

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta životního prostředí

Katedra aplikované ekologie



**VYHODNOCENÍ ÚSPĚŠNOSTI LIKVIDACE
INVAZNÍCH ROSTLIN
V REGIONU OSTROVSKO, KARLOVARSKÝ KRAJ**

Diplomová práce

Vypracovala: Bc. Erika Smrtová

Vedoucí práce: doc. Ing. Kateřina Berchová, Ph.D.

Praha 2019



Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta životního prostředí

ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

Autorka práce:	Bc. Erika Smrtová
Studijní program:	Inženýrská ekologie
Obor:	Ochrana přírody
Vedoucí práce:	doc. Ing. Kateřina Berchová, Ph.D.
Garantující pracoviště:	Katedra aplikované ekologie
Jazyk práce:	Čeština
Název práce:	Vyhodnocení úspěšnosti likvidace invazních rostlin v regionu Ostrovsko, Karlovarský kraj
Název anglicky:	Evaluation of the invasive species disposal success in the region Ostrovsko, county Karlovy Vary
Cíle práce:	Cílem diplomové práce je vyhodnocení úspěšnosti likvidace invazních druhů rostlin <i>Fallopia</i> ssp., <i>Impatiens glandulifera</i> a <i>Heracleum mantegazzianum</i> v regionu Ostrovsko, kde jsou tyto druhy od roku 2013 systematicky potlačovány v rámci realizace a udržitelnosti projektu "Likvidace invazních druhů rostlin v Karlovarském kraji".
Metodika:	Práce bude vypracována na základě terénního šetření a mapování aktuálního výskytu sledovaných invazních druhů. Mapování bude provedeno s využitím mobilní technologie v prostředí Collector for Arc GIS. Získané záznamy budou porovnány s původními výskyty z let 2012 a 2015. Výsledky budou statisticky vyhodnoceny. V rámci vyhodnocení bude zjišťována především změna počtu, velikosti a pokryvnosti lokalit. Budou analyzovány faktory, které mohly úspěšnost likvidace pozitivně či negativně ovlivnit. Na základě získaných poznatků budou vymezeny potenciální ohniska šíření, která by měla být v následujících letech podchycena a primárně řešena.
Doporučený rozsah práce:	50 stran, 2 grafy, 3 mapy
Klíčová slova:	invazní druhy, eradikace, bolševník velkolepý, <i>Heracleum mantegazzianum</i> , křídlatka, <i>Reynoutria</i> ssp.
Doporučené zdroje informací:	<ol style="list-style-type: none">1. PYŠEK, P. -- COCK, M J W. -- NENTWIG, W. -- RAVN H P. Ecology and Management of Giant Hogweed. CABI, 2007. ISBN 978-1-84593-206-0.2. PYŠEK, P. -- CHYTRÝ, M. -- MORAVCOVÁ, L. -- PERGL, J. -- PERGLOVÁ, I. -- PRACH, K. -- SKÁLOVÁ, H. eds. Rostlinné invaze v České republice: situace, výzkum a management: Konference ČBS 30. 11. -1. 12. 2007, Praha: Česká botanická společnost, 2008. ISBN 978-80-866-18-6.3. PYŠEK, P. -- PRACH, K. -- ČESKÁ BOTANICKÁ SPOLEČNOST, -- INVAZNÍ ROSTLINY V ČESKÉ FLÓŘE (1995 : PRAHA, ČESKO). <i>Invazní rostliny v české flóře = Alien plants in the Czech flora : pracovní konference ČBS, 25. listopadu 1995, Praha</i>. Praha: Česká botanická společnost, 1997. ISBN 80-254-0851-5.4. RICHARDSON, D M. -- PYŠEK, P. -- FOXCROFT, L C. <i>Plant invasions in protected areas : patterns, problems and challenges</i>. Dordrecht: Springer, 2013. ISBN 978-94-007-7749-1.
Předběžný termín obhajoby:	2018/19 LS - FŽP
Konzultant:	M. Kadlecová

Elektronicky schváleno: 28. 3. 2019
prof. Ing. Jan Vymazal, CSc.
Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno: 28. 3. 2019
prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.
Děkan

ČESTNÉ PROHLÁŠENÍ

Prohlašuji, že jsem tuto diplomovou práci vypracovala samostatně, pod vedením doc. Ing. Kateřiny Berchové, Ph.D., s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou citovány v práci a uvedeny v seznamu použitých zdrojů. Dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušila autorská práva třetích osob.

V Ostrově, 15. 4. 2019

Bc. Erika Smrtová

PODĚKOVÁNÍ

Děkuji tímto paní doc. Ing. Kateřině Berchové, Ph.D. a Ing. Martině Kadlecové za odborné vedení mé diplomové práce. Dále děkuji doc. RNDr. Tomášovi Kučerovi Ph.D. za poskytnuté konzultace a cenné podněty ke zpracování dat. Největší poděkování patří mé rodině, bez jejíž podpory bych tuto práci nikdy nedokončila.

V Ostrově, 15. 4. 2019

Bc. Erika Smrtová

ABSTRAKT

Problematika biologických invazí nabývá v současné době s rostoucí mírou ekonomické globalizace a turismu stále většího významu. Některé rostlinné a živočišné druhy se do nových areálů dostávají nezáměrně, mnohé však přemísťuje člověk bez vědomí důsledků, jež přesuny druhů mimo domovský areál mohou způsobit. Ne každý cizí organismus představuje skutečný problém, některé však způsobují značné ekologické či ekonomické škody, případně mají dokonce negativní dopad na lidské zdraví. Takové druhy pak stojí v zájmu odborné veřejnosti i státní správy, která nakonec rozhoduje o tom, jakým způsobem je s invazními druhy v konkrétním místě nakládáno.

V Karlovarském kraji byl v roce 2012–2015 realizován projekt zaměřený na omezování výskytu tří invazních taxonů cévnatých rostlin: *Heracleum mantegazzianum*, *Impatiens glandulifera* a *Fallopia spp.* Závěrečné vyhodnocení akce konstatovalo, že stanovené cíle projektu byly dosaženy pouze částečně, a proto je třeba v omezování uvedených druhů intenzivně pokračovat i letech 2016–2025 (tj. v době udržitelnosti projektu). Průběžný monitoring úspěšnosti likvidace a plánování dalšího postupu je základním předpokladem dosažení stanovených cílů.

Tato práce vyhodnocuje úspěšnost likvidace výše uvedených druhů v ostrovském regionu, který je jedním z deseti úseků, jež byly v rámci projektu vymezeny. Za tímto účelem bylo v roce 2018 provedeno terénní mapování, jehož výsledky byly porovnány se stavem invadovanosti v roce 2012 a 2015. Zjištěné výsledky naznačují, že míra invadovanosti se oproti roku 2015 zvýšila, byť v porovnání s rokem 2012 lze stále ještě konstatovat zlepšení oproti výchozímu stavu.

K naplnění cílů projektu a skutečnému omezení výskytu uvedených invazních druhů v ostrovském regionu bude v následujících letech potřeba prioritizovat místa zásahů, neboť invadovanost je zejména v údolí Ohře již ve velmi pokročilém stadiu. Současně bude třeba zvýšit frekvenci a zlepšit způsob provádění stanovených likvidačních metod.

Klíčová slova:

Invazní druhy rostlin, Karlovarský kraj, region Ostrovsko, omezování výskytu, metody likvidace, pokryvnost, *Impatiens glandulifera*, *Fallopia spp.*, *Heracleum mantegazzianum*.

ABSTRACT

The issue of biological invasions is becoming increasingly important as economic globalization and tourism grow. Some plant and animal species are being introduced unintentionally to new sites, but many are being relocated without knowing the consequences that movements of species may cause. Not every foreign organism is a real problem, but some cause considerable environmental or economic damage, or have a negative impact on human health. Such species are subject of interest of both the professionals and the government, which ultimately decides on, how the invasive species will be handled in a particular location.

There was a project implemented in Karlovy Vary region in 2012–2015. It aimed at limiting the occurrence of three invasive species: *Impatiens glandulifera*, *Fallopia spp.* and *Heracleum mantegazzianum*. The final evaluation of the project stated that its objectives were only partially achieved, and therefore it is necessary to continue in the intensive reduction of these species in the years 2016–2025, during the period of sustainability of the project. Continuous monitoring of the liquidation success and planning of further progress is a prerequisite for achieving the set goals.

This work evaluates the success of the liquidation process in the Ostrov region, which is one of the seven sections that were defined within the project. For this purpose, a field mapping was carried out in 2018. Its results were compared with the state of invasion in 2012 and 2015. The results indicate that the rate of invasion has increased compared to 2015, although there is still some improvement over the baseline compared to 2012. In order to meet the objectives of the project and actually reduce the incidence of these invasive species in the Ostrov region, it will be necessary to prioritize intervention sites in the upcoming years, as the invasion is particularly advanced at the Ohře valley. At the same time, it will be necessary to increase the frequency and improve the way in which the specified disposal methods are implemented.

Keywords:

Invasive plant species, Karlovy Vary region, Ostrov region, occurrence reduction, disposal methods, cover, *Impatiens glandulifera*, *Fallopia spp.*, *Heracleum mantegazzianum*.

OBSAH

1. ÚVOD	1
2. LITERÁRNÍ REŠERŠE.....	3
2.1. Vymezení pojmů	3
2.2. Nepůvodní druhy v České republice	3
2.3. Invazní druhy v chráněných územích.....	5
2.4. Problematika nepůvodních druhů v legislativě	7
2.4.1. Problematika invazních druhů v legislativě EU	7
2.4.2. Problematika invazních druhů v národní legislativě	8
2.5. Projekt "Omezení výskytu invazních druhů rostlin v karlovarském kraji"	10
2.5.1. Cíle projektu a způsob realizace.....	10
2.5.2. Hodnocení projektu a dosažené výsledky	12
2.5.3. Charakteristika sledovaných druhů	12
3. METODIKA PRÁCE.....	21
3.1. Mapování výskytu sledovaných druhů.....	21
3.1.1. Charakteristika mapovaného regionu.....	21
3.1.2. Metodika sběru dat	23
3.1.3. Poznámka k metodikám mapování	24
3.2. Vyhodnocení dat	25
3.2.1. Základní popisné statistiky	25
3.2.2. Vyhodnocení invazibility biotopů.....	25
3.2.3. Místa neúspěšné likvidace.....	26
4. VÝSLEDKY	27
4.1. Základní popisné statistiky – vyhodnocení počtů zasažených ploch, rozlohy a pokryvnosti.....	27
4.1.1. <i>Impatiens glandulifera</i>	27
4.1.2. <i>Fallopia</i> spp.	29
4.1.3. <i>Heracleum mantegazzianum</i>	31
4.1.4. Souhrnné vyhodnocení popisných statistik	33
4.2. Vyhodnocení invazibility stanovišť	35
4.2. 1. <i>Impatiens glandulifera</i>	35
4.2.2. <i>Fallopia</i> spp.	38
4.2.3. <i>Heracleum mantegazzianum</i>	41
4.3. Místa neúspěšné likvidace a návrh dalšího postupu.....	41
4.3.1. <i>Impatiens glandulifera</i>	41
4.3.2. <i>Fallopia</i> spp.	43

4.3.3. Heracleum mantegazzianum	45
5. DISKUZE.....	46
6. ZÁVĚR	51
7. POUŽITÉ ZDROJE	53
8. SEZNAM PŘÍLOH.....	62

"An ounce of prevention is worth a pound of cure."

Benjamin Franklin, 1736.

1. ÚVOD

Lidský druh je pozoruhodný svou schopností prosadit se v nových prostředích a následně je výrazně proměnit. Žádným jiným druhům v historii Země se nepodařilo obsadit všechny kontinenty a většinu odlehlých ostrovů. Některých environmentálních důsledků této lidské expanze, jako např. chemického znečištění či zpusťšených krajín, jsme si již vědomi. Zcela však selháváme v pochopení, do jaké míry manipulujeme s rozložením života na naší planetě, když vědomě či nevědomě přemísťujeme nejrůznější životní formy mimo jejich původní areál (Vitousek 1996). V důsledku lidské činnosti došlo na nejrůznějších místech planety k naturalizaci více jak třinácti tisíc nepůvodních druhů rostlin (Van Kleunen et al. 2015).

Je pravdou, že skoro každý druh se někdy ocitl v situaci nepůvodního organismu, když z místa svého vzniku kolonizoval nové území (Sádlo 2014). Problém však spočívá v tom, že zavlečených druhů je napříč celou planetou v posledních dvou stoletích velmi mnoho a lze předpokládat, že i v budoucnosti bude kvůli rozvíjejícímu se globálnímu obchodu, mizejícím ekonomickým bariérám, rostoucímu turismu a přibývajícími dopravními koridory invazních druhů v nových areálech přibývat (Seebens et al. 2017). Jejich nárůst nemusí být způsoben pouze novými introdukcemi, ale také soustavným intenzivním ovlivňováním krajiny, díky čemuž se již dříve zavlečené druhy mohou rozšířit a následně se také mohou stát invazními (Richardson et al. 2000, Pyšek 2018).

Na invazní druhy bývá často nahlíženo jako na zlo, se kterým je nutné se patřičným způsobem vypořádat. Pravdou však je, že tyto druhy samy o sobě nejsou špatné, jenom využívají příležitostí, které jim svou lidskou činností připravujeme (Sádlo et Pokorný 2003). Navíc změny či vlivy, jež jim přisuzujeme, nemusí být důsledkem vlastní invaze, ale její příčinou (Schlaepfer et al. 2011).

Vymýcení všech invazních rostlin není v současném světě reálné a nebylo by ani smysluplné. Proto je třeba zaujmout diferenciovaný přístup, v rámci něhož budeme

schopni vyhodnotit, kde a za jakých podmínek lze tyto druhy tolerovat a kde nikoliv (Pyšek et Sádlo 2004, Pergl et al. 2016^a).

Úspěch likvidace invazních rostlin závisí především na tom, jak rychle na invazi zareagujeme, zda dokážeme zvolit efektivní způsob likvidace a zda budeme mít dostatek finančních prostředků nejen na počáteční likvidaci, ale také na následné kontroly a monitoring (Pluess et al. 2012).

V letech 2012–2015 byl realizován projekt „Omezení výskytu invazních druhů rostlin v Karlovarském kraji“, který byl finančně podpořen z prostředků Operačního programu Životní prostředí (dále jen „projekt“). Jako celek lze snahu o potlačení druhů *Heracleum mantegazzianum* (bolševník velkolepý), *Impatiens glandulifera* (netýkavka žláznatá) a *Fallopia spp.* (křídlatka spp.) hodnotit pozitivně, byť stanovené cíle projektu byly dosaženy pouze částečně a jejich splnění je očekáváno do konce doby udržitelnosti projektu, tj. do konce roku 2025 (AOPK ČR 2016).

Cílem této práce je vyhodnotit průběžnou úspěšnost potlačování invazních druhů *H. mantegazzianum*, *I. glandulifera* a *Fallopia ssp.* v době udržitelnosti projektu v regionu Ostrovsko. Za tímto účelem bylo v roce 2018 v rámci této diplomové práce provedeno terénní mapování. Druhým cílem práce je vyhodnotit míru invazibility biotopů, identifikovat potenciální ohniska šíření a navrhnout další postup likvidace. Výsledky této práce mohou být využity při plánování opatření k omezování invazních druhů v Karlovarském kraji.

V letech 2015 až 2016 jsem se v rámci své působnosti na Agentuře ochrany přírody a krajiny ČR podílela na vyhodnocení realizace výše uvedeného projektu. Z toho důvodu uvádím jeho popis a výsledky do literární rešerše. Sběr dat v době udržitelnosti projektu, resp. v rámci této diplomové práce, a způsob jejich vyhodnocení je samostatně rozepsán v kapitole 3., Metodika práce.

2. LITERÁRNÍ REŠERŠE

2.1. VYMEZENÍ POJMŮ

Jako **nepůvodní druhy** označujeme takové druhy, které se v určitém regionu vyskytují díky lidským činnostem, které jim pomohly překonat základní biogeografické bariéry. Jejich výskyt v konkrétní oblasti je tedy výsledkem záměrného či nezáměrného zavlečení lidmi nebo spontánního rozšíření z míst, do kterých byly lidmi zavlečeny (Richardson et al. 2000). Za **původní druhy** pak označujeme takové druhy, které se v konkrétní oblasti vyvinuly nebo se do ní dostaly bez vlivu lidské činnosti, tj. jejich přirozenou distribuční schopností z areálu, ve kterém jsou původní. **Náhodně zavlečené druhy** mohou v nové oblasti výskytu kvést, dokonce se příležitostně i rozmnožovat. Nedokážou ale vytvářet soběstačné populace, a tak nakonec vymírají. Jejich přítomnost v oblasti je tedy závislá na stále novém přísunu propagulí. Jako **naturalizované druhy** označujeme takové druhy, které dokážou bez lidských vlivů vytvářet soběstačné populace nejméně po dobu 10 let. **Invazní rostliny** jsou podmnožinou naturalizovaných druhů, které produkují reprodukce schopné potomstvo, často ve velkém množství a na velké vzdálenosti od mateřské rostliny, díky čemuž mají potenciál rozšířit se do rozsáhlých ploch. Takové invazní rostliny, které mají schopnost měnit charakter, stav a vlastnosti ekosystémů na významných rozlohách, označujeme jako tzv. „**transformers**“. Přičemž významná rozloha je myšlena relativně vzhledem k rozšíření konkrétního ekosystému. Jako **plevely** se označují druhy (původní i nepůvodní), které rostou v místech, kde jsou nežádoucí a způsobují zde prokazatelný ekonomický nebo environmentální dopad (Pyšek et al. 2004).

2.2. NEPŮVODNÍ DRUHY V ČESKÉ REPUBLICE

Dle srovnání počtu evidovaných nepůvodních druhů patří Česká republika k nejvíce invadovaným zemím v Evropě (DAISIE 2008). Česká republika je náchylná k invazím z několika důvodů. Prvním důvodem je především její umístění ve středu evropského kontinentu, díky čemuž je odpradáвна křižovatkou nejen mnohých přírodních, ale také člověkem vytvořených migračních tras. Druhým důvodem je přirozeně velká heterogenita prostředí, jež je dána nejen pestrým geomorfologickým členěním, ale také výsledkem dlouhodobého osídlení a soustavné lidské činnosti (Pyšek et al. 2002).

Přítomnost nepůvodních druhů v naší krajině je především důsledkem probíhající globalizace, díky níž jsou v rámci mezinárodních obchodů převáženy nejrůznější materiály

a produkty, s nimiž jsou však často na velké vzdálenosti nevědomě převáženy i diaspory. Obrovské množství živočišných i rostlinných druhů však člověk přemísťuje také vědomě např. za účelem zahradnictví, zájmového chovatelství, rostlinné či živočišné produkce. Mnohé takto dovezené druhy po nějaké době utečou ze zahrádek nebo chovů do volné přírody (Pergl et al. 2016b). Neméně podstatnou skutečností, která nahrává rostlinným invazím je absence tradičních způsobů hospodaření v krajině (Řepka, 2014)

Česká květena sestává zhruba z 4399 druhů rostlin, z čehož 2945 druhů jsou druhy původní (Danhelka et al. 2012) a 1454 jsou druhy na našem území nepůvodní. Z celkového počtu nepůvodních druhů je 350 archeofytů a 1104 neofytů (Pyšek et al. 2012).

Jako archeofyty označujeme druhy, které se k nám dostaly v období mezi neolitickou revolucí a objevením Ameriky r. 1492. Během své dlouhé přítomnosti se staly běžnou součástí naší flóry. Jsou to především polní plevely euroasijského původu, mnohé z nich jsou dnes vzácné např. *Centaurea cyanus* (chrpa modrá) či přísně chráněné např. *Agrostemma githago* (koukol polní). Jako neofyty označujeme druhy, které se k nám dostaly v novověku v souvislosti se zámořskými plavbami zhruba od počátku 16. století. Klasickou zdrojovou oblastí neofytů je Mediterán, v poslední době se však čím dál více druhů objevuje z Ameriky a Asie (Skálová et al. 2014).

Z celkového počtu nepůvodních druhů jich je 985 klasifikováno jako druhy přechodně zavlečené, 408 jako druhy naturalizované a 61 druhů je klasifikováno jako invazní. 11 z nich představují archeofyty a 50 neofyty (Pyšek et al. 2012).

Největší hustota invazních druhů rostlin stejně tak jako nejvyšší stupeň invazí ve společenstvech nacházíme ve městech, vesnicích a jejich okolí (Jehlík 1998), dále pak v záplavových oblastech větších řek, v regionech postižených těžební činností – zejména na severu Čech, v zemědělských oblastech nebo lesních plantážích – především na jižní Moravě, ve středních a východních Čechách. Obecně platí, že míra invazí klesá s nadmořskou výškou a že největší podíl nepůvodních druhů hostí stanoviště s častými disturbancemi, s kolísavým přísunem živin, vody nebo světla (Pyšek et al. 2012).

Vzhledem k narůstajícím počtům invazních druhů a jejich rozdílným projevům nelze na všechny pohlížet stejně a nelze ke všem ani stejně přistupovat. Z toho důvodu začala být stanovována kritéria a priority z hlediska prevence, monitoringu a managementu.

Nepůvodní druhy vyskytující se na území České republiky byly rozděleny na základě charakteru jejich výskytu, vlivu na přírodu nebo lidskou společnost a managementových možností do následujících seznamů (Pergl et al. 2016^a): V tzv. **černém seznamu invazních rostlin** jsou uvedeny druhy, jež mají prokazatelně výrazný negativní dopad na životní prostředí a jejichž likvidace by měla být prioritní. Černý seznam nyní obsahuje 78 rostlin a 39 živočichů. V rámci tohoto seznamu se navíc rozlišují druhy, k jejichž likvidaci je třeba přistupovat vždy, ať už se nacházejí v jakémkoliv stadiu invaze: *Heracleum mantegazzianum*, *Ambrosia artemisiifolia* (ambrosie peřenolistá), *Mustela vison* (norek americký), *Procyon lotor* (mýval severní), *Varroa destructor* (kleštík zhoubný). U ostatních druhů z černého seznamu lze uplatňovat stratifikovaný přístup k likvidaci. Nepůvodní druhy, jež mají vliv malý, ale ne zanedbatelný, nebo druhy, jejichž dopad není ještě zcela znám a lze je zatím v krajině tolerovat, byly zařazeny do tzv. **šedého seznamu**. V něm je nyní uvedeno 47 rostlin a 16 živočichů. **Varovný seznam** obsahuje druhy, které se u nás ve volné krajině zatím nevyskytují, ale jejich zavlečení nebo únik z kultury je potenciálně možný. V seznamu je uvedeno 25 druhů rostlin a 27 druhů živočichů. Nepůvodní druhy, které lze pokládat za bezpečné, jsou vyjmenované na tzv. **bílém seznamu** (Pergl et al. 2016^a).

2.3. INVAZNÍ DRUHY V CHRÁNĚNÝCH ÚZEMÍCH

Přestože jsou chráněná území považována za území s vysokou přírodní hodnotou, zachovávající primární a stabilní společenstva, invaze rostlinných druhů se jim nevyhýbá, a v některých územích může představovat dokonce zásadní problém (Härtel et al. 2015). Mezi nejčastější environmentální dopady patří snižování diverzity invadovaných společenstev. Například v porostech *H. mantegazzianum* dochází ke snižování počtu původních druhů až o 60 %, v porostech taxonu *Fallopia spp.* jich je až o 80 % méně (Hejda et al. 2009). Současně s tím bývá ovlivněn např. hydrologický režim, distribuce živin nebo dekompozice opadu, čímž dochází ke změnám stanovišť jako celku (Blackburn et al. 2014).

Příkladem takové invaze může být *Pinus strobus* (borovice vejmutovka) v národním parku České Švýcarsko. Tato borovice zde dlouhodobě ovlivňuje půdní chemické poměry, čímž znemožňuje uplatňování původní vegetace a má tak zásadní negativní dopad na původní vegetační skladbu (Hadincová et al. 1997). Správa národního parku dlouhodobě usiluje o eradikaci porostů (NP ČS 2018), která je však komplikovaná

vzhledem ke složitému skalnímu terénu, špatně přístupným údolím a postupuje jen o něco málo rychleji než přirozené zmlazení borovice vejmutovky.

