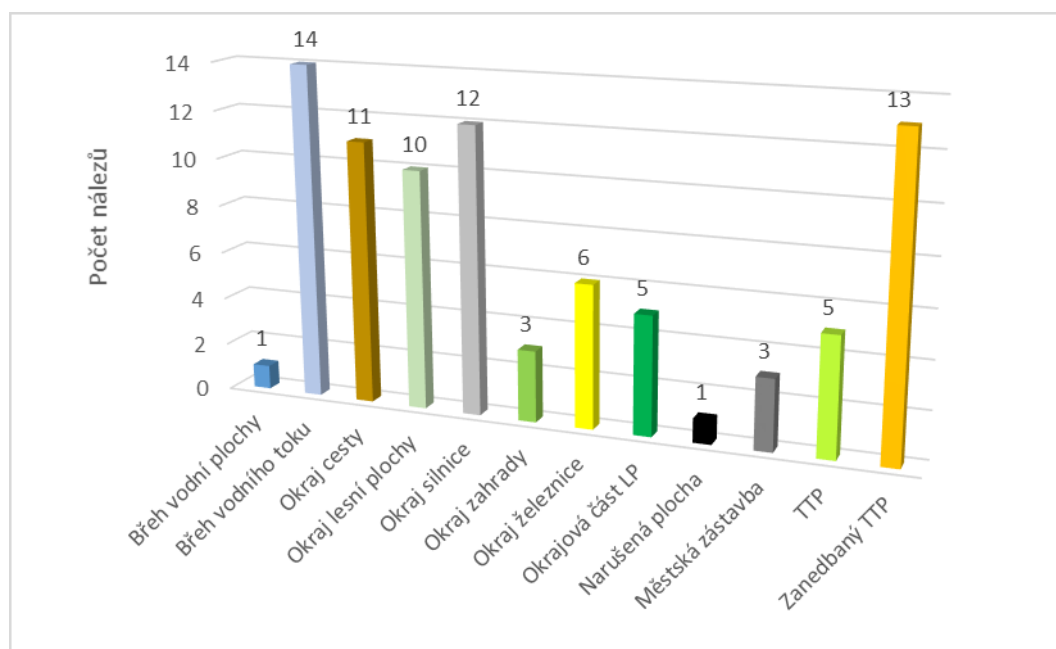
V mnoha případech však bylo v rámci jedné lokality zaznamenáno více typů stanovišť. Invazní druhy se často nacházely např. při okraji cesty a z druhé strany již byly lemovány lesním porostem či vodním tokem, v dalším případě pak byl porost některého ze zájmových rostlinných druhů z jedné strany ohraničen zahradou a z druhé silnicí. Celkový přehled počtu nálezů připadajících na jednotlivé typy lokalit je uveden v rámci Graf 7.



**Graf 7: Počet nálezů invazních druhů rostlin na jednotlivých typech lokalit.**

Druh *I. glandulifera* byl v rámci studovaného území zaznamenán vždy buď v blízkosti vodního toku nebo při břehu vodní plochy. Další z netýkavek, druh *I. parviflora* byl ve většině případů zaznamenán v rámci okrajové části lesa, jedno v přímé blízkosti železnice, podél které se však také rozprostírá širší pás vzrostlejších stromů. Zlatobýl se ve studovaném území nejčastěji vyskytoval na méně udržovaných TTP či plochách vedených jako orná půda, avšak ve skutečnosti příliš neobhospodařovaných. Velmi často byl zlatobýl zaznamenán také při okraji lesních porostů či cest. Nejširší spektrum obsazovaných typů lokalit připadá na křídlatky, což však může být dáno rovněž nejvyšším počtem záznamů výskytu druhů tohoto rodu. Třemi křídlatkami nejčastěji obsazovanými lokalitami jsou popořadě břehy vodních toků, zanedbanější trvalé travní porosty a okraje silnic (viz Graf 8). Na těchto typech lokalit bylo nalezeno přibližně 65 % všech zaznamenaných křídlatek. Dále křídlatky ve studovaném území obsazují stanoviště při okrajích cest a lesních ploch. V šesti případech pak byly křídlatky zaznamenány při okraji železnice.

Nejméně často byly křídlatky zaznamenány při okraji vodní plochy, konkrétně rybníka, a v rámci narušeného stanoviště, kdy byl na dané lokalitě zaznamenán návoz odpadního materiálu, resp. menší černou skládku. Zejména v případě druhé zmíněné lokality je do budoucna možné předpokládat další rozšiřování tohoto druhu.



**Graf 8: Počet nálezů zástupců rodu *Reynoutria* sp. na jednotlivých typech lokalit.**

Posledním zaznamenávaným parametrem v rámci Nálezových tabulek interaktivní mapy jsou **informace z katastru nemovitostí**. Z hlediska druhu pozemků dle KN byly invazní druhy rostlin nejčastěji zaznamenávány na parcelách vedených jako ostatní plochy (silnice a železniční dráhy či neplodná půda), vodní plochy, tj. břehy vodotečí či rybníků, orná půda či lesní pozemek. Co se týče vlastnického práva k těmto parcelám, poměrně často je majitelem samotné město Orlová. V případě koryt vodních toků je majitelem ČR, přičemž právo hospodařit s tímto majetkem připadá v dané oblasti státnímu podniku Povodí Odry se sídlem v Ostravě. V případě silnic je majitelem MS kraj a právo hospodaření se svěřeným majetkem připadá náleži Správě silnic MS kraje. Mimo stát a správní orgány byli jako vlastníci zájmových parcel nejčastěji zaznamenávány následující společnosti, a sice Advanced World Transport a.s. v případě pozemků při železniční dráze, Financial Found a.s., předmětem jejíhož podnikání je zejména pronájem nemovitostí a Asental Land, s.r.o., která spravuje pozemky k jejich budoucímu rozvoji a znovuvyužití (ČÚZK, © 2017).

Závěrem je třeba z pohledu výskytu invazních druhů rostlin zhodnotit rovněž jednotlivé zájmové katastrální území, tedy Porubu u Orlové a Orlovou – Město. Dle zaznamenaných nálezů lokalit s výskytem invazních druhů lze konstatovat, že drtivá většina z nich se jich nacházela na území městské části Poruba. Část lokalit se nachází rovněž v blízkosti hranice těchto dvou městských částí. Výrazný rozdíl z hlediska výskytu invazních druhů mezi vybranými městskými částmi může být dán charakterem těchto obou částí. Po srovnání Města a Poruby lze dojít mnohdy až k výrazným rozdílům mezi oběma částmi Orlové.

Zatímco Město je pravidelně udržovanou částí Orlové, pro Porubu neplatí zcela to stejné. Významnou část Orlové – Města tvoří klasická městská zástavba, kterou zde představují zejména budovy občanské vybavenosti nebo menší sídliště panelových domů. Zahrady při rodinných domech jsou v rámci čtvrtí této městské části vesměs pravidelně pečlivě udržovány. Stejně tak je zde pečováno i o městskou zeleň. Samotné město Orlová si na městské zeleni velmi zakládá a dle SWOT analýzy města, která byla zpracována v rámci Strategického plánu města na období 2008 až 2030, je rozsáhlá městská zeleň a propracovaný a úspěšný systém údržby veřejné zeleně mezi silnými stránkami této obce (MěÚ Orlová, 2007-2008). Co se městské zeleně týče, i zde lze na nepůvodní druhy narazit, přičemž velmi často se v rámci sídlištní zástavby jedná o borovici vejmutovku (*Pinus strobus*), javor jasanolistý (*Acer negundo*) či škumpu orobincovou (*Rhus typhina*), která je rovněž častou součástí zdejších zahrad. Vzhledem k postoji města při udržování městské zeleně je však riziko nekontrolovatelného šíření těchto druhů poměrně nízké.

V případě městské části Orlová – Poruba se dle zmíněného Strategického plánu obce jedná o tu část města, kde je spousta problémů vyžadujících okamžitá i dlouhodobá řešení. Na jedné straně se na území Poruby nachází rozsáhlejší soustava orlovských rybníků, kterou lemuje tok Stružka a lesní porost lužního charakteru, na straně druhé velkou část území zabírají plochy po těžbě uhlí, např. areál bývalého Dolu Žofie a Dolu Václav. Co se týče zastavěných částí Poruby, spousta budov je zanedbaných a mnohdy je stav zdejších budov téměř kritický (viz Obrázek 4). Rovněž pozemky okolo bytových domů nebo zahrady kolem domů rodinných zde na první pohled nejsou natolik udržované, jako je tomu v části obce Orlová – Město. Názorné příklady neudržovaných staveb i pozemků lze nalézt například na ulici Porubská či Okrajová. Veškeré uvedené faktory mohou být příčinou toho, proč se na území Poruby nachází invazní druhy rostlin s mnohem větší intenzitou než ve Městě.





**Obrázek 4: Zanedbané domy, zahrady a ostatní pozemky nacházející se v městské části Orlová – Poruba (autor fotografií: Bartoňová B., 2016-2017).**

## 9 DISKUZE

Na výskyt invazních druhů v zájmové oblasti poukazuje již Koutecká (Koutecká et al, 1998) nebo také Weissmannová (2004). Ta uvádí, že na větších plochách, jež byly ovlivněny těžbou a na ni navazujícím průmyslem, převládají cenózy ruderalních a neofytních druhů, které územím dále pronikají zejména podél vodních toků a komunikací. Mezi nejvýznamnějšími druhy těchto cenóz přitom patří křídlatka japonská (*Reynoutria japonica*), křídlatka sachalinská (*Reynoutria sachalinensis*), netýkavka žláznatá (*Impatiens glandulifera*), zlatobýl kanadský (*Solidago canadensis*) a pouze místy bolševník velkolepý (*Heracleum mantegazzianum*). V lesích se pak hojněji vyskytuje netýkavka malokvětá (*Impatiens parviflora*) (Weissmannová et al., 2004).

Výsledky praktické části této diplomové práce se s tvrzením ohledně výskytu invazních druhů v zájmovém území uvedeném výše dosti shodují, a to jak z hlediska míst jejich výskytu, tak i z hlediska výčtu nejčastěji se vyskytujících invazních druhů rostlin. Výskyt všech druhů uvedených výše byl v rámci zájmového území potvrzen, až na bolševník velkolepý. U tohoto druhu nebyla jeho přítomnost na základě odborné konzultace ohledně nejasných zaznamenaných nálezů (zbytky přízemní části rostliny a odkvetlí jedinci nalezení během jarní kontroly terénu) ve studované lokalitě prokázána. Ve všech případech se jednalo pouze o výskyt příbuzného druhu bolševníku. Tímto však nelze přítomnost tohoto druhu v rámci zájmového území zcela vyloučit. Dá se pouze předpokládat, že zdaleka zde *H. mantegazzianum* opravdu vyskytuje, děje se tak v mnohem menší intenzitě než v případě ostatních zmíněných invazních neofytů.

Názorným příkladem toho, že se invazní druhy rostlin mnohdy šíří v blízkosti ploch ovlivněných těžbou, mohou být Zájmové oblasti 4 a 7. První uvedená oblast se nachází v blízkosti bývalého dolu Václav (viz Příloha 6), druhá pak v blízkosti bývalého dolu Žofie (viz Příloha 9). Na Dole Žofie byla těžba zahájena již roku 1874 a ukončena byla po více než 120 letech v roce 1995 (Cichá, 2010). Dle územně analytických podkladů Orlové jakožto obce s rozšířenou působností je Důl Žofie zařazen mezi plochy k obnově nebo opětovnému využití znehodnoceného území, respektive mezi plochy brownfields. Stejně tak je tomu i v případě bývalého dolu Václav, jehož historie sahá do roku 1899, kdy zde bylo započato hloubení první těžební jámy zřizovatelem dolu, a sice Rakouskou alpskou montánní společností. Důl by v té době oficiálně znám pod názvem *Alpineschacht* neboli Alpinka.



V roce 1967 bylo kvůli tehdejšímu nadbytku uhlí přikročeno k rychlému ukončení provozu dolu. Obě těžební jámy, které jsou součástí tohoto dolu, byly v roce 1973 zasypány (Cichá, 2010; OKD a. s., © 2012). Dle databáze SEKM je v rámci areálu dolu v současnosti nadpožadová, avšak nízká úroveň kontaminace, a to díky sanačním pracím, které zde probíhaly od roku 2008. V roce 2016 zde byla provedena finální úprava terénu jak na hlavním tělese odvalu, tak v samotném areálu Dolu Václav. Po ukončení terénních úprav bylo zájmové území překryto zeminou a zatravněno, v rámci biologické rekultivace byly na svazích vysazeny keře a dřeviny (SEKM, © 2009). V první etapě sanace bylo naopak provedeno plošné odstranění tehdejší vegetace (Křížková, 2016). Je možné, že právě rozsáhlé sanační práce a odstranění vegetačního krytu představující disturbanci daného území mohlo přispět k šíření invazních druhů v Zájmové oblasti 4. Vývoj daného území v návaznosti na výše uvedené jevy lze dobře doložit rovněž leteckými snímky území (viz Obrázek 5), ze kterých je patrné, jak velký zásah pro zdejší vegetaci provedené sanační práce představují.



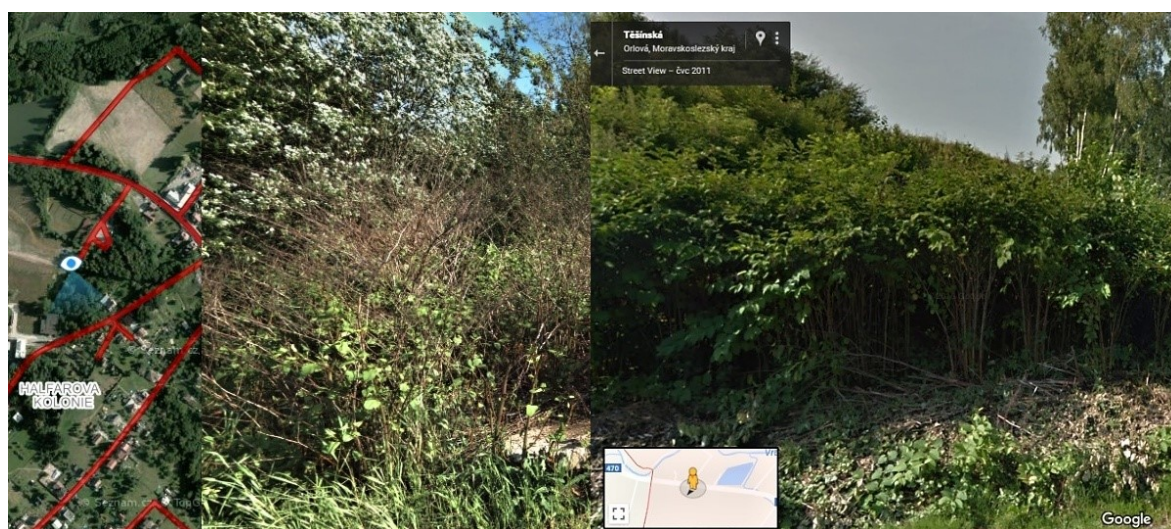
**Obrázek 5:** Vývoj vegetačního pokryvu v areálu bývalého Dolu Václav během posledních deseti let v závislosti na prováděných sanacích území. Snímky jsou řazeny chronologicky zleva doprava a shora dolů a jsou pořizeny v letech 2006, 2009, 2012, 2014 a 2016 (zdroj: ČÚZK, © 2017; upraveno autorem).

Vzhledem k tomu, že se díky leteckým snímkům stále kvalitnějšího rozlišení dá částečně vysledovat dlouhodobější vývoj vegetace studovaného území, je možno ortofotomapy využít rovněž v rámci řešení problematiky invazních druhů rostlin, zejména při sledování širších vztahů zájmového území.



Příkladem mohou být data z leteckých snímků Slavkovského lesa, které napomohly zrekonstruovat průběh invaze bolševníku velkolepého v této oblasti (Müllerová et al., 2013). Do budoucna lze v souvislosti s touto problematikou předpokládat stále častější využití leteckých snímků v podobě ortofotomapy, jakožto skutečného odrazu stavu zemského povrchu, tudíž i vegetace. Již v dnešní době jsou k pořizování leteckých snímků využívány moderní digitální kamery, které pořizují během letu společně se snímky v klasickém viditelném spektru i snímky ve spektru infračerveném. Takto pořízená data umožňují např. interpretaci množství chlorofylu ve zmapované vegetaci, čehož bývá aktuálně využíváno zejména při vyhodnocování zdravotního stavu zeleně (Hrdlička, © 2013). S postupným vývojem tohoto typu mapování lze předpokládat využití takto pořízených leteckých snímků i v dalších oblastech jenž souvisejí se studiem vegetace.

Mimo letecké snímky v podobě ortofotomap lze při zjišťování výskytu invazních druhů rostlin využít také internetové mapové technologie společnosti Google. Konkrétně se jedná o aplikaci Street View, která díky složení statisíců fotografií dohromady umožňuje virtuální prohlídku mnoha míst po celém světě. Zobrazení míst nejen z ptáčích perspektivy umožňuje od roku 2013 rovněž režim Panorama, který je dostupný na mapách od Seznamu (Janů, 2015). Výstupy obou uvedených režimů zobrazení map jsou znázorněny na Obrázek 6.



**Obrázek 6: Porovnání mapových výstupů od společnosti Seznam – Panorama (vlevo) a Google – Street View (vpravo). Pomocí režimu Panorama je zachycen porost křídlatky u areálu bývalého dolu Václav v květnu roku 2016, snímek Street View z července roku 2011 zobrazuje porost křídlatky podél silnice na ul. Těšínská (zdroj: [www.mapy.cz](http://www.mapy.cz); [www.google.cz/maps](http://www.google.cz/maps)).**

Subjektivním porovnáním obou režimů zobrazení nelze jednoznačně dojít k závěru, který z nich je zpracovaný lépe. Např. na snímcích pořízených společností Google není patrné protisvětlo a v jednotlivých scénách tak nejsou patrné velké rozdíly v osvětlení, snímky od Seznamu jsou zase více detailnější.