Obdobně problematická situace nastává v teplejších územích, která vyhovují druhu *Robinia pseudoakacia* (trnovník akát). Jedná se například o mnohé lokality v chráněné krajinné oblasti Český ráj a v národním parku Podyjí. *R. pseudoakacia* dokáže vázat do půdy vzdušný dusík, kterou tak činí úživnější pro své zmlazování. Zároveň produkuje alopatické látky, které inhibují konkurenční rostliny (Jurek 2014). Likvidace porostů je dlouholetá a problematická (Reiterová et Vančura 2014). *R. pseudoakacia* je příkladem invazního druhu, který je vhodné řešit diferencovaným způsobem. Jeho negativní vlastnosti mohou být v určité míře vyvažovány jeho pozitivními přínosy – dřevina je bohatým zdrojem nektaru, potažmo velmi kvalitního medu (Vítková et Sádlo 2018).

Invaze rostlin může postupovat pomalu a nezřetelně, což proběhlo například u *Pinus mugo* (borovice kleč) v chráněné krajinné oblasti Jeseníky. *P. mugo* zde byl ke konci 19. století uměle vysazován jako půdo–ochranná dřevina na vysokohorské hole. Po několik desetiletí stagnace se však začal rozrůstat. Nyní významně potlačuje cenná společenstva subalpínských a alpínských trávníků, s nimiž postupně mizí i mnohé druhy hmyzu. V chráněné krajinné oblasti Jeseníky se nachází asi 140 ha porostů kleče, která se v současné době rozrůstá rychlostí cca 2 % ročně. V roce 2010 proběhlo první rozsáhlé kácení. Dalších 1,15 ha bylo vykáceno v roce 2015 (Ziedler et Banaš 2018) a 1,79 ha v roce 2016 (AOPK ČR 2019).

Mnohá chráněná území jsou v současné době invadována druhem *Lupinus polyphyllus* (lupina mnoholistá). Například v národním parku Šumava je považována za nejvíce rozšířenou invazní rostlinu na území parku (Zemanová-Máchalová 2016). *L. polyphyllus* osidluje primárně ruderalní stanoviště, dokáže fixovat atmosférický dusík a pomocí symbiotických bakterií dusíkem obohacovat půdu pro svůj vlastní růst. Rostlina produkuje velké množství semen, rychle roste a z lokality dokáže záhy vytlačit původní vegetaci. Její likvidace je opět složitá, uplatňuje se náročné vyrývání hlubokého kořenu, v kombinaci se sečením a použitím herbicidů (Pergl et al. 2016^c).

Na likvidaci invazních rostlin v chráněných územích vynakládá ochrana přírody ročně značné prostředky. V letech 1997–2002 bylo v České republice investováno 6,6 milionů Kč (Křivánek et Pyšek 2006) a výše finančních prostředků stále narůstá. Zmiňovaná likvidace *P. mugo* v Jeseníkách stála v roce 2015 3 miliony Kč (AOPK ČR

2019). Karlovarský kraj plánuje v letech 2015–2025 vynaložit z krajského rozpočtu na likvidaci vybraných invazních druhů více jak 82 miliónů Kč (IS Heracleum 2018).

2.4. PROBLEMATIKA NEPŮVODNÍCH DRUHŮ V LEGISLATIVĚ

2.4.1. PROBLEMATIKA INVAZNÍCH DRUHŮ V LEGISLATIVĚ EU

Podmínkou úspěšného řešení problematiky invazních druhů je existence adekvátního legislativního rámce. Na úrovni Evropské unie bylo dne 22. 10. 2014 přijato Nařízení EP a Rady (EU) č. 1143/2014 (EUR-Lex 2018^a), které stanoví pravidla pro prevenci, minimalizaci a zmírnění nepříznivých dopadů na biologickou rozmanitost spojených se záměrným i nezáměrným zavlečením či vysazováním invazních nepůvodních druhů na území Evropské unie. Nařízení, které nabylo účinnosti 1. 1. 2015, se týká všech invazních nepůvodních druhů, vyjma druhů uvedených v článku 2, bod 2. V článku 4 se dále vymezují tzv. invazní nepůvodní druhy s významným dopadem na Společenství a v článku 11 a 12 se vymezují tzv. invazní nepůvodní druhy s významným dopadem na region resp. členský stát.

Seznam invazních nepůvodních druhů s významným dopadem na Společenství je minimálně jednou za 6 let aktualizován. Na seznam jsou zařazovány druhy, které splňují kritéria uvedená v nařízení a současně je pro ně vypracováno tzv. posouzení rizik dle článku 5. Členský stát, který chce požádat o zařazení konkrétního druhu na „unijní seznam“, je zodpovědný za zpracování posouzení rizik. Prováděcím nařízením komise (EU) 2016/1141 ze dne 13. července 2016 (EUR-Lex 2018^b) bylo na unijní seznam zařazeno 37 druhů. Prováděcím nařízením komise (EU) 2017/1263 (EUR-Lex 2018^c) byl seznam o rok později rozšířen na 49 druhů.

Invazní druhy s významným dopadem na Společenství se v souladu s článkem 7 nesmějí záměrně na území Evropské unie přivážet, držet, chovat, uvádět na trh, využívat, vyměňovat, rozmnožovat, pěstovat, kultivovat nebo uvolňovat do životního prostředí. Odchylné postupy jsou specifikovány v článku 8. Členské státy mají povinnost učinit veškeré nezbytné kroky k prevenci jejich záměrného zavlečení, vysazování nebo šíření, a to i v případech, kdy se jedná o hrubou nedbalost.

Dle dalších článků mají členské státy povinnost vypracovat a provádět akční plány k řešení problematiky uvedených druhů vyskytujících se na jejich území, a to do tří let od

přijetí unijního seznamu. Kromě toho jsou povinny zavést systém včasného zjištění a rychlé eradikace. V České republice tento systém plní webové stránky www.invaznidruhy.nature.cz, které provozuje Agentura ochrany přírody a krajiny ČR.

Každý členský stát může dle svých aktuálních potřeb a na základě odborných podkladů sestavit tzv. vnitrostátní seznam invazních nepůvodních druhů s významným dopadem na členský stát, u kterých následně může přijímat opatření v rozsahu obdobném tomuto nařízení.

2.4.2. PROBLEMATIKA INVAZNÍCH DRUHŮ V NÁRODNÍ LEGISLATIVĚ

V České republice v současné době chybí nejen jednotná strategie řešení problematiky invazních druhů, ale také ucelená, jasná a vymahatelná legislativa, což významně ztěžuje snahy o potlačení invazních druhů (Görner 2018). Problémem stávající legislativy je zejména přístup, který se zaměřuje pouze na regulaci záměrného rozšiřování, a nepostihuje potlačování druhů šířících se samovolně nebo v důsledku nedbalosti konkrétního subjektu (Karlovarský kraj 2015^a).

V zákoně 114/1992 Sb. o ochraně přírody a krajiny v platném znění je celá problematika nepůvodních druhů ošetřena § 5 odst. 4, ve kterém je uvedeno, že záměrné rozšiřování geograficky nepůvodního druhu rostliny či živočicha do krajiny je možné jen s povolením orgánu ochrany přírody. Což se netýká nepůvodních druhů rostlin, pokud se hospodaří dle schváleného lesního hospodářského plánu nebo lesních hospodářských osnov. Ve zvláště chráněných územích je, dle § 16 odst. 1, písmeno f), § 26 odst. 1, písmeno d), § 29 písmeno e), § 34 odst. 1, písmeno d) stanoven zákaz povolovat nebo uskutečňovat záměrné rozšiřování geograficky nepůvodních druhů. Aktivní přístup k omezování nepůvodních či invazních druhů umožňují pouze ustanovení v § 68, kde se v bodě 1 uvádí, že vlastníci a nájemci pozemků zlepšují podle svých možností stav dochovaného přírodního a krajinného prostředí za účelem zachování druhového bohatství přírody a udržení systému ekologické stability. Paragraf 68 bod 3 umožňuje, aby tato opatření prováděly orgány ochrany přírody, a bod 4 říká, že vlastníci či nájemci jsou povinni tato opatření na svých pozemcích strpět.

Druhým významným zákonem, který řeší problematiku invazních druhů, je zákon 326/2004 Sb. o rostlinolékařské péči v platném znění, který v § 3 odst. 1, písmeno a) ukládá vlastníkům pozemků povinnost zjišťovat a omezovat výskyt a šíření škodlivých

organismů včetně plevelů tak, aby nevznikala škoda jiným osobám nebo nedošlo k poškození životního prostředí. Paragraf 10 navíc ukládá povinnost Ústřednímu kontrolnímu a zkušebnímu ústavu zemědělskému provádět monitoring a průzkum výskytu invazních škodlivých organismů. Z § 72 odst. 1 písmeno b) vyplývá povinnost vykonávat opatření proti zavlékání a rozšiřování škodlivých organismů resp. invazních škodlivých organismů uvedených ve vyhlášce 215/2008 Sb. Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský (dále jen ÚKZÚK) řeší výskyt škodlivých organismů spíše z pohledu ochrany zemědělské produkce než z pohledu ochrany přírody (Karlovarský kraj 2015^a).

Ostatní české právní předpisy se touto problematikou zabývají již jen okrajově. Zákon č. 254/2001 Sb. o vodách, v platném znění zakazuje vypouštět ryby a ostatní vodní živočichy nepůvodních, geneticky nevhodných a neprověřených populací do vodních toků a vodních nádrží bez souhlasu příslušného vodoprávního úřadu. Zákon č. 99/2004 Sb., o rybářství, v platném znění pak uvádí zcela odlišnou definici nepůvodního druhu: nepůvodní rybou a nepůvodním vodním organizmem se rozumí geograficky nepůvodní nebo geneticky nevhodná nebo neprověřená populace ryb a vodních organismů, vyskytující se na území jednotlivého rybářského revíru v ČR méně než 3 po sobě následující generační populace. Zákon č. 449/2001 Sb., o myslivosti v platném znění konstatuje, že k dovozu a vypouštění geograficky nepůvodních druhů živočichů, které jsou považovány za zvěř Mezinárodní mysliveckou organizací, je nutný předchozí souhlas orgánu ochrany přírody, orgánu státní správy myslivosti a dodržení veterinárních předpisů. Podle tohoto zákona mohou být nepůvodní druhy loveny pouze mysliveckým hospodářem a mysliveckou stráží. Tato skutečnost však neumožňuje, aby potlačování některých invazních nepůvodních druhů jako je např. mýval severní, psík mývalovitý, norek americký či nutrie, prováděl větší počet zainteresovaných subjektů (Görner 2018).

Výskyty invazních rostlin jsou v současné době ve správních řízeních řešeny především prostřednictvím zákona 326/2004 Sb. o rostlinolékařské péči v platném znění. Obecní úřady mají dle tohoto zákona kompetenci přijímat oznámení o výskytu škodlivých organismů, která předávají k řízení ÚKZUZ. Obce s rozšířenou působností mohou navíc samostatně projednávat přestupky týkající se § 3 odst. 1 písmeno a) jedná-li se o výskyt a šíření plevelů jakožto škodlivých organismů z neobdělávané či neudržované zemědělské půdy, a které ohrožují životní prostředí nebo zdraví lidí nebo zvířat. ÚKZUZ při zjištění výskytu invazního druhu může vlastníkově zasaženého pozemku uložit úředním opatřením

nápravu v souladu s § 75, tj. odstranění škodlivého organismu, případně může v souladu s § 76 vydat mimořádné rostlinolékařské opatření. Při nesplnění uložených povinností může být vlastníkovvi dle § 79 odst. 1 písmeno f) uložena sankce až do výše 1 mil. Kč. ÚKZUZ však uvedené postupy využívá pouze v případech, kdy je ohrožena zemědělská produkce (Karlovarský kraj 2015^a).

2.5. PROJEKT „OMEZENÍ VÝSKYTU INVAZNÍCH DRUHŮ ROSTLIN V KARLOVARSKÉM KRAJI“

2.5.1. CÍLE PROJEKTU A ZPŮSOB REALIZACE

V letech 2013–2015 realizoval Karlovarský kraj projekt „Omezení výskytu invazních rostlin v Karlovarském kraji“. Projekt byl financován z Operačního programu životní prostředí a jeho náklady činily 73,4 mil. Kč. Opatření projektu byla cílena na omezení výskytu druhů *Heracleum mantegazzianum*, *Fallopia japonica*, *Fallopia sachalinensis*, jejich křížence *Fallopia*×*bohemica* a *Impatiens glandulifera*. Projekt byl realizován na území celého kraje, vyjma vojenského újezdu Hradiště a území, kolem Kosího potoka, Huťského potoka a říčky Tiché v jižní části CHKO Slavkovský les, kde byla opatření na potlačení výskytu druhu *Heracleum mantegazzianum* pilotně odzkoušena v předcházejících projektech, které realizovalo Město Mariánské Lázně v letech 2010–2012 (Karlovarský kraj 2012).

Během měsíců květen až červenec roku 2012, před zahájením vlastního projektu, proběhlo na území Karlovarského kraje (vyjma výše uvedených oblastí) mapování, jehož cílem bylo zjištění aktuálního stavu rozšíření cílových taxonů a dalších nejvíce rozšířených druhů invazních rostlin. Výsledky mapování, uvedené v tabulce č. 1, byly vstupními hodnotami, k nimž byly následně vztaženy indikátory úspěšnosti projektu.

Tabulka 1 – Výsledky mapování zájmových druhů z roku 2012

	Počet vymapovaných lokalit	Rozloha lokalit (m ²)
Bolševník velkolepý	7 839	50 099 608
Křídlatky	3 313	4 510 621
Netýkavka žláznatá	2 789	7 692 643
Celkem	13 941	62 291 872

Pro *Heracleum mantegazzianum* byl stanoven indikátor omezení výskytu druhu na 15 % původně zmapované plochy v případě chemicky ošetřovaných lokalit a na 40 % původně zmapované plochy v případě mechanicky ošetřovaných lokalit. Pro *Fallopia spp.* byl stanoven indikátor omezení výskytu na 30 % původně zmapované plochy, přičemž způsob likvidace nebyl rozlišován. Indikátor pro omezení druhu *Impatiens glandulifera* nebyl kvantifikován.

Kvůli koordinaci a efektivnímu řízení projektu bylo území Karlovarského kraje rozděleno na 10 pracovních úseků, které představují ucelená území, jež zahrnují na sebe navazující povodí toků IV. a V. řádu. Hranice úseků byly vedeny po rozvodí nebo byly dány nivou toku VI. řádu Ohře. Mimo to jsou úseky odlišné charakterem přírodních podmínek, stavem a historií hospodářského využití, což se odráží i v rozsahu invaze cílovými druhy.

Likvidaci sledovaných invazních druhů prováděli po celou dobu projektu externí dodavatelé. *H. mantegazzianum* byl likvidován jak chemickými, tak mechanickými metodami. Plošný nebo bodový postřik byl aplikován brzy na jaře, tj. v době, kdy byly rostliny velké maximálně 0,5 metru. Mechanické metody likvidace bolševníku byly prováděny na plochách, kde nebylo možno použít likvidaci chemickou, tj. v ochranných pásmech vod, v zónách CHKO Slavkovský les nebo na plochách, které jsou v Registru půdy evidovány jako ekologické zemědělství. Sekání rostlin bylo prováděno 2–4krát během vegetační sezóny, přičemž sekány byly nejen kvetoucí rostliny, ale také listové růžice, pokud byly vyšší než 0,5 m. Alternativní metodou ke kosení byla pastva (většinou pomocí skotu nebo ovcí), kterou zajišťovali sami vlastníci pozemků. U méně rozsáhlých porostů bylo prováděno vyrývání rostlin a přesekávání kořenů alespoň 10 cm pod kořenovým krčkem.

Stejně jako u *H. mantegazzianum* byly mechanické metody likvidace křídlatek prováděny tam, kde nebylo možno použít metodu chemickou. Sekání rostlin bylo prováděno v takové frekvenci, aby rostliny nepřesahovaly svou výškou 40 cm. Alternativní metodou k sečení byla pastva, kterou stejně jako v případě likvidace *H. mantegazzianum*, na svých pozemcích zajišťovali vlastníci. Nedopasené plochy byly následně posekány, případně postříkány, pokud to umožňoval nastavený režim hospodaření. Plošným případně bodovým postřikem byly křídlatky likvidovány buď během vegetační sezóny nebo na jejím konci tj. na přelomu srpna a září. Postřiky byly vždy 2–3krát opakovány. Do rozsáhlých,

neprostupných porostů byly vysekávány manipulační cesty, aby bylo možno herbicid aplikovat i do jejich vnitřních částí. *I. glandulifera* byla vytrhávána případně sekána. Tam, kde to bylo možné, byl aplikován chemický postřik.

K realizaci opatření udělovali vlastníci svůj souhlas a současně se zavázali k zajištění péče o ošetřené pozemky v období udržitelnosti projektu. V rámci projektu byl vytvořen informační systém Heracleum, který slouží jako platforma pro zajištění informovanosti směrem k veřejnosti a vlastníkům dotčených pozemků. V systému lze vyhledat všechny evidované výskyty, metodiky likvidace, záznamy z provedených kontrol atd. (Karlovarský kraj 2015^a).

2.5.2. HODNOCENÍ PROJEKTU A DOSAŽENÉ VÝSLEDKY

V závěru realizace projektu, tj. během vegetační sezóny roku 2015, bylo opět provedeno plošné mapování výskytu invazních rostlin. Získaná data byla porovnána s daty pořízenými v roce 2012. Dosažené výsledky shrnul realizátor projektu ve zprávě, kterou obdržela Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, RP SCHKO Slavkovský les jako jeden z podkladů pro vypracování tzv. Závěrečného vyhodnocení akce: výskyt křídlatek se podařilo snížit o 68,3 %, výskyt bolševníku velkolepého se v případě chemické likvidace podařilo snížit o 78,3 % a v případě mechanické likvidace o 78,4 %. U druhu *Impatiens glandulifera* nebyly v projektu stanoveny žádné měřitelné indikátory, tudíž úspěšnost její likvidace nebyla ani vyhodnocena (Karlovarský kraj 2015^b).

Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, regionální pracoviště SCHKO Slavkovský les v roce 2016 vydala kladné stanovisko k závěrečnému vyhodnocení akce, avšak konstatovala, že cíle projektu byly naplněny pouze částečně a do podmínky uložila realizátorovi projektu dosáhnout stanovených cílů během následujících deseti let, tedy v tzv. době udržitelnosti projektu (AOPK ČR 2016).

2.5.3. CHARAKTERISTIKA SLEDOVANÝCH DRUHŮ

2.5.3.1. *Impatiens glandulifera*, Royle

Třída: Magnoliopsida, Řád: Geraniales, Čeleď: Balsaminaceae

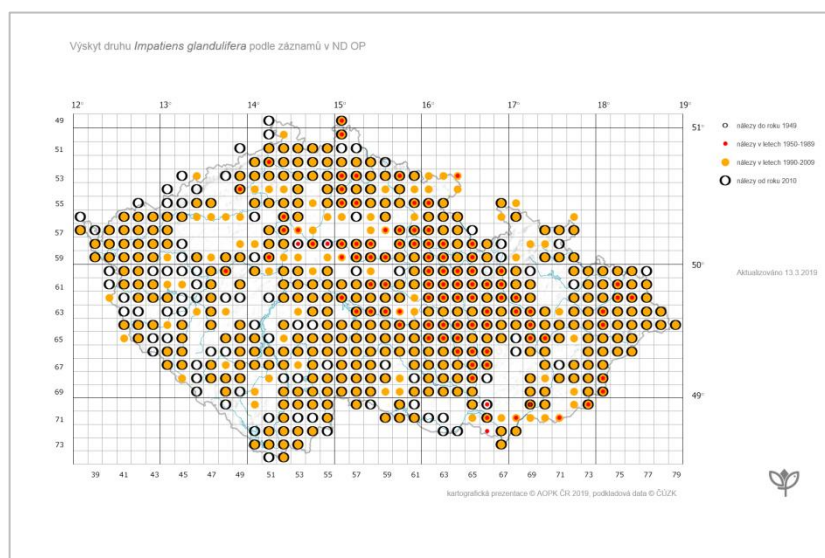
Impatiens glandulifera je jednoletá bylina dorůstající až 3 metry. Lodyhu má přímou, někdy větvenou, světle zelenou až tmavě nachovou, dutou, tupě hranatou, v průměru až 50 cm. Lodyžní listy jsou vstřícné, střídavé nebo v přeslenech po třech, řapíkaté, vejčité až kopinaté, 5–18 cm dlouhé, 2,5–7 cm široké, ostře pilovité. Hroznovitá

květenství čítají 2–20 květů. Květy jsou dlouhé 2,5–4 cm, jsou červenofialové, růžové nebo téměř bílé, s výraznou ostruhou. Druh vykazuje velkou variabilitu v barvě květů, jak ukazuje Obrázek č. 1. Plodem je větvenitá pukající tobolka, s 5–20 semeny, která jsou vystřelována až do vzdálenosti 4 metrů (Slavík 1997).



Obrázek 1 - *Impatiens glandulifera* - variabilita v barevnosti květů

Impatiens glandulifera má primární areál výskytu v západním Himálaji, kde roste v nadmořských výškách 1800–3000 m n. m. Odtud byla do Evropy přivezena jako okrasná a nektarodárná rostlina v roce 1839. První výskyt v České republice byl zaznamenán roku 1846 v zámecké zahradě v Červeném Hrádku u Jirkova. První zplanění bylo zaznamenáno roku 1896 v Kunraticích u Litoměřic. K první naturalizaci na území ČR zřejmě došlo roku 1903 na březích Svitavy (Pyšek et Prach 1995^a).



Obrázek 2 – Rozšíření druhu *Impatiens glandulifera* v České republice

V České republice dochází k jejímu masivnímu šíření zhruba od 2. poloviny 20. století. Nyní se vyskytuje téměř na celém území, jak ukazuje Obrázek 2. Roste zejména na březích řek, potoků, méně často rybníků. Místy se vyskytuje na rumištích, u hřbitovů, plotů zahrad, v říčních přístavech a překladištích. Vyžaduje vlhká stanoviště, bohatá na živiny, se slabě kyselými až slabě bazickými půdami (Slavík 1997). Její výskyt byl zaznamenán na 16 typech přírodních stanovišť (Pyšek et Prach 1995^b).

Impatiens glandulifera je díky svému mohutnému vzrůstu konkurenčně velmi schopná. Šíření probíhá pomocí semen, která jsou roznášena buď vodními ptáky, nebo jsou unášena vodním proudem na dlouhé vzdálenosti. Semena klíčí na jaře poněkud později. Díky tomu získávají na chlad citlivé semenáčky mikroklimatickou ochranu okolních rostlin (Slavík 1997). Významným faktorem napomáhajícím rozšiřování rostlin podél říčních toků představují záplavy, které zvyšují dostupnost živin a rozrušují původní vegetaci (Čuda et al. 2017^a).

Impatiens glandulifera představuje nebezpečí zejména v aluviích našich řek, kde se rychle šíří a vytlačuje původní společenstva (Mandák 2006). Jakožto nektarodárná rostlina může způsobit snížení plodnosti původních druhů, neboť je schopná jim odlákat až 50 % opylovačů (Chittka et Schürkens 2001). V poslední době se však ukazuje, že nemá na funkci ekosystémů ani na druhové složení tak negativní vliv, jako se původně předpokládalo (Čuda et al. 2017^b, Hejda et al. 2009).

Invaze v současné době dosáhla takového rozměru, že úplná likvidace *Impatiens glandulifera* není již téměř možná. Snahy o její potlačení by měly být směřovány do míst s výskytem společenstev cenných z hlediska ochrany přírody (Mandák 2006). Doporučenou metodou je mechanická likvidace, při níž jsou rostliny vytrhávány v ideálním případě v době kvetení. Likvidace by měla začínat na horních úsecích toků a odtud by měla sestupovat dolů (Pergl et al. 2016^c). Ukazuje se, že *I. glandulifera* není schopná prosperovat v lokalitách, které jsou pravidelně paseny či sečeny, proto pastva prováděná v období mimo dozrávání semen může také představovat vhodný způsob likvidace (Čuda et al. 2017^a).

2.5.3.2. Křídlatky – rod *Fallopia*, syn. *Reynoutria*

Třída: Magnoliopsida, Řád: Polygonales, Čeleď: Polygonaceae

Křídlatky jsou vytrvalé dvoudomé byliny s bohatě rozvětvenými silnými oddenky. Lodyhy jsou přímé, větvené, duté. Listy jsou řapíkaté, celistvé, celokrajné. Listy jsou řapíkaté, celistvé, celokrajné, dvouřadě rozložené do plochy, nejčastěji vejčité až široce vejčité. Květenství tvoří laty z různě dlouhých lichoklasů. Květy jsou funkčně jednopohlavé – samčí květy mají dlouhé tyčinky a krátké pestíky, samičí naopak výrazné pestíky a krátké tyčinky (Chrtek 1990). Vyskytují se na synantropních stanovištích, podél vodních toků a komunikací, bývají pěstovány v parcích i zahradách např. jako živé ploty (Mandák et al. 2004).

V České republice se vykytují čtyři taxony rodu *Fallopia* (Berchová et Mandák 2008):

- *Fallopia japonica* (Houtt.) Ronse Decraene var. *japonica*
- *Fallopia japonica* varieta *compacta* (Hooker fil.) J. P. Bailey
- *Fallopia sachalinensis* (F. Schmidt) Ronse Decraene
- *Fallopia* × *bohemica* (Chrtek et Chrtková) J. P. Bailey



Obrázek 3 - *Fallopia japonica*

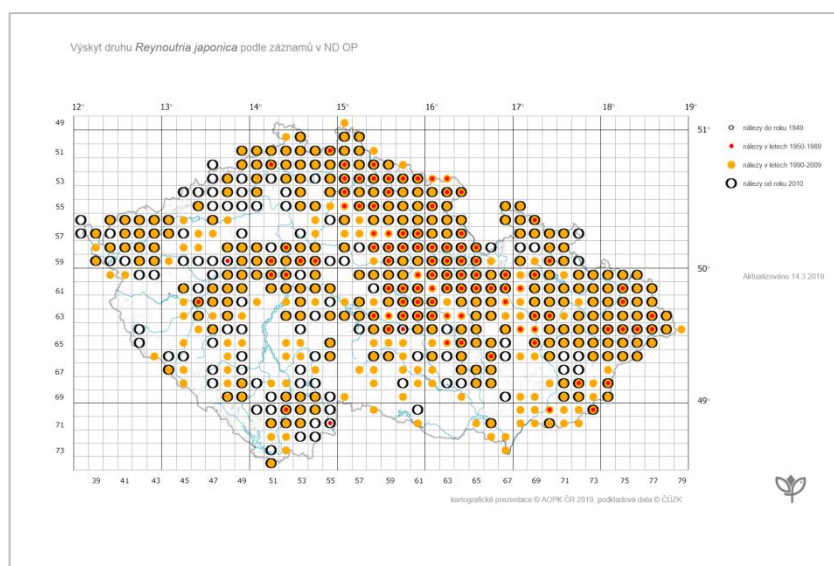


Obrázek 4 - *Fallopia sachalinensis*

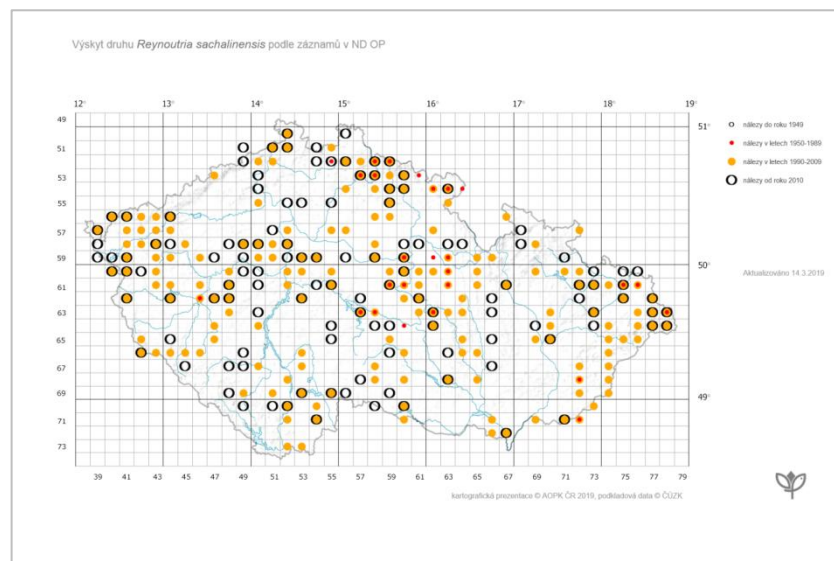
Taxony se rozlišují dle morfologických znaků na listech, dle tvaru křídel okvětí a velikosti chlupů na spodní straně listů (Chrtek 1990, Mandák et Pyšek 1997), viz Obrázek 3 a 4.

Fallopia japonica má primární areál výskytu v Japonsku, Koreji, Číně a na Tchaj-wanu. V Evropě se poprvé objevila v roce 1840, když byla převezena do botanické zahrady v Holandsku (Bailey et Conolly 2000). Sekundární areál zahrnuje nejen Evropu, ale

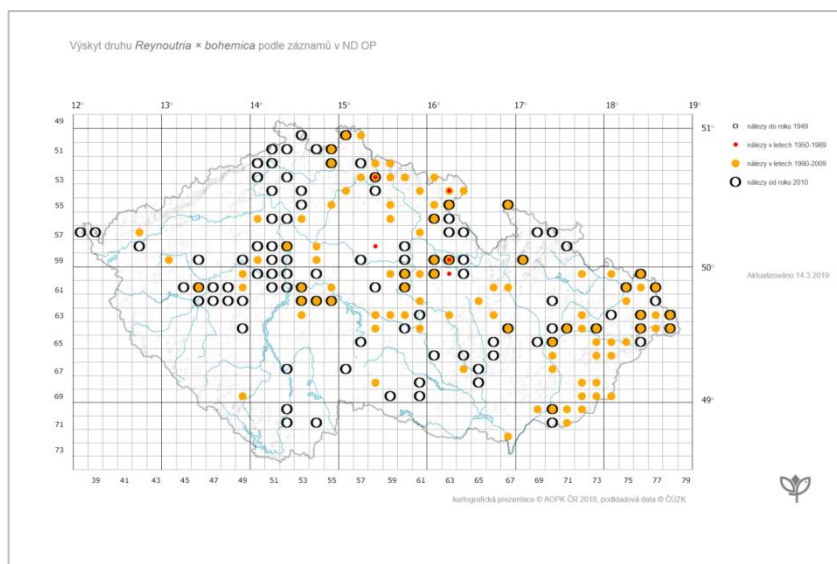
i Severní Ameriku, Austrálii a Nový Zéland. *Fallopia sachalinensis* má primární areál výskytu na poloostrově Sachalin, v severním Japonsku na ostrově Ullungo (Sukopp et Schick 1991). V letech 1855–1864 byla několikrát přivezena do botanické zahrady v Petrohradu, odkud se rozšířila po celé Evropě (Bailey et Conolly 2000). *Fallopia×bohemica*, kříženec výše uvedených druhů, se primárně vyskytuje v místech překryvu areálů rodičovských druhů, tj. na japonských ostrovech Hokaido a Honšu (Bailey 2003). Kříženec výše uvedených druhů byl poprvé popsán v roce 1983 z lokality nedaleko Lázní Běleves u Náchoda (Chrtěk et Chrtěková 1983). Rozšíření jednotlivých druhů v České republice znázorňuje Obrázek 5, Obrázek 6 a Obrázek 7.



Obrázek 5 – Rozšíření druhu *Fallopia japonica* v České republice



Obrázek 6 – Rozšíření druhu *Fallopia sachalinensis* v České republice



Obrázek 7 – Rozšíření druhu *Fallopia x bohemica* v České republice

Fallopia japonica var. *japonica* je v Evropě zastoupena pouze jediným samičím oktoploidním ($2n=8x=88$) klonem a je velmi invazivní (Hollingsworth et Bailey 2000). Varieta *compacta* je zastoupena oběma funkčními pohlavími, rostliny jsou tetraploidní ($2n=4x=44$), jsou geneticky velmi málo variabilní, v populacích jsou zastoupena obě funkční pohlaví (samičí a hermafroditní, které plní funkci samčího pohlaví), rostliny se vyskytují velmi vzácně. *Fallopia sachalinensis* vykazuje variabilitu ploidie, jedinci jsou převážně tetraploidní ($2n=4x=88$), ale vyskytují se i hexaploidní ($2n=6x=66$) nebo oktoploidní ($2n=8x=88$). V České republice nalezneme obě funkční pohlaví (Mandák et al. 2003).

Křídlatky se v sekundárním areálu rozmnožují převážně vegetativním způsobem pomocí úlomků lodyh a oddenků, které jsou unášeny vodním proudem. Jsou schopné regenerovat i z velmi malých úlomků, přičemž nejvyšší regenerační schopnost vykazuje *Fallopia x bohemica*, nejnižší naopak *F. sachalinensis* (Bímová et al. 2003). Generativní rozmnožování je poměrně vzácné, ale zřejmě hraje významnou roli ve zvyšování genetické variability křížence *Fallopia x bohemica*, která se projevuje podstatně vyšší vitalitou a většími invazními schopnostmi, než mají rodičovské taxony (Berchová et Mandák 2008).

Křídlatky vytváří husté, monotónní porosty, v nichž dochází k téměř úplné eliminaci původních druhů (Pyšek 1998). Invadují především rostlinná společenstva, v nichž dochází k pravidelným disturbancím, zejména pak v horních vrstvách půdy, na vlhčích místech a s vyšším obsahem živin. Nejvíce odolná bývají sukcesně pokročilá společenstva a plochy, na nichž se pravidelně hospodaří (Berchová et Mandák 2008).

Kromě toho způsobují křídlatky prokazatelné materiální a hospodářské škody, když svými mohutnými oddenky rozrušují chodníky, silnice nebo poškozují protipovodňová zařízení (Edwards et Howell 1989).

Likvidace křídlatek se provádí chemickým i mechanickým způsobem. K postřiku se nejčastěji používá glyfosát, kterým se křídlatky stříkají na jaře, když jsou cca 0,5 metru vysoké, nebo na přelomu srpna a září, v době kvetení. V biologicky cenných lokalitách lze provádět injektáž glyfosátu do stvolů rostlin. Přestože je chemická likvidace účinná, je třeba v následujícím roce lokality pravidelně kontrolovat. V místech, kde není chemická likvidace možná, se křídlatky sekají. Tímto managementem se sice úplně nezlikvidují, ale omezí se jejich negativní vliv na společenstva (Pergl et al. 2016^c).

2.5.3.3. *Heracleum mantegazzianum*, Sommier et Levier

Třída: Magnoliopsida, Řád: Cornales, Čeleď: Apiaceae

Heracleum mantegazzianum je dvouletá až vytrvalá, statná rostlina, dorůstající 1,5–4,5 metru. V době dozrávání semen je velmi aromatická. Lodyha je silná až 10 cm, brázditě žebernatá, roztroušeně chlupatá, červenavě skvrnitá. Listy jsou tříčetné nebo zpeřeně složené, velké 50–150 cm, viz Obrázek 8. Horní lodyžní listy jsou podstatně menší a mají silně rozšířené pochvy. Vrcholový okolík je velký 30–50 cm v průměru, je složený z 30–60 okolíčků. Korunní lístky jsou sněhobílé, poupata bývají občas narůžovělá (Holub 1997).



Obrázek 8 - *Heracleum mantegazzianum*

Rostliny kvetou nejdříve ve druhém roce po vyklíčení, nejčastěji však mezi 3. až 5. rokem. Rozkvétají postupně od terminálního okolíku, který začíná kvést ve druhé polovině června. Kvetení trvá průměrně 36 dní, ve druhé polovině srpna je zralá většina plodů (Perglová et al. 2006). Bolševník průměrně tvoří asi 20 tisíc, maximálně 50 tisíc semen (Perglová et al. 2007^a). Semena v průběhu dozrávání mění barvu ze zelené na hnědou a získávají kresbu s typickými olejovými kanálky (Nielsen et al. 2005).

Klíčivost semen bolševníku je velmi vysoká, v laboratorních podmínkách dosahovala hodnot až 93 % (Moravcová et al. 2007). Po prvním roce v půdě přežívá 9 % semen, po druhé roce 3 % a po třetí roce již jen 1 %. Pokles přežívajících semen je tak rychlý, že je nepravděpodobné, že by semena mohla v půdě přežívat výrazně déle (Perglová et al. 2007^b). Je to monokarpická rostlina, která po vykvetení odumírá. Obsahuje fototoxické šťávy (Nielsen et al. 2005).

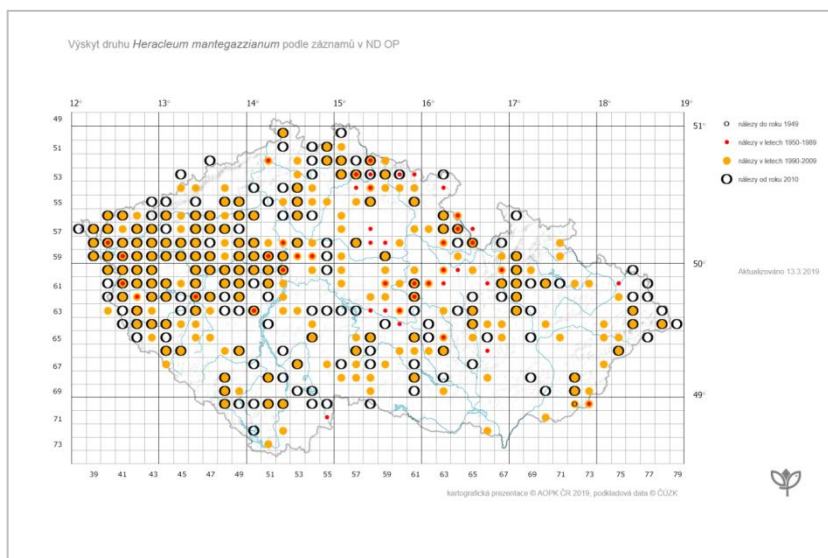
H. mantegazzianum je nejrozšířenějším invazním druhem bolševníku v Evropě. Jeho primárním areálem je západní Kavkaz, viz Obrázek 9, kde roste ve vysokobylinných společenstvech v rozmezí nadmořských výšek 50–2200 m na vlhkých, humusem bohatých půdách (Otte et al. 2007). První zmínka o introdukci do Evropy pochází z roku 1817 z botanické zahrady Kew Gardens v Londýně. O jedenáct let později byla zaznamenána první planě rostoucí populace v hrabství Cambridgeshire. Krátce na to se bolševník velkolepý začal šířit Evropou (Nielsen et al. 2005). V České republice byl vysazen v roce 1862 v Lázních Kynžvart. V roce 1877 je v oblasti Slavkovského lesa již udáván zplaněný (Pyšek et al. 2007).



Obrázek 9 – *Heracleum mantegazzianum* ve svém primárním areálu na Kavkazu, národní park Lagodekhi, Gruzie.

H. mantegazzianum je velmi agresivní invazivní druh, jenž podstatně ochuzuje složení rostlinných společenstev (Pyšek et al. 1995^b). Ve střední Evropě invaduje především polo-přirozená travinná společenstva, dusíkem bohatá vysoko-bylinná společenstva, lesní lemy a antropogenní stanoviště. Za vhodných podmínek tvoří velkoplošné porosty s vysokou pokryvností. Podél liniových krajinných prvků se vyskytují menší populace či jednotlivé rostliny. *H. mantegazzianum* se v urbanizované krajině rozšiřuje především díky lidské činnosti. Avšak v případě málo osídlených oblastí, jako

např. v oblasti bývalých Sudet, za jeho rozšiřování naopak může lidská nečinnost. Roste nejčastěji podél cest, v příkopech, na opuštěných a neudržovaných loukách (Thiele et al. 2007, Müllerová et al. 2005). Rozšíření v České republice znázorňuje Obrázek 10.



Obrázek 10 – Rozšíření druhu *Heracleum mantegazzianum* v České republice

Invazní bolševníky představují kromě ekologických rizik také rizika zdravotní. Rostliny obsahují chemické sloučeniny ze skupiny furanokumarinů. Tyto látky v kontaktu s lidskou pokožkou a následným ozářením slunečními paprsky způsobují těžké zánětlivé dermatitidy, jejichž odeznění trvá i několik měsíců (Nielsen et al. 2005). Přestože je *H. mantegazzianum* označován za jeden z nejnebezpečnějších invazních druhů u nás (Pergl et al. 2016^a), má několik pozitivních vlastností, jichž by člověk mohl využít ve svůj prospěch. Jako příklad lze uvést silný antibakteriální efekt éterických olejů, které jsou obsaženy zejména v semenech, proti mnohým gram pozitivním i gram negativním bakteriím (Tkachenko 2015).

K likvidaci bolševníku velkolepého se používají metody mechanické, a tam kde je to možné, i chemické. Jako většina dvouděložných rostlin je bolševník velkolepý citlivý vůči systémovým herbicidům jako např. Triclopyr, který nemá negativní účinky na jednoděložné trávy. Ošetřené pozemky tudíž nezůstávají úplně bez vegetace, rychleji regenerují a jsou více odolné vůči dalším potenciálním invazím. Aplikace se doporučuje v květnu, kdy jsou rostliny ještě malé a účinná látka se snadno dostane na povrch listů. Postřik lze sice provádět i později, ale zvyšuje se riziko ústřelu aplikované látky do okolí. Šetrnější metodou vůči životnímu prostředí je aplikace herbicidu pomocí knotového aplikátoru nebo štětce na řeznou plochu nebo na listy. Tato metoda byla používána

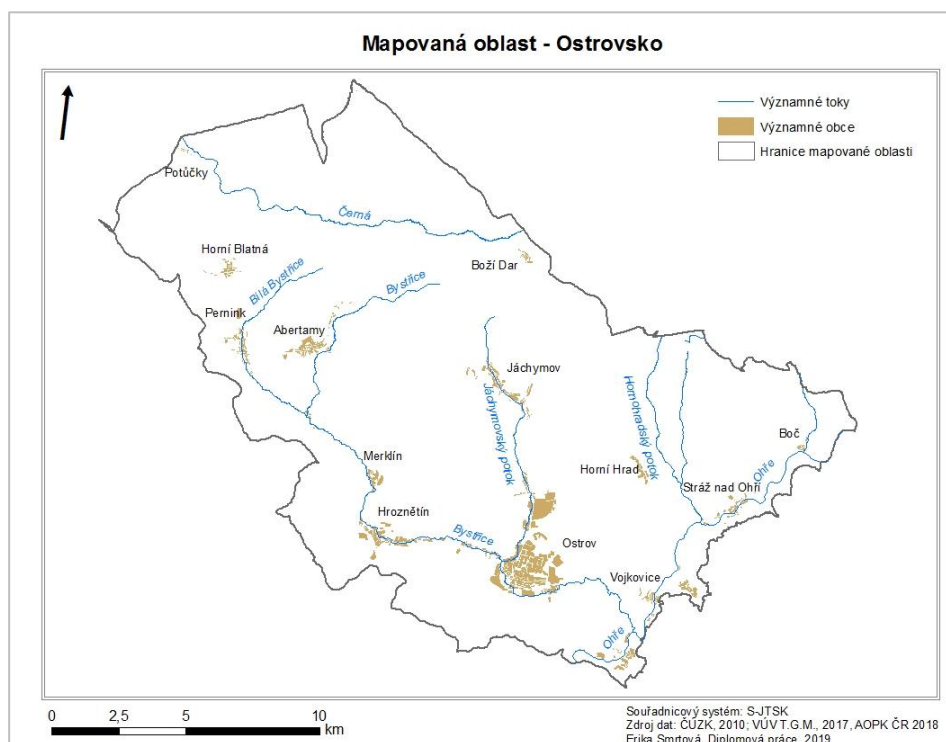
v biologicky cenných lokalitách. Na rozsáhlých zasažených plochách, zejména pak pastvinách a loukách, se provádí seč nebo pastva. Zásah je během vegetační sezóny nutné opakovat, neboť rostlina je schopná regenerace a vykvétá opakovaně. Jediným stoprocentně účinným okamžitým zásahem je vyrývání bolševníku, při kterém se kořen rostliny přesekne 10–15 cm pod kořenovým krčkem (Pergl et al. 2016^c).

3. METODIKA PRÁCE

3.1. MAPOVÁNÍ VÝSKYTU SLEDOVANÝCH DRUHŮ

3.1.1. CHARAKTERISTIKA MAPOVANÉHO REGIONU

Ostrovský region, tak jak byl vymezen pro účely projektu, se rozprostírá na ploše 30 737 ha. Hranice regionu znázorňuje Obrázek 11. V porovnání s ostatními regiony Karlovarského kraje lze Ostrovsko z hlediska výskytu invazních druhů označit za nejméně náchylný region. Invazní druhy rostlin začaly do Krušných a Doupovských hor pronikat teprve v posledních letech. Hlavní vektor šíření představují vodní toky v čele s páteří říekou Ohře (Karlovarský kraj 2012).



Obrázek 11 – Hranice mapovaného regionu Ostrovsko

Z geomorfologického hlediska je území Ostrovsko velmi pestré. Na severu zasahuje do celku Krušné hory, resp. do okrsku Jáchymovská hornatina, jehož nejvyšším bodem je

vrchol Klínovce, který měří 1244 m n. m. Zhruba polovinu Jáchymovské hornatiny tvoří mírně zvlněné náhorní roviny s rašeliništi, z nichž nejrozsáhlejší je NPR Božídarské rašeliniště. Území zpestřují neovulkanické elevace, jejichž typickým příkladem je Božídarský špičák s výškou 1115 m n. m. Druhou část Krušnohorského celku tvoří velmi členitý terén na zlomovém svahu, který je formován jednak erozí vodních toků a dále mnohými antropogenními tvary, jako např. haldami a odvaly, jež jsou pozůstatkem těžby stříbra a uranu (Bína et Demek 2012).

Střední část mapovaného území zasahuje do celku Sokolovská pánev, resp. do okrsku Ostrovská pánev, v jehož centru leží město Ostrov. Osu Sokolovské pánve tvoří údolí Ohře, které je lemované stupni akumulčních teras, které vyplňují neogenní a paleogenní usazeniny. Ostrovská pánev není v porovnání se zbytkem tohoto celku ovlivněná novodobou důlní činností. Na značné části území vystupuje na povrch krystalinikum, objevují se i neovulkanické suky (Bína et Demek 2012).

Jižní část vymezeného území je součástí celku Doupovské hory, resp. Jehličenské hornatiny, jejíž nejvyšším bodem je Velká jehličná s výškou 828 m n. m. Tvoří ji neovulkanické horniny sahající až k úpatí krušnohorského svahu, kudy si vyhloubila své údolí řeka Ohře. U Smilova, kde řeka opouští řešené území Ostrovska, leží nejnižší položené místo s nadmořskou výškou 305 m. (Bína et Demek 2012).

Ve vrcholových partiích Krušných hor je klima chladné a vlhké, je zařazeno do klimatické oblasti CH6. Nižší položené partie Krušných hor a vrcholky Doupovských hor patří do chladné klimatické oblasti CH7. V Ostrovské pánvi a na úbočích Doupovských hor převažuje mírně teplé klima (Quitt 1971).