V případě využití obou aplikací v rámci zjišťování přítomnosti invazních druhů rostlin má režim Panorama tu výhodu, že společnost Seznam nechává snímkování provádět i mimo hlavní komunikace v rámci odlehlejších míst, kde se invazní druhy poměrně často vyskytují. Naopak výhodou režimu Street View je zase dlouhodobější časová perioda snímkování, díky čemuž si lze oproti režimu Panorama určitá místa detailněji zobrazit více let nazpět. Takto si lze kupříkladu ověřit, jestli se na místě, kde byl během terénního průzkumu invazní druh zaznamenán, vyskytoval i před více lety. Oba režimy lze vhodně využít jako určitou formu rekognoskace terénu a porosty invazních druhů zaznamenaných v režimu Panorama či Street View následně přímo v terénu ověřit. Ačkoliv jsou zejména porosty křídlatek v obou popsanych režimech zobrazení poměrně jednoduše rozpoznatelné, nelze na základě takto získaných dat bezpečně usuzovat na výskyt invazních druhů v dané lokalitě. Z tohoto důvodu by měly být využívány zejména způsoby uvedenými výše.

Z ověření v terénu zaznamenaných lokalit s výskytem zástupců rodu *Reynoutria* pomocí mapové aplikace Street View vyplývá, že se na daných místech porost křídlatek nacházel již před pěti lety. Tímto způsobem byl ověřen výskyt křídlatek především podél silnice na ulici Ostravské, Slezské a Těšínské. Z tohoto lze usuzovat na absenci snahy problematiku výskytu invazních druhů v zájmové území řešit. Tato domněnka byla potvrzena rovněž pracovníky oddělení životního prostředí v Orlové, kteří dále uvedli, že se na území jejich obce invazními druhy doposud nikdo více nezabýval. Do budoucna má však obec dle tvrzení pana Ing. Hájka, zástupce oddělení životního prostředí, zájem tuto problematiku aktivně řešit. Mapování výskytu invazních druhů rostlin je prvním krokem v rámci úspěšného managementu řešícího tuto problematiku.

Aby mohlo město v rámci dané problematiky úspěšně jednat, je potřeba znát nejen na kterých pozemcích se invazních druhy rostlin v daném území vyskytují, ale rovněž kdo tyto pozemky vlastní. Jak vyplývá z předchozí kapitoly, vlastníkem daných pozemků je v mnoha případech samotné město Orlová, Moravskoslezský kraj či samotný stát. Tyto pozemky by v případě aktivního managementu invazních druhů neměly představovat problém.

Problematické naopak mohou být ty případy, kdy se na zdánlivě jednotném pozemku nachází více parcel, a každá má jiného majitele. Dalším kamenem úrazu pak mohou být pozemky, na nichž se nacházejí parcely, ke kterým se vztahuje nějaký typ omezení vlastnického práva. V případě zájmových parcel bylo poměrně často zaznamenáno omezení vlastnického práva v podobě exekuce.

Nejasnosti mohou nastat také v případě, kdy se daná invadovaná plocha nachází na rozhraní katastrální území dvou obcí. Z dosavadních zkušeností je patrné, že k tomu, aby byl management invazních druhů účinný, nelze jednotlivá opatření v rámci tohoto managementu provádět pouze na jedné straně hranice, ať už od sebe odděluje jednotlivé státy nebo právě obce. Z tohoto důvodu byly v rámci mapování zaznamenávány rovněž druhy vyskytující se v blízkosti hranice zájmového území.

Klíčem k vyjasnění výše popsaných sporných situací, které by vzhledem k vlastnickým vztahům pozemku či umístění těchto pozemků mohly během aplikace managementu invazních druhů nastat, by měly být zejména legislativní prostředky, respektive správná a jasná implementace legislativy Evropské unie (viz kapitola 5). Mnoho z nás si totiž možná rizika spojená s výskytem invazních druhů stále neuvědomuje a přítomnost těchto druhů na vlastních pozemcích tak bez většího zájmu ignoruje. Někteří lidé zástupce invazních druhů rostlin dokonce kvůli nevědomosti této problematiky stále vysazují, nejčastěji ve svých zahradách.

V mnoha případech je stěžejní částí managementu invazních druhů jejich eradikace, tedy likvidace. Během provedení této činnosti je však třeba pečlivě zvážit metodu, kterou by daný druh měl být zlikvidován stejně jako dobu provedení v závislosti na ekologické charakteristice druhu, jenž má být zničen. Stejně tak je třeba důsledně vyhodnotit v rámci jakých pozemků má být tento, mnohdy rozsáhlý zákrok proveden. Pochybnosti mohou nastat v případě disturbovaných či kontaminovaných pozemků v rámci kterých jsou invazní druhy v některých případech tou jedinou složkou vegetace. Zástupci rodu *Reynoutria* navíc dokáží díky svému rozsáhlému kořenovému systému absorbovat z půdy značnou část těžkých kovů, jak je uvedeno v podkapitole 6.1. V tomto případě je třeba zvážit, zdali přítomnost těchto druhů za současné dekontaminace půdy v rámci pozemku dokáže z hlediska přínosu ekologického i ekonomického vyvážit případné ztráty způsobené masivnějším rozšířením těchto druhů na jiná, hodnotnější stanoviště.

Z podkapitol teoretické části práce, v nichž se pojednává o způsobech likvidace invazních druhů, je pro většinu z nich uvedeno, že tyto druhy by měly být likvidovány vždy, vyskytnou-li se v rámci chráněných území. Eradikace v takovýchto případech však musí probíhat s nejvyšší opatrností, a to z toho důvodu, aby likvidačními zákroky nebyly mimo cílové invazní druhy ohroženy další, zejména cenné složky zdejší vegetace, v rámci jejichž ochrany se samotná eradikace vůbec provádí.

Jako určité vodítko k tomu, kde a jaká opatření spadající pod management invazních druhů provádět, může sloužit např. vrstva mapování biotopů. Dle postupu uvedeném v Kapitole 7.4 byly v rámci zájmového území vymezeny tyto nejčastěji se vyskytující biotopy, a sice údolní jasanovo-olšové luhy (L2.2), polonské dubohabřiny (L3.2), acidofilní bučiny (L5.4), mezofilní ovsíkové louky (T1.1), vlhké pcháčové louky (T1.5), makrofytní vegetace přirozeně eutrofních a mezotrofních vod (V1.F, V1.G) a rákosiny eutrofních stojatých vod (M1.1).

Součástí přírodních biotopů jsou v rámci studovaného území invazní druhy zaznamenané v Zájmové oblasti 3 (viz Příloha 11). V této oblasti tvoří zástupci rodu *Reynoutria* část vegetace údolního jasanovo-olšového luhu. Tento druh přírodního biotopu je rozšířen podél vodních biotopů v celé České republice, vyjma úvalů širších nížinných řek, nejsušších nížin, a naopak nejvyšších horských poloh. Rozloha tohoto přírodního biotopu v rámci České republiky činí cca 77.800 ha. Původně byly tyto luhy velmi časté zejména v rozsáhlých lesních celcích, vlivem činnosti člověka však byly hojně zredukovány do podoby úzkých pruhů podél vodotečí, jako je tomu i na mnoha místech v rámci zájmového území. Ohrožení těchto luhů spočívá zejména ve změnách vodního režimu krajiny, kácení porostů či výsadbě smrkových monokultur. Invazní druhy nejsou mezi faktory ohrožující tento typ přírodního biotopu uvedeny (Chytrý et al., 2010). Obecně je však pro listnaté lesní kultury typická vysoká invadovanost a rovněž vysoká invazibilita (tj. vlastnosti společenstev umožňující invazi) (Chytrý et al., 2008). Z tohoto důvodu lze v této oblasti očekávat další rozšiřování již vyskytujících se křídlatek.

V rámci Nálezové oblasti 2 se invazní druhy vyskytují jednak přímo v rámci zmapovaných přírodních biotopů, ale i v jejich těsné blízkosti (viz Příloha 12). I v případě druhé nálezové oblasti je zdejším přírodním stanovištěm údolní jasanovo-olšový luh, tudíž se v rámci budoucího vývoje přítomných invazních neofytů dá očekávat jejich další šíření.



Proces invaze může být navíc v dané lokalitě umocněn rozsáhlejším odstraněním zdejší vegetace v místech opravy infrastruktury a seříznutím okolních vzrostlých stromů na jaře roku 2017 (viz Obrázek 7).



**Obrázek 7: Část zájmového území, kde zjara roku 2017 proběhly okolo zdejší vodoteče změny v rámci vegetačního pokryvu (autor fotografií: Bartoňová B., 2017).**

Nejvíce invazibilní společenstva jsou totiž ta, která bývají výrazněji či častěji disturbována, např. sešlapem, sečí, odstraněním vegetace či stromového patra lesního porostu. Břehová vegetace navíc může být narušována působením vodního proudu (Chytrý et Pyšek, 2008). Dle studie Chytrého et al. (2005) lze v České republice nejvyšší podíly výskytu invazních neofytů (cca 20 % i více) předpokládat na lokalitách nezapojené antropogenní bylinné nebo narušené dřevinné vegetace v nížinách a pahorkatinách, které ve svém okolí do 300 m obsahují značný podíl zastavěných ploch (Chytrý et al., 2005). Jelikož daný popis přibližně sedí i na sledovanou zájmovou oblast, lze i na základě zmíněné studie rovněž předpovídat další rozšíření invazních druhů v tomto zájmovém území.

Z dalších nálezů invazních druhů byl v rámci zmapovaných přírodních biotopů dále zaznamenán druh *Impatiens parviflora*, a to v případě lokalit Ulice Akátová 1 a U Orlovské Koliby (viz Příloha 2). V první uvedené lokalitě se netýkavka malokvětá nachází na území přírodního biotopu polonské dubohabřiny (L3.2). Ve srovnání s biotopy údolních jasanovo-olšinových luhů je tento typ biotopu v rámci České republiky rozšířen pouze v její severovýchodní části, konkrétně od severního podhůří Rychlebských hor a Jeseníků, přes oblast Ostravska, severní podhůří Beskyd k Moravské bráně a Hornomoravskému úvalu.

S plochou 10.800 ha lze z tohoto pohledu v porovnání s předešlým biotopem (L2.2) polonské dubohabřiny považovat za vzácnější. Hlavní riziko pro tento typ biotopu představuje převod na jehličnaté monokultury, stejně jako v případě údolních jasanovo-olšinových luhů (Chytrý et al., 2010).

V rámci lokality U Orlovské Koliby se porost netýkavky malokvěté nachází při okraji přírodního stanoviště acidofilních bučin. Rozloha tohoto biotopu na našem území činí 154.100 ha a lze jej považovat za náš běžný typ lesa, přičemž se hojně vyskytují např. v Moravskoslezských Beskydech či právě Ostravské pánvi. Acidofilní bučiny jsou ohroženy zejména jejich převedením na jehličnaté monokultury. Co se týče ohrožení obou uvedených přírodních stanovišť invazními druhy, v případě polonské dubohabřiny a také listnatého porostu, lze předpokládat podobné ohrožení, jako u údolních jasanovo-olšinových luhů. Acidofilní bučiny jsou již porosty smíšené, s převládajícím bukem lesním (*Fagus sylvatica*), a příměsí dalších listnáčů (*Acer pseudoplatanus*, *Betula pendula*, *Tilia cordata* atd.) či zástupců jehličnanů (*Abies alba*, *Pinus sylvestri* a *Picea abies*). Dominuje-li v porostu jedle bělokorá, jedná se, vzhledem k jejímu plošnému odumírání, o biotop velmi vzácný (Chytrý et al., 2010). Dle Chytrého je pro smíšené lesy v případě neofytů charakteristická střední invadovanost a střední invazibilita (Chytrý et al., 2008). Lze zde tedy předpokládat menší riziko dalšího šíření invazních druhů než u dalších dvou zmíněných biotopů (L2.2, L3.2), které mají charakter listnatého lesa. V případě absence jehličnatých druhů či keřového patra, které v rámci acidofilních bučin často chybí a nebo má malou pokryvnost a charakter zmlazujících dřevin, lze očekávat vyšší riziko osídlení tohoto biotopu invazními neofyty (Chytrý et al., 2008).

Všechny ostatní zaznamenané lokality se již vyskytují mimo doposud zmapovaná přírodní stanoviště. S průběžnou aktualizací vrstvy mapování biotopů (VMB) lze však v rámci nově zaznačených přírodních stanovišť z hlediska preventivních opatření provádět kontroly zaměřené na výskyt invazních druhů. A to zvláště v těch případech, je-li nově zaznačený biotop z hlediska složení vegetace biotopem vzácným, nebo spadá do kategorie biotopů, jenž mají vyšší předpoklad k tomu, že budou invadovány.

Poslední uvedený, avšak neméně důležitý způsob, kterým lze zjišťovat přítomnost invazních druhů rostlin, spočívá ve využití dronů. Tyto stále se zdokonalující bezpilotní prostředky jsou využívány v mnoha oblastech, a ani ochrana přírody nezůstává pozadu.

Hlavní důvod využití dronů spočívá ve sběru dat pro tvorbu digitálního modelu povrchu Země a přesných ortofotomap s velmi vysokým rozlišením. Tato oblast dálkového průzkumu bývá označována jako blízká fotogrammetrie neboli též UAV (z angl. *Unmanned Aerial Vehicle*) (Hůda et Bělohoubek, 2016).

Ačkoliv je princip letecká fotogrammetrie znám téměř tak dlouho, jako princip samotné fotografie, velkého rozšíření se tato metoda dočkala zejména ve 20. století, kdy ovšem využívala veliké a drahé nosiče (letadla) a fotogrammetrické komory (kamery). Výstupy takovýchto snímkování byly dostupné jen armádě a státní správě. Díky dostupnosti levných a chytře řešených nosičů s lehkými a poměrně kvalitními kamerami v několika posledních letech se tato metoda dočkala dalšího rozvoje. Fotomapy pořízené metodou UAV mají velký potenciál stát se důležitým zdrojem dat v ochraně přírody, jelikož umožňují zaznamenat a dále studovat například aktuální stav a změny přírodních biotopů, migrační trasy zvířat nebo právě šíření invazních druhů rostlin. Díky fotomapám s velmi vysokým rozlišením lze na povrchu identifikovat dokonce i tak drobné objekty, jako kupříkladu květy rostlin v rámci snímané vegetace. Podrobné fotomapy a modely povrchu pořízené s pomocí bezpilotních systémů mohou nalézt využití například v těchto oblastech ochrany přírody (Hůda et Bělohoubek, 2016):

- „hodnocení účinnosti krajinného managementu;
- vymezení areálu rozšíření některých invazních druhů, a to i na nepřístupných lokalitách, a sledování dynamiky vývoje;
- snadné mapování hranic krajinných prvků, jako jsou mokřady nebo určité typy vegetace;
- sledování průběhu lokálních biokoridorů;
- mapování a dokumentace poškození přírody a krajiny, rozsahu černých skládek;
- dokumentace stavu území nebo vegetace k určitému datu;
- sledování a přesné měření některých dynamických přírodních procesů, jako jsou sesuvy, zátrhy, vodní eroze, a to porovnáním dvou různých modelů povrchu;
- mapování nepřístupných skalních bloků, opuštěných povrchových lomů a pískoven;
- sledování škod na přírodě a krajině způsobených suchem nebo povodněmi;
- po doplnění nosiče multispektrální kamerou také monitoring zdraví vegetace prostřednictvím NDVI indexu (z angl. *Normalized Difference Vegetation Index*)“.

Od roku 2014 se tvorbě metodiky pro včasnou detekci a monitoring vybraných invazních druhů rostlin metodami dálkového průzkumu Země (DPZ) věnuje tým Müllerové (Müllerová et al., 2014-2017). Na projektu TA ČR s názvem **Detekce a monitoring invazních druhů s využitím bezpilotních leteckých prostředků** se podílí tým pracovníků z Botanického ústavu AV ČR v. v. i., Letecký ústav VUT v Brně a firma Gisat. V rámci projektu je využíváno jednak metody bezpilotního snímkování, ale také metod DPZ a OBIA (z angl. *Object-Based Image Analysis*). Aktuální výstupy celého projektu lze sledovat na webových stránkách tohoto projektu (BÚ AV ČR v. v. i., © 2014).

Dílčí studie provedená v rámci výše uvedeného projektu předkládá důkazy o výhodách využití bezpilotního systému při sledování invazních rostlinných druhů, kdy tato metoda umožňuje zaznamenání těchto druhů s vysokou klasifikační přesností. Jako hlavní výhoda použití bezpilotů je uváděno extrémně vysoké prostorové rozlišení (cm) pořízených snímků, které je možno dosáhnout již při nízkých nákladech a vysoké flexibilitě. Naopak prostor pro vylepšení v rámci metody UAV představuje doposud nižší spektrální rozlišení, geometrické a radiometrické zkreslení a významné množství dat, kdy je nutné zvolit vhodný způsob jejich automatického zpracování. Využití bezpilotních systémů je však již teď uváděno jako vhodná metoda, jejíž výstupy lze využít také v rámci praktického managementu invazních druhů rostlin (Müllerová et al., 2017).

Aby bylo možné rostlinné invaze úspěšně potlačit, jsou potřebné nové metody, které zajistí především jejich rychlé a účinné sledování v přírodě. Pozemní šetření jako takové je totiž časově náročné a rovněž finančně velmi nákladné. Z těchto důvodů je složité zabezpečit pravidelné opakování tohoto šetření, které ale v rámci řešené problematiky klíčové. Metody dálkového průzkumu popsány výše, zejména pak využití bezpilotních prostředků (UAV), se pro detekci invazních druhů rostlin proto jeví jako velmi perspektivní, a to díky flexibilitě snímkování a nízkým nákladům (BÚ AV ČR v. v. i., © 2014; Müllerová et al., 2017).

Vzhledem k dosavadním pozitivním ohlasům na využití dronů pro detekci invazních druhů rostlin bude využití bezpilotního systému součástí řešení problematiky invazních druhů rostlin v rámci navazujícího doktorského studia. Příslušná dizertační práce bude zpracovávána v rámci projektu s názvem **Hodnocení zdrojů a rizik spojených s invazními druhy rostlin v příhraniční oblasti**.



## 10 ZÁVĚR

Jednoznačné definování principů a formulování výsledků mnoha studií je v rámci širokého kontextu invazní ekologie jakožto oboru, jenž se významně vyvíjí každým rokem, mnohdy velice obtížné. Invazní ekologie je multidisciplinárním oborem, který vyžaduje vzájemné propojení ekonomického, evolučního, populačně-genetického, biogeografického, a především ekologického hlediska. V rámci studia biologických invazí pak musí být poznatky z jednotlivých oblastí uceleny s cílem najít ty nejlepší způsoby, jak zabránit šíření a následným negativním dopadům IAS (Lockwood et al., 2007).