Geomorfologické podmínky a klima jsou určujícím faktorem pro vegetaci území. Potenciální vegetaci vrcholů Krušných hor jsou klimaxové a podmáčené smrčiny spolu s komplexy horských vrchovišť. Smrkové porosty a rašeliniště jsou v území dosud zachovalé. Na odlesňovaných náhorních planinách převažují horské trojštětové louky, vřesoviště a rozličné typy mokřadů, jako jsou přechodová rašeliniště, prameniště a slatiniště. Na svazích Krušných hor jsou potenciální vegetaci acidofilní bučiny a jedliny, které se dochovaly zejména v údolí Bystřice u Pstruží a Merklína. Potenciální vegetaci Ostrovské pánve a úpatí Doupovských hor jsou dubohabřiny a teplomilné doubravy. Ty se dochovaly pouze na extrémních stanovištích. Jejich odlesněním vznikly mezofilní

a teplomilné trávníky. Na úpatí Krušných hor a Doupovských hor směrem k údolí Ohře se dochovaly stanoviště květnatých bučin a suťových lesů. (Neuhäselová et al. 1998), (Zahradnický et Mackovčín 2004).

Krušnohoří bylo osidlováno postupně od 15. století v souvislosti s hornickou činností, která dala vzniknout typické kulturní hornické krajině. Město Ostrov bylo založeno již ve 13. století, v 16. století pak byla založena města Jáchymov, Abertamy, Horní Blatná, Pernink a Boží Dar. Krušné hory si až do druhé světové války udržely postavení nejvíce osídleného evropského pohoří. Kolem roku 1850 zde žilo téměř 50 tisíc obyvatel, po první světové válce dokonce 80 tisíc obyvatel (Urban 2014). Obrat v osídlování oblasti nastal po druhé světové válce. V důsledku odsunu německého obyvatelstva zde zanikl velký počet sídel, avšak pozůstatky původního osídlení jsou v krajině patrné dodnes (Zahradnický et Mackovčín 2004).

3.1.2. *METODIKA SBĚRU DAT*

Data byla sbírána v souladu s metodikou, kterou doporučila Agentura ochrany přírody a krajiny ČR v příloze k Závěrečnému vyhodnocení akce (2016). Mapování bylo prováděno pochůzkou přímo v terénu v období od 15. 4. 2018 do 15. 8. 2018. Zákresy výskytů druhů *Heracleum mantegazzianum*, *Impatiens glandulifera* a *Fallopia ssp.* včetně souvisejících informací byly zaznamenávány do mobilní aplikace Collector for ArcGIS.

V prostředí ArcGIS Online byl vytvořen projekt pro vlastní sběr dat. Mobilní aplikace Collector for ArcGIS umožňuje vytvářet polygonové, liniové i bodové prvky. Posledně jmenované však nebyly v rámci mapování použity. Pro každou mapovanou rostlinu byla připravena polygonová a liniová vrstva ve formátu *.shp, do nichž byly nalezené výskyty zakreslovány. Jako podkladové mapy byly využity ortofoto mapy ČUZK a rastrové topografické mapy ESRI. Ke každému záznamu byly uvedeny následující atributy – pokryvnost, nebezpečnost, management, habitat, poznámka a datum. Ke každé lokalitě byla pořízena dokumentační fotografie.

Pokryvnost byla hodnocena v intervalech: 0–10 %, 11–50 %, 51–75 %, 76–100 %. **Nebezpečnost** byla hodnocena na škále 1–4. Hodnota 1 (na ústupu) označuje populaci, která je vlivem pravidelného managementu na ústupu, je málo vitální, oslabená. Hodnota 2 (stabilní) označuje izolovaný nerozrůstající se porost vzdálený od vektorů šíření v průměrné kondici. Hodnota 3 (hrozící) označuje rozrůstající se porosty

v blízkosti vektorů šíření, na neobhospodařovaných plochách s tendencí k expanzi. Hodnota 4 (akutní) označuje silné, expandující populace, které slouží jako zdroj propagulí, porosty silně měnící charakter biotopu. **Habitat** byl vybírán z uvedených charakteristik: břeh vodní nádrže, břeh vodního toku, les, louka, mokřad, okraj komunikace, pastvina, pole, ruderal, zahrada – park, zástavba, zemědělský areál, železnice. Jiný habitat byl uveden v poznámce. V atributu **management** bylo rozlišováno, zda je management proveden či není. Doplňující informace byly uvedeny v poznámce.

Maximální velikost polygonu s výskytem bolševníku byla stanovena na 3 ha. Maximální velikost polygonu s výskytem bolševníku a netýkavky byla stanovena na 0,5 ha. Do jedné lokality byly mapovány rostliny od sebe vzdálené max. 30 m. Souvislý výskyt druhu na přechodu mezi odlišnými stanovišti (např. louka – les), byť se stejnou pokryvností, byl mapován do samostatných lokalit. Výskyt druhu v odlišných pokryvnostech na stejném stanovišti byl mapován také do samostatných lokalit.

Po dokončení mapování byla data z prostředí Collector for ArcGIS vyexportována do formátu .shp. V programu ArcMap 10.6. byla opravena topografie. Kolem liniových zákresů byl vytvořen buffer o šíři 1 m nebo 2 m. Polygonové a původně liniové vrstvy byly pomocí funkce Merge spojeny. Výsledkem mapování z roku 2018 jsou datové polygonové vrstvy ve formátu .shp, pro každý sledovaný druh jedna. Výsledky mapování sledovaných druhů z roku 2012 a 2015 v podobě datových vrstev .shp, pro účely této práce poskytla Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, která zároveň poskytla i datovou vrstvu mapování biotopů z roku 2006 a mapovou síť druhého řádu dle (Härtel 1994).

3.1.3. POZNÁMKA K METODIKÁM MAPOVÁNÍ

Metodika mapování použitá v roce 2018 se v několika aspektech lišila od metodiky použité v letech 2012 a 2015. Nejpodstatnější změnou bylo použití mobilní technologie založené na geografických informačních systémech. Tento způsob minimalizuje chybovost lokalizace mapovaných segmentů a zároveň zpřesňuje i jejich velikost. Další změnou bylo stanovení maximální velikosti mapovaných segmentů. Tato změna způsobila zvýšení detailu v rámci mapovaných segmentů a zároveň snížila podíl ploch, na kterých se invazní rostliny fyzicky nevyskytují. Současně byl standardizován sběr doplňkových informací jako je pokryvnost, stanoviště, nebezpečí.

3.2. VYHODNOCENÍ DAT

Data byla vyhodnocena pomocí programu ArcMAP 10. 6. od firmy ESRI, tabulkového procesoru Excel 2007 od firmy Microsoft a programu Statistika 13.5.0.17 od firmy TIBCO Software.

3.2.1. ZÁKLADNÍ POPISNÉ STATISTIKY

Úspěšnost likvidace druhů *Impatiens glandulifera*, *Fallopia* spp. a *Heracleum mantegazzianum* v letech 2012, 2015 a 2018 v regionu Ostrovsko byla vyhodnocena analýzou změny rozloh vymapovaných segmentů, změny počtu vymapovaných segmentů a změny pokryvností. Vyhodnocení bylo provedeno z atributových tabulek jednotlivých datových vrstev. Pomocí funkce Calculate geometry byla spočtena rozloha všech vymapovaných lokalit. Funkce Statistic a Summarize byly použity k analýze změn počtů lokalit a pokryvností. Grafy byly následně vytvořeny v tabulkovém procesoru Excel a Statistica.

3.2.2. VYHODNOCENÍ INVAZIBILITY BIOTOPŮ

K vyhodnocení invazibility biotopů byla použita datová vrstva mapování biotopů z roku 2006, kterou poskytla AOPK ČR. V programu ArcGIS byla tato datová vrstva nejprve oříznuta pomocí funkce CLIP dle hranic mapovaného území. Následně byly pomocí funkce INTERSECT proloženy datové vrstvy každého sledovaného druhu v každém vymapovaném roce s ořezanou vrstvou biotopů. U vzniklých vrstev byly pomocí funkce CALCULATE GEOMETRY přepočítány rozlohy nově vzniklých polygonů. Nové datové vrstvy tak obsahovaly informace jak z mapování biotopů, tak z mapování invazních rostlin. Pomocí funkce SUMMARIZE byly z atributových tabulek selektovány celkové sumy ploch dle jednotlivých invadovaných biotopů. Tyto tabulky byly vyexportovány do Excelu, kde následovalo jejich další zpracování. Jelikož vrstva mapování biotopů obsahovala nejen polygony se 100% zastoupením daného biotopu, ale také mozaiky několika biotopů v jejich různém poměru, bylo potřeba tyto mozaiky nejprve rozpočítat dle uvedeného procentního zastoupení. Bez tohoto kroku nebylo možno vyhodnotit invazibilitu biotopů dostatečně přesně, neboť zastoupení mozaik bylo vysoké. Přepočty byly provedeny v programu Excel pomocí funkcí pro hromadné zpracování dat a kontingenčních tabulek. Ke každé rostlině, v každém mapovaném roce byly takto získány seznamy invadovaných biotopů a jejich celkové rozlohy.

Následně bylo vyhodnoceno, které biotopy jsou v ostrovském regionu sledovanými druhy nejvíce invadovány. Poměrným srovnáním rozlohy invadovaných biotopů s rozlohou celkového výskytu biotopu v regionu byly zjištěny nejvíce ohrožené biotopy. Porovnání ploch invadovaných biotopů v roce 2012 a v roce 2018 byla vyhodnocena celková úspěšnost likvidace.

3.2.3. MÍSTA NEÚSPĚŠNÉ LIKVIDACE

Ke stanovení ohnisek šíření byla použita kombinace tří faktorů. Prvním faktorem je aktuální stav rozšíření sledovaných druhů. Druhým faktorem je výskyt biotopů, na nichž ve sledovaném období došlo k nárůstu plochy. Třetím faktorem jsou nejvíce ohrožené biotopy v ostrovském regionu, jejichž zahrnutí významně nepřispívá k omezení dynamiky šíření druhů, je však chápáno jako ochrana stanovištní diverzity v regionu.

Dle výsledků mapování z roku 2018 byly vybrány segmenty, u nichž byla pokryvnost stanovena na hodnotě 3 nebo 4 a stupeň nebezpečí byl vyhodnocen jako "akutní". Na základě výsledků analýzy invazibility biotopů byly vybrány segmenty s výskytem biotopů, u kterých byl v uplynulém období zjištěn nárůst invadované plochy, případně u kterých nedošlo ke snížení invadované plochy. V případě druhu *Impatiens glandulifera* byly vybrány segmenty v biotopech L5, M1, T3, X2, X6 (s nárůstem invadované plochy) a segmenty v biotopech L4, L6, X7 (invadovaná plocha beze změny). V případě taxonu *Fallopia spp.* byly vybrány segmenty v biotopech L5, K3, X13, V2 (s nárůstem invadované plochy). Segmenty s biotopy M1 a K2 byly vybrány jako nejvíce ohrožené z pohledu obou druhů. Dle mapových čtverců síťového mapování 2. řádu (Härtel 1994) byly spočteny celkové plochy a vyhodnocena nejvíce problematická území.

Výběr byl proveden z atributových tabulek v programu ArcGIS. Vybrané segmenty byly dle faktorů barevně rozlišeny. Pomocí funkce INTERSECT bylo území rozděleno na mapové čtverce, v nichž byla spočtena celková plocha takto vybraných segmentů.

Heracleum mantegazzianum byl vzhledem k malému počtu vymapovaných segmentů vyhodnocen pouze slovně.

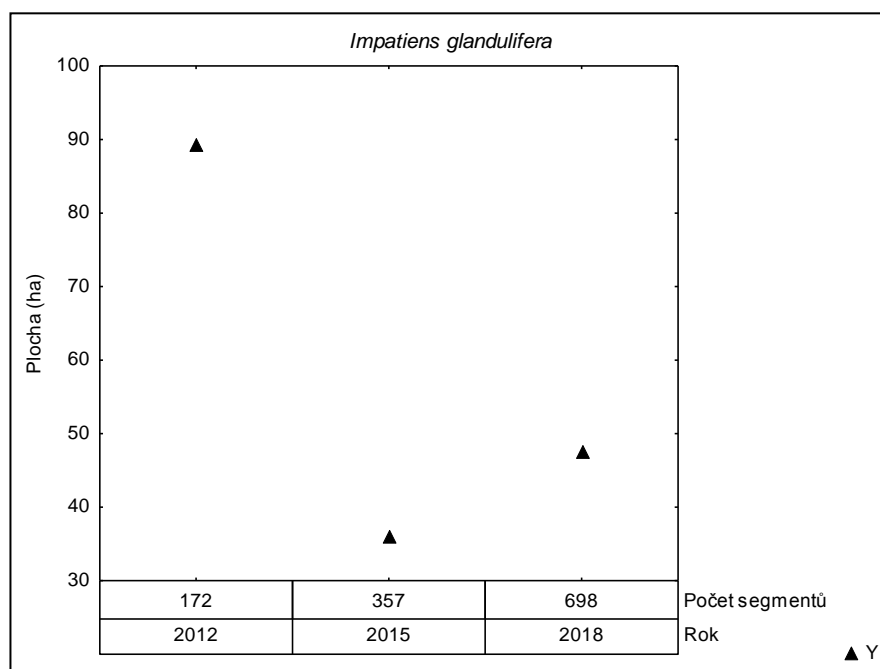
4. VÝSLEDKY

4.1. ZÁKLADNÍ POPISNÉ STATISTIKY – VYHODNOCENÍ POČTŮ ZASAŽENÝCH PLOCH, ROZLOHY A POKRYVNOSTI

4.1.1. *IMPATIENS GLANDULIFERA*

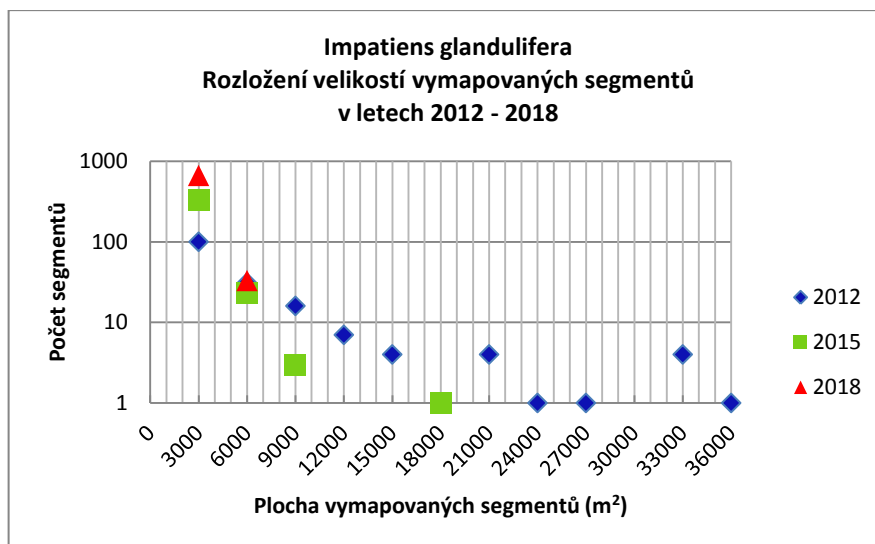
Impatiens glandulifera byla v roce 2012 vymapována ve 172 segmentech na celkové ploše 89,41 ha, v roce 2015 byla vymapována v 357 segmentech na celkové ploše 36,16 ha, v roce 2018 byla vymapována v 699 segmentech na celkové ploše 47,61 ha.

Ve sledovaném období je zřejmý postupný nárůst počtu vymapovaných segmentů. V období 2012 až 2015 činí nárůst 107,6 %, v období 2015 až 2018 činí nárůst 95,8 %. Za celé sledované období, tj. od roku 2012 do roku 2018 narostl počet segmentů o 306,4 %. Celková vymapovaná plocha s výskytem *I. glandulifera* v období 2012 až 2015 klesla o 59,6 %, v období 2015 až 2018 se zvýšila o 31,7 %. V celém sledovaném období, tj. od roku 2012 do roku 2018 se celková vymapovaná plocha snížila o 46,8 %, viz Obrázek 12.



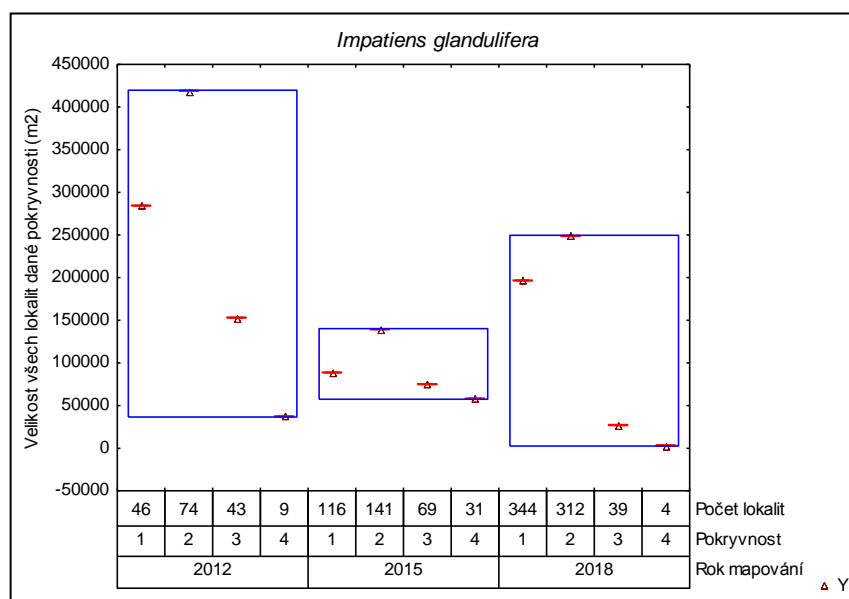
Obrázek 12 – Změna počtu segmentů a celkové zasažené plochy v letech 2012–2018

S postupným nárůstem počtu vymapovaných segmentů s výskytem *I. glandulifera* současně došlo ke zmenšování jejich rozlohy. Rozložení velikostí segmentů za celé sledované období od roku 2012 do roku 2018, je znázorněn v Obrázku 13. V roce 2018 mělo z celkového počtu 1 228 segmentů 89,2 % velikost v intervalu 1–3 000 m². Histogramy četností velikostí vymapovaných segmentů jsou uvedeny v příloze č. 4.



Obrázek 13 – *Impatiens glandulifera*, rozložení velikostí segmentů v období 2012–2018

Změnu velikosti ploch a počtů vymapovaných segmentů s konkrétní hodnotou pokryvnosti znázorňuje Obrázek 14. Charakteristika pokryvností je popsána v kapitole 3.1.2. V celém sledovaném období, tj. od roku 2012 do roku 2018, došlo u všech pokryvností k poklesu plochy: u pokryvnosti 4 o 91 %, u pokryvnosti 3 o 82 %, u pokryvnosti 2 o 41 %, u pokryvnosti 1 o 31 %. Průběžný sestupný trend v celém období vykazují pouze plochy s pokryvností 3. Plocha segmentů s pokryvností 1 a 2 se v období 2012 až 2015 sice snížila o 68,79 %, resp. o 66,7 %, ale v období 2015 až 2018 se zvýšila o 121,5 %, resp. o 78,5 %. Plocha segmentů s pokryvností 4 v období 2012 až 2015 vzrostla o 56,1 %, v období 2015 až 2018 naopak klesla o 94, 2 %.

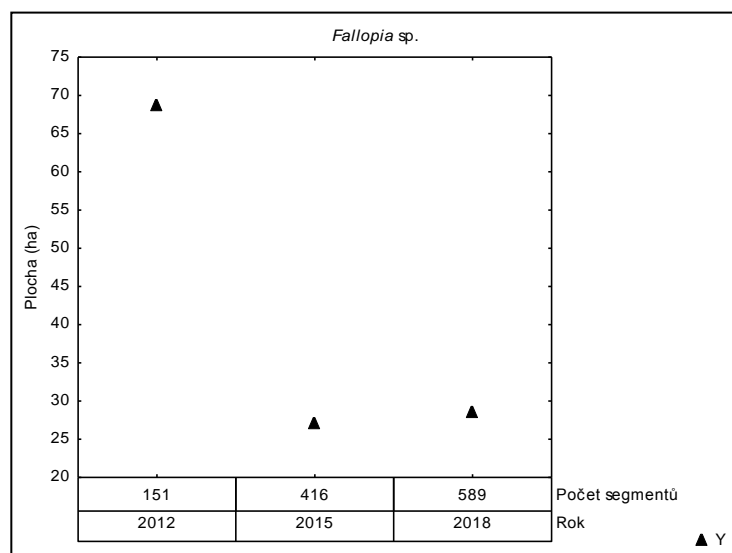


Obrázek 14 – *Impatiens glandulifera*, změna velikosti a počtu segmentů dle hodnot pokryvnosti. Modrý rámeček znázorňuje minimální a maximální hodnotu velikosti vymapovaných segmentů v daném roce. Červená značka ukazuje hodnotu celkové plochy konkrétní pokryvnosti.

4.1.2. *FALLOPIA SPP.*

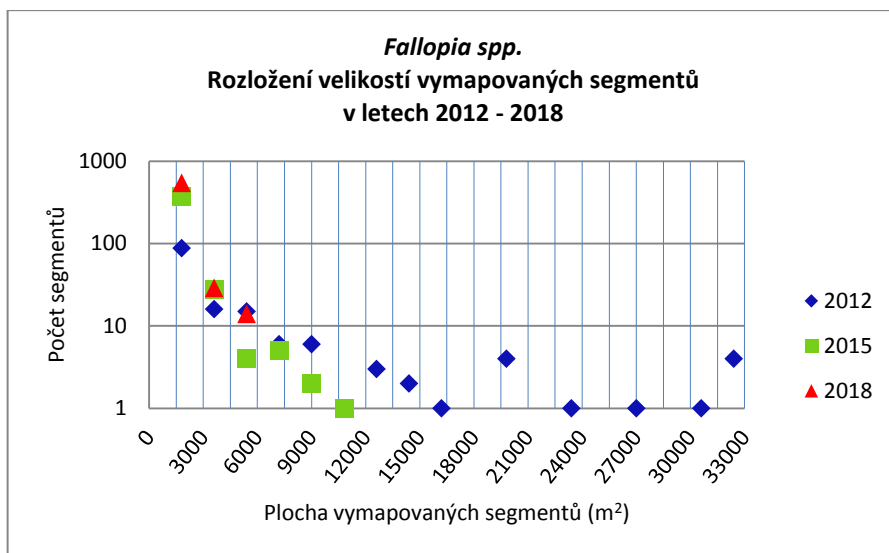
Fallopia spp. byla v roce 2012 vymapována ve 151 segmentech na celkové ploše 68,74 ha, v roce 2015 byla vymapována ve 416 segmentech na celkové ploše 27,24 ha, v roce 2018 byla vymapována v 589 segmentech na celkové ploše 28,72 ha.

Jak znázorňuje Obrázek 15, došlo ve sledovaném období k postupnému nárůstu počtu vymapovaných segmentů s výskytem taxonu *Fallopia spp.* při současném poklesu celkové zasažené plochy. Nárůst počtu segmentů v období 2015 až 2018 činil 176 %, v období 2012 až 2018 činil 49,6 %. Za celé sledované období, tj. od roku 2012 do roku 2018 narostl počet segmentů o 290 %. Celková zasažená plocha od roku 2012 do roku 2015 poklesla o 60,4 %, v období 2015 až 2018 se zvýšila o 5,4 %. Za celé sledované období, tj. od roku 2012 do roku 2018 se celková zasažená plocha snížila o 58,2 %.



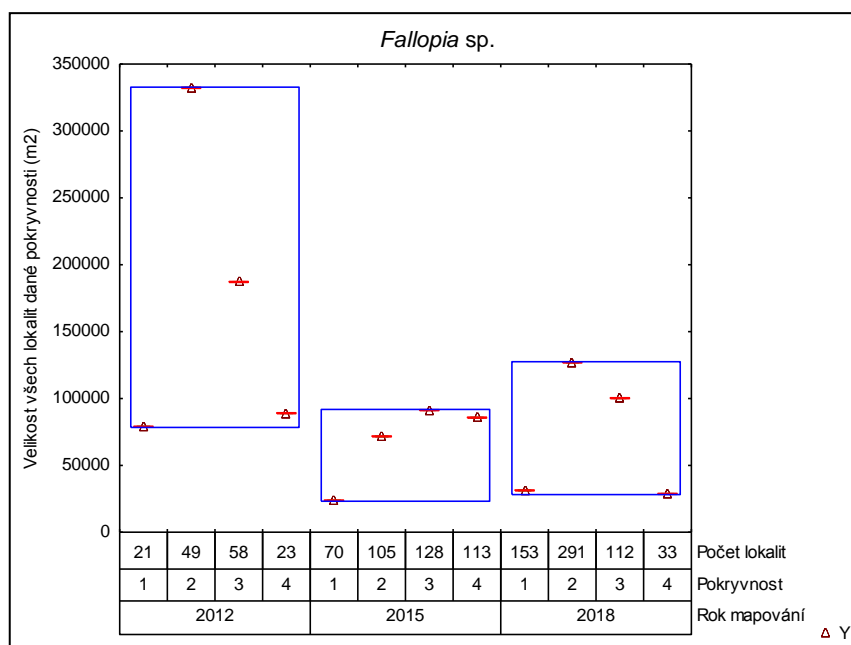
Obrázek 15 – *Fallopia spp.* změna počtu segmentů a celkové zasažené plochy v letech 2012–2018

S postupným nárůstem počtu vymapovaných segmentů s výskytem *Fallopia spp.* současně došlo ke zmenšování jejich rozlohy. Rozložení velikostí segmentů za celé sledované období od roku 2012 do roku 2018 je znázorněn v Obrázku 16. V roce 2018 má z celkového počtu 1 156 segmentů 92 % velikost v intervalu 1–3 000 m². Histogramy četností velikostí vymapovaných segmentů jsou uvedeny v příloze č. 5.



Obrázek 16 – *Fallopia spp.* rozložení velikostí segmentů v období 2012–2018

Změnu velikosti ploch a počtů vymapovaných segmentů s konkrétní hodnotu pokryvnosti znázorňuje Obrázek 17. Plochy s pokryvností 4 vykazují v celém sledovaném období sestupný trend. Plochy segmentů s pokryvností 1, 2 a 3 se v období 2012 až 2015 nejprve snížily, v následujícím období opět vzrostly. V celém sledovaném období, tj. od roku 2012 do roku 2018 došlo u všech pokryvností k poklesu plochy: u pokryvnosti 4 o 67,8 %, u pokryvnosti 3 o 46,4 %, u pokryvnosti 2 o 61,8 %, u pokryvnosti 1 o 60,4 %.

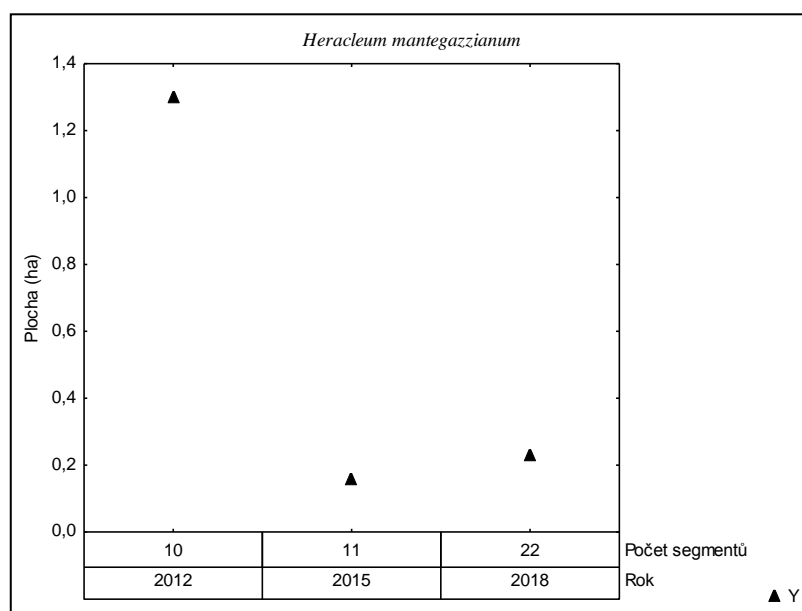


Obrázek 17 – *Fallopia spp.* změna velikosti a počtu segmentů dle hodnot pokryvnosti. Modrý rámeček znázorňuje minimální a maximální hodnotu velikosti vymapovaných segmentů v daném roce. Červená značka ukazuje hodnotu celkové plochy konkrétní pokryvnosti.

4.1.3. *HERACLEUM MANTEGAZZIANUM*

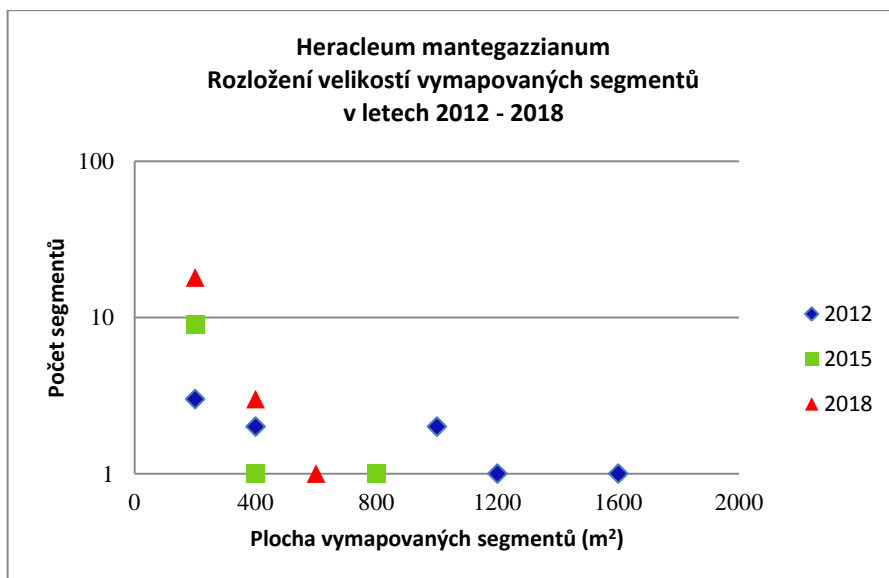
Heracleum mantegazzianum byl v roce 2012 vymapován v 10 segmentech na celkové ploše 13 834 m², v roce 2015 byl vymapován v 11 segmentech na celkové ploše 1641 m², v roce 2018 byl vymapován ve 22 segmentech na celkové ploše 2 283 m².

Ve sledovaném období došlo k nárůstu počtu vymapovaných segmentů při současném snížení celkové plochy zasažené druhem *H. mantegazzianum*. V období 2012 a 2018 činil nárůst počtu segmentů 120 %. Celková vymapovaná plocha od roku 2012 do roku 2015 poklesla o 88,1 %, v následujícím období se zvýšila o 39,1 %. V celém sledovaném období, tj. od roku 2012 do 2018 se celková zasažená plocha snížila o 83,5 %, viz Obrázek 18.



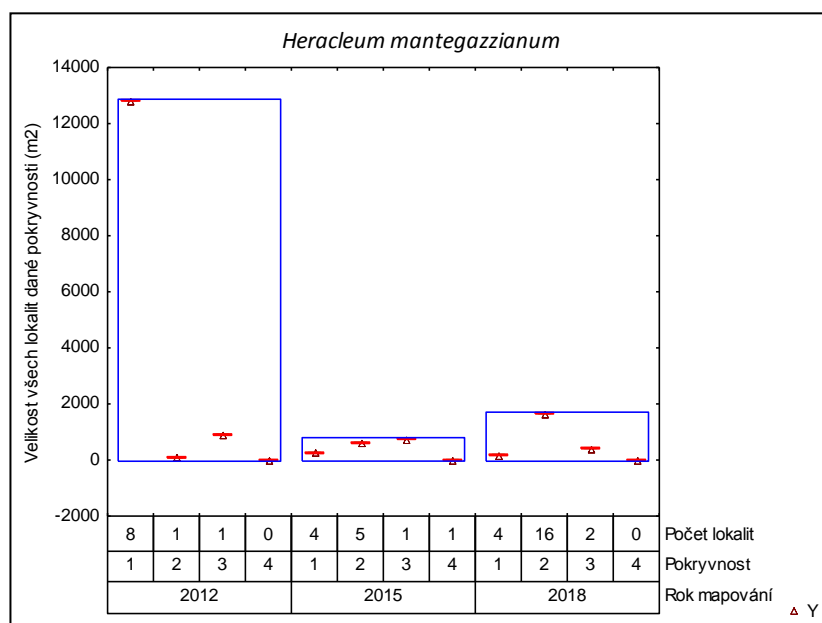
Obrázek 18 – *Heracleum mantegazzianum*, změna počtu segmentů a celkové zasažené plochy v letech 2012–2018

Vzhledem k tomu, že počet segmentů s výskytem *H. mantegazzianum* je oproti předchozím sledovaným druhům velmi malý, není trend zvyšování počtu lokalit a snižování jejich rozlohy tak patrný. Přesto je z Obrázku 19 zřejmé, že v roce 2018 mělo 83,7 % segmentů velikost v intervalu 1–400 m². Histogramy četností velikostí vymapovaných segmentů jsou uvedeny v příloze č. 6.



Obrázek 19 – *Heracleum mantegazzianum*, rozložení velikostí segmentů v období 2012–2018

Změnu velikosti ploch a počtů vymapovaných segmentů s výskytem *H. mantegazzianum* s konkrétní hodnotou pokryvnosti znázorňuje Obrázek 20. Plocha segmentů s pokryvností 1 a 3 se snižovala v obou časových úsecích – v období 2012 až 2015 se snížila o 98,1 %, resp. o 15,9 %, v období 2015 a 2018 se snížila o 29 %, resp. 44 %. Plocha vymapovaných segmentů s pokryvností 2 se naopak v obou časových úsecích zvýšila – v období 2012 až 2015 o 547 %, v období 2015 až 2018 o 971 %, za celé období potom o 1651 %. Pokryvnost 4 byla zaznamenána pouze v roce 2015.



Obrázek 20 – *Heracleum mantegazzianum*, změna velikosti a počtu segmentů dle hodnot pokryvnosti. Modrý rámeček znázorňuje minimální a maximální hodnotu velikosti vymapovaných segmentů v daném roce. Červená značka ukazuje hodnotu celkové plochy konkrétní pokryvnosti.

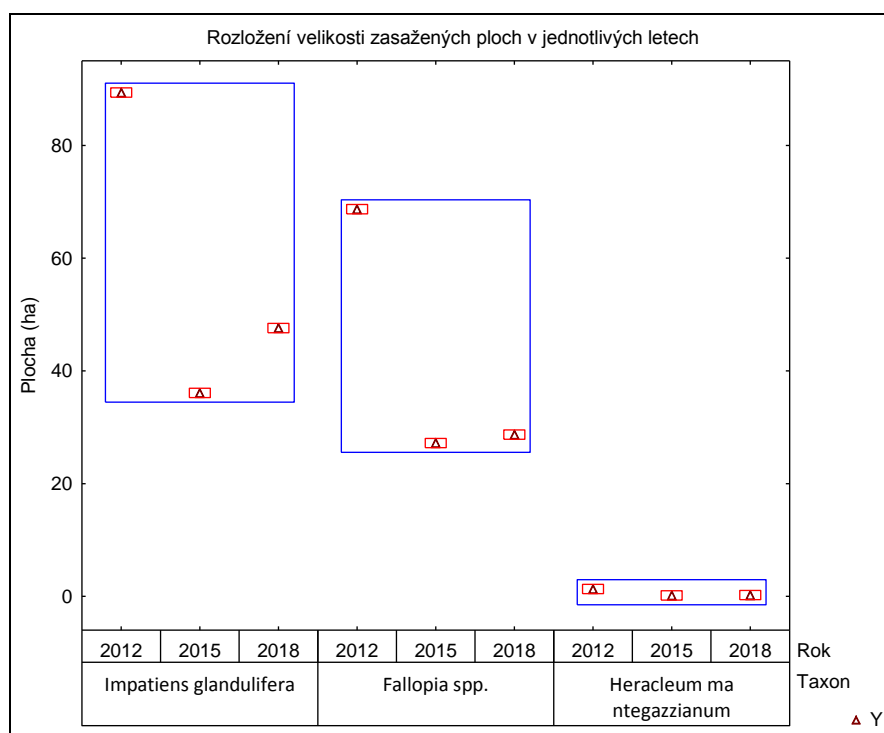
4.1.4. SOUHRNNÉ VYHODNOCENÍ POPISNÝCH STATISTIK

Vyhodnocení úspěšnosti likvidace *Impatiens glandulifera*, *Fallopia spp.* a *Heracleum mantegazzianum* v letech 2012 až 2018 je uvedeno v Tabulce 2 a znázorněno v Obrázku 21. Data vyexportovaná z programu ArcMap 10.6. jsou v příloze 7.

Tabulka 2 – Zasažené plochy dle jednotlivých druhů v letech 2012, 2015, 2018

Druh/rok	2012	2015	2018
<i>Impatiens glandulifera</i>	89,41 ha	36,16 ha	47,61 ha
<i>Fallopia spp.</i>	68,74 ha	27,24 ha	28,72 ha
<i>Heracleum mantegazzianum</i>	1,38 ha	0,16 ha	0,23 ha

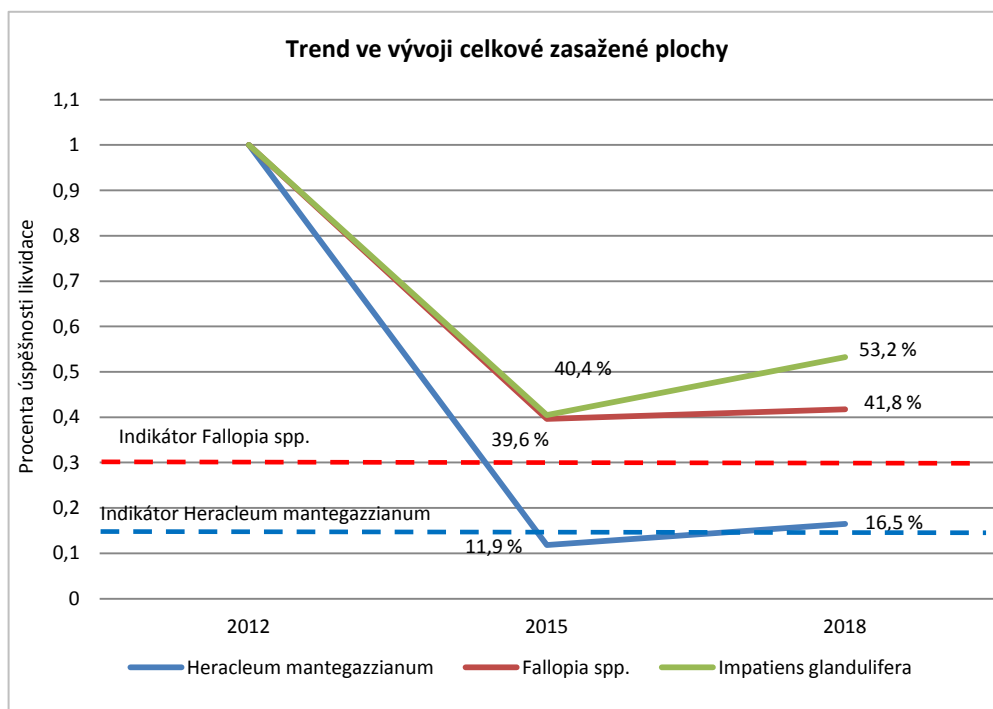
Z uvedeného vyplývá, že u druhu *I.glandulifera* se v období 2012 až 2018 celková invadovaná plocha snížila o 46,8 %, u taxonu *Fallopia spp.* se celková invadovaná plocha snížila o 58,2 %, u druhu *H. mantegazzianum* se celková zasažená plocha snížila o 83,3 %.



Obrázek 21 – Souhrnné rozložení celkové zasažené plochy v jednotlivých letech mapování

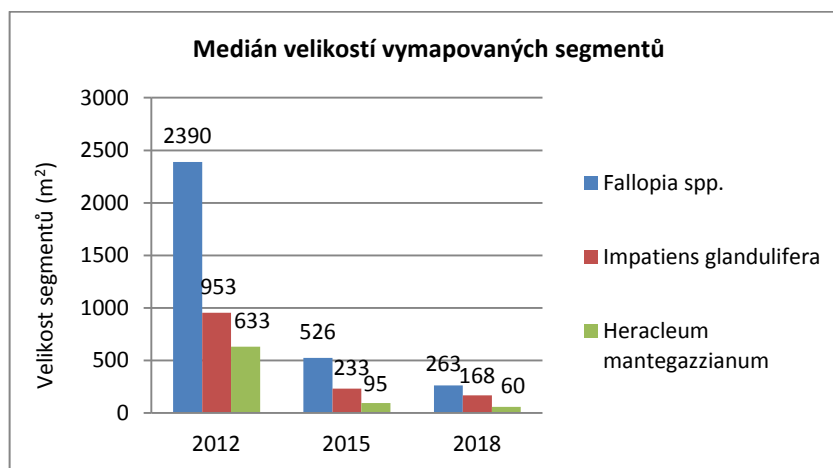
Rozložíme-li dosažené výsledky do dvou časových úseků, zjistíme, že v období realizace projektu v letech 2012 až 2015 bylo potlačování invazních druhů úspěšnější, neboť docházelo ke snižování zasažené plochy u všech sledovaných druhů. Ve druhém období, tj. v období udržitelnosti projektu v letech 2015 až 2018 dochází naopak u všech sledovaných druhů k opětovnému nárůstu zasažené plochy. Cílem projektu bylo snížení

výskytu taxonu *Fallopia spp.* o 70 % původně vymapované plochy a snížení výskytu *H. mantegazzianum* o 85 % původně vymapované plochy. Dosažená úspěšnost likvidace a trend je znázorněn v Obrázku 22.



Obrázek 22 – *I. glandulifera*, *Fallopia spp.*, *H. Mantegazzianum*, trend ve vývoji celkové zasažené plochy v letech 2012–2018

Přestože bylo mapování sledovaných druhů provedeno ve stejném území, základní soubory vymapovaných segmentů se v jednotlivých letech liší nejen svým umístěním v prostoru, ale také svou velikostí. Medián velikosti vymapovaných segmentů se v období 2012 až 2018 snížil u druhu *Fallopia spp.* o 89 %, u druhu *I. glandulifera* o 82 %, u druhu *H. mantegazzianum* o 90,5 %. Lze konstatovat, že vymapované segmenty se u všech sledovaných druhů ve sledovaném období zmenšily, jak ukazuje Obrázek 23.

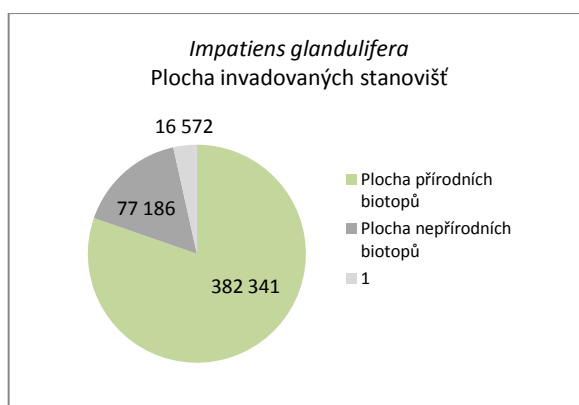


Obrázek 23 – Změna mediánu velikosti vymapovaných segmentů

4.2. VYHODNOCENÍ INVAZIBILITY STANOVIŠŤ

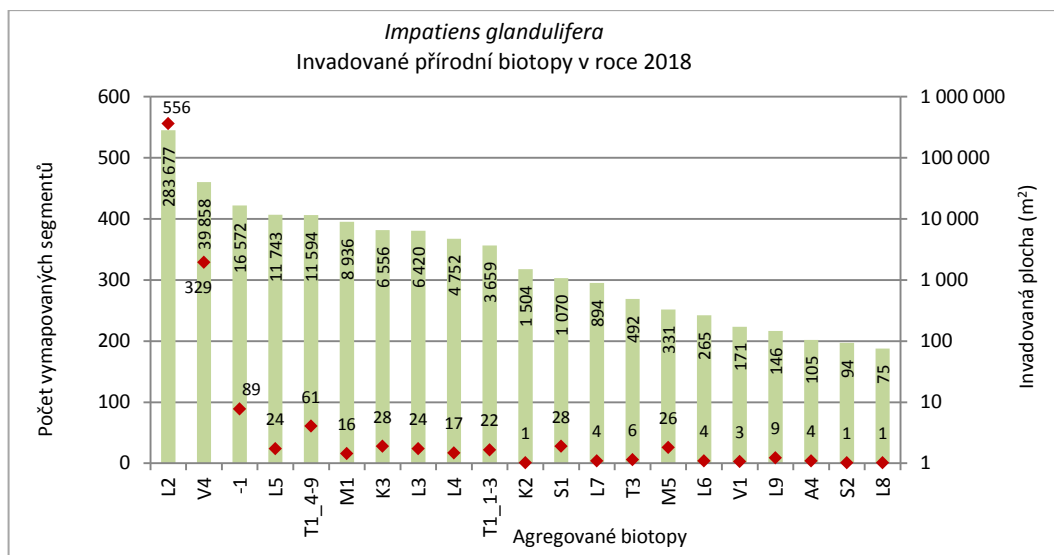
4.2.1. *IMPATIENS GLANDULIFERA*

Impatiens glandulifera invaduje v regionu Ostrovsko 23 agregovaných přírodních biotopů a 10 agregovaných biotopů z formace "X" tedy biotopy silně ovlivněné člověkem. Kromě toho obsazuje další blíže nespecifikované plochy označené hodnotou 1, které nebyly zařazeny do mapování či aktualizace biotopů z důvodu nepředpokládaného výskytu přírodně hodnotných stanovišť. Plochu invadovaných přírodních a nepřírodních biotopů znázorňuje Obrázek 24. Podrobný seznam invadovaných biotopů je uveden v příloze č. 1.



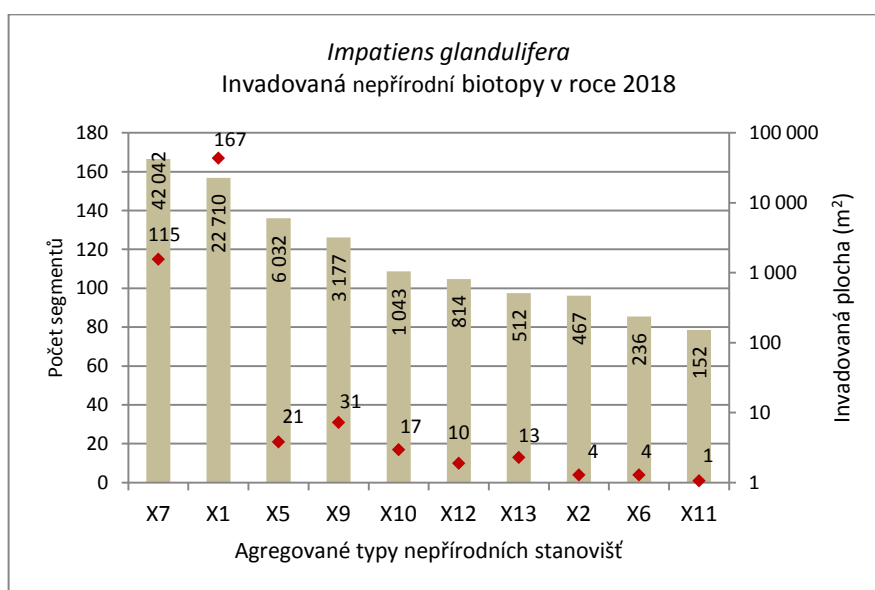
Obrázek 24 – *I. glandulifera*, plocha invadovaných stanovišť

Jak ukazuje Obrázek 25, jednoznačně nejvíce invadovaným přírodním biotopem v regionu Ostrovsko jsou lužní lesy, konkrétně údolní jasanovo-olšové luhy (L2) a makrofytní vegetace vodních toků (V4), které představují 71 % resp. 10 % ze všech přírodních biotopů invadovaných druhem *Impatiens glandulifera*, současně mají i největší počet vymapovaných segmentů. Z lesních biotopů bývají nejčastěji invadovány bučiny (L5), dubohabřiny (L3) a suťové lesy (L4). Hygrofilní louky (T1.4–9) jsou invadovány o 2 % více než mezofilní louky a pastviny (T1.1–3). Zhruba 2 % všech invadovaných biotopů představují vrbové křoviny podél vodních toků (K2) a vysoké mezofilní a xerofilní křoviny (K3). Relativně vysoký počet segmentů, byť na malé ploše, byl vymapován na biotopech skály a droliny (S1) a devětsilové lemy horských potoků (M5).