I přes vysoký počet studií, zabývajících se nepůvodními invazními druhy rostlin, doposud nedošlo k žádnému celkovému významnějšímu sjednocení mechanismů v rámci invazní teorie. Místo toho bylo publikováno mnoho dílčích teorií a hypotéz zaměřujících se na jednotlivé invazní druhy, stanoviště, které tyto druhy obsazují, popř. závislosti mezi nimi (Kohli et al., 2009). Jose dále uvádí, že je téměř nemožné v rámci jedné knihy (natož diplomové práce) zahrnout veškeré doposud nabyté znalosti ohledně problematiky invazních druhů rostlin (Jose et al., 2013). Scelení výstupů dosavadních provedených studií je rovněž komplikováno mnohdy velmi výraznými výsledky jednotlivých výzkumů, což se potvrdilo i během zpracovávání rešeršní části této diplomové práce. Tyto nejasnosti mohou být dány zejména nejednotnými vstupními daty, které byly pro jednotlivé studie využity, či výzkumem chování daného invazního druhu v rámci různorodých typů lokalit s odlišnými stanovištními podmínkami, původním vegetačním pokryvem, mírou disturbancí či množstvím přisunu diaspor invazních druhů. Veškeré dostupné vstupní informace by proto měly být zohledněny ve výsledcích jednotlivých výzkumů, aby mezi sebou mohly být tyto studie ve vhodných případech následně vzájemně porovnány. Ze srovnání výzkumů s obdobnými vstupními parametry by bylo možno vyvodit určité zákonitosti ohledně šíření jednotlivých invazních druhů rostlin v daných typech lokalit s cílem zvolit vhodnou strategii managementu invazních rostlinných druhů v těchto lokalitách. Využití co nejvíce dostupných vědeckých podkladů o daných invazních druzích, včetně znalostí širších souvislostí a vztahů, uvádí jako nutnost pro zvolení vhodné strategie sloužící k řešení problematiky invazních druhů rostlin již Stýblo. Pouze takto pak totiž vynaložené prostředky státu či samospráv a zejména snaha ochránců přírody související s aktivitami zaměřenými proti invazním nepůvodním druhům nepřijdou vniveč (Mlíkovský et Stýblo, 2006).

I přesto, že se autoři článků a monografií řešící problematiku invazních rostlinných druhů v některých názorech rozcházejí, drtivá většina se jich shodne na tom, že tyto druhy v mnoha případech představují riziko pro společenstva či ekosystémy, které invadují, přičemž se liší uváděná míra tohoto rizika. Ve většině dostupné literatury jsou invazní druhy společně s destrukcí a fragmentací společenstev či globálními klimatickými změnami řazeny mezi největší rizika pro biodiverzitu druhů, respektive společenstev a ekosystémů.

Názorová rozporuplnost není patrná pouze v případě vědecké komunity, ale týká se rovněž ochránců přírody. Härtel et. al však dodávají, že téma invazních druhů je natolik komplexní a dopady invazí, stejně jakožto predikce reálných možností jejich efektivní kontroly, je natolik obtížné, že se nelze této nejednotnosti názorů mezi příliš divit. Názory na invazní druhy se přitom pohybují v rozmezí od totální rezignace problematiky invazí až po přehnaný aktivismus namířený proti všem geograficky nepůvodním druhům, nejen těm invazním (Härtel et al., 2015). Na jednotlivé invazní druhy rostlin nelze z hlediska rizika, jenž pro nově osídlené oblasti představují, pohlížet vždy stejně. To platí rovněž pro všechny druhy nepůvodní, z nichž se většina invazními druhy vůbec nestane (viz kapitola 3.4). Přehnaná skepse vůči nepůvodním druhům, které navíc zejména v případě archeofytů tvoří významnou součást naší vegetace, není mnohdy na místě.

Co však v tomto případě na místě je, je opatrnost, jelikož jakákoliv preventivní opatření vedoucí ke snížení negativních dopadů invazních druhů jsou z ekologického i ekonomického hlediska výhodnější než případná opatření likvidační. Dalším důvodem k ostražitosti je také fakt, že nárůst počtu nepůvodních druhů nevykazuje jakékoliv známky zpomalení, a naopak že počty nepůvodních druhů v posledních desetiletích stoupají. Trend tohoto jevu potvrdil i Seebens, který jakožto první autor jedné z nejnovějších studií invazních druhů dodává, že počty nepůvodních druhů v posledních 200 letech trvale rostou, přičemž v současnosti dokonce nejrychlejším tempem za celou dobu sledování. Nic navíc nenasvědčuje tomu, že by se invazní proces zpomaloval a lze spíše předpokládat, že v budoucnosti budou invaze i nadále přibývat, a to napříč všemi kontinenty (Seebens et al., 2017).

Co se střední Evropy, a tudíž i ČR týče, je toto území k rostlinným invazím dosti náchylné. Je tomu tak díky vysokému stupni osídlení, husté síti řek, silnic i železnic, podél nichž se invazní druhy poměrně rychle šíří, stejně jako v rámci disturbovaných ploch, zejména těch, jenž byly kdysi narušeny těžbou (Pyšek et Sádlo, 2004; Pyšek et al., 2012a).

Rovněž studovaná oblast, tedy obec Orlová, je protkaná řadou potoků a drobnějších vodotečí, komunikační sítí či železničními dráhami, které se v minulosti vyskytovaly i v okolí těžebních areálů. Ty mají v dnešní době často charakter ploch brownfields, stejně jako mnohé, zanedbané zastavěné části této obce. Zájmová oblast tak tedy poměrně dokonale splňuje popis území, kde se invazní druhy dobře šíří, a tudíž by zde s ohledem na již zaznamenaný počet invazních druhů a místní podmínky neměly zůstat tyto druhy opomíjeny.

Právě místní podmínky by měly být jedním z hlavních podkladů, dle kterých by měl být upravován management nepůvodních invazních druhů. V případě managementu lze za klíčové obecně považovat regulace vektorů a cest, kterými se nepůvodní druhy mohou šířit. Jedná se tedy o již zmíněné cesty, silnice, železnice, ale také menší či větší vodní toky. Je-li nutnou součástí managementu rovněž likvidace invazních druhů, je třeba mít na paměti, že zvolené přístupy v případě intenzivní eliminace invazních druhů vyžadují i do budoucna permanentní kontrolu a občasnou eradikaci, objeví-li se i přes provedená likvidační opatření noví jedinci. Mají-li být likvidovány druhy, které jsou často vázány na vodní toky, je důležité provádět eliminaci v rámci předem logicky zvolených územních jednotkách, tedy např. v povodí určité vodoteče (Härtel et al., 2015). Z tohoto důvodu je důležitá rovněž spolupráce s dalšími správci daného území, v případě Orlové se státním podnikem Povodí Odry.

Veškeré aktivity, jenž souvisejí s managementem invazních druhů, by navíc měly být především koordinované a probíhat s ohledem na aktivity v minulosti v zájmovém území již provedené a pokud je to možné, ve vhodných případech na ně navazovat. Stejně důležitá je také přeshraniční spolupráce a návaznost na aktivity provedené v okolních státech v případě, že se tyto aktivity osvědčily. Ačkoliv je management invazních druhů prováděn převážně na lokální úrovni, celkově je nutno na problematiku nepůvodních invazních druhů pohlížet z globálního hlediska. Velice výstižné je v tomto případě celosvětově známé heslo "*Think global, act local*", tedy „Mysli globálně, jednej lokálně“, které by v problematice řešení invazních nepůvodních druhů nemělo být opomíjeno (Mlíkovský et Stýblo, 2006).

Ať už se dosavadní poznatky týkající se šíření, negativních dopadů či managementu invazních druhů jakkoli liší, jedno je přeci jen jisté – **lidé si dříve či později budou muset sklídit to, co si sami zaseli.**

Veškeré stanovené cíle uvedené v rámci zadání a úvodu této diplomové práce byly z pohledu autora práce splněny. Diplomová práce je tedy vhodným podkladem pro navazující dizertační práci a rovněž může být využita oddělením životního prostředí v Orlové pro přípravu managementu invazních druhů rostlin v rámci území tohoto města.

## SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY

1. ADAMOWSKI, W. Balsams on the offensive: the role of planting in the invasion of *Impatiens* species. In: TOKARSKA-GUZIĆ, B., J. H. BROCK, G. BRUNDU et al., eds. *Plant Invasions: Human Perception, Ecological Impacts and Management*. Leiden: Backhuys Publishers, 2008, s. 57-70. ISBN 978-3-8236-1528-6.
2. AGENTURA OCHRANY PŘÍRODY A KRAJINY ČR. *Ochranaprirody.cz* [online]. © 2016, [cit. 2016-12-16]. Dostupné z: <http://www.ochranaprirody.cz/>
3. AGENTURA OCHRANY PŘÍRODY A KRAJINY ČR. Portál informačního systému ochrany přírody. *Portal.nature.cz* [online]. © 2006-2017, [cit. 2017-02-03]. Dostupné z: [http://portal.nature.cz/publik\\_syst/ctihtmlpage.php?what=3&nabidka=hlavni](http://portal.nature.cz/publik_syst/ctihtmlpage.php?what=3&nabidka=hlavni)
4. ARCDATA PRAHA. *Arcdata.cz* [online]. 2016, [cit. 2016-06-29]. Dostupné z: <https://www.arcdata.cz/>
5. AUST, J. et M. DOPITA. *Geologie české části hornoslezské pánve*. Praha: Ministerstvo životního prostředí ČR, 1998. ISBN 80-7212-011-5.
6. BAŠNÝ, V. *Právní úprava invazivních nepůvodních druhů v Evropské unii* [online]. Praha: Univerzita Karlova v Praze, Právnická fakulta, 2011 [cit. 2016-10-14]. Studentská vědecká odborná činnost. Dostupné z: <http://docplayer.cz/45744556-Pravni-uprava-invazivnich-nepuvodnich-druhu-v-evropske-unii.html>
7. BEERLING, D. J. et J. M. PERRINS. Biological Flora of the British Isles No. 177 *Impatiens Glandulifera* Royle (*Impatiens Roylei* Walp.). *The Journal of Ecology*, 1993, 81 (2), s. 367-382. ISSN 1365-2745.
8. BEERLING, D. J., J. P. BAILEY et A. P. CONOLLY. Biological Flora of the British Isles No. 183 *Fallopia japonica*. *Journal of Ecology*. 1994, 82 (4), s. 959-979. ISSN 1365-2745. Dostupné také z: [http://www.geobot.umnw.ethz.ch/teaching/v\\_unterlagen/html/rp\\_fs09/beerling\\_perrins1993.pdf](http://www.geobot.umnw.ethz.ch/teaching/v_unterlagen/html/rp_fs09/beerling_perrins1993.pdf)
9. BÍMOVÁ, K., B. MANDÁK et P. PYŠEK. Experimental study of vegetative regeneration in four invasive *Reynoutria* taxa (Polygonaceae). *Plant Ecology* [online]. 2003, 166 (1), [cit. 2016-10-8], s. 1-11. ISSN 1573-5052. Dostupné z: <https://link.springer.com/article/10.1023/A:1023299101998>

10. BÍMOVÁ, K., B. MANDÁK et I. KAŠPAROVÁ. How does *Reynoutria* invasion fit the various theories of invasibility? *Journal of Vegetation Science* [online]. 2004, 15 (4) [cit. 2016-10-21], s. 495-504. ISSN: 1654-1103. Dostupné z: <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/jvs.2004.15.issue-4/issuetoc>
11. BÍNA, J. et J. DEMEK. *Z nížin do hor: geomorfologické jednotky České republiky*. Praha: Academia, 2012. Průvodce (Academia). ISBN 978-80-200-2026-0.
12. BOTANICKÝ ÚSTAV AV ČR v. v. i., LETECKÝ ÚSTAV VUT BRNO et GISAT s. r. o. *Invaznirostliny.cz* [online]. © 2014 [cit. 2016-11-21]. Dostupné z: <http://www.invaznirostliny.cz/>
13. BZDEGA, K., A. JANIAK, T. KSIAZCYK, A. LEWANDOWSKA, M. GANCAREK et E. SLIWINSKA. A Survey of Genetic Variation and Genome Evolution within the Invasive *Fallopia* Complex. *PLOS ONE* [online]. 2016, 11 (8) [cit. 2016-11-23]. Dostupné z: <http://journals.plos.org/plosone/article?id=10.1371/journal.pone.0161854>
14. CENIA, ČESKÁ INFORMAČNÍ AGENTURA ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ. *Zpráva o životním prostředí České republiky 2015*. Praha: Ministerstvo životního prostředí, 2016. ISBN 978-80-87770-10-8
15. CICHÁ, I. *Orlová*. Bystřice: Regio, 2010. ISBN 978-80-904230-3-9.
16. COOMBE, D. E. Biological flora of the British isles: *Impatiens parviflora* DC. *Journal of Ecology*. 1956, 44, s. 701-713.
17. CULEK, M. *Biogeografické členění České republiky*. Praha: Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, 2005. ISBN 80-86064-82-4.
18. CULEK, M., V. GRULICH, Z. LAŠTŮVKA et J. DIVÍŠEK. *Biogeografické regiony České republiky*. Brno: Masarykova univerzita, 2013. ISBN 978-80-210-6693-9.
19. CVACHOVÁ, A., P. CHROMÝ, E. GOJDIČOVÁ et al. *Príručka na určovanie vybraných invázných druhov rastlín*. Banská Bystrica: Štátna ochrana prírody Slovenskej republiky, 2002.
20. ČERNÝ, I., ed. *Uhelné hornictví v ostravsko-karvinském revíru*. Ostrava: Anagram, 2003. ISBN 80-7342-016-3.

21. ČESKÝ ÚŘAD ZEMĚMĚŘICKÝ A KATASTRÁLNÍ. *Cuzk.cz* [online]. © 2016-2017 [cit. 2017-01-27]. Dostupné z: <http://www.cuzk.cz/>
22. DANIHELKA, J., J. CHRTEK et Z. KAPLAN. Checklist of vascular plants of the Czech Republic. *Preslia* [online]. Průhonice: Botanický ústav AV ČR, 2012, 84 (3) [cit. 2016-12-21], s. 647-811. ISSN 0032-7786. Dostupné z: <http://www.preslia.cz/P123Danihelka.pdf>
23. DAVIS, M. A., J. P. GRIME et K. THOMPSON. Fluctuating resources in plant communities: a general theory of invasibility. *Journal of Ecology* [online]. 2000, 88 (3), [cit. 2016-11-23], s. 528–534. ISSN 1365-2745. Dostupné z: <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1046/j.1365-2745.2000.00473.x/epdf>
24. DOSTÁL, P., M. WEISER et T. KOUBEK. Native jewelweed, but not other native species, displays post-invasion trait divergence. *Oikos*. 2012, 121 (11), s. 1-11.
25. DOSTÁLEK, J. Četnost výskytu synantropních rostlin podél silnic v Orlických horách a jejich předhůří. *Příroda*. Praha: AOPK ČR, 1997, č. 11, s. 201-242.
26. DRESCHER, A. et B. PROTS. Distribution patterns of Himalayan balsam (*Impatiens glandulifera* Royle) in Austria. *Kanitzia: Journal of Botany*. Szombathely: University of West Hungary, Savaria University Center, 2003, č. 11, s. 85-96. ISSN 1216-2272.
27. ELLSTRAND, N. C. et K. A. SCHIERENBECK. Hybridization as a stimulus for the evolution of invasiveness in plants? *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA* [online]. 2010, 97 (13), [cit. 2016-10-22], s. 7043–7050. ISSN 1091-6490. Dostupné z: <http://www.pnas.org/content/97/13/7043.full.pdf>
28. ELTON, C. S. *The ecology of invasions by Animals and Plants*. London: Methuen, 1958.
29. EU. *Nařízení Evropského parlamentu a Rady (EU) č. 1143/2014 ze dne 22. října 2014 o prevenci a regulaci zavlékání či vysazování a šíření invazních nepůvodních druhů* [online]. [cit. 2016-09-06]. 2014. Dostupné z: <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/CS/TXT/?uri=CELEX%3A32014R1143>
30. FROUZ, J. et B. MOLDAN, ed. *Příležitosti a výzvy environmentálního výzkumu*. Praha: Univerzita Karlova, nakladatelství Karolinum, 2015. ISBN 978-80-246-2667-3.