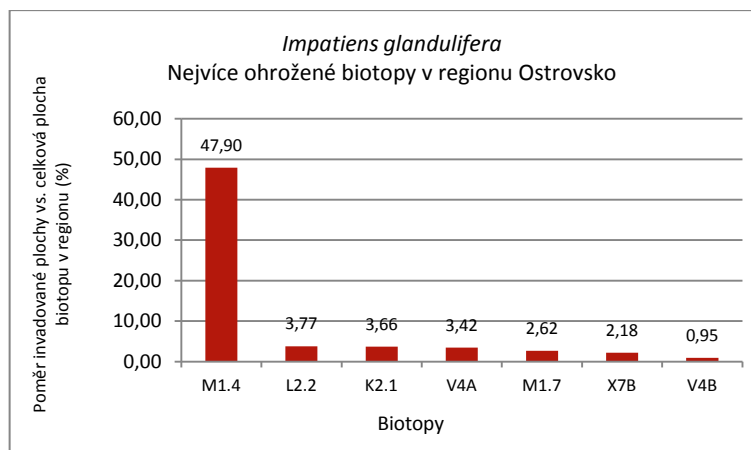
Obrázek 25 – *I. glandulifera*, invadované přírodní biotopy v roce 2018

I. glandulifera byla v nepřírodních biotopech vymapovány nejvíce v bylinné vegetaci mimo sídla (X7) a v urbanizovaných územích (X1), při současně nejvyšším počtu vymapovaných segmentů, viz Obrázek 26.



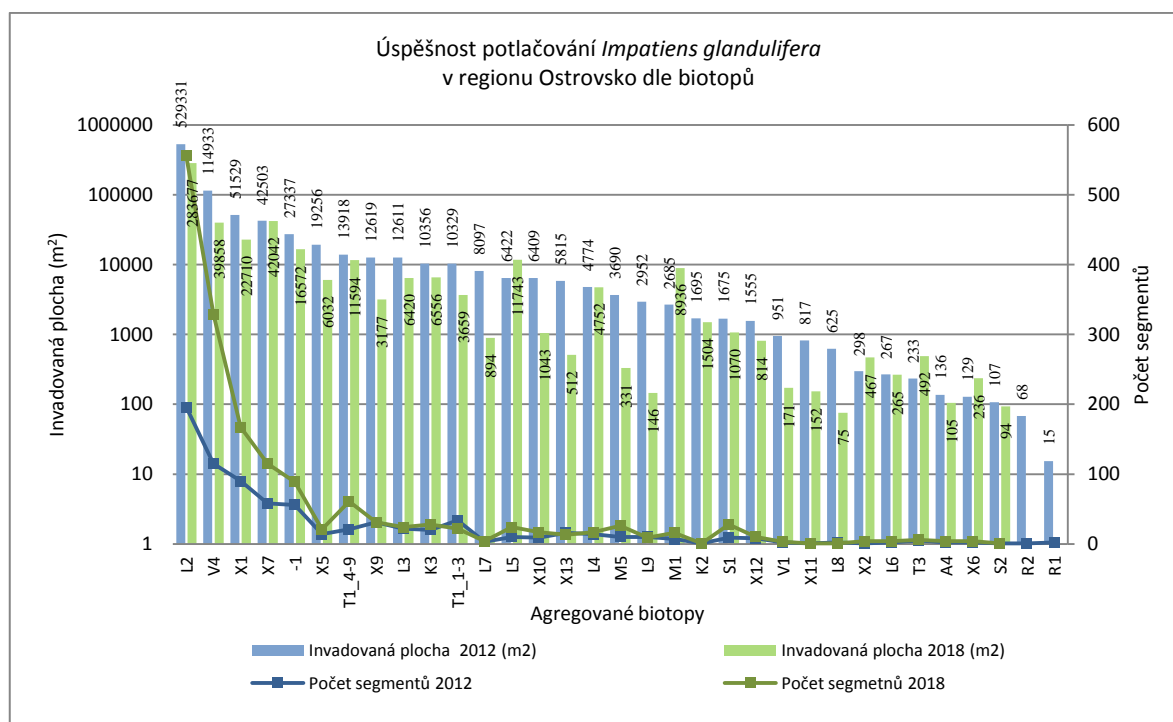
Obrázek 26 – *I. glandulifera*, invadované nepřírodní biotopy v roce 2018

Porovnáme-li plochu invadovaných biotopů s plochou celkového výskytu tohoto biotopu v regionu Ostrovsko, zjistíme, že nejhroženějšími biotopy jsou říční rákosiny (M1.4), z jejichž celkové rozlohy v regionu je invadováno 47,9 %, dále údolní jasanovo-olšové luhy, které jsou invadovány ze 3,8 %. Z pobřežních biotopů jsou ještě ohroženy vrbové křoviny (K2.1), říční rákosiny (M1.7) a makrofytní vegetace vodních toků (V4). Je zřejmé, že v případě M1.4, K2.1 a M.7 se jedná o biotopy, které jsou v regionu zastoupené spíše ojediněle, viz Obrázek 27.



Obrázek 27 – *I. glandulifera*, nejvíce ohrožené biotopy v regionu Ostrovsko

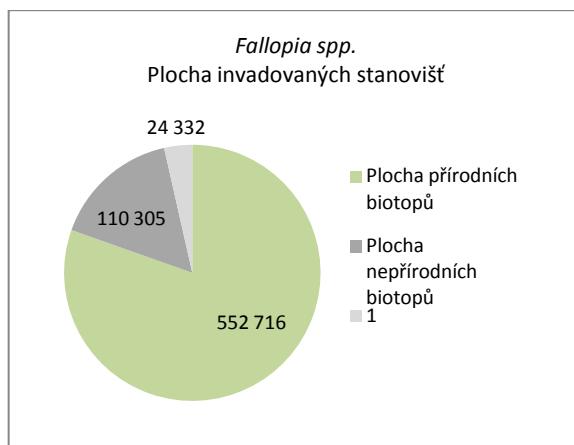
K největšímu úbytku invadované plochy mezi roky 2012 až 2018 došlo u biotopu údolní jasanovo-olšové luhy (L2), jejichž invadovaná plocha klesla o 47 %. Nutno však podotknout, že oproti roku 2015 tato plocha narostla o 42 %. Stejně tak biotop makrofytní vegetace vodních toků zaznamenala pokles invadované plochy o 65 %, ale oproti roku 2015 tato plocha narostla o 53 %. K téměř žádnému zlepšení nedošlo u lesních biotopů L4, L6 biotopů, u biotopu L5 došlo dokonce k nárůstu plochy oproti roku 2012 o 83 %. Největší procentní nárůst invadované plochy o 233 % byl zjištěn u biotopu M1. Biotopy R1 a R2 byly vymapovány pouze v roce 2012, v dalších letech nebyly zaznamenány, viz Obrázek 28.



Obrázek 28 – *I. glandulifera*, vyhodnocení úspěšnosti potlačování v regionu Ostrovsko dle biotopů

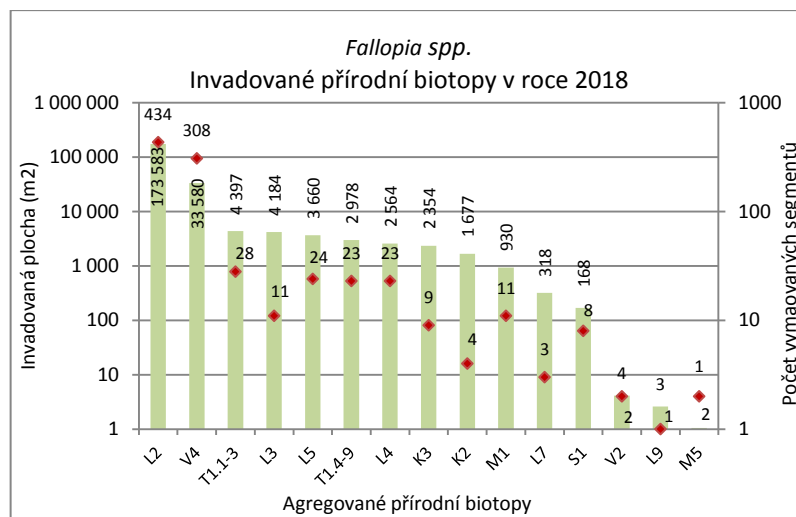
4.2.2. FALLOPIA SPP.

Fallopia spp. v regionu Ostrovsko invaduje 18 agregovaných přírodních biotopů, 10 agregovaných biotopů z formace "X" a blíže nespecifikované plochy označené hodnotou 1. Plochu invadovaných přírodních a nepřírodních biotopů znázorňuje Obrázek 29. Podrobný seznam invadovaných biotopů je uveden v příloze č. 2.



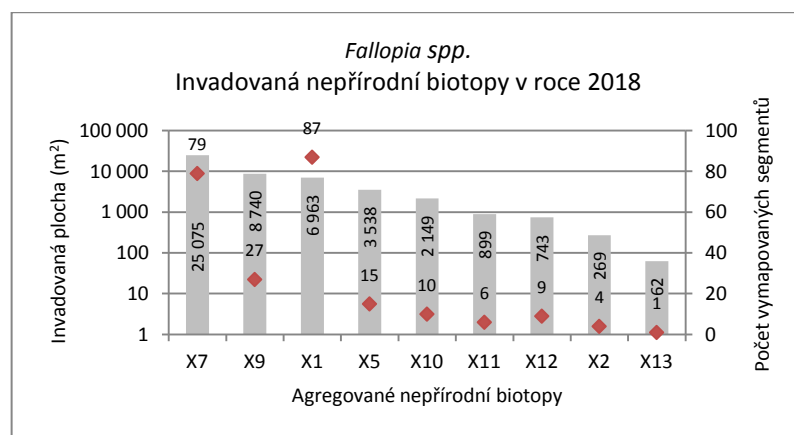
Obrázek 29 – *Fallopia spp.* plocha invadovaných stanovišť

Stejně jako v případě *I. glandulifera*, jsou nejvíce invadovanými přírodními biotopy v ostrovském regionu lužní lesy (L2) a makrofytní vegetace vodních toků (V4), které představují 75 % resp. 15 % ze všech přírodních stanovišť invadovaných taxonem *Fallopia spp.*, při současně nejvyšším počtu vymapovaných segmentů. Oproti *I. glandulifera* jsou mezofilní louky a pastviny (T1.1–3) invadovány o 1 % více než hygrofilní louky (T1.4–9). Z lesních stanovišť jsou v regionu Ostrovsko nejvíce invadované dubohabřiny (L3), následované bučinami (L5) a suťovými lesy (L4). *Fallopia spp.* invaduje nejen vrbové křoviny podél vodních toků (K2), ale také vysoké křoviny na vysychavých místech (K3), viz Obrázek 30.



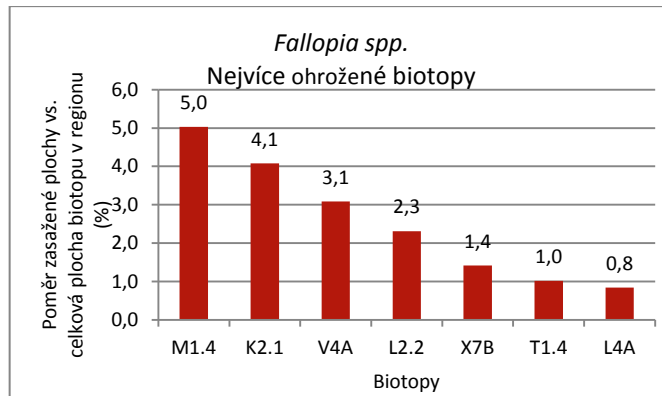
Obrázek 30 – Fallopia spp. invadované přírodní biotopy v roce 2018

Jak ukazuje Obrázek 31, nejvíce invadovaným biotopem ovlivněným lidskou činností je ruderální bylinná vegetace mimo sídla (X7), která představuje 51,8 % ze všech biotopů formace X invadovaných druhem *Fallopia spp.*. Dalšími nejvíce invadovanými biotopy jsou lesní kultury s nepůvodními dřevinami (X9), urbanizovaná území (X1) s největším počtem vymapovaných segmentů, intenzivně obhospodařovaná louky (X5) a lesní paseky (X10).



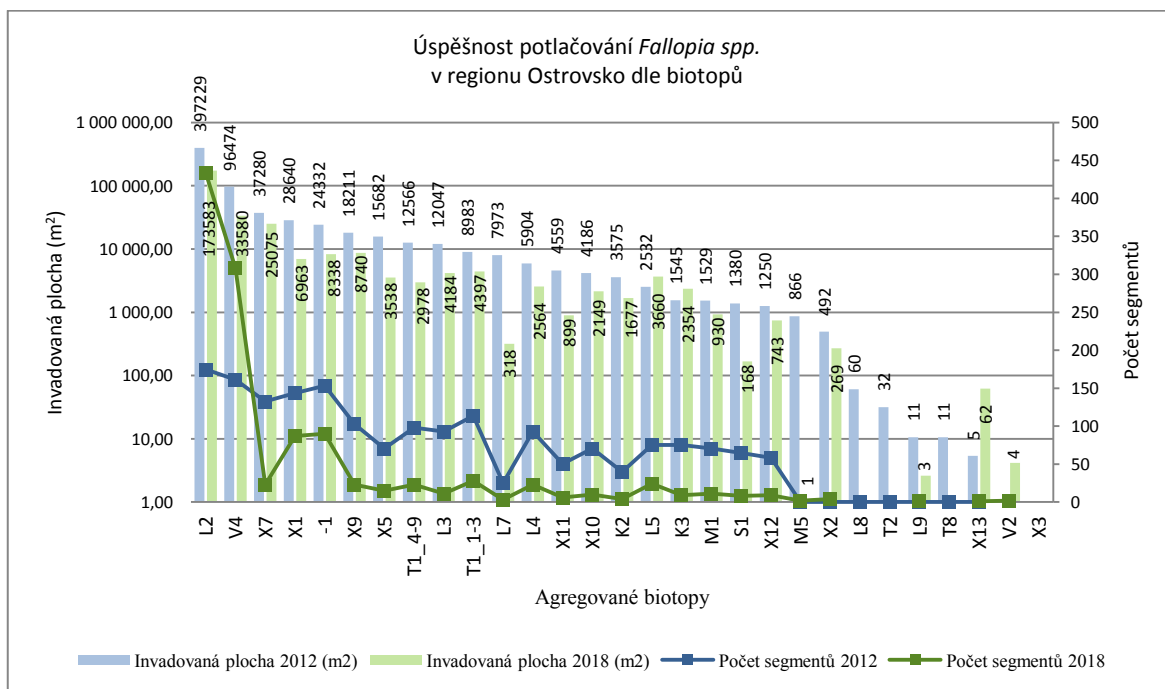
Obrázek 31 – Fallopia spp. invadované nepřirodní biotopy

Porovnáme-li plochu biotopů invadovaných taxonem *Fallopia spp.* s plochou celkového výskytu tohoto biotopu v regionu Ostrovsko, zjistíme, že nejhroženějšími biotopy jsou říční rákosiny (M1.4), z jejichž celkové rozlohy v regionu je invadováno 5 %, dále vrbové křoviny podél vodních toků (K2.1), z jejichž celkové rozlohy v regionu je invadováno 4,1 % a údolní jasanovo-olšové luhy (L2.2), které jsou zde invadovány z 2,3 %. Makrofytní vegetace vodních toků (V4A) je invadována z 3,1 %. viz Obrázek 32.



Obrázek 32 – *Fallopia spp.* nejvíce ohrožené biotopy

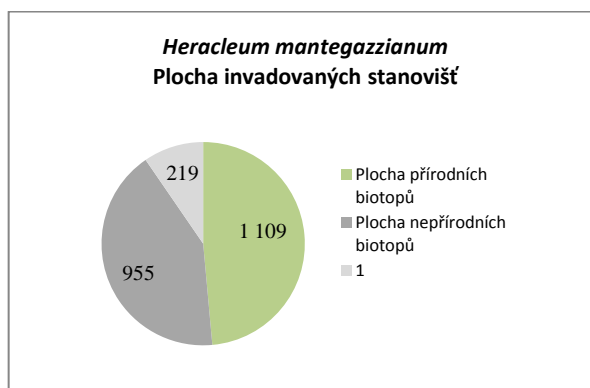
Úspěšnost omezování výskytu taxonu *Fallopia spp.* znázorňuje Obrázek 33. Stejně jako u *I. glandulifera* byl v období 2012 až 2018 zaznamenán největší úbytek invadované plochy u biotopu lužní lesy (L2), kde došlo k poklesu o 56 %. Významný pokles oproti roku 2012 byl zjištěn také u biotopu makrofytní vegetace vodních toků (V4), jehož invadovaná plocha se snížila o 65 % a biotopu acidofilní doubravy (L7), jehož invadovaná plocha se snížila o 96%. K nárůstu invadované plochy o 44 % resp. 52 % oproti roku 2012 došlo u biotopů bučiny (L5) a vysoké mezofilní a xerofilní křoviny (K3). Biotopy L5, L8, T2 byly vymapovány pouze v roce 2012, v dalších letech nebyly zaznamenány.



Obrázek 33 – *Fallopia spp.* vyhodnocení úspěšnosti potlačování v regionu Ostrovsko dle biotopů

4.2.3. HERACLEUM MANTEGAZZIANUM

Heracleum mantegazzianum. v regionu Ostrovsko invaduje 13 agregovaných přírodních biotopů, 4 agregované biotopy z formace "X" a blíže nespecifikované plochy označené hodnotou 1. Plochu invadovaných přírodních a nepřírodních biotopů znázorňuje Obrázek 34. Podrobný seznam invadovaných biotopů je uveden v příloze č. 3.



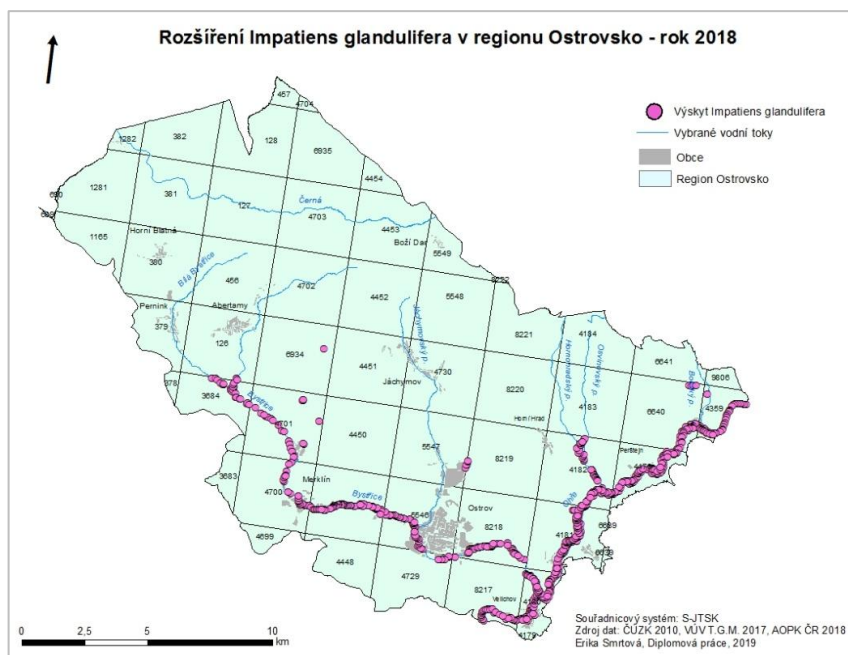
Obrázek 34 – *H. mantegazzianum*, plocha invadovaných stanovišť

Vyhodnocení úspěšnosti likvidace *Heracleum mantegazzianum* vzhledem k malému počtu zasažených ploch (39) není statisticky průkazné. Lze konstatovat, že na většině biotopů došlo v období 2012–2018 ke snížení invadované plochy. K nepatrnému zvýšení došlo u biotopu urbanizovaná území (X1). Oproti roku 2012 byl identifikován výskyt v dubohabřinách (L3), v biotopu rákosiny a vysoké ostřice (M1). Naopak v roce 2018 již nebyl potvrzen výskyt v biotopech L9, M5, K1, R1 a V1.

4.3. MÍSTA NEÚSPĚŠNÉ LIKVIDACE A NÁVRH DALŠÍHO POSTUPU

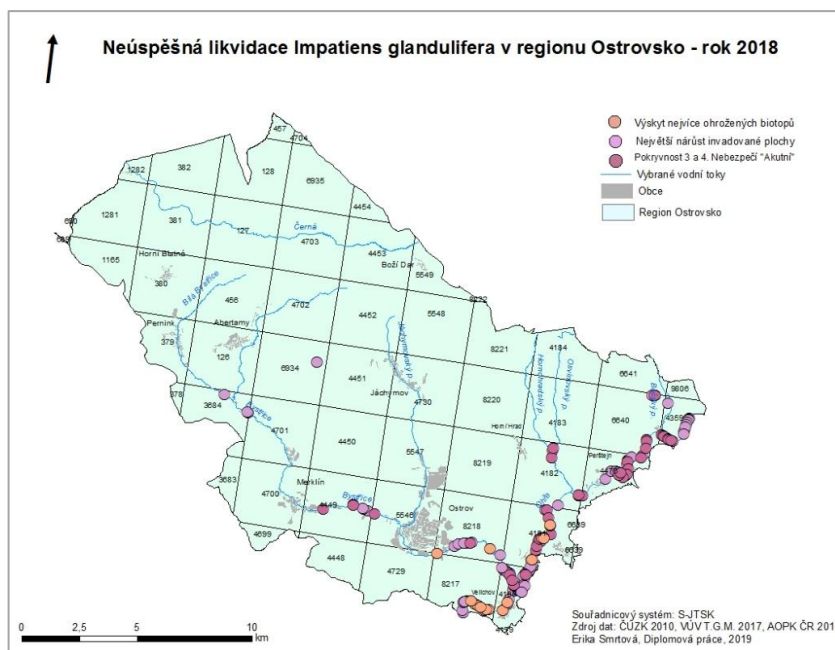
4.3.1. IMPATIENS GLANDULIFERA

Impatiens glandulifera byla v roce 2018 v ostrovském regionu rozšířena převážně podél toků Ohře, Bystřice, Hornohradského a Bočského potoka. Lokálně pak severně od Ostrova na hranici mapových čtverců 5547 a 8219 podél Vrbového potoka a na drobných přítocích Eliášova potoka v mapových čtvercích 6934 a 4701, viz Obrázek 35. Určitý způsob managementu byl zaznamenán ve 134 vymapovaných segmentech na ploše 70 750 m², zatímco ve 564 segmentech na ploše 405 349 m² nebyl prováděn žádný způsob managementu.



Obrázek 35 – *Impatiens glandulifera*, rozšíření v ostroveském regionu v roce 2018

Jako neúspěšná likvidace byly označeny segmenty, u kterých byla v roce 2018 vymapována pokryvnost druhem *Impatiens glandulifera* na hodnotě 3 nebo 4 nebo měly v atributu nebezpečí hodnotu "akutní". Takových segmentů bylo vybráno 41 s celkovou plochou 30 465 m². K nim byly dále přidány segmenty s výskytem biotopů, na kterých ve sledovaném období došlo k nárůstu invadované plochy. Takových segmentů bylo vybráno 102 na celkové ploše 55 2218 m². Segmenty s nejvíce ohroženými biotopy z hlediska stanovištní diverzity v ostroveském regionu byly identifikovány na 15 místech na celkové ploše 17 878 m². Nejvíce problematickými mapovými čtverci dle výše uvedených kritérií jsou 8217, 4180, 4181, 4359, 4476 podél řeky Ohře, viz Obrázek 36.

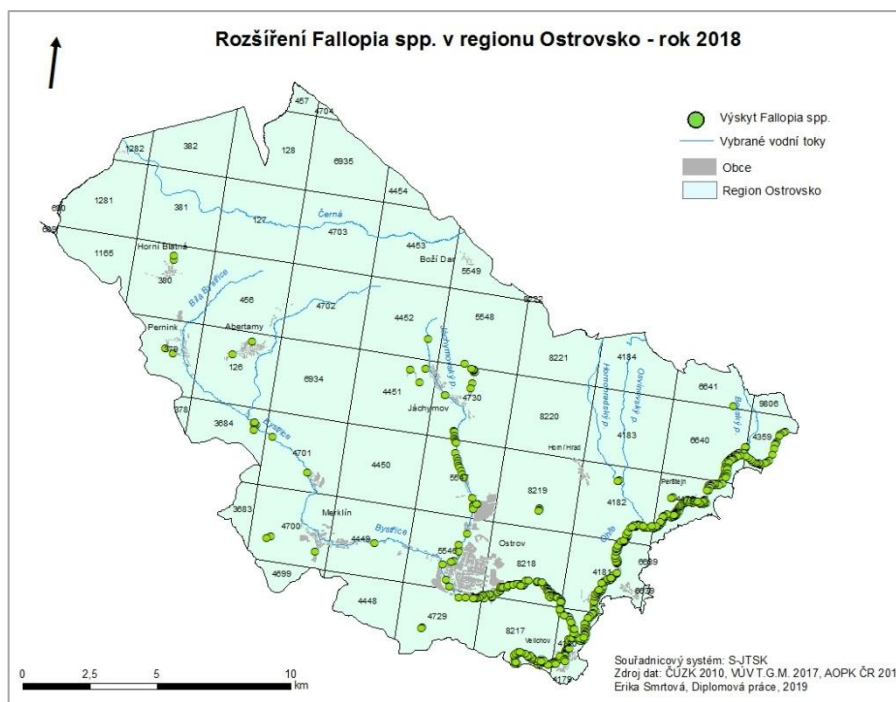


Obrázek 36 – *Impatiens glandulifera*, místa neúspěšné likvidace v roce 2018

4.3.2. *FALLOPIA SPP.*

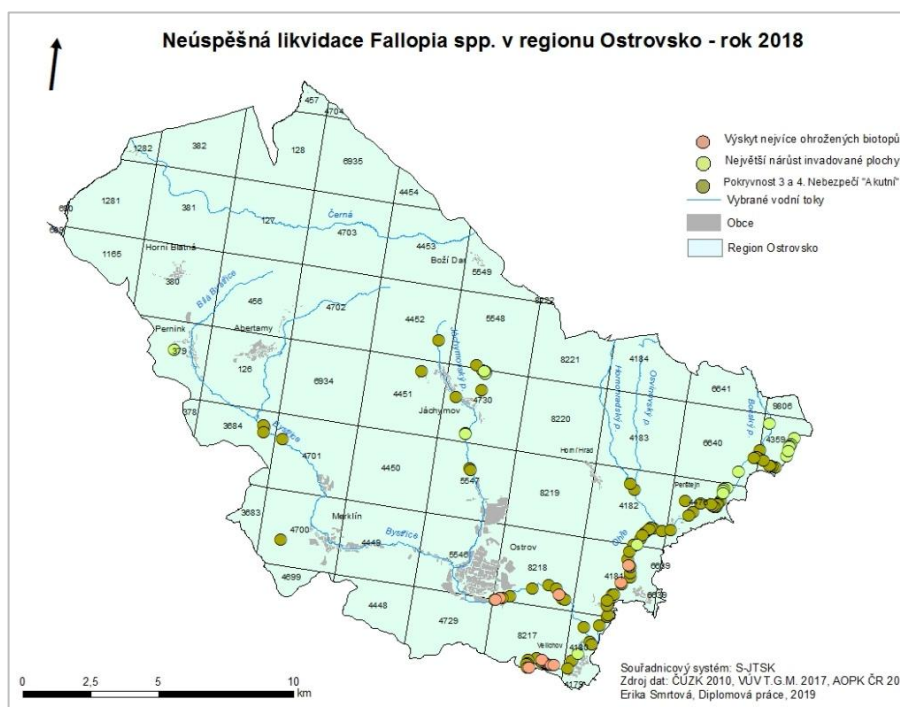
Fallopia spp. byla v roce 2018 rozšířena zejména podél řeky Ohře, Jáchymovského potoka a Bystřice od Ostrova k soutoku s Ohří. Větší koncentrace výskytu byla zjištěna kolem Jáchymova, lokálně pak v intravilánu obcí Horní Blatná, Pernink, Abertamy a Merklín, viz Obrázek 37. Provádění managementu bylo zaznamenáno na 290 lokalitách na celkové ploše 124 358 m². Ve zbylých 299 segmentech, na celkové ploše 162 817 m² nebyl zaznamenán žádný způsob managementu.

Místa neúspěšné likvidace byla identifikována obdobným způsobem jako výše u *I. glandulifera*. Pokryvnost taxonem *Fallopia spp.* s hodnotou 3 nebo 4 a nebezpečím "akutním" byla zjištěna u 90 segmentů na celkové ploše 89 281 m². K tomu bylo přidáno dalších 20 segmentů s celkovou plochou 4 398 m², s výskytem biotopů, na kterých došlo ve sledovaném období k nárůstu invadované plochy.



Obrázek 37 – *Fallopia spp.*, rozšíření v ostrovském regionu v roce 2018

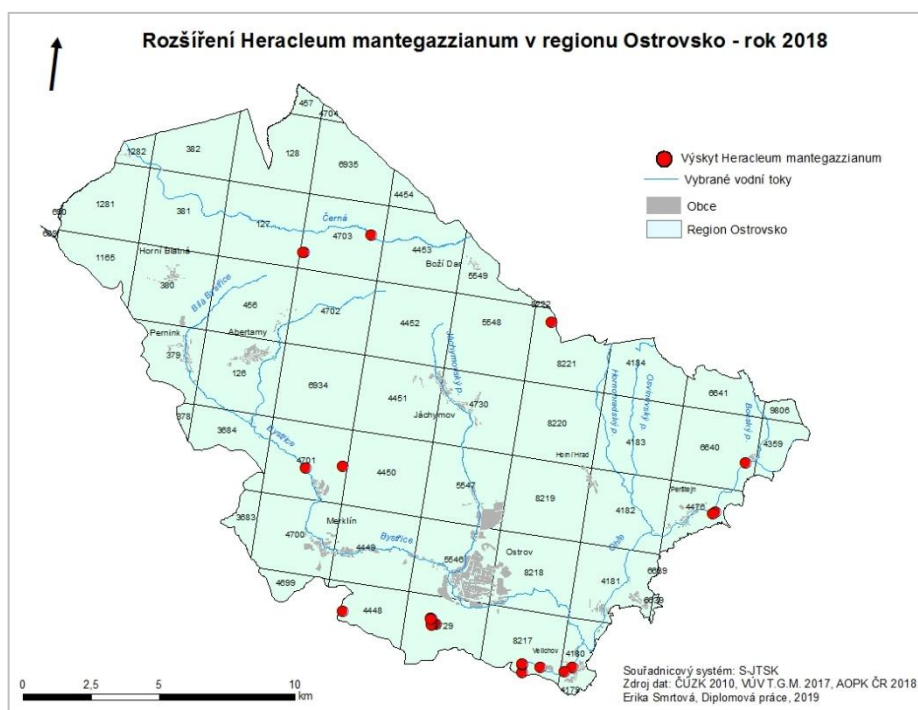
Segmenty s nejvíce ohroženými biotopy z hlediska stanovištní diverzity v ostrovském regionu byly identifikovány na 9 místech na celkové ploše 1 805 m². Nejvíce problematickými mapovými čtverci dle výše uvedených kritérií jsou 4182, 4181, 8217, 4476, 8218, viz Obrázek 38.



Obrázek 38 – *Fallopia spp.*, místa neúspěšné likvidace v roce 2018

4.3.3. *HERACLEUM MANTEGAZZIANUM*

Heracleum mantegazzianum byl v roce 2018 vymapován pouze ve 22 segmentech, které jsou rozptýlené po celém ostrovském regionu, viz Obrázek 39. Oproti roku 2012 byl nárůst počtu lokalit zaznamenán zejména podél toku Ohře. Na vrcholu Klínovce, v nadmořské výšce cca 1 240 m, se nachází nejvýše položené místo s výskytem *H. mantegazzianum*. Zde, stejně jako v okolí Národní přírodní rezervace Božídarské rašeliniště, jsou rostliny pravidelně vyrývány a populace jsou zde na ústupu. V dalších 17 segmentech však nebyl zjištěn žádný management.



Obrázek 39 – *Fallopia* spp., rozšíření v ostrovském regionu v roce 2018

5. DISKUZE

Úspěch se neměří stavem na konci projektu, ale schopností udržet tento výsledek do budoucnosti

Na základě terénního mapování provedeného v roce 2018 a jeho srovnání s výsledky mapování z let 2012 a 2015 bylo zjištěno, že stanovené indikátory úspěšnosti projektu „Omezení výskytu invazních druhů rostlin v Karlovarském kraji“ v ostrovském regionu nebyly dosaženy. V případě taxonu *Fallopia spp.* nebyly dosaženy o 11,8 %, v případě druhu *Heracleum mantegazzianum* nebyly dosaženy o 1,7 %. U druhu *Impatiens glandulifera* nebyl stanoven indikátor úspěšnosti, nicméně jeho potlačování bylo nejméně účinné, neboť invadovaná plocha byla v roce 2018 menší jen o 46,8 %.

Zjištěný nárůst invadovaných ploch v porovnání s rokem 2015 naznačuje, že účinnost opatření prováděných v době udržitelnosti projektu je nižší než v době jeho realizace. Obdobný průběh byl zjištěn například u projektu zaměřeného na potlačování křídlatek v povodí řeky Morávky (Švec et al. 2016). V národním parku Podyjí dokonce v průběhu 10 let přes vynaložené úsilí došlo k nárůstu ploch invadovaných taxonem *Fallopia* (Schiffleithner at Essl 2016), přestože jejich počet a celková zasažená plocha je oproti projektu v Karlovarském kraji zcela zanedbatelná. Stejná studie uvádí, že k potlačení

I. glandulifera v území je zapotřebí výrazně menšího úsilí než k potlačení *Fallopia spp.*

Zvyšování počtu vymapovaných segmentů a současné zmenšování jejich plochy – důsledek změny metodiky, úspěšného managementu nebo zpřesnění mapování?

Srovnáním výsledků mapování z roku 2012, 2015 a 2018 byl zjištěn nápadně velký rozdíl v počtech vymapovaných segmentů a mediánu velikosti vymapovaných ploch. Počty segmentů v průběhu času výrazně rostou, přičemž jejich plochy naopak výrazně klesají. Tato skutečnost může být způsobena třemi faktory: prvním faktorem je vliv prováděného managementu, díky němuž může docházet k rozpadu větších segmentů na menší. Druhým faktorem je využití mobilních technologií k terénnímu mapování v roce 2015 a 2018, díky čemuž bylo možno zakreslovat polygony s větší přesností a ve větším detailu. Třetím faktorem je změna metodiky mapování, která pro období udržitelnosti stanovila maximální velikosti vymapovaných segmentů.

Zkušenosti s likvidací *Heracleum mantegazzianum* a *Fallopia spp.* v národní přírodní rezervaci Soos, případně v Evropsky významné lokalitě Bystřina – Lužní potok na pozemcích Agentury ochrany přírody a krajiny ČR ukazují, že při důsledném provádění likvidace mechanickým způsobem během pěti let nedochází k výraznému zmenšení plochy lokality, ale pouze ke snižování její pokrývnosti invazním druhem (E. Smrtová, personal observation).

Kubelková (2014) ve své diplomové práci zkoumala efektivnost projektu a ověřovala přesnost mapování provedeného v roce 2012. Zjistila, že v testovaném vzorku bylo 72 % segmentů plošně nadhodnoceno tedy že skutečně invadovaná plocha na začátku projektu byla výrazně menší. Dále zjistila, že ve zkoumaném území nebylo podchyceno cca 25 % lokalit, které vymapovala oproti roku 2012 navíc. Ve své práci podotkla, že tento rozdíl může zkreslovat úspěšnost projektu a nepodchycené lokality mohou snižovat efektivitu celé akce.

Změna metodiky sběru dat pomocí mobilních technologií v roce 2015 a 2018 zřejmě přispěla k výraznému zpřesnění lokalizace segmentů. Hodnota mediánu ploch se oproti roku 2012 snížila v případě *I. glandulifera* o 75 % a v případě *Fallopia spp.* o 78 %. Současně mohly být vymapovány i nové lokality, které v roce 2012 nebyly podchyceny. Tyto závěry korespondují s tím, k čemu dospěla Kubelková (2014), avšak nárůst počtu nově vymapovaných segmentů v letech 2015 a 2018 je výrazně vyšší.

Jistě by bylo zajímavé zjistit, jaké bychom získali výsledky, kdybychom ke kontrolnímu mapování využili alespoň doplňkově metody založené na bezpilotních leteckých systémech. Výsledky by zřejmě nebyly tolik zatíženy subjektivním přístupem a chybovostí mnoha mapovatelů, byly by vymapovány i špatně přístupné či nepřístupné plochy a zřejmě by bylo podchyceno více lokalit v místech, kde je mapovatelé neočekávají, a tudíž se tam ani nevypraví (Müllerová et al. 2017).

Lze očekávat, že v rámci finálního vyhodnocení úspěšnosti projektu bude velmi obtížné stanovit, které plochy jsou pozůstatkem neúspěšné likvidace, které plochy vznikly v důsledku rozšíření druhu až v době udržitelnosti projektu ze špatně likvidovaných ploch, a které plochy do projektu nikdy nebyly zahrnuty, ať už z důvodu chybného mapování na začátku projektu nebo objektivně nového výskytu. Z toho důvodu by úspěšnost potlačování invazních druhů rostlin v Karlovarském kraji měla být vyhodnocována vždy na celém

území kraje na základě aktuálních výsledků mapování, bez ohledu na to, zda lokalita byla či nebyla zahrnuta do projektu na jeho začátku.

Biotop V4 je ve skutečnosti biotopem L2

V rámci analýzy invazibility biotopů bylo zjištěno, že jednoznačně nejvíce invadovaným biotopem v případě *I. glandulifera* a *Fallopia* spp. jsou v ostrovském regionu lužní lesy, konkrétně pak jasanovo-olšové luhy. Tato skutečnost je v souladu se zjištěními, že se *I. glandulifera* nejčastěji vyskytuje v pobřežních habitatech (Pyšek et Prach 1995^c), resp. v plochách, které podléhají zaplavování (Čuda et al. 2017). Dále bylo zjištěno, že druhým nejvíce invadovaným biotopem v případě *I. glandulifera* a *Fallopia* spp. je makrofytní vegetace vodních toků (V4). Tento biotop však ani jedna ze sledovaných rostlin neinvaduje. Chyba je výsledkem odlišného vedení hranice polygonů po břehové linii vodních toků v datové vrstvě mapování biotopů z roku 2006 a datových vrstev vymapovaných invazních druhů. Mapování biotopů bylo původně prováděno do základní mapy 1 : 10 000, ze které bylo následně digitalizováno (Härtel et al. 2009). Mapování invazních rostlin v roce 2015 a 2018 bylo prováděno přímo na podkladu ortofoto map a lze ho v tomto smyslu chápat jako přesnější. Z toho důvodu lze na invadovaný biotop V4 nahlížet spíše jako na pobřežní biotop, nejčastěji tedy lužní lesy (L2), díky čemuž jejich celková invadovaná plocha v ostrovském regionu v případě *I. glandulifera* vzroste na 32,35 ha a v případě *Fallopia* spp. na 20,72 ha.

Konkrétní biotopy ve smyslu Katalogu biotopů ČR (Chytrý et al. 2010) bývají v odborné literatuře uváděny výjimečně, spíše lze nalézt různě agregované typy stanovišť, například dle základních jednotek EUNIS (Chytrý et al. 2005) nebo rozličné syntaxony fytoocenologických jednotek (Sádlo et al. 2007). Z toho důvodu nelze zjištěné výsledky invazibility biotopů jednoduše porovnat s jinými dostupnými zdroji, byť vymapované mozaiky byly v rámci této práce převedeny dle poměrného procentního zastoupení na jednotlivé biotopy.

Metodiky likvidace – vybrat vhodnou metodu likvidace je mnohem snazší, než zajistit její správné provádění

Poznatky z biologie mnohých významných invazních druhů jsou dnes již na takové úrovni, že jsme schopni navrhovat účinné metody jejich eradikace či potlačování (Pergl et al. 2016^c). Je však otázkou, zda pro konkrétní území a aktuální stupeň invadovanosti

dokážeme z dostupných metod vybrat tu nejefektivnější. *Fallopia* spp. je v ostrovském regionu rozšířena nejvíce podél řeky Ohře a Jáchymovského potoka, kde byla zvolena převážně metoda mechanické likvidace, která však je jednou z nejméně efektivních metod (Barták et al. 2010). Aby bylo sekání účinné ve smyslu dostatečného oslabení porostů, je třeba ho provádět během vegetační sezóny minimálně čtyřikrát. Pokud je mechanická metoda prováděna s menší intenzitou, dochází naopak k posilování stávajících populací (Končecová et al. 2017, Catford et al. 2012, Delbart et al. 2012). Zajištění takto vysoké frekvence managementu podél vodních toků po dobu několika let může být pro jejich správce, Povodí Ohře a.s., organizačně i finančně velmi náročné. Nabízí se otázka, zda není vhodnější mechanickou metodu kombinovat s metodou chemickou, která byla použita při likvidaci porostů *Fallopia* spp. např. v povodí Morávky (Barták et al. 2010). Ať už je ale v území při potlačování invazních rostlin aplikována jakákoliv metoda, nejdůležitější je, aby byla prováděna skutečně systematicky a v souladu s metodickými postupy. Při mapování v roce 2018 bylo zjištěno, že na více jak polovině ploch s výskytem *Fallopia* spp. už nebyl v době mapování proveden žádný management, v případě *Impatiens glandulifera* bylo bez zásahu dokonce 78 % mapovaných ploch.

Ohniska šíření aneb co ještě má a co už nemá cenu řešit?

Impatiens glandulifera a *Fallopia* spp. invaduje v ostrovském regionu nejvíce území kolem řeky Ohře. Výskyt obou druhů lze v úseku od Radošova až po Boč označit za plošný, byť existují místa, kde se aktuálně nevyskytují, případně mají velmi nízkou pokryvnost. Tyto enklávy bývají nejčastěji v místech zahrádkářských či chatařských kolonií, v nichž jsou pobřežní plochy „dokonale vyčištěné“. Největší problém naopak představují území, kde se řeka při vyšších stavech vody pravidelně rozlévá, hlubší říční meandry, které nemají žádné hospodářské využití a správa povodí do nich nijak nezasahuje, a špatně přístupné říční ostrovy. U druhu *H. mantegazzianum* byl zaznamenán nárůst lokalit podél Ohře, ostatní místa jsou v ostrovském regionu kontrolována relativně uspokojivě, aspoň do té míry, že nedochází k nárůstu dalších zasažených ploch.

Údolí Ohře je v ostrovském regionu posledním říčním úsekem, který byl zařazen do projektu „Omezování invazních druhů rostlin v Karlovarském kraji“. Současně je tento úsek také významným silničním i železničním koridorem. Tyto tři vektory šíření se sbíhají u Stráže nad Ohří a táhnou se paralelně až do Klášterce nad Ohří. Za předpokladu, že je likvidace sledovaných invazních druhů i v ostatních částech kraje podobně úspěšná,

a s vědomím efektu viatické migrace (Kopecký 1988), je tento úsek pod velkým tlakem stále nového přísunu propagulí z vyšších částí povodí. Z toho důvodu se zde likvidace jeví málo efektivní.

Některé metodiky likvidace doporučují orgánům veřejné správy, aby místa zásahů prioritizovala a zaměřila svou pozornost spíše do lokalit, kde invaze teprve začíná, případně nedosáhla ještě pokročilého stadia. Dále je doporučováno upřednostňovat místa s výskytem vzácných druhů, stanovišť a významných krajinných hodnot. V případě pokročilé invaze se naopak doporučuje zaměřit pozornost na větší plochy bez výskytu a ty se snažit udržet čisté (Hayley 2012). Otázkou zůstává, do jaké míry je smysluplná plošná likvidace *I. glandulifera*, vzhledem k nepříliš průkaznému impaktu na původní společenstva (Čuda 2017).

6. ZÁVĚR

Cílem této práce bylo vyhodnotit úspěšnost omezování invazních druhů rostlin (*Impatiens glandulifera*, *Fallopia spp.* a *Heracleum mantegazzianum*) v ostrovském regionu, který je jednou z deseti oblastí zařazených do projektu „Omezování invazních druhů rostlin v Karlovarském kraji“, který byl realizován v letech 2012–2015. Za tímto účelem jsem v roce 2018 provedla plošné terénní mapování aktuálního výskytu uvedených invazních druhů a své výsledky jsem porovnála s výsledky mapování z roku 2012, tj. se stavem na začátku projektu a s výsledky z roku 2015, tj. se stavem na konci projektu.

Zjistila jsem, že v ostrovském regionu došlo u všech potlačovaných druhů od konce projektu k nárůstu celkových invadovaných ploch a že stanovených cílů projektu se nepodařilo dosáhnout ani v průběhu prvních tří let jeho udržitelnosti.

Nejvyšší míra invaze byla zjištěna podél řeky Ohře, kde je invaze druhů *I. glandulifera* a *Fallopia spp.* již ve velmi pokročilém stadiu. K nízkému efektu prováděných opatření přispívá nejen skutečnost, že zde dochází ke kumulaci tří významných vektorů šíření – spodní část řeky Ohře, železnice a silnice, ale také nedostatečná frekvence a špatná kvalita prováděných likvidačních metod (např. posekané rostliny křídlatek bývají nechány v místě likvidace, v potrhaných pytlích kolem silnic lze nalézt okolíky se semeny bolševníku) spíše napomáhají k rozšiřování invazních druhů než k jejich potlačování. Podél řeky Ohře došlo od konce projektu k nárůstu ploch s výskytem *H. mantegazzianum*, což hodnotím jako potenciálně velký problém, neboť všechny vymapované rostliny se nachází v těsné blízkosti toku a může tak docházet k šíření semen i na značné vzdálenosti od mateřských populací.

Vzhledem k výše uvedenému doporučuji, aby byla *I. glandulifera* v následujících letech důsledně potlačována zejména podél říčky Bystřice, Hornohradského potoka a Bočského potoka, kde se lokálně vyskytují větší plochy s vyšší pokryvností. *Fallopia spp.* by měla být důsledně likvidována nejen podél Jáchymovského potoka, ale také v intravilánu a blízkém okolí obce Jáchymov. Důslednější likvidace by měla probíhat také v intravilánech obcí Hroznětín, Merklín, Pernink, Abertamy a Horní Blatná, kde se vyskytují poměrně izolované, malé lokality, jejichž likvidace by měla být v silách místních samospráv. *H. mantegazzianum* se v ostrovském regionu vyskytuje „pouze“ na 22 lokalitách, kde by měl být i v následujících letech pravidelně likvidován.

Ke zvýšení efektivity potlačování uvedených invazních druhů by měla být mechanická metoda kombinována s metodou chemickou. V případě okolí vodních toků, kde je koncentrace taxonu *Fallopia spp.* nejvyšší, je však možné používat pouze chemické prostředky k tomuto účelu schválené, např. Roundup Biaktiv. Zlepšení stavu lze dosáhnout pouze dlouhodobě důsledným a pečlivým přístupem k likvidaci.