31. GERBER, E. Křídlatky. In: NENTWIG, W., ed. *Nevítaní vetřelci: invazní rostliny a živočichové v Evropě*. Praha: Academia, 2014. ISBN 978-80-200-2316-2.
32. GLOBALE INVASIVE SPECIES DATABASE. *Species profile: *Impatiens glandulifera** [online], 2017 [cit. 2017-01-28]. Dostupné z: <http://www.iucngisd.org/gisd/species.php?sc=942> on 18-04-2017.
33. HÄRTEL, H., J. LONČÁKOVÁ a M. HOŠEK, eds. *Mapování biotopů v České republice. Východiska, výsledky, perspektivy*. Praha: AOPK ČR, 2009. ISBN 978-80-87051-36-8. Dostupné také z: [https://www.researchgate.net/publication/47048702\\_Mapovani\\_biotopu\\_v\\_Ceske\\_republice\\_vychodiska\\_vysledky\\_perspektivy](https://www.researchgate.net/publication/47048702_Mapovani_biotopu_v_Ceske_republice_vychodiska_vysledky_perspektivy)
34. HÄRTEL, H., P. BAUER, J. ŠÍMA et J. PERGL. Invazní rostliny v chráněných územích. *Fórum ochrany přírody* [online]. 2015, 3 [cit. 2017-03-18]. Dostupné z: <http://www.casopis.forumochranyprirody.cz/magazin/analyzy-komentare/invazni-rostliny-v-chranenych-uzemich>
35. HEGER, T. A model for interpreting the proces of invasion: crucial situations favouring special characteristics of invasive species. In: BRUNDU, G., J. BROCK, I. CAMARDA, L. CHILD et M. WADE, eds. *Plant invasions: species ecology and ecosystem management*. Leiden: Backhuys, 2001. ISBN 90-5782-080-3.
36. HEGER, T. and L. TREPL. Predicting biological invasions. In: SIMBERLOFF, D., ed. *Biological Invasions*. 5. vyd. University of Tennessee, USA: Springer, 2003, s. 313-321. ISSN: 1387-3547.
37. HEJDA, M. et P. PYŠEK. What is the impact of *Impatiens glandulifera* on species diversity of invaded riparian vegetation? *Biological Conservation* [online]. 2006, 132 (2), [cit. 2016-10-18], s. 143-152. ISSN 0006-3207. Dostupné z: [http://www.ibot.cas.cz/personal/pysek/pdf/Hejda,%20Pysek-Impatiens%20impact\\_BiolConserv2006.pdf](http://www.ibot.cas.cz/personal/pysek/pdf/Hejda,%20Pysek-Impatiens%20impact_BiolConserv2006.pdf)
38. HEJDA, M., P. PYŠEK et V. JANOŠÍK. Impact of invasive plants on the species richness, diversity and composition of invaded communities. *Journal of Ecology* [online]. 2009, 97 (3), [cit. 2016-10-18], s. 393-403. ISSN: 1365-2745 Dostupné z: <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1365-2745.2009.01480.x/epdf>



39. HEJDA, M. What is the impact of *Impatiens parviflora* on diversity and composition of herbal layer communities of temperate forests? *PLOS ONE* [online]. 2012, 7 (6), [cit. 2016-11-03], s. 1-7. Dostupné z: [https://www.researchgate.net/publication/228331683\\_What\\_Is\\_the\\_Impact\\_of\\_Impatiens\\_parviflora\\_on\\_Diversity\\_and\\_Composition\\_of\\_Herbal\\_Layer\\_Communities\\_of\\_Temperate\\_Forests](https://www.researchgate.net/publication/228331683_What_Is_the_Impact_of_Impatiens_parviflora_on_Diversity_and_Composition_of_Herbal_Layer_Communities_of_Temperate_Forests)
40. HELMISAARI, H. Invasive Alien Species Fact Sheet – *Impatiens glandulifera*. *Online Database of the European Network on Invasive Alien Species – NOBANIS* [online]. 2010, [cit. 2016-10-23]. Dostupné z: [https://www.nobanis.org/globalassets/speciesinfo/i/impatiens-glandulifera/impatiens\\_glandulifera.pdf](https://www.nobanis.org/globalassets/speciesinfo/i/impatiens-glandulifera/impatiens_glandulifera.pdf)
41. HOFMEISTER, J. et J. HRUŠKA. Sledování biodiverzity suchozemských ekosystémů v kontextu globálních změn. In: VAČKÁŘ, D., ed. *Ukazatele změn biodiverzity*. Praha: Academia, 2005. ISBN 80-200-1386-5.
42. HORN, P. et K. PRACH. Aerial biomass of *Reynoutria japonica* and its comparison with that of native species. *Preslia* [online]. Praha: 1994, 66 (4), [cit. 2016-11-23], s. 345-348. ISSN 0032-7786.
43. HRDLIČKA SPOL s. r. o. Ortofotomapa. *Ortofotomapa.cz* [online]. © 2013 [cit. 2017-03-05]. Dostupné z: <http://www.ortofotomapa.cz/>
44. HŮDA, V. et J. BĚLOHUBEK. Využití bezpilotních prostředků v ochraně přírody. *Ochrana přírody* [online]. Praha: Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky, 2016, 5, [cit. 2017-03-17], s. 26-31. Dostupné z: <http://www.casopis.ochranaprirody.cz/vyzkum-a-dokumentace/vyuziti-bezpilotnich-prostredku-v-ochrane-prirody/>
45. CHLUPÁČ, I. *Geologická minulost České republiky*. Praha: Academia, 2002. ISBN 80-200-0914-0.
46. CHMURA, D. et E. SIERKA. Relation between invasive plant and species richness of forest floor vegetation: A study of *Impatiens parviflora* DC. *Polish Journal of Ecology* [online]. Warsaw: Museum and Institute of Zoology, Polish Academy of Sciences, 2006, 54 (3), [cit. 2016-10-24], s. 417-428. Dostupné z: [https://miiz.waw.pl/pliki/article/ar54\\_3\\_11.pdf](https://miiz.waw.pl/pliki/article/ar54_3_11.pdf)

47. CHMURA, D. *Biology and ecology of an invasion of *Impatiens parviflora* DC in natural and semi-natural habitats*. Bielsko-Biala: Wydawnictwo naukowe Akademii Techniczno-Humanistycznej, 2014. ISBN 978-83-63713-68-3.
48. CHYTRÝ, M., P. PYŠEK, L. TICHÝ, I. KNOLLOVÁ et J. DANIHELKA. Invasions by alien plants in the Czech Republic: a quantitative assessment across habitats. *Preslia* [online]. 2005, 77 (4), [cit. 2017-02-16,], s. 339–354. Dostupné z: <http://www.preslia.cz/P054CChy.pdf>
49. CHYTRÝ, M., et al. Habitat invasions by alien plants: a quantitative comparison among Mediterranean, subcontinental and oceanic regions of Europe. *Journal of Applied Ecology* [online]. 2008, 45 (2), [cit. 2016-10-24], s. 448–458. ISSN 1365-2745. Dostupné z: <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1365-2664.2007.01398.x/epdf>
50. CHYTRÝ, M. et P. PYŠEK. Invaze nepůvodních druhů v rostlinných společenstvech. *Zprávy České botanické společnosti*. Praha: Česká botanická společnost, 2008, 43 (23), s. 17-40. ISSN 1212-3323.
51. CHYTRÝ, M. a P. PYŠEK. Kam se šíří zavlečené rostliny? 1. Rozdíly v invadovanosti velkých území. *Živa*. Praha: Academia, 2009a, č. 1, s. 11-14. ISSN 0044-4812.
52. CHYTRÝ, M. a P. PYŠEK. Kam se šíří zavlečené rostliny? 2. Invadovanost a invazibilita rostlinných společenstev. *Živa*. Praha: Academia, 2009b, č. 2, s. 60-63. ISSN 0044-4812.
53. CHYTRÝ, M. a P. PYŠEK. Kam se šíří zavlečené rostliny? 3. Obecné příčiny invazibility společenstev. *Živa*. Praha: Academia, 2009c, č. 3, s. 110-112. ISSN 0044-4812.
54. CHYTRÝ, M. et al. *Katalog biotopů České republiky: Habitat catalogue of the Czech Republic*. 2. vyd. Praha: AOPK ČR, 2010. ISBN 978-80-87457-03-0.
55. JANŮ, S. Mapy.cz mají novou Panoramu. Předčí konečně Street View? *Zive.cz* [online]. 2015 [cit. 2017-03-17]. Dostupné z: <http://www.zive.cz/clanky/mapycz-maji-novou-panoramu-predci-konecne-street-view/sc-3-a-180668/default.aspx>
56. JOSE, S., H. SINGH, R. KOHLI et D. BATISH, eds. *Invasive Plant Ecology*. Florida, Boca Raton: CRC Press, 2013. ISBN 978-1-4398-8126-2.

57. KIM, J. Y. et C.-W. PARK. Morphological and chromosomal variation in Fallopia section Reynoutria (*Polygonaceae*) in Korea. *Brittonia* [online]. 2000, 52 (1), [cit. 2016-10-18], s. 34-48. DOI: 10.2307/2666492. Dostupné z: <https://link.springer.com/article/10.2307/2666492>
58. KOHLI, R. K et al, eds. *Invasive plants and forest ecosystems*. FL, Boca Raton: CRC Press, 2009. ISBN 978-1-4200-4337-2.
59. KOPECKÝ, K. Netýkavka malokvětá, obtížný vetřelec v naší květeně. *Živa*. 1991, 39, s. 56-59. ISSN 0044-4812.
60. KOUTECKÁ, V. et al. *Příroda okresu Karviná*. Karviná: Okresní úřad Karviná, referát životního prostředí, 1998.
61. KREJČOVÁ, J. *Studium alelopatických vlastností druhů rodu netýkavka (Impatiens L.)* [online]. České Budějovice: Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Zemědělská fakulta, Katedra biologických disciplín, 2009 [cit. 2016-10-27]. Diplomová práce. Dostupné z: <http://theses.cz/id/0d654c/?furl=%2Fid%2F0d654c%2F;lang=en>
62. KROUTIL, P. *Křídlatky* [online]. Praha: Ministerstvo zemědělství ČR ve spolupráci se Státní rostlinolékařskou správou, 2011, [cit. 2016-8-21]. Dostupné z: [http://eagri.cz/public/web/file/125248/Z111316\\_MZE\\_listovka\\_kridlatky\\_1AK.pdf](http://eagri.cz/public/web/file/125248/Z111316_MZE_listovka_kridlatky_1AK.pdf)
63. KŘIVÁNEK, M., J. SÁDLO a K. BÍMOVÁ. Odstraňování invazních druhů rostlin. In: HÁKOVÁ, A., ed. *Zásady péče o nelesní biotopy v rámci soustavy NATURA 2000*. Planeta. Praha: MŽP 2004, XII (8), s. 23-27. ISSN 1213-3393.
64. KŘIVÁNEK, M. *Biologické invaze a možnosti jejich předpovědi: predikční modely pro stanovení invazního potenciálu vyšších rostlin*. Průhonice: Výzkumný ústav Silva Taroucy pro krajinu a okrasné zahradnictví, 2006. ISBN 80-85116-46-4.
65. KŘÍŽKOVÁ, M. *Studie obnovy brownfieldu po těžební činnosti – Václavka, Orlová*. Ostrava: 2016. Diplomová práce. Vysoká škola báňská – Technická univerzita Ostrava, Hornicko-geologická fakulta.
66. KUBÁT, K., L. HROUDA, J. CHRTEK JUN., Z. KAPLAN, J. KIRSCHNER et J. ŠTĚPÁNEK *Klíč ke květeně České republiky*. Praha: Academia, 2002.

67. LINGROVÁ, H. *Vztah rozšíření invazních druhů rostlin ke zvoleným charakteristikám prostředí podél vybraných říčních toků* [online]. Olomouc: UP v Olomouci, Přírodovědecká fakulta, Katedra ekologie a životního prostředí, 2012 [cit. 2016-6-27]. Diplomová práce. Dostupné z: [https://theses.cz/id/fl75tk/Diplomov\\_prece\\_Lingrov.txt](https://theses.cz/id/fl75tk/Diplomov_prece_Lingrov.txt)
68. LOCKWOOD, J. L., M. F. HOOPES et M. P. MARCHETTI. *Invasion ecology*. MA, Malden: Blackwell Pub, 2007. ISBN 978-1-4051-1418-9.
69. ŁYSIK, M. Ten years of change in ground-layer vegetation of European beech forest in the protected area (Ojcow National Park, South Poland). *Polish Journal of Ecology* [online]. 2008 56 (1), [cit. 2017-02-10], s. 17-31. Dostupné z: [https://www.miiz.waw.pl/pliki/article/ar56\\_1\\_02.pdf](https://www.miiz.waw.pl/pliki/article/ar56_1_02.pdf)
70. MACH, J., F. POJER, J. PLESNÍK, M. HOŠEK, J. DUŠEK, et R. TRUBAČÍKOVÁ, eds. *Strategie ochrany biologické rozmanitosti České republiky 2016-2025*. Praha: Ministerstvo životního prostředí, 2016. ISBN: 978-80-7212-609-5
71. MANDÁK, B. et P. PYŠEK. Druhy rodu *Reynoutria* na území České republiky. *Zprávy České Botanické Společnosti*. Praha: 1997, 32 (14), s. 45-57.
72. MANDÁK, B., P. PYŠEK., M. LYSÁK, J. SUDA, A. KRAHULCOVÁ et K. BÍMOVÁ. Variation in DNA-ploidy levels of *Reynoutria* taxa in the Czech Republic. *Annals of Botany* [online]. 2003, 92 (2), [cit. 2016-9-27], s. 265-272. ISSN 1095-8290. Dostupné z: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC4243663/>
73. MANDÁK, B., P. PYŠEK et K. BÍMOVÁ. History of the invasion and distribution of *Reynoutria* taxa in the Czech republic: a hybrid spreading faster than its parents. *Preslia* [online]. Praha: 2004, 76 (1), [cit. 2016-10-21], s. 15-64. ISSN 0032-7786. Dostupné z: <http://www.preslia.cz/P041CMan.pdf>
74. MANDÁK, B., K. BÍMOVÁ, P. PYŠEK, J. ŠTĚPÁNEK et I. PLAČKOVÁ. Isoenzyme diversity in *Reynoutria* taxa: escape from sterility by hybridization. *Plant Systematics and Evolution* [online]. 2005, 253 (1), [cit. 2016-10-21], s. 219-230. ISSN 1615-6110. Dostupné z: <https://link.springer.com/article/10.1007/s00606-005-0316-6>
75. MARKOVÁ, Z. et M. HEJDA. Invaze nepůvodních druhů rostlin jako environmentální problém. *Živa*. Praha: Academia, 2011, č. 1, s. 10-11. ISSN 0044-4812.

76. MĚSTSKÝ ÚŘAD ORLOVÁ. Přírodní charakteristika. *Mesto-orlova.cz* [online]. © 2013-2017 [cit. 2016-09-09]. Dostupné z: <http://www.mesto-orlova.cz/cz/mesto/prirodni-charakteristika/>
77. MĚSTSKÝ ÚŘAD ORLOVÁ. *Strategický plán ekonomického a územního rozvoje města Orlové v období 2008-2030*. Orlová: 2007-2008.
78. MINISTERSTVO ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ. *Státní politika životního prostředí České republiky 2012-2020 (akt. 2016)*. Praha: Ministerstvo životního prostředí, 2016.
79. MIŽÍK, P. *Solidago canadensis – zlatobýl kanadský*. *BOTANY.cz* [online]. 2008, [cit. 2016-09-22]. Dostupné z: [www.botany.cz/cs/solidago-canadensis/](http://www.botany.cz/cs/solidago-canadensis/)
80. MLÍKOVSKÝ, J. et P. STÝBLO, ed. *Nepůvodní druhy fauny a flóry České republiky*. Praha: ČSOP, 2006. ISBN 80-86770-17-6
81. MORAVSKOSLEZSKÝ KRAJ, KRAJSKÝ ÚŘAD. *Atlas životního prostředí Moravskoslezského kraje*. 2. vyd. Ostrava, 2014. ISBN 978-80-87503-37-9. Dostupné také z: [http://www.msk.cz/assets/publikace/atlas\\_zp\\_2013\\_nahled.pdf](http://www.msk.cz/assets/publikace/atlas_zp_2013_nahled.pdf)
82. MÜLLEROVÁ, J., J. PERGL et P. PYŠEK. Remote sensing as a tool for monitoring plant invasions: testing the effects of data resolution and image classification approach on the detection of a model plant species *Heracleum mantegazzianum*. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*. 2013, 25, s. 55-65.
83. MÜLLEROVÁ, J., J. BRŮNA, M. VÍTKOVÁ, P. PYŠET et P. DVOŘÁK. *Detection and monitoring of invasive plant species using remote sensing* [online]. 2014-2017. Dostupné z: <https://www.researchgate.net/project/Detection-and-monitoring-of-invasive-plant-species-using-remote-sensing>
84. MÜLLEROVÁ, J., T. BARTALOŠ, J. BRŮNA, P. DVOŘÁK et M. VÍTKOVÁ. Unmanned aircraft in nature conservation – an example from plant invasions. *International Journal of Remote Sensing*. 2017, 38, s. 8-10.
85. NENTWIG, W., ed. *Nevítaní vetřelci: invazní rostliny a živočichové v Evropě*. Praha: Academia, 2014. ISBN 978-80-200-2316-2.
86. OKD, a. s. *OKD.cz* [online]. © 2012 [cit. 2016-09-16]. Dostupné z: <http://www.okd.cz/cs>

87. OBEC S ROZŠÍŘENOU PŮSOBNOSTÍ ORLOVÁ. *Územně analytické podklady ORP Orlová: textová a tabulková část*. 4. úplná aktualizace. Orlová: 2016.
88. OPATRŇÝ, E. *Zoogeografie*. Dotisk 1. vyd. z roku 1999. Olomouc: Univerzita Palackého, 2001. ISBN 80-244-0011-1.
89. PERGL, J., I. PERGLOVÁ., M. VÍTKOVÁ., L. POCO VÁ, T. JANATA et J. ŠÍMA. *Likvidace vybraných invazních druhů rostlin*. Průhonice: BÚ AV ČR, 2014.
90. PERGL, J., J. DUŠEK, M. HOŠEK, M. KNAPP, O. SIMON, K. BERCHOVÁ, V. BOGDAN, M. ČERNÁ, S. POLÁKOVÁ, J. MUSIL, J. SÁDLO et J. SVOBODOVÁ. *Metodiky mapování a monitoringu invazních (vybraných nepůvodních) druhů* [online]. 2016a, [cit. 2016-12-02]. DOI: 10.13140/RG.2.2.22891.13604. Dostupné z: <http://invaznidruhy.nature.cz/Projekty-prirucky-studie/prirucky-manualy-studie/>
91. PERGL, J., J. SÁDLO, A. PETRUSEK et P. PYŠEK. Seznam prioritních invazních druhů pro ČR. *Ochrana přírody* [online]. Praha: Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky, 2016b, 71 (2), [cit. 2017-02-14], s. 29-33. Dostupné z: <http://www.casopis.ochranaprirody.cz/vyzkum-a-dokumentace/seznam-prioritnich-invaznich-druhu-pro-cr/>
92. PERGL, J., J. SÁDLO, A. PETRUSEK, Z. LAŠTŮVKA, J. MUSIL, I. PERGLOVÁ, R. ŠANDA, H. ŠEFROVÁ, J. ŠÍMA, V. VOHRALÍK et P. PYŠEK. Black, Grey and Watch Lists of alien species in the Czech Republic based on environmental impacts and management strategy. *NeoBiota* [online]. 2016c, 28, [cit. 2017-02-21], s. 1-37. ISSN 1314-2488. Dostupné z: <http://neobiota.pensoft.net/articles.php?id=4824>
93. PERGLOVÁ, I., J. PERGL, H. SKÁLOVÁ, L. MORAVCOVÁ, V. JAROŠÍK, et P. PYŠEK. Differences in germination and seedling establishment of alien and native Impatiens species. *Preslia*, Praha: 2009, 81, s. 357-375.
94. PIMENTEL, D., ed. Economic and environmental threats of alien plant, animal, and microbe invasions. *Agriculture, Ecosystems & Environment* [online]. 2001, 84 (1), [cit. 2016-06-29], s. 1-20. ISSN 0167-8809. Dostupné z: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S016788090000178X>

95. PLEŠNÍK, J. Invazní vetřelecké druhy a jejich vliv na rozmanitost: úvod do problematiky. In: *Nepůvodní dřeviny a invazní rostliny*. Žlutice: Česká lesnická společnost, 2003, s. 7-22.
96. PLISZKO. A new locality of *Solidago x niedereideri* Khek. (*Asteraceae*) in Poland. *Biodiversity: Research and Conservation*. 2013, 29 (1), s. 57–62. Dostupné také z: [www.brc.amu.edu.pl/article.php?v=29&a=57](http://www.brc.amu.edu.pl/article.php?v=29&a=57)
97. POVODÍ ODRY, státní podnik. Atlas hlavních vodních toků povodí Odry. Stružka. *Pod.cz* [online]. © 2016, [cit. 2016-09-09]. Dostupné z: [https://www.pod.cz/atlas\\_toku/struzka.html](https://www.pod.cz/atlas_toku/struzka.html)
98. PRACH, K. Netýkavka malokvětá. In: PYŠEK, P. et L. TICHÝ, ed. *Rostlinné invaze*. Brno: Rezekvítek, 2001a, s. 28-29. ISBN 8090295444.
99. PRACH, K. Netýkavka žláznatá (Royleova). In: PYŠEK, P. et L. TICHÝ, ed. *Rostlinné invaze*. Brno: Rezekvítek, 2001b, s. 29-30. ISBN 8090295444.
100. PYŠEK, P. et K. PRACH. Invasion dynamics of *Impatiens glandulifera* – a century of spreading reconstructed. *Biological Conservation* [online]. 1995, 74 (1), [cit. 2016-10-20], s. 41-48. ISSN: 0006-3207. Dostupné z: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/000632079500013T?via%3Dihub>
101. PYŠEK, P. et B. MANDÁK. Křídlatka japonská, k. sachalinská a k. česká. In: PYŠEK, P. et L. TICHÝ, ed. *Rostlinné invaze*. Brno: Rezekvítek, 2001. ISBN 80-902954-4-4.
102. PYŠEK, P. et L. TICHÝ, ed. *Rostlinné invaze*. Brno: Rezekvítek, 2001. ISBN 80-902954-4-4
103. PYŠEK, P., J. SÁDLO et B. MANDÁK. Catalogue of alien plants of Czech republic. *Preslia* [online]. Praha: 2002, 74 (2), [cit. 2016-06-27], s. 97-186. ISSN 0032-7786. Dostupné z: <http://www.preslia.cz/P022CPys.pdf>
104. PYŠEK, P. et J. SÁDLO. Zavlečené rostliny – jak je to u nás doma? *Vesmír*. Praha: 2004, 83 (35), s. 80-85. ISSN 1214-4029.
105. PYŠEK, P. Zavlečené a invazní druhy jako indikátory změn biodiverzity. In: VAČKÁŘ, D., ed. *Ukazatele změn biodiverzity*. Praha: Academia, 2005. ISBN 80-200-1386-5.

106. PYŠEK, P., M. CHYTRÝ et K. PRACH. Dvanáct let výzkumu rostlinných invazí v České republice a ve světě. *Zprávy České botanické společnosti*. Praha: Česká botanická společnost, 2008, 43 (23), s. 3-15. ISSN 1212-3323.
107. PYŠEK P., M. CHYTRÝ, J. PERGL, J. SÁDLO et J. WILD. Plant invasions in the Czech Republic: current state, introduction dynamics, invasive species and invaded habitats. *Preslia* [online]. Praha: 2012a, 84 (3), [cit. 2017-03-27], s. 576-630. ISSN 0032-7786. Dostupné z: [http://www.preslia.cz/P123Pysek\\_HighRes.pdf](http://www.preslia.cz/P123Pysek_HighRes.pdf)
108. PYŠEK, P. et al. Catalogue of alien plants of the Czech Republic (2nd edition): checklist update, taxonomic diversity and invasion patterns. *Preslia* [online]. Praha: 2012b, 84, [cit. 2017-02-22], s. 155-255. ISSN 0032-7786. Dostupné z: <http://invaznidruhy.nature.cz/res/archive/144/018918.pdf?seek=1384436195>.
109. PYŠEK, P. Tajemství nápadné rostliny/netýkavka žláznatá. In: NENTWIG, W., ed. *Nevítaní vetřelci: invazní rostliny a živočichové v Evropě*. Praha: Academia, 2014. ISBN 978-80-200-2316-2.
110. RICHARDSON, D. M., P. PYŠEK, M. REJMÁNEK, M. G. BARBOUR, F. D. PANETTA et C. J. WEST. Naturalization and Invasion of Alien Plants: Concepts and Definitions. *Diversity and Distributions*. NJ, Hoboken: Wiley, 2000, 6 (2), s. 93-107.
111. SEEBENS, H. et al. No saturation in the accumulation of alien species worldwide. *Nature Communications* [online]. 2017, 8 [cit. 2017-04-16]. DOI: 10.1038/ncomms14435. Dostupné z: <https://www.nature.com/articles/ncomms14435>
112. SEDLÁČKOVÁ, L. *Geologie porubských vrstev hornoslezské pánve (ostravské souvrství, namur)*. Ostrava: 2012. Disertační práce. Vysoká škola báňská – Technická univerzita Ostrava, Hornicko-geologická fakulta.
113. SKÁLOVÁ, H., V. JAROŠÍK, Š. DVOŘÁČKOVÁ ET P. PYŠEK. Effect of intraspecific and interspecific competition on the performance of native and invasive species of *Impatiens* under varying levels of shade and moisture. *PLOS ONE* [online]. 2013, 8 (5), [cit. 2017-02-09], e62842. DOI: 10.1371/journal.pone.0062842. Dostupné z: <http://journals.plos.org/plosone/article?id=10.1371/journal.pone.0062842>
114. SLAVÍK, B. Rod *Impatiens* v České republice. *Preslia*. Praha: 1996, 67, s. 193-211. ISSN 0032-7786.



115. SLAVÍK, B. ed. *Květena České republiky 5*. Praha: Academia, 1997. ISSN 80-200-0590-0
116. SLAVÍK, B. et. J. ŠTĚPÁNKOVÁ., eds. *Květena České republiky 7*. Praha: Academia, 2004.
117. STARÝ, P. Significance of determining trophic relations of invasive species in native ecosystems. *Životní prostředí*. 2001, 35, s. 73-75.
118. SYSTÉM EVIDENCE KONTAMINOVANÝCH MÍST. *Sekm.cz* [online] © 2009 [cit. 2016-09-16]. Dostupné z: <http://www.sekm.cz/>
119. ŠÍMA, J. Právní úprava problematiky nepůvodních druhů rostlin. In: PYŠEK, P. et al. Rostlinné invaze v ČR: situace, výzkum a management. *Zprávy České botanické společnosti*. Praha: Česká botanická společnost, 2008, 43 (Příloha), Materiály 23, s. 213-218. ISSN 1212-3323.
120. ŠMÍD, M. *Průvodce odbornými názvy rostlin: latinsko-český slovník*. Praha: Brázda, 2002. ISBN 80-209-0302-x.
121. TOLASZ, R. *Atlas podnebí Česka: Climate atlas of Czechia*. Praha: Český hydrometeorologický ústav, 2007. ISBN 978-80-244-1626-7.
122. TOMÁŠEK, M., I. BALÁK, I. a L. ŠKAPEC. MapoMat – nový průvodce světem mapových služeb. *Ochrana přírody* [online]. 2012, 67 (2) [cit. 2017-02-09], s. 32. ISSN 1210-258X. Dostupné z: <http://www.casopis.ochranaprirody.cz/zpravy-recenze/mapomat-novy-pruvodce-svetem-mapovych-sluzeb/>
123. URBANCOVÁ, L. *Growth of tree species on spoil heaps in Czech Republic (Moravian-Silesian region): monograph*. Košice: Technická univerzita v Košiciach, 2014. ISBN 978-80-553-1845-5.
124. ÚZEMNĚ IDENTIFIKAČNÍ REGISTR ČR. ORP Orlová. *Uir.cz* [online]. © 1997-2012 [cit. 2016-09-09]. Dostupné z: <http://www.uir.cz/obce-orp/1813/Orp-Orlova>
125. VAČKÁŘ, D., ed. *Ukazatele změn biodiverzity*. Praha: Academia, 2005. ISBN 80-200-1386-5.

126. WEBB, D. A. What are the criteria for presuming native status? *Watsonia* [online]. 1985, 15 [cit. 2016-10-09], s. 231-236. Dostupné z: [http://www.watsonia.org.uk/html/watsonia\\_15.html](http://www.watsonia.org.uk/html/watsonia_15.html)
127. WEBER, E. *Invasive Plant Species of The World: A Reference Guide to Environmental Weeds*. Wallingford: CABI Publishing, 2003. ISBN 0-85199-695-7.
128. WEISNEROVÁ, E. Přímé důkazy o zničujícím vlivu invazních rostlin zatím chybí. *Muni: měsíčník Masarykovy univerzity* [online]. Brno: Masarykova univerzita, 2015, [cit. 2016-10-19]. ISSN 1805-9759. Dostupné z: <https://www.online.muni.cz/veda-a-vyzkum/6410-prime-dukazy-o-znicujicim-vlivu-invaznich-rostlin-zatim-chybi>
129. WEISSMANNOVÁ, H. *Ostravsko*. Chráněná území ČR X. Praha: Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, 2004. ISBN 80-86064-67-0.

## SEZNAM POUŽITÝCH ZKRATEK

<b>AOPK</b>	Agentura ochrany přírody a krajiny
<b>CBD</b>	Convention on Biological Diversity (Úmluva o biologické rozmanitosti)
<b>ČNFD</b>	Česká národní fytoocenologická databáze
<b>ČÚZK</b>	Český úřad zeměměřický a katastrální
<b>EK</b>	Evropská komise
<b>EP</b>	Evropský parlament
<b>EU</b>	Evropská unie
<b>DPZ</b>	Dálkový průzkum Země
<b>EVL</b>	Evropsky významná lokalita
<b>IAS</b>	Invasive Alien Species (Invazní nepůvodní druhy)
<b>KN</b>	Katastr nemovitostí
<b>LP</b>	Lesní porost
<b>MS</b>	Moravskoslezský
<b>ORP</b>	Obec s rozšířenou působností
<b>SEKM</b>	Systém evidence kontaminovaných míst
<b>SPŽP</b>	Státní politika životního prostředí
<b>SRS</b>	Státní rostlinolékařská správa
<b>TA ČR</b>	Technologická agentura České republiky
<b>TTP</b>	Trvalý travní porost
<b>ÚAP</b>	Územně analytické podklady
<b>UIR ČR</b>	Územně identifikační registr České republiky
<b>VMP</b>	Vrstva mapování biotopů
<b>ZOPK</b>	Zákon o ochraně přírody a krajiny

## SEZNAM OBRÁZKŮ A GRAFŮ

Obrázek 1: Vyznačení zájmového území (zdroj: <a href="http://www.geoportal.msk.cz">www.geoportal.msk.cz</a> ) .....	4
Obrázek 2: Klasifikace druhů (přechodně zavlečený, naturalizovaný, invazní) v návaznosti na proces překonávání bariér (zdroj: Pyšek, Chytrý, Prach, 2008) .....	24
Obrázek 3: Průměrný počet neofytních druhů rostlin v různých biotopech vyjádřený v procentech z celkového počtu druhů zastoupených ve fytoecologických snímcích ze tří evropských regionů (zdroj: (Chytrý et Pyšek, 2009b; upraveno autorem).....	31
Obrázek 4: Zanedbané domy, zahrady a ostatní pozemky nacházející se v městské části Orlová – Poruba (autor fotografií: Bartoňová B., 2016-2017). .....	86
Obrázek 5: Vývoj vegetačního pokryvu v areálu bývalého Dolu Václav během posledních deseti let v závislosti na prováděných sanacích území. Snímky jsou řazeny chronologicky zleva doprava a shora dolů a jsou pořízeny v letech 2006, 2009, 2012, 2014 a 2016 (zdroj: ČÚZK, © 2017; upraveno autorem). .....	88
Obrázek 6: Porovnání mapových výstupů od společnosti Seznam – Panorama (vlevo) a Google – Street View (vpravo). Pomocí režimu Panorama je zachycen porost křídlatky u areálu bývalého dolu Václav v květnu roku 2016, snímek Street View z července roku 2011 zobrazuje porost křídlatky podél silnice na ul. Těšínská (zdroj: <a href="http://www.mapy.cz">www.mapy.cz</a> ; <a href="http://www.google.cz/maps">www.google.cz/maps</a> ). .....	89
Obrázek 7: Část zájmového území, kde zjara roku 2017 proběhly okolo zdejší vodoteče změny v rámci vegetačního pokryvu (autor fotografií: Bartoňová B., 2017).....	93
Graf 1: Rozdělení nepůvodních druhů rostlin v ČR podle jejich současné populační dynamiky a schopnosti přežít v krajině (zdroj: Pyšek et. al, 2012; upraveno autorem) ..	22
Graf 2: Procentuální zastoupení zaznamenaných zájmových druhů invazních rostlin. ....	78
Graf 3: Procentuální zastoupení jednotlivých kategorií výskytu invazních druhů rostlin...	79
Graf 4: Počet výskytů invazních druhů rostlin z hlediska kategorie jejich nálezu. ....	80
Graf 5: Počet nálezů dle stupně pokryvnosti. ....	81
Graf 6: Obsah invadovaných ploch dle jednotlivých invazních druhů.....	82
Graf 7: Počet nálezů invazních druhů rostlin na jednotlivých typech lokalit.....	83
Graf 8: Počet nálezů zástupců rodu <i>Reynoutria</i> sp. na jednotlivých typech lokalit. ....	84

## SEZNAM TABULEK

Tabulka 1: Geomorfologické začlenění zájmového území (zdroj: Bína et Demek, 2012; upraveno autorem) .....	7
Tabulka 2: Typy biochor na území ORP Orlová (zdroj: Územně analytické podklady ORP Orlová, 2016; upraveno autorem) .....	12
Tabulka 3: Definice vybraných termínů v rámci legislativních předpisů České republiky a Evropské Unie vztahující se k nepůvodním druhům a nepůvodním invazním druhům (zdroj: Pergl et al., 2016a; AOPK ČR, © 2017; upraveno autorem) .....	40
Tabulka 5: Upravená pětičlenná Braun-Blanquetova stupnice pokryvnosti (zdroj: Lingrová, 2012; upraveno autorem) .....	72
Tabulka 6: Formační skupiny biotopů ČR (zdroj: Chytrý, 2010; upraveno autorem) .....	76

## SEZNAM PŘÍLOH

Příloha 1: Soupis internetových databází, projektů a důležitých zdrojů informací zabývajících se problematikou IAS (zdroj: AOPK ČR, © 2016; Pergl et al., 2016a; upraveno autorem). .....	1
Příloha 2: Nálezová tabulka zaznamenaných invazních druhů rostlin. ....	3
Příloha 3: Nálezová oblast 1: Od ulice Akátové po rybník Kout a severní okraj rybníků Kališček I. a Kališček II. (zdroj: ČÚZK, © 2017; upraveno autorem). ....	1
Příloha 4: Nálezová oblast 2: Od hráze mezi rybníkem Kališček II. a Prostředním rybníkem, přes ulici Údolní vedoucí od jihozápadního břehu rybníku Kališček II. podél vodoteče Stružka po silnici č. 470 při ulici Těšínská (zdroj: ČÚZK, © 2017; upraveno autorem). ....	2
Příloha 5: Nálezová oblast 3: Od ulice Zátíší pěšinou vedoucí jižně podél rybníků Dub a Špice a vodoteče Stružky až k zdejší železnici (zdroj: ČÚZK, © 2017; upraveno autorem). ....	3
Příloha 6: Nálezová oblast 4: Okolí orlovské střelnice a bývalého dolu Václav po Halfarovu kolonii, respektive ulici Tichou (zdroj: ČÚZK, © 2017; upraveno autorem). ....	4
Příloha 7: Nálezová oblast 5: Okolí zemědělského areálu Farmy Rychvald (zdroj: ČÚZK, © 2017; upraveno autorem). ....	5
Příloha 8: Nálezová oblast 6: Okolí ulice Porubské a Okrajové (zdroj: ČÚZK, © 2017; upraveno autorem). ....	6
Příloha 9: Nálezová oblast 7: Okolí areálu bývalého dolu Žofie a ulice Na Haldě (zdroj: ČÚZK, © 2017; upraveno autorem). ....	7
Příloha 10: Nálezová oblast 8: Oblast podél ulice Nad Vlečkou, okolí zdejší železniční tratě a oblast podél silnice č. 470 na ulici Slezské (zdroj: ČÚZK, © 2017; upraveno autorem). ...	8
Příloha 11: Nálezová oblast 3 s vyznačenou VMB (zdroj: AOPK ČR, © 2016; ČÚZK, © 2017; upraveno autorem). ....	9
Příloha 12: Nálezová oblast 2 s vyznačenou VMB (zdroj: AOPK ČR, © 2016; ČÚZK, © 2017; upraveno autorem). ....	10

## PŘÍLOHOVÁ ČÁST 1

Příloha 1: Soupis internetových databází, projektů a důležitých zdrojů informací zabývajících se problematikou IAS (zdroj: AOPK ČR, © 2016; Pergl et al., 2016a; upraveno autorem).

Označení	Název	Popis
<b>ALARM</b>	Assessing LARge-scale environmental Risks for biodiversity with tested Methods	Stanovení rizik a jejich hodnocení, zapojeno 26 zemí (2004-2008).
<b>BIP</b>	Biodiversity Indicator Partnership	Indikátory vytvořené pro potřeby Úmluvy pro biologické rozmanitosti.
<b>BISE</b>	Biodiversity information system for Europe	Pro jednotlivé státy EU je zde text k <i>Target 5: Combat Invasive Alien Species</i> a odkazy na místní agentury, publikace, národní reporty CBD atd.
<b>CABI</b>	The Invasive Species Compendium	Encyklopedický internetový zdroj o biologii a managementu jednotlivých druhů.
<b>DAISIE</b>	Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe	Informace o rozšíření a impaktu nepůvodních druhů Evropy.
<b>DIVERSITAS</b>	International program of biodiversity science	Mezinárodní program zaměřený na výzkum biodiverzity.
<b>EASIN</b>	European Alien Species Information Network	Projekt výzkumného centra EK. Katalog shromažďující informace o rozšíření nepůvodních druhů v Evropě.
<b>EEA</b>	European Environment Agency	Data, publikace, indikátory Evropské agentury pro ochranu ŽP.
<b>EIONET</b>	Central Data Repository	System EIONET Evropské komise. Pro každou zemi je zde řada dokumentů včetně vyhodnocení k akčnímu plánu.
<b>ERNAIS</b>	European Research Network on Aquatic Invasive Species	Databáze expertů pro invaze ve vodním prostředí.

Barbora Bartoňová: Hodnocení výskytu a rizik invazních druhů rostlin

Označení	Název	Popis
<b>ESENIAS</b>	East and South European Network on Invasive Alien Species	Databáze nepůvodních druhů v jižní a východní Evropě.
<b>GBIF</b>	Global Biodiversity Information Facility	Informační zdroj shromažďující informace o biodiverzitě na dobrovolné bázi.
<b>GIASIP</b>	The Global Invasive Alien Species Information Partnership	Portál sloužící k výměně informací mezi smluvními stranami CBD ohledně invazních druhů s důrazem na plnění souvisejících cílů Aichi.
<b>GISD</b>	Global invasive species database	Zdroj informací o invazních druzích spravovaný Mezinárodní unií na ochranu přírody IUCN.
<b>GISIN</b>	Global Invasive Species Information Network	Zdroj informací o expertech na problematiku invazních druhů.
<b>GRIIS</b>	Invasive Species Specialist Group	Stránka pro účely odborné skupiny na registraci invazních druhů.
<b>ISSG</b>	Invasive Species Specialist Group	Stránka odborné skupiny vzniklé v rámci Komise na ochranu druhů pod Mezinárodní unií na ochranu přírody.
<b>PRATIQUE</b>	Enhancements of Pest Risk Analysis TechnIQUEs	Vyhodnocení používaných postupů analýzy rizika škodlivých organismů.
<b>MOL</b>	The Map of Life	„Mapa života“ se pokouší na základě dodaných informací zobrazovat výskyt a pestrost živých organismů.
<b>NOBANIS</b>	The European Network on Invasive Alien Species	Evropská databáze invazních druhů včetně podrobných informací o každém významném druhu.
<b>REABIC</b>	The Regional Euro-Asian Biological Invasions Centre	Stránky institutu založeného jako virtuální instituce s rozsahem Evropa – Asie.
<b>SEBI 2010</b>	Streamlining European Biodiversity Indicators	Aktivita Evropské komise – Evropské indikátory biodiverzity.



Barbora Bartoňová: Hodnocení výskytu a rizik invazních druhů rostlin

Příloha 2: Nálezová tabulka zaznamenaných invazních druhů rostlin.

<b>Id</b>	<b>Latinský název invazního druhu</b>	<b>Kategorie výskytu</b>	<b>Stupeň pokryvnosti</b>	<b>Rozsah nálezu</b>	<b>Název lokality</b>	<b>GPS souřadnice</b>	<b>Typ lokality</b>	<b>Obec</b>
1	<i>Impatiens parviflora</i>	plošný	3	281,1	Ulice Akátová 1	49°51'50.042"N, 18°24'25.673"E	okrajová část lesního porostu	Rychvald
2	<i>Solidago canadensis</i>	plošný	3	49,7	Ulice Akátová 2	49°51'47.876"N, 18°24'24.283"E	zanedbanější TTP	Rychvald
3	<i>Impatiens parviflora</i>	liniový	2	232,1	Železnice za rybníkem Kališčok	49°51'28.023"N, 18°24'4.078"E	okraj železnice	Orlová
4	<i>Reynoutria sp.</i>	liniový	4	6,8	Levý břeh Stružky při ul. Údolní	49°51'17.417"N, 18°24'18.924"E	břeh vodního toku	Orlová
5	<i>Impatiens glandulifera</i>	bodový	-	0,3 x 0,4	Pravý břeh Stružky při ul. Údolní 1	49°51'17.618"N, 18°24'18.026"E	břeh vodního toku	Orlová
6	<i>Impatiens glandulifera</i>	bodový	-	0,5 x 0,4	Pravý břeh Stružky při ul. Údolní 2	49°51'17.424"N, 18°24'17.784"E	břeh vodního toku	Orlová
7	<i>Reynoutria sp.</i>	liniový	4	23,9	Levý břeh Stružky při ul. Údolní 2	49°51'16.429"N, 18°24'17.116"E	břeh vodního toku	Orlová
8	<i>Impatiens glandulifera</i>	plošný	4	44,86	Jihozápadní břeh rybníku Kališčok	49°51'17.699"N, 18°24'17.656"E	břeh vodní plochy	Orlová
9	<i>Reynoutria sp.</i>	liniový	4	12,7	Pravý břeh Stružky při ul. Údolní 3	49°51'16.042"N, 18°24'16.143"E	břeh vodního toku	Orlová

## Barbora Bartoňová: Hodnocení výskytu a rizik invazních druhů rostlin

<b>Id</b>	<b>Latinský název invazního druhu</b>	<b>Kategorie výskytu</b>	<b>Stupeň pokryvnosti</b>	<b>Rozsah nálezu</b>	<b>Název lokality</b>	<b>GPS souřadnice</b>	<b>Typ lokality</b>	<b>Obec</b>
10	<i>Solidago canadensis</i>	plošný	2	6532	Ulice Údolní 1	49°51'15.189"N, 18°24'11.007"E	zanedbaná orná půda	Orlová
11	<i>Reynoutria sp.</i>	liniový	3	6,3	Pravý břeh Stružky při ul. Údolní 4	49°51'12.811"N, 18°24'9.161"E	břeh vodního toku	Orlová
12	<i>Solidago canadensis</i>	plošný	2	14,5	Ulice Údolní 2	49°51'12.693"N, 18°24'8.717"E	okraj cesty	Orlová
13	<i>Reynoutria sp.</i>	liniový	4	73,7	Pravý břeh Stružky při ul. Údolní 5	49°51'12.722"N, 18°24'6.022"E	břeh vodního toku	Orlová
14	<i>Reynoutria sp.</i>	plošný	4	71,5	Ulice Těšínská 1	49°51'11.740"N, 18°24'7.124"E	břeh vodního toku, okraj silnice	Orlová
15	<i>Reynoutria sp.</i>	liniový	4	18,6	Ulice Těšínská 2	49°51'11.574"N, 18°24'8.273"E	okraj silnice	Orlová
16	<i>Reynoutria sp.</i>	liniový	4	5,1	Ulice Těšínská 3	49°51'10.590"N, 18°24'15.032"E	okraj silnice, okraj zahrady	Orlová
17	<i>Reynoutria sp.</i>	plošný	4	151,2	Ulice Těšínská 4	49°51'10.260"N, 18°24'16.877"E	TTP, okraj silnice	Orlová
18	<i>Reynoutria sp.</i>	plošný	4	71,4	Zátiší 1	49°51'15.763"N, 18°24'36.768"E	břeh vodního toku	Orlová
19	<i>Reynoutria sp.</i>	bodový	-	1,4 x 1,7	Zátiší 2	49°51'15.813"N, 18°24'38.197"E	břeh vodního toku	Orlová

## Barbora Bartoňová: Hodnocení výskytu a rizik invazních druhů rostlin

<b>Id</b>	<b>Latinský název invazního druhu</b>	<b>Kategorie výskytu</b>	<b>Stupeň pokryvnosti</b>	<b>Rozsah nálezu</b>	<b>Název lokality</b>	<b>GPS souřadnice</b>	<b>Typ lokality</b>	<b>Obec</b>
20	<i>Reynoutria sp.</i>	liniový	4	12,7	Zátiší 3	49°51'16.485"N, 18°24'38.815"E	břeh vodního toku	Orlová
21	<i>Reynoutria sp.</i>	plošný	4	87,9	Zátiší 4	49°51'16.834"N, 18°24'38.004"E	břeh vodní plochy, okraj cesty	Orlová
22	<i>Reynoutria sp.</i>	liniový	4	13,7	Zátiší 5	49°51'18.154"N, 18°24'43.875"E	břeh vodního toku	Orlová
23	<i>Reynoutria sp.</i>	liniový	3	7,8	Zátiší 6	49°51'18.751"N, 18°24'43.566"E	břeh vodního toku	Orlová
24	<i>Reynoutria sp.</i>	plošný	3	17,8	Zátiší 7	49°51'19.244"N, 18°24'44.505"E	okraj cesty	Orlová
25	<i>Reynoutria sp.</i>	liniový	4	11,1	Zátiší 8	49°51'21.441"N, 18°24'41.750"E	okraj železnice	Orlová
26	<i>Reynoutria sp.</i>	plošný	3	12,4	U Střelnice 1	49°51'8.562"N, 18°24'33.446"E	okraj silnice	Orlová
27	<i>Solidago canadensis</i>	bodový	-	0,3 x 0,4	U Střelnice 2	49°51'8.498"N, 18°24'33.451"E	okraj cesty	Orlová
28	<i>Reynoutria sp.</i>	plošný	4	85,4	U Střelnice 3	49°51'8.764"N, 18°24'32.577"E	okraj silnice, břeh vodního toku	Orlová
29	<i>Reynoutria sp.</i>	plošný	3	154,3	U Střelnice 4	49°51'8.132"N, 18°24'31.346"E	okrajová část lesního porostu	Orlová

Barbora Bartoňová: Hodnocení výskytu a rizik invazních druhů rostlin

<b>Id</b>	<b>Latinský název invazního druhu</b>	<b>Kategorie výskytu</b>	<b>Stupeň pokryvnosti</b>	<b>Rozsah nálezu</b>	<b>Název lokality</b>	<b>GPS souřadnice</b>	<b>Typ lokality</b>	<b>Obec</b>
30	<i>Solidago canadensis</i>	bodový	-	0,6 x 0,4	U Střelnice 5	49°51'6.895"N, 18°24'31.921"E	nezpevněná cesta	Orlová
31	<i>Reynoutria sp.</i>	plošný	4	500,6 m <sup>2</sup>	U bývalého dolu Václav 1	49°51'4.316"N, 18°24'30.125"E	okraj cesty, zanedbaný TTP	Orlová
32	<i>Reynoutria sp.</i>	liniový	4	41,8 m	U bývalého dolu Václav 2	49°51'2.709"N, 18°24'28.773"E	okraj cesty, okraj lesního porostu	Orlová
33	<i>Solidago canadensis</i>	bodový	-	0,5 x 0,4	U bývalého dolu Václav 3	49°51'4.417"N, 18°24'29.902"E	okraj cesty, okraj lesního porostu	Orlová
34	<i>Reynoutria sp.</i>	plošný	4	332,2	U bývalého dolu Václav 4	49°51'2.709"N, 18°24'28.773"E	okrajová část LP, okraj cesty	Orlová
35	<i>Impatiens parviflora</i>	bodový	-	1,2 x 0,4	U bývalého dolu Václav 5	9°51'1.680"N, 18°24'30.221"E	okraj lesního porostu, okraj cesty	Orlová
36	<i>Reynoutria sp.</i>	bodový	-	0,2 x 0,4	Ulice Tichá	49°51'4.411"N, 18°24'39.317"E	okraj silnice	Orlová
37	<i>Solidago canadensis</i>	plošný	2	54,9	Les mezi Halfarovou kolonií a Farmou R. 1	49°50'54.904"N, 18°24'18.233"E	okraj lesního porostu	Orlová
38	<i>Reynoutria sp.</i>	liniový	4	50,9	Les mezi Halfarovou kolonií a Farmou R. 2	49°50'56.295"N, 18°24'10.687"E	okrajová část lesního porostu	Orlová
39	<i>Reynoutria sp.</i>	plošný	4	39,1	Les mezi Halfarovou kolonií a Farmou R. 3	49°50'56.345"N, 18°24'7.935"E	okraj lesního porostu	Orlová

Barbora Bartoňová: Hodnocení výskytu a rizik invazních druhů rostlin

<b>Id</b>	<b>Latinský název invazního druhu</b>	<b>Kategorie výskytu</b>	<b>Stupeň pokryvnosti</b>	<b>Rozsah nálezu</b>	<b>Název lokality</b>	<b>GPS souřadnice</b>	<b>Typ lokality</b>	<b>Obec</b>
40	<i>Solidago canadensis</i>	plošný	1	19,1	U Farmy Rychvald 1	49°50'55.497"N, 18°24'4.671"E	zanedbaný TTP	Orlová
41	<i>Impatiens parviflora</i>	plošný	2	27,2	U Farmy Rychvald 2	49°51'4.316"N, 18°24'30.125"E	zanedbaný TTP	Orlová
42	<i>Reynoutria sp.</i>	plošný	4	146,7	U Farmy Rychvald 3	49°51'5.316"N, 18°24'3.049"E	okrajová část LP, okraj cesty	Rychvald
43	<i>Solidago canadensis</i>	liniový	2	42,5	U Farmy Rychvald 4	49°51'6.226"N, 18°24'2.639"E	okraj lesního porostu, okraj cesty	Rychvald
44	<i>Solidago canadensis</i>	plošný	1	14,9	U Farmy Rychvald 5	49°51'6.592"N, 18°24'1.263"E	okraj lesního porostu, okraj cesty	Rychvald
45	<i>Reynoutria sp.</i>	liniový	3	5,4	Ulice Porubská 1	49°50'46.984"N, 18°24'3.382"E	okraj silnice, okraj zahrady	Orlová
46	<i>Reynoutria sp.</i>	plošný	4	15,2	Ulice Porubská 2	49°50'42.840"N, 18°24'14.530"E	zanedbaný TTP	Orlová
47	<i>Reynoutria sp.</i>	liniový	4	8,7	Ulice Porubská 3	49°50'42.447"N, 18°24'16.597"E	zanedbaný TTP, okraj LP	Orlová
48	<i>Solidago canadensis</i>	plošný	1	149,2	Ulice Okrajová 1	49°50'43.094"N, 18°24'20.633"E	zanedbaný TTP, okraj LP	Orlová
49	<i>Reynoutria sp.</i>	bodový	-	1,9 x 1,7	Ulice Okrajová 2	49°50'43.213"N, 18°24'21.125"E	zanedbaný TTP, okraj LP	Orlová

Barbora Bartoňová: Hodnocení výskytu a rizik invazních druhů rostlin

<b>Id</b>	<b>Latinský název invazního druhu</b>	<b>Kategorie výskytu</b>	<b>Stupeň pokryvnosti</b>	<b>Rozsah nálezu</b>	<b>Název lokality</b>	<b>GPS souřadnice</b>	<b>Typ lokality</b>	<b>Obec</b>
50	<i>Reynoutria sp.</i>	bodový	-	1,3 x 1,8	Ulice Okrajová 3	49°50'43.534"N, 18°24'21.647"E	okraj LP, ruderalní plocha	Orlová
51	<i>Reynoutria sp.</i>	bodový	-	2,3 x 1,2	Ulice Okrajová 4	49°50'43.889"N, 18°24'22.071"E	okraj LP, městská zástavba	Orlová
52	<i>Reynoutria sp.</i>	bodový	-	2,2 x 1,7	Ulice Okrajová 5	49°50'44.390"N, 18°24'22.535"E	okraj LP, městská zástavba	Orlová
53	<i>Reynoutria sp.</i>	bodový	-	2,2 x 1,8	Ulice Okrajová 6	49°50'44.390"N, 18°24'22.535"E	okraj LP, městská zástavba	Orlová
54	<i>Solidago canadensis</i>	liniový	2	22,6	Ulice U Haldy 1	49°50'47.154"N, 18°24'49.427"E	TTP	Orlová
55	<i>Solidago canadensis</i>	bodový	-	0,4 x 0,7	Ulice U Haldy 2	49°50'51.037"N, 18°24'50.025"E	okraj zahrady, okraj silnice	Orlová
56	<i>Reynoutria sp.</i>	plošný	4	911,2	U bývalého dolu Žofie 1	49°50'46.152"N, 18°24'59.440"E	zanedbaný TTP	Orlová
57	<i>Reynoutria sp.</i>	plošný	4	437,8	U bývalého dolu Žofie 2	49°50'47.653"N, 18°25'0.951"E	zanedbanější TTP	Orlová
58	<i>Reynoutria sp.</i>	liniový	3	4,8	U bývalého dolu Žofie 3	49°50'48.860"N, 18°25'2.110"E	zanedbanější TTP, okraj cesty	Orlová
59	<i>Reynoutria sp.</i>	liniový	3	7,6	U bývalého dolu Žofie 4	49°50'48.169"N, 18°25'2.250"E	okraj silnice	Orlová

Barbora Bartoňová: Hodnocení výskytu a rizik invazních druhů rostlin

<b>Id</b>	<b>Latinský název invazního druhu</b>	<b>Kategorie výskytu</b>	<b>Stupeň pokryvnosti</b>	<b>Rozsah nálezu</b>	<b>Název lokality</b>	<b>GPS souřadnice</b>	<b>Typ lokality</b>	<b>Obec</b>
60	<i>Solidago canadensis</i>	plošný	1	6636	U bývalého dolu Žofie 5	49°50'45.128"N, 18°25'1.984"E	zanedbanější TTP	Orlová
61	<i>Reynoutria sp.</i>	plošný	4	19,9	U bývalého dolu Žofie 6	49°50'44.499"N, 18°25'1.405"E	zanedbanější TTP	Orlová
62	<i>Reynoutria sp.</i>	plošný	3	67,8	U bývalého dolu Žofie 7	49°50'43.870"N, 18°24'59.377"E	zanedbanější TTP, okrajová část LP	Orlová
63	<i>Reynoutria sp.</i>	plošný	3	22,3	U bývalého dolu Žofie 8	49°50'43.503"N, 18°25'1.376"E	zanedbanější TTP, okraj LP	Orlová
64	<i>Reynoutria sp.</i>	plošný	4	1518,2	U bývalého dolu Žofie 9	49°50'43.783"N, 18°25'3.182"E	zanedbanější TTP	Orlová
65	<i>Reynoutria sp.</i>	liniový	3	5,6	Železnice u ul. Ostravská 1	49°50'38.347"N, 18°25'2.781"E	okraj železnice	Orlová
66	<i>Reynoutria sp.</i>	plošný	4	122,2	Železnice u ul. Ostravská 2	49°50'39.126"N, 18°25'2.446"E	okraj železnice	Orlová
67	<i>Reynoutria sp.</i>	plošný	3	8,8	Nad Vlečkou 1	49°50'39.107"N, 18°24'59.462"E	okraj silnice	Orlová
68	<i>Reynoutria sp.</i>	plošný	4	620,8	Nad Vlečkou 2	49°50'38.148"N, 18°24'58.361"E	okraj cesty, zanedbanější TTP	Orlová
69	<i>Reynoutria sp.</i>	bodový	-	0,4 x 0,4	Nad Vlečkou 3	49°50'37.968"N, 18°24'56.450"E	okraj cesty	Orlová

## Barbora Bartoňová: Hodnocení výskytu a rizik invazních druhů rostlin

<b>Id</b>	<b>Latinský název invazního druhu</b>	<b>Kategorie výskytu</b>	<b>Stupeň pokryvnosti</b>	<b>Rozsah nálezu</b>	<b>Název lokality</b>	<b>GPS souřadnice</b>	<b>Typ lokality</b>	<b>Obec</b>
70	<i>Reynoutria sp.</i>	bodový	-	0,4 x 0,3	Nad Vlečkou 4	49°50'37.494"N, 18°24'54.914"E	TTP, okraj cesty	Orlová
71	<i>Reynoutria sp.</i>	bodový	-	0,4 x 0,4	Nad Vlečkou 5	49°50'37.594"N, 18°24'54.654"E	TTP	Orlová
72	<i>Reynoutria sp.</i>	liniový	2	10,3	Nad Vlečkou 6	49°50'37.849"N, 18°24'54.345"E	TTP	Orlová
73	<i>Reynoutria sp.</i>	liniový	3	24,7	Nad Vlečkou 7	49°50'38.914"N, 18°24'52.346"E	TTP, okraj lesního porostu	Orlová
74	<i>Reynoutria sp.</i>	plošný	3	16	Železnice u ul. Ostravská 3	49°50'37.955"N, 18°25'0.949"E	okraj železnice	Orlová
75	<i>Reynoutria sp.</i>	liniový	4	32,5	Železnice u ul. Ostravská 4	49°50'36.601"N, 18°24'58.627"E	okraj železnice	Orlová
76	<i>Reynoutria sp.</i>	plošný	4	225,8	Železnice u ul. Ostravská 5	49°50'36.576"N, 18°24'59.853"E	okraj železnice, okraj cesty	Orlová
77	<i>Reynoutria sp.</i>	plošný	2	262,9	U Silnice č. 470 (ul. Slezská) 1	49°50'38.914"N, 18°24'52.346"E	zanedbanější TTP	Orlová
78	<i>Reynoutria sp.</i>	liniový	4	14,9	U Silnice č. 470 (ul. Slezská) 2	49°50'33.005"N, 18°25'8.877"E	břeh vodního toku	Orlová
79	<i>Reynoutria sp.</i>	liniový	3	13,6	Křižovatka ulic Ostravská a Slezská 1	49°50'31.647"N, 18°25'10.287"E	okraj silnice	Orlová



Barbora Bartoňová: Hodnocení výskytu a rizik invazních druhů rostlin

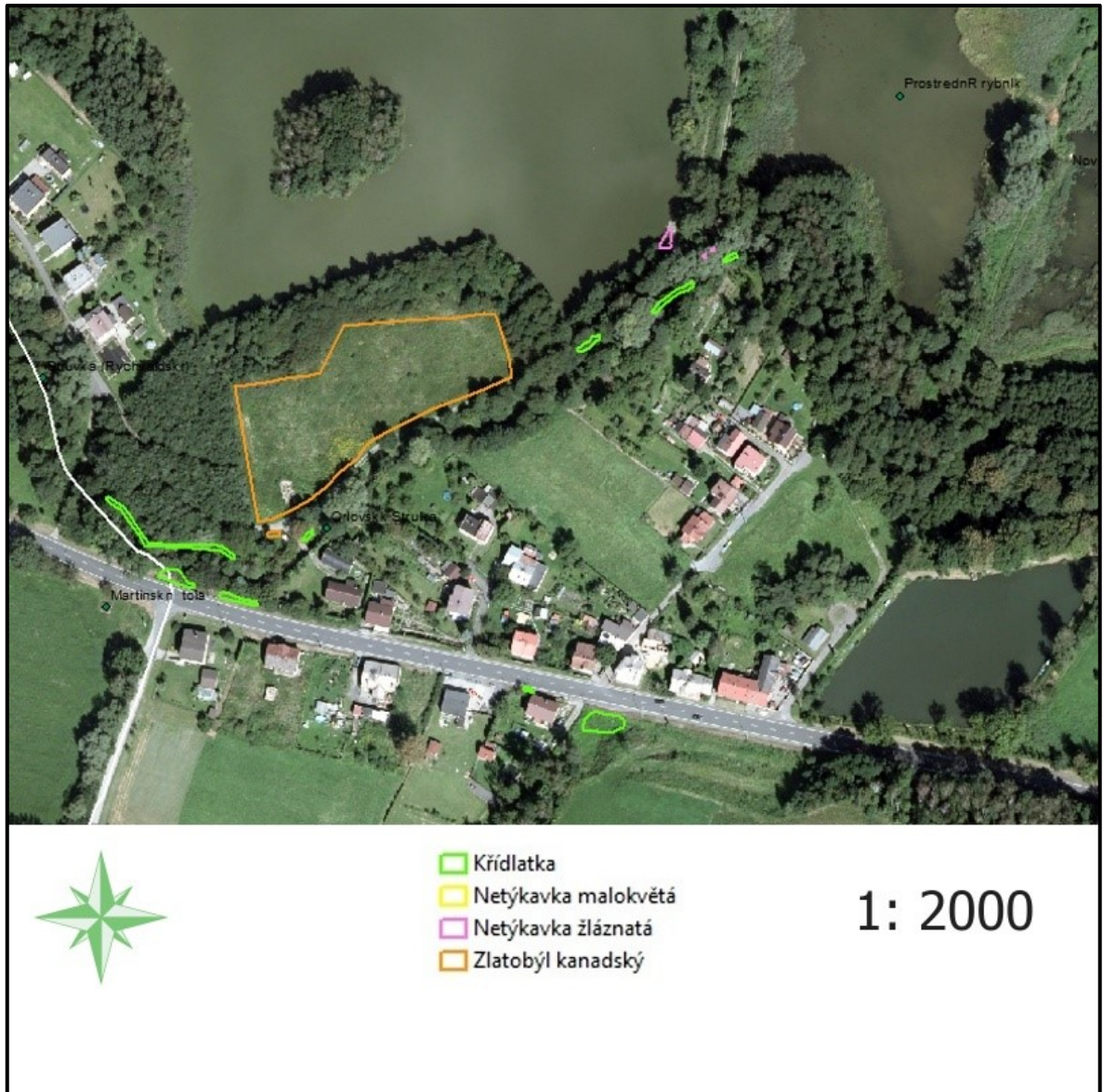
<b>Id</b>	<b>Latinský název invazního druhu</b>	<b>Kategorie výskytu</b>	<b>Stupeň pokryvnosti</b>	<b>Rozsah nálezu</b>	<b>Název lokality</b>	<b>GPS souřadnice</b>	<b>Typ lokality</b>	<b>Obec</b>
80	<i>Reynoutria sp.</i>	liniový	4	64,4	Křižovatka ulic Ostravská a Slezská 2	49°50'30.336"N, 18°25'9.627"E	břeh vodního toku, okraj silnice	Orlová
81	<i>Reynoutria sp.</i>	bodový	-	0,3 x 0,3	Bar Diablo	49°50'27.129"N, 18°24'50.439"E	okraj zahrady	Orlová
82	<i>Impatiens parviflora</i>	plošný	2	225,3	U Orlovské Koliby	49°52'8.659"N, 18°26'15.131"E	okrajová část lesního porostu	Orlová

## PŘÍLOHOVÁ ČÁST 2

Příloha 3: Nálezová oblast 1: Od ulice Akátové po rybník Kout a severní okraj rybníků Kališček I. a Kališček II. (zdroj: ČÚZK, © 2017; upraveno autorem).

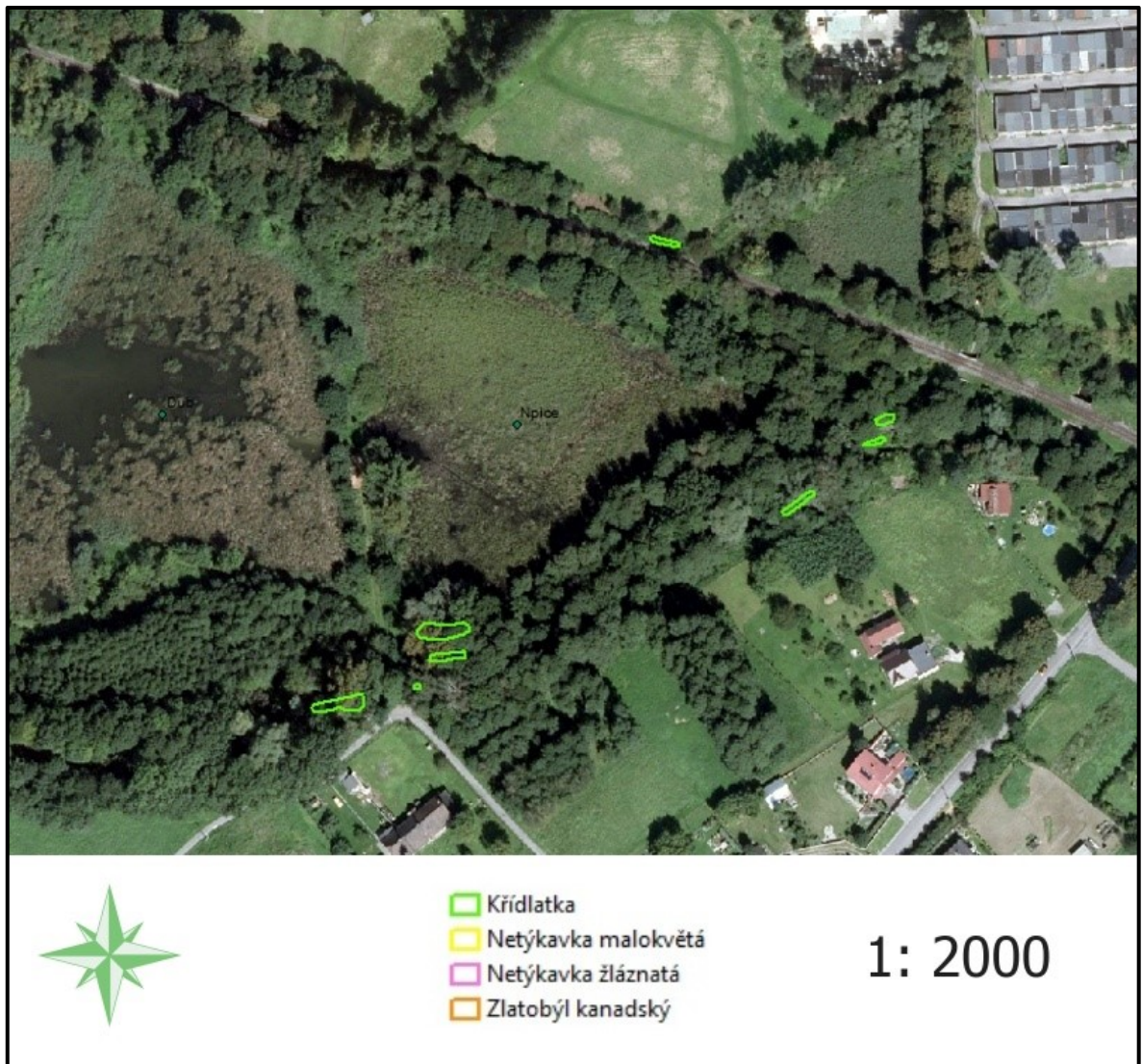


**Příloha 4: Nálezová oblast 2: Od hráze mezi rybníkem Kališček II. a Prostředním rybníkem, přes ulici Údolní vedoucí od jihozápadního břehu rybníku Kališček II. podél vodoteče Stružka po silnici č. 470 při ulici Těšínská (zdroj: ČÚZK, © 2017; upraveno autorem).**

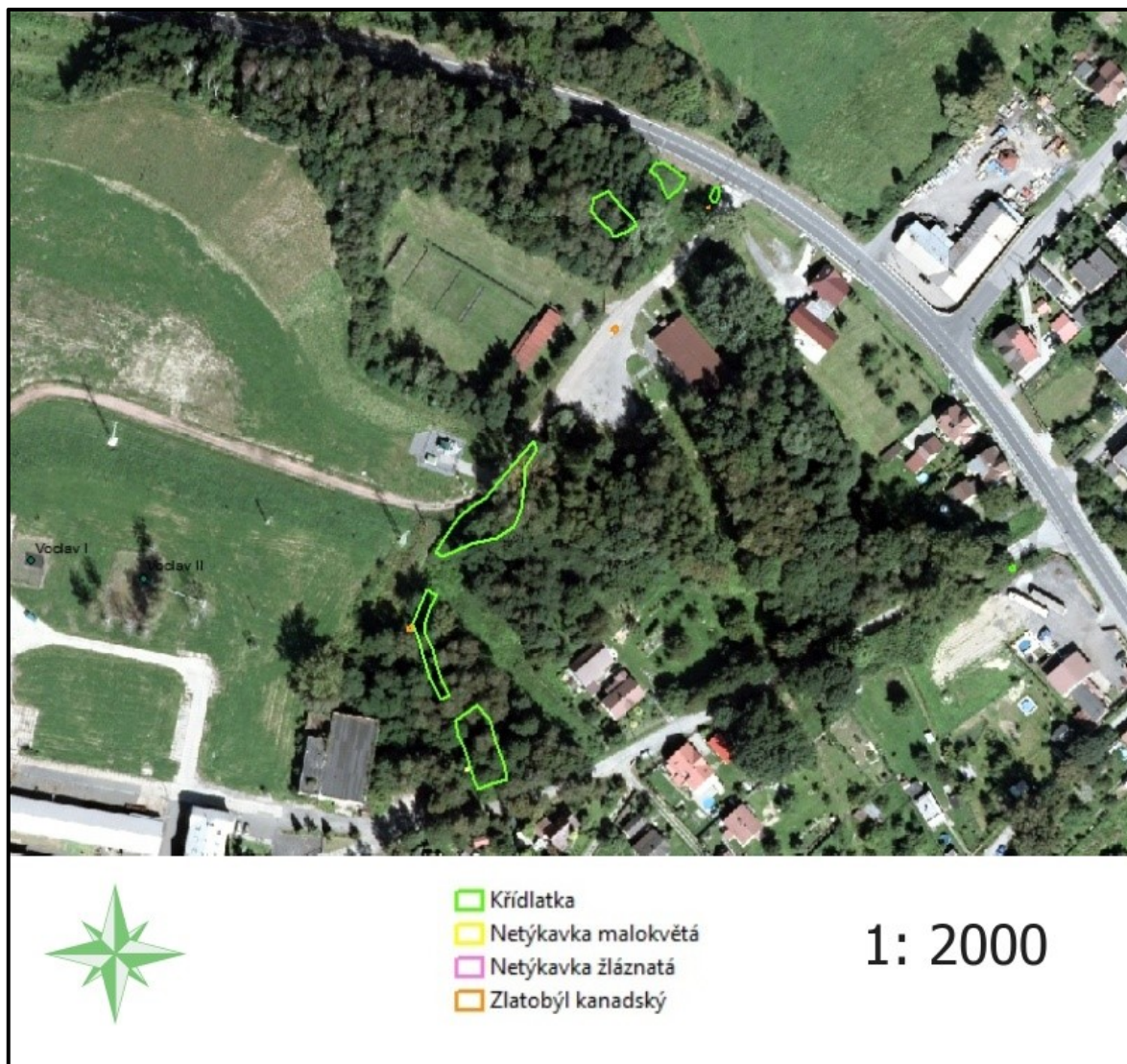




**Příloha 5: Nálezová oblast 3: Od ulice Zátíší pěšinou vedoucí jižně podél rybníků Dub a Špice a vodoteče Stružky až k zdejší železnici (zdroj: ČÚZK, © 2017; upraveno autorem).**

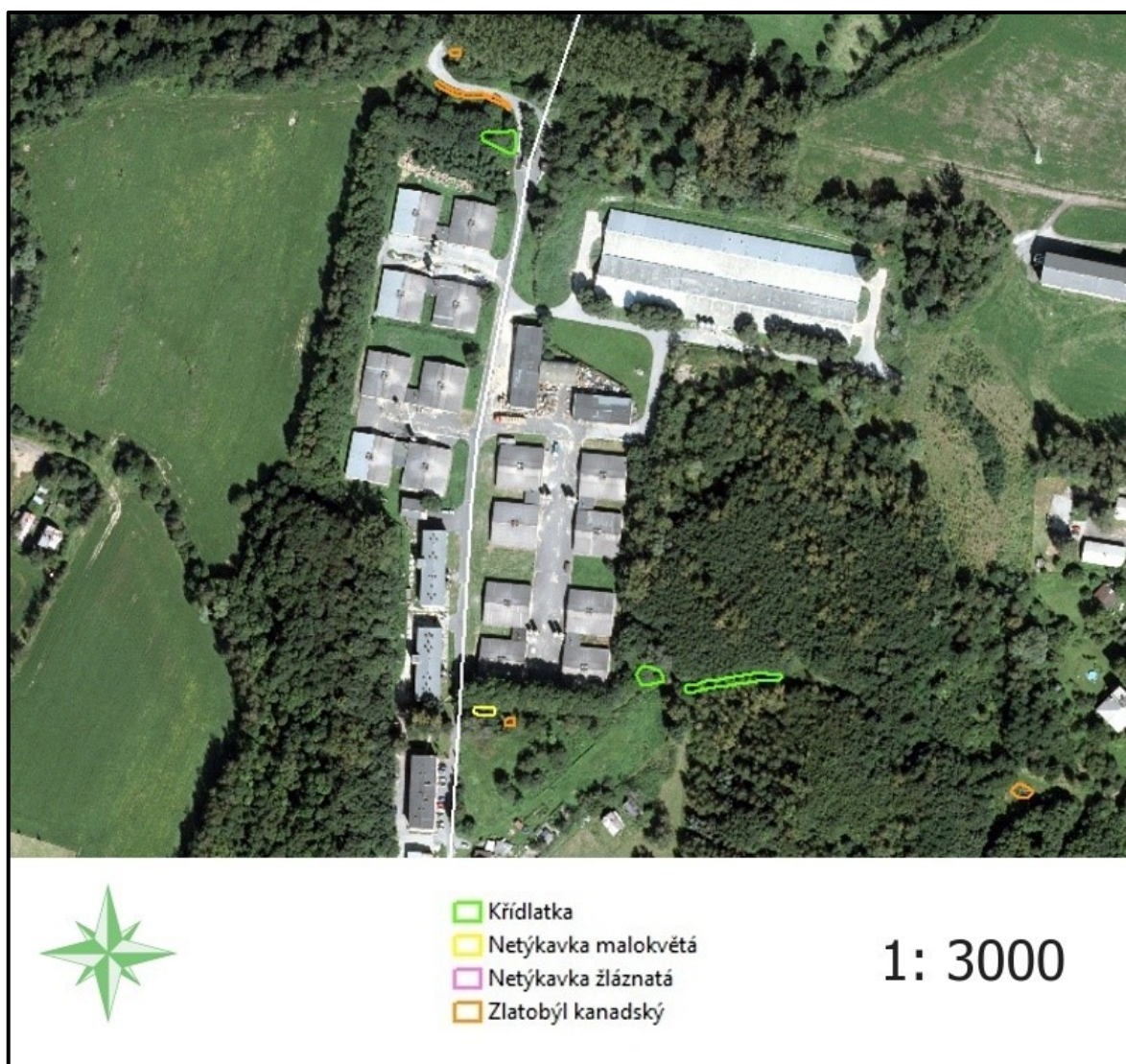


**Příloha 6: Nálezová oblast 4: Okolí orlovské střelnice a bývalého dolu Václav po Halfarovu kolonii, respektive ulici Tichou (zdroj: ČÚZK, © 2017; upraveno autorem).**

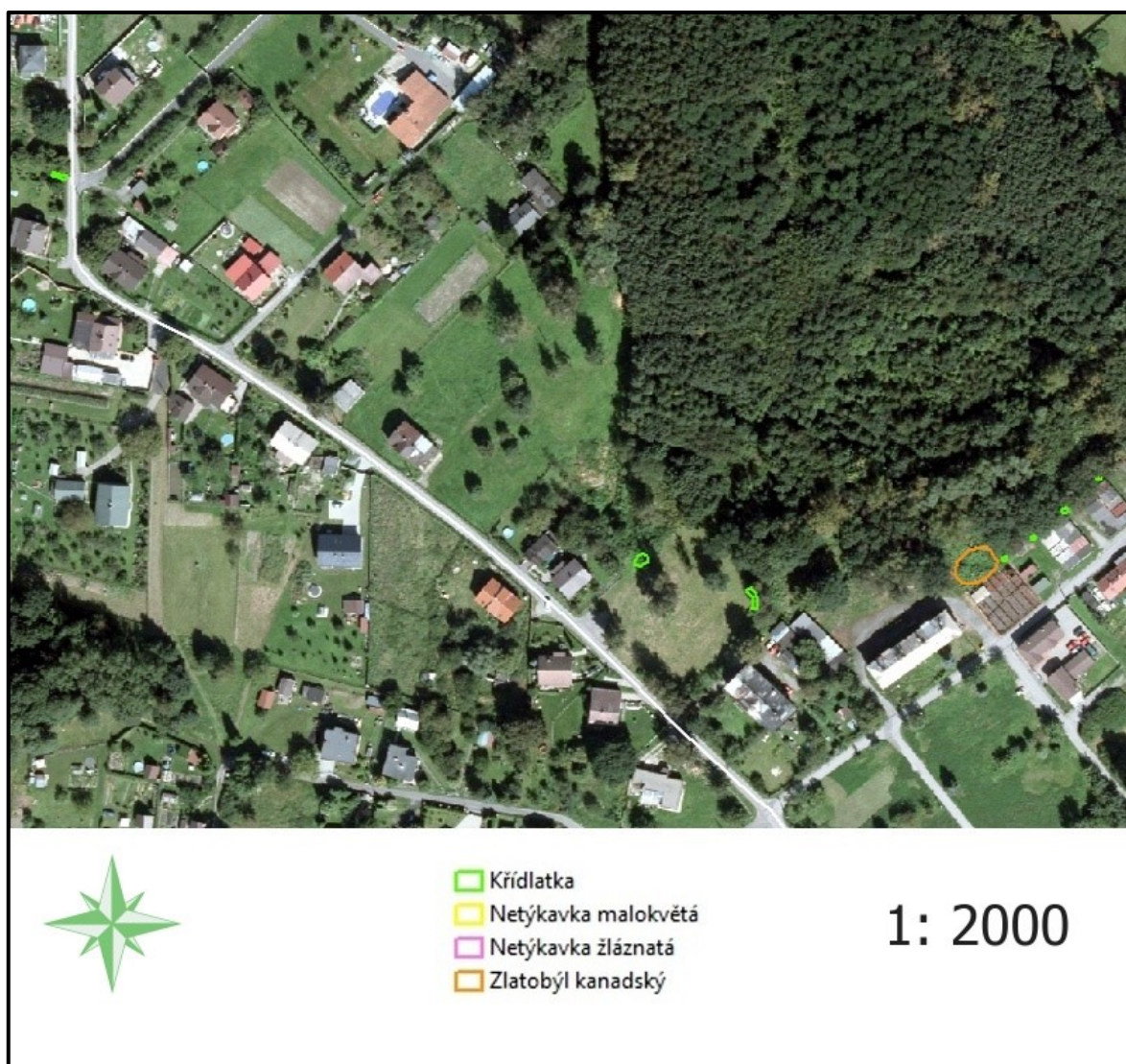




Příloha 7: Nálezová oblast 5: Okolí zemědělského areálu Farmy Rychvald (zdroj: ČÚZK, © 2017; upraveno autorem).

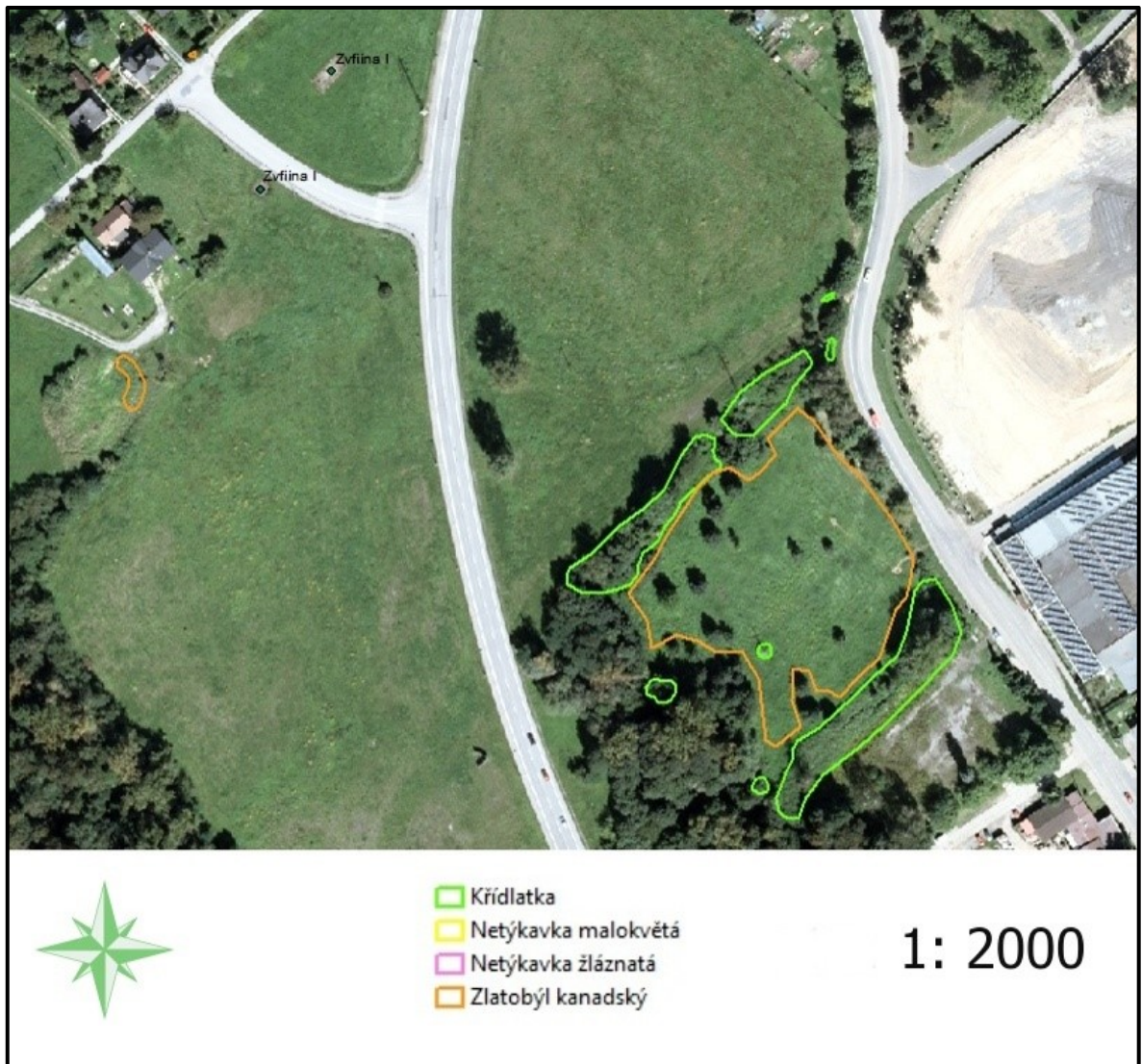


Příloha 8: Nálezová oblast 6: Okolí ulice Porubské a Okrajové (zdroj: ČÚZK, © 2017; upraveno autorem).



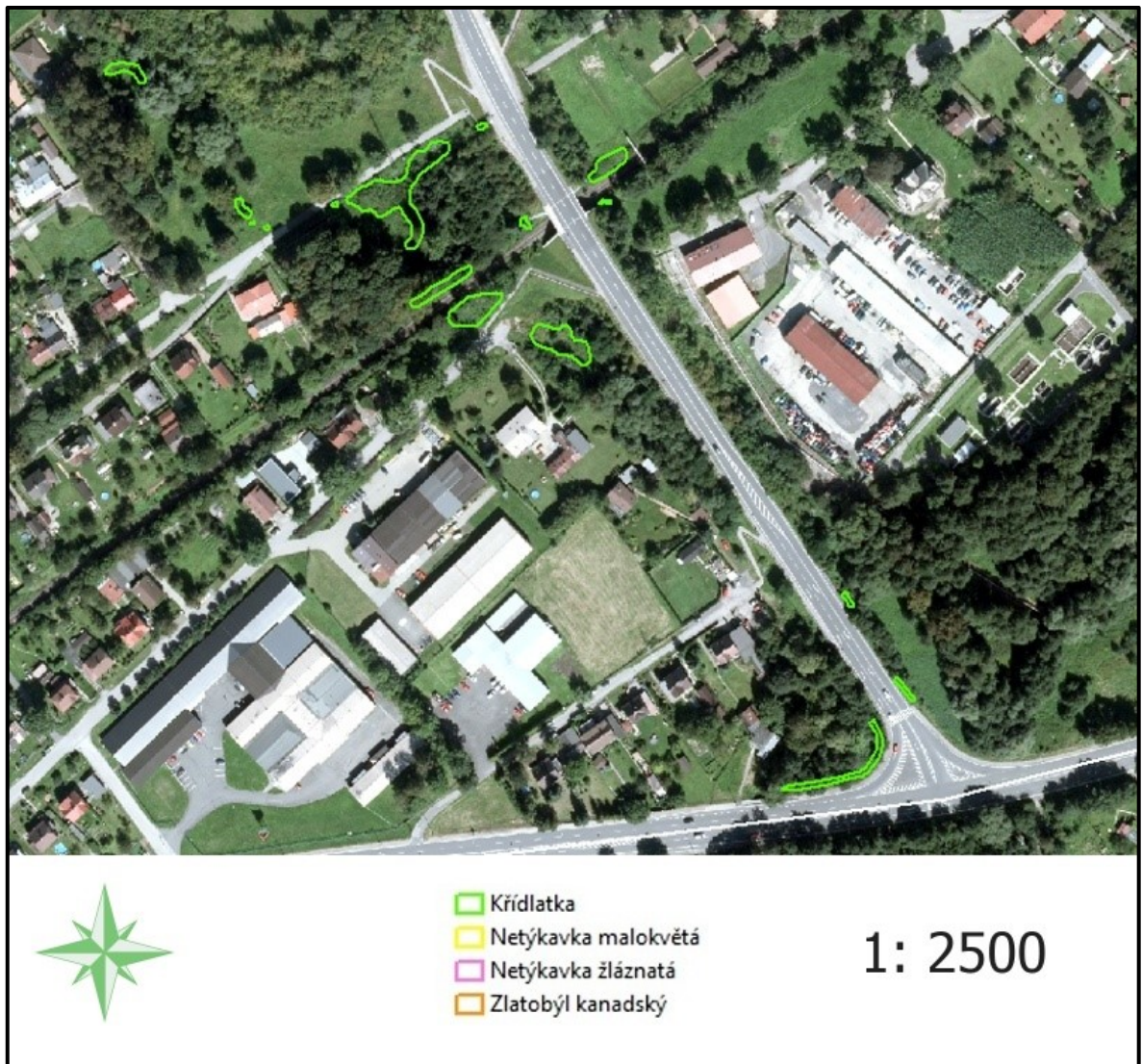


**Příloha 9: Nálezová oblast 7: Okolí areálu bývalého dolu Žofie a ulice Na Haldě (zdroj: ČÚZK, © 2017; upraveno autorem).**

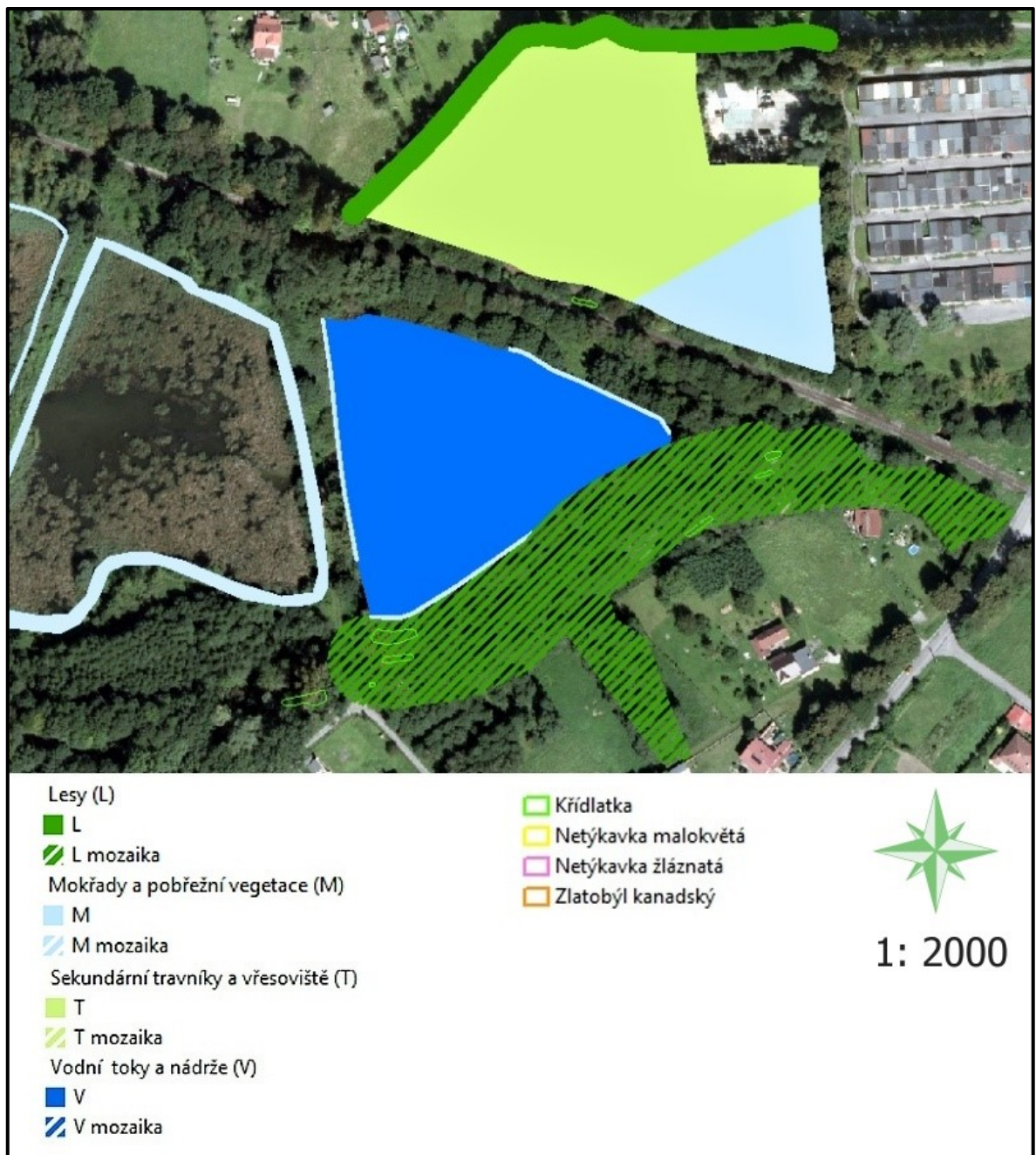




Příloha 10: Nálezová oblast 8: Oblast podél ulice Nad Vlečkou, okolí zdejší železniční tratě a oblast podél silnice č. 470 na ulici Slezské (zdroj: ČÚZK, © 2017; upraveno autorem).



Příloha 11: Nálezová oblast 3 s vyznačenou VMB (zdroj: AOPK ČR, © 2016; ČÚZK, © 2017; upraveno autorem).





Příloha 12: Nálezová oblast 2 s vyznačenou VMB (zdroj: AOPK ČR, © 2016; ČÚZK, © 2017; upraveno autorem).