Projektu jako celku by prospěla lepší komunikace s veřejností. Měla by být postavena více na principu partnerství a spolupráce, podporující motivaci jednotlivců k zapojení. Nezasazené enklávy v chatových oblastech kolem řeky Ohře jsou totiž dokladem toho, že tam, kde má člověk vnitřní motivaci, dokáže udržet pozemky bez invazních rostlin navzdory enormnímu přísunu propagulí z okolního prostředí.

7. POUŽITÉ ZDROJE

AOPK ČR (2016): Stanovisko k Závěrečnému vyhodnocení akce v rámci OPŽP 2007–2013, Název akce: Omezení výskytu invazních rostlin v Karlovarském kraji, ID: 19982526. Depon. In: AOPK ČR, RP SCHKO Slavkovský les.

Bailey J. P. (2003): Japanese Knotweed s.l. at home and abroad. In: Child, L., Brock, J. H., Brundu, G., Prach, K., Pyšek, K., Wade, P. M., Williamson, M. [eds.]: Plant invasions: ecological threats and management solutions, pp.183–196, Backhuys Publishers, Leiden.

Bailey J. P., Conolly A. P. (2000): Prize–winners to pariahs: a history of Japanese Knotweed s. l. (*Polygonaceae*) in the British Isles. *Watsonia* 23: 93–110.

Barták R., Konupková Kalousková Š., Krupová B. (2010): Metodika likvidace invazních druhů křídlatek (*Reynoutria* spp.), Moravskoslezský kraj ve spolupráci s ČSOP Salamandr, Český Těšín.

Beerling D. J., Perrins J. M. (1993): *Impatiens glandulifera* Royle (*Impatiens roylei* Walp.), *Journal of Ecology*, 81, pp. 367–382.

Berchová Bímová K., Mandák B. (2008): Všechno zlé je k něčemu dobré: evoluce křídlatek (*Fallopia*) v sekundárním areálu. In: Pyšek P., Chytrý M., Moravcová L., Pergl J., Perglová I., Prach K., Skálová H. [eds.]: Rostlinné invaze v České republice: situace, výzkum a management. *Zprávy České botanické společnosti*, Praha 43, *Materiály* 23: 121–140.

Bímová K., Mandák B., Pyšek P. (2003): Experimental study of vegetativ regeneration in four *Reynoutria* taxa *Polygonaceae*.– *Pl. Ecol.* 166:1–11.

Bína J., Demek J. (2012): *Z nížin do hor: geomorfologické jednotky České republiky*. Academia, Praha.

Blackburn T.M., Essl F., Evans T., Hulme P.E., Jeschke J.M., et al. (2014): A Unified Classification of Alien Species Based on the Magnitude of their Environmental Impacts. *PLoS Biol* 12(5): e1001850.

Catford J.A., Daehler C.C., Murphy H.T., Sheppard A.W., Hardesty B.D., Westcott D.A., Rejmanek M., Bellingham P.J., Pergl J., Horvits C.C., Hulme P.E. (2012): The

intermediate disturbance hypothesis and plant invasions: implications for species richness and management. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 14: 231–241.

Čuda J., Rumlerová Z., Brůna J., Skálová H., Pyšek P. (2017a): Floods affect the abundance of invasive *Impatiens glandulifera* and its spread from river corridors. *Diversity and Distribution*. 23, 342–354 .

Čuda J., Vítková M., Albrechtová M., Guo W.Y., Barney J. N., Pyšek P. (2017b): Invasive herb *Impatiens glandulifera* has minimal impact on multiple components of temperate forest ecosystems function. *Biol Invasions* 19: 3051–3066.

Delbart E., Mahy G., Weickmans B., Henriët F., Crémer S., Pieret N., Vanderhoeven S., Monty A. (2012): Can land managers control Japanese Knotweed? Lessons from control tests in Belgium. *Environmental Management* 50: 1089–1097.

Edwards R. E., Howell R. (1989): Welsh rivers and reservoirs. *Management for wildlife conservation*. – *Regul. Riv.* 4: 213–223.

Görner T. (2018): Invazní nepůvodní druhy s významným dopadem na Evropskou unii, jejich charakteristiky, výskyt a možnosti regulace. *Metodika AOPK ČR*. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha.

Hadincová V., Dobrý J., Hanzélyová D., Härtel H., Herben T., Krahulec F., Kyncl J., Moravcová L., Šmilauer P. et Šmilauerová M. (1997): Invazní druh *Pinus strobus* v Labských pískovcích. *Zprávy Čes. bot. společ.*, Praha, 32, Mater. 14:63–79.

Hayley A. (2012): Invasive Japanese Knotweed (*Fallopia japonica* (Houtt.) Best Management Practices in Ontario. Ontario Invasive Plant Council, Peterborough, ON.

Härtel, H. (1994). Metodika floristického mapování navrhovaného národního parku České Švýcarsko a chráněné krajinné oblasti Labské pískovce, s. 64–69. In: Petříček V., Veselý, M. (eds.): *Metodika mapování přírody a krajiny*. Praha: Český ústav ochrany přírody, 69 s.

Härtel H., Lončáková J., Hošek M. [eds.] (2009): *Mapování biotopů v České republice. Východiska, výsledky, perspektivy*. 1. vydání. Praha: Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, 2009. 125 s. ISBN 978–80–87051–36–8.

Härtel H., Pergl J., Šíma J., Bauer P. (2015): Invazní rostliny v chráněných územích. – *Fórum Ochrany přírody* 3/2015, p.16–24.

- Hejda M., Pyšek P., Jarošík V. (2009): Impact of invasive plants on the species richness, diversity and composition of invaded communities. *Journal of Ecology*, 97, 393–403.
- Hollingsworth M. L., Bailey J. P. (2000): Evidence for massive clonal growth in the invasive *Fallopia* (Japanese Knotweed). – *Bot. J. Linn. Soc.* 133: 463–472.
- Holub J. (1997): *Heracleum* – bolševník. In: Slavík B., Chrtek J. jun, Tomšovic P. [eds.]: *Květena České republiky* 5: 386–395. Praha. Academia.
- Chittka L., Schürkens, S. (2001): Successful invasion of a floral market. *Nature*. 411. 653.
- Chrtek J. (1990): *Fallopia* at *Reynoutria* – In: Hejný S. et Slavík B. [eds.]: *Květena České republiky* 2. Academia, Praha: 540 s.
- Chrtek J., Chrtková A. (1983): *Reynoutria x bohemica*, nový kříženec v Průhonickém parku. *Živa*, Praha, 33: 136–137.
- Chytrý M., Kučera T., Kočí M., Grulich V., Lustyk P. [eds.] (2010): *Katalog biotopů České republiky*. Ed. 2. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha.
- Chytrý M., Pyšek P., Tichý L., Knollová I., Danihelka J. (2005): Invasions by alien plants in the Czech Republic: a quantitative assessment across habitats. *Preslia*, Praha, 77: 339–354.
- Jehlík V. (1998): *Cizí expanzivní plevelé*. Academia, Praha.
- Jurek V. (2014): Můj přítel akát. In: *Aktuální stav invazních druhů v ČR*. – Sborník, AOPK ČR, p.10–12.
- Karlovarský kraj (2012): *Omezení výskytu invazních druhů rostlin v Karlovarském kraji*. Projektová dokumentace. – Depon in: AOPK ČR, RP SCHKO Slavkovský les.
- Karlovarský kraj (2015a): *Invazní rostliny a státní správa*. Příručka k projektu Omezení výskytu invazních rostlin v Karlovarské kraji, dotovaného z Operačního programu Životní prostředí, osa 6.2. Ochrana biodiverzity. Karlovarský kraj.
- Karlovarský kraj (2015b): *Zpráva pro ZVA, depon*. In: AOPK ČR, RP SCHKO Slavkovský les.

- Končeková L., Šebová H., Pintér E. (2017): Evaluation of population regulation of invasive species *Fallopia × bohemica* by repeated mowing. *Acta horticulturae et regioteecturae* 1, Nitra, Slovaca Universitas Agriculturae Nitriae, 2014, p. 13–15
- Kopecký K. (1988): Einfluss der Strassen auf die Synanthropisierung der Flora und Vegetation nach Beobachtungen in der Tschechoslowakei. *Folia Geobotanica & Phytotaxonomica* .Vol. 23, No. 2, pp. 145–171.
- Křivánek M., Pyšek P. (2006): Vyšší rostliny introdukované do ČR. In: Milíkovský J., Stýblo P. *Nepůvodní druhy fauny a flory ČR. – ČSOP Praha*, p.28–30.
- Kubelková I. (2014): Šíření invazních druhů – aplikace predikčního modelu v prostředí GIS na vybrané druhy, Diplomová práce, Česká zemědělská univerzita v Praze, Praha.
- Mandák B. (2006): *Impatiens glandulifera* (Royle, 1835) – netýkavka žláznatá. In: Milíkovský J., Stýblo P. [eds.]: *Nepůvodní druhy fauny a flory České republiky*: 403. Praha: ČSOP.
- Mandák B., Pyšek P. (1997): Druhy rodu *Reynoutria* na území České republiky. *Zprávy Čes. Bot. Společnosti, Praha*, 32, Materiály 14:45–57.
- Mandák B., Pyšek P., Bímová K. (2004): History of the invasion and distribution of *Reynoutria* taxa in the Czech republic: a hybrid spreading faster than its parents. *Preslia* 76: 15–64.
- Mandák B., Pyšek P., Lysák M., Suda J., Krahulcová A., Bímová K. (2003): Variation in DNA – ploidy levels of *Reynoutria* taxa in the Czech republic. – *Ann. Bot.* 92:265–272.
- Millennium Ecosystem Assessment, 2005: Millennium Ecosystem Assessment Synthesis Report. Washington, DC: <https://www.millenniumassessment.org/en/Synthesis.html>
- Mooney H. A., Hobbs R. J. [eds.] (2000): *Invasive species in a changing world*, Island press, Washington D.C.
- Moravcová L., Pyšek P., Krinke L., Pergl J., Perglerová I., Thomson K. (2007): Seed germination, dispersal and seed bank in *Heracleum mantegazzianum*. – In: Pyšek P., Cock M. J. W., Nentwig W., Ravn H. P. eds. *Ecology and management of giant hogweed (Heracleum mantegazzianum)*, p. 20–41. CAB International, Walingford.

Müllerová J., Pyšek P., Pergl J., Jarošík V. (2008): Dlouhodobá dynamika šíření bolševníku velkolepého (*Heracleum mantegazzianum*) v krajině: využití leteckých snímků. *Zprávy Čes. Bot. Společ.* 43, Mater. 23: 91–102.

Müllerová J., Bartaloš T., Brůna J., Dvořák P., Vítková M. (2017): Metodika mapování invazních druhů pomocí dálkového průzkumu, Oddělení GIS a dálkového průzkumu země, Botanický ústav AV ČR, v. v. i., Zámek 1, 25243 Průhonice.

Nentwig W., Ravn H. P. eds. Ecology and management of giant hogweed (*Heracleum mantegazzianum*), p. 20–41. CAB International, Wallingford.

Neuhäselová Z. et al. (1998): Mapa potenciální přirozené vegetace České republiky. Academia, Praha.

Nielsen C., Ravn H. P., Nentwig W., Wade M. [eds.] (2005): Bolševník velkolepý: Praktická příručka o biologii a kontrole invazního druhu. Forest & Landscape Denmark, Hoersholm, 44 pp.

Otte A., Eckstein R. L., Thiele J. (2007): *Heracleum mantegazzianum* in its primary distribution range of the Western Greater Caucasus. – In: Pyšek P., Cock M. J. W., Nentwig W., Ravn H. P. eds. Ecology and management of giant hogweed (*Heracleum mantegazzianum*), p. 20–41.

Pergl J., Sádlo J., Petrušek A., Laštůvka Z., Musil J., Perglová I., Šanda R., Šefrová H., Šíma J., Vohralík V., Pyšek P. (2016^a): Black, Grey and Watch Lists of alien species in the Czech Republic based on environmental impacts and management strategy. *NeoBiota* 28: 1–37.

Pergl J., Sádlo J., Petřík P., Danihelka J., Chrtěk J. Jr., Hejdal M., Moravcová L., Perglová I., Štajerová K., Pyšek P. (2016^b): Dark side of the fence: ornamental plants as a source of wild-growing flora in the Czech Republic, *Preslia*: 88: 163–184.

Pergl J., Perglová I., Vítková M., Pocová L., Janata T., Šíma J. (2016c): Standardy péče o krajinu – péče o vybrané terestrické ekosystémy, řada B: Likvidace vybraných invazních druhů rostlin. Praha: AOPK ČR & Botanický ústav AV ČR Průhonice.

- Perglová I., Pergl J., Pyšek P. (2006): Flowering phenology and reproductive effort of the invasive alien plant *Heracleum mantegazzianum*. *Preslia* 78: 265–285.
- Perglová I., Pergl J., Pyšek P. (2007a): Reproductive ecology of *Heracleum mantegazzianum*. – In: Pyšek P., Cock M. J. W., Nentwig W., Ravn H. P. [eds.]: Ecology and management of giant hogweed (*Heracleum mantegazzianum*), p. 20–41.
- Perglová I., Pergl J., Pyšek P., Moravcová L. (2007b): Bolševník velkolepý – mýty a fakta a o ekologii invazního druhu. *Živa* 4/2007, Academia, Praha, pp. 153–157.
- Pluess T., Cannon R., Jarošík V., Pergl J., Pyšek P., Bacher S. (2012): When are eradication campaigns successful? A test of common assumptions. *Biological Invasions* 14. Springer Science, 1365–1378.
- Pyšek P. (1998): Alien and native species in Central European urban floras: a quantitative comparison. – *Journal of Biogeography* 25: 155–163.
- Pyšek P. (2018): Rostlinné invaze v současném světě – fakta, příčiny a souvislosti. *Živa* 5/2018, Academia, Praha, pp. 2014–2017.
- Pyšek P., Chytrý M., Pergl J., Sádlo J., Wild J. (2012): Plant invasions in the Czech Republic: current state, introduction dynamics, invasive species and invaded habitats. *Preslia* 84: 575–629.
- Pyšek P., Müllerová J., Jarošík V. (2007): Historical dynamics of *Heracleum mantegazzianum* invasion at a regional and local level scale. – In: Pyšek P., Cock M. J. W., Nentwig W., Ravn H. P. eds. Ecology and management of giant hogweed (*Heracleum mantegazzianum*), p. 20–41. CAB International, Wallingford.
- Pyšek P., Prach K. (1995a): List of localities of *Impatiens glandulifera* in the Czech Republic and remarks on dynamics of its invasion. *Zprávy České Botanické Společnosti*, 29, 11–31.
- Pyšek P., Prach K. (1995b): Plant invasions and the role of riparian habitats: a comparison of four species alien to Central Europe. *Journal of Biogeography*, 20, 413–420.
- Pyšek P., Pyšek A. (1995c): Invasion of *Heracleum mantegazzianum* in different habitats in the Czech Republic. *Journal of Vegetation Science* 6: 711–718.

- Pyšek P. & Richardson D. M. (2010): Invasive species, environmental change and management, and health. – *Annual Review of Environment and Resources* 35: 25–55.
- Pyšek P., Richardson D. M., Rejmánek M., Webster G. L., Williamson M. at Kirschner J. (2004): Alien plants in checklists and floras: towards better communication between taxonomists and ecologists. *Taxon* 53: 131–143.
- Pyšek P., Sádlo J. (2004): Zavlečené rostliny – jaké je to u nás doma? Zelení cizinci a nové krajiny. *Vesmír* 83, 80–85.
- Pyšek P., Sádlo J. & Mandák B. (2002): Catalogue of alien plants of the Czech Republic. – *Preslia* 74: 97–186.
- Quitt, E. (1971): Klimatické oblasti Československa. Climatic regions of Czechoslovakia. Geografický ústav ČSAV, *Studia Geographica*, Brno.
- Reiterová L., Vančura P. (2014): Boj s invazními rostlinami v národním parku Podyjí. Sborník, AOPK ČR, p.22–23.
- Richardson D. M., Pyšek P., Rejmánek M., Barbour M. G., Panetta F. D. et West C. J., 2000: Naturalization and invasions of alien plants, concept and definition. *Diversity and Distribution* 6: 93–107.
- Rumlerová Z., Vilà M., Pergl J., Nentwig W., Pyšek P. (2016): Scoring environmental and socioeconomic impacts of alienplants invasive in Europe. *Biological Invasions*, 18:3697–3711.
- Řepka R. (2014): Vetřelci a invazní rostliny v krajině – pohled neinvazního botanika. – In: Agentura ochrany přírody a krajiny ČR: Aktuální stav invazních druhů v ČR. Informační materiál o invazních druzích, Brno.
- Sádlo J. (2014): Podle skutků poznáte je. *Veronica*, 2: 2–4.
- Sádlo J., Chytrý M., Pyšek P. (2007): Regional species pool of vascular plant in the Czech Republic. – *Preslia* 79:303–321.
- Sádlo J., Pokorný P. (2003): Rostlinné expanze a vývoj krajiny v holocenní perspektivě. *Zprávy České botanické společnosti. Ročník 38. Materiály* 19: 5–16.

Seebens H., et al. (2017): No saturation in the accumulation of alien species worldwide. Nature Communication 8, Article number 14435.

Schiffleithner V., Essl F. (2016): Is it worth the effort? Spread and management success of invasive alien plant species in a Central European National Park. NeoBiota 31: 43–61 (2016), doi: 10.3897/neobiota.31.8071.

Schlaepfer M. A., Pascal M., Davis M. A. (2011): How might science misdirect policy? Insights into the threats and consequences of invasive species. Journal of Consumer Protection and Food Safety, 6:27–31.

Skálová H., Štajerová K., Hejda M., Pergl J., Moravcová L., Perglová I., Čuda J., Jahodová Š, Marková Z., Sádlo J., Pyšek P. (2014): Invaze ve faktech a termínech. – In: Agentura ochrany přírody a krajiny ČR: Aktuální stav invazních druhů v ČR. Informační materiál o invazních druzích, Brno.

Slavík B. 1997: Impatiens L., netýkavka. In: Slavík B., Chrtěk J. jun, Tomšovic P. (eds.): Květena České republiky 5: 230–240. Praha. Academia.

Sukopp H., Schick B. (1991): Zur Biologie neophytischer Reynoutria–Arten in Mitteleuropa I. Über Floral– und Extrafloralnektarien. – Verh. Bot. Berlin Brandenburg. 124: 31–42.

Švec P., Fröhlich V., Halas P., Lacina J. (2016): Změny rozšíření nepůvodních křídlatek (Reynoutria spp.) v povodí řeky Morávky po jejich (chemické) likvidaci. Výroční konference České geografické společnosti, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Pedagogická fakulta, katedra geografie. pp. 55–63.

Thiele J., Otte A., Eckstein R. L. (2007): Ecological needs, habitat preferences and plant communities invaded by Heracleum mantegazzianum. – In: Pyšek P., Cock M. J. W., Hester

R. E. , Harrison R. M. [eds.]: (2007): Biodiversity Under Threat, The Royal Society of Chemistry, Cambridge, UK.

Tkachenko K.G. (2015): Ёрщевики (род HERACLEUM) PRO ET CONTRA. природа, междисциплинарный научный и прикладной журнал " биосфера". Т. 7, No 2: 209–217.

- Urban M. (2014): Horní města Krušných hor. Fornica Publishing. Sokolov.
- Van Kleunen M., et al. (2015): Global exchange and accumulation of non-native plants. *Nature* 525: 100–103.
- Vítková M., Sádlo J. (2018): Akát jako příklad uplatnění diferencovaného managementu. *Živa* 5/2018, Academia, Praha, pp. 238–241.
- Vitousek P. M., Antonio C. M. D., Loop L. L., Westbrook R. (1996): Biological Invasions as Global Environmental Change. *American Scientist*, Volume 84, Issue 5: 468–478.
- Zahradnický J., Mackovčín P. [eds.]: (2004): Chráněná území ČR, Plzeňsko a Karlovarsko, Svazek XI. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR a EkoCentrum Brno. Praha.
- Zemanová Máchalová K. (2016): Rostlinné invaze na Šumavě. – Šumava, Správa NP Šumava, 2:2016: p.18–19.
- Ziedler M., Banaš M. (2018): Pichlavá cesta od kleče k alpínským trávnikům v Hrubém Jeseníku. – *Ochrana přírody* 5/2018: 12–15, AOPK ČR.

INTERNETOVÉ ODKAZY:

- DAISIE, ©2008: European Invasive Alien Species Gateway (online) [cit. 15.3.2019], dostupné z <<http://www.europe-aliens.org>>
- EUR-Lex, ©2018^a: Nařízení EP a Rady (EU) č. 1143/2014 (online) [cit. 15.3.2019], dostupné z <<https://www.eur-lex.europa.eu/legal-content/CS/TXT/?uri=CELEX%3A32014R1143>>
- EUR-Lex, ©2018^b: Prováděcím nařízením komise (EU) 2016/1141(online) [cit. 15.3.2019], dostupné z <<https://eur-lex.europa.eu/legal-content/CS/TXT/PDF/?uri=CELEX:32016R11413>>
- EUR-Lex, ©2018^c: Prováděcím nařízením komise (EU) 2017/1263 (online) [cit. 15.3.2019], dostupné z <<https://eur-lex.europa.eu/legal-content/CS/TXT/PDF/?uri=CELEX:32017R1263>>

NP ČS, ©2018: Národní park České Švýcarsko, CHKO Labské pískovce: plány péče 2009 – 2019 (online) [cit. 25.3.2019], dostupné z <<http://www.npcs.cz/node/59>>

IS Heracleum, ©2018: Omezení výskytu invazních rostlin v Karlovarské kraji (online) [cit. 15.3.2019], dostupné z <<http://gis.kr-karlovarsky.cz/heracleum-public/>>

AOPK ČR, © 2019: Správa CHKO Jeseníky, Správa informuje, Kleč [cit. 20.3.2019], dostupné z <<http://jeseniky.ochranaprirody.cz/sprava-informuje/klec/realizace-vyrezavani/>>

8. SEZNAM PŘÍLOH

Příloha č. 1: *Impatiens glandulifera* – přehled invadovaných biotopů v ostrovském regionu.

Příloha č. 2: *Fallopia spp.* – přehled invadovaných biotopů v ostrovském regionu.

Příloha č. 3: *Heracleum mantegazzianum* – přehled invadovaných biotopů v ostrovském regionu.

Příloha č. 4: *Impatiens glandulifera* – Histogramy četností velikostí vymapovaných segmentů v letech 2012, 2015, 2018.

Příloha č. 5: *Fallopia spp.* – Histogramy četností velikostí vymapovaných segmentů v letech 2012, 2015, 2018.

Příloha č. 6: *Heracleum mantegazzianum* – Histogramy četností velikostí vymapovaných segmentů v letech 2012, 2015, 2018.

Příloha č. 7: Export mapování *Impatiens glandulifera*, *Fallopia spp.*, *Heracleum mantegazzianum* v roce 2018 na příloženém CD.

Příloha č. 1*Impatiens glandulifera* - přehled invadovaných biotopů v ostrovském regionu

Kód biotopu	Celková plocha biotopu v regionu (m ²)	2012			2015			2018		
		Invadovaná plocha (m ²)	Počet segmentů	Podíl z celkové invadované plochy	Invadovaná plocha (m ²)	Počet segmentů	Podíl z celkové invadované plochy	Invadovaná plocha (m ²)	Počet segmentů	Podíl z celkové invadované plochy
-1	43 068 849	27 337,1	56	3,06%	8 424,9	55	2,33%	16 571,6	89	3,48%
A4	25 158	136,0	2	0,02%				105,1	4	0,02%
K2	41 137	1 694,9	1	0,19%	1 226,1	3	0,34%	1 503,7	1	0,32%
K3	4 811 578	10 355,6	20	1,16%	5 231,8	12	1,45%	6 555,9	28	1,38%
L2	7 663 487	529 331,0	196	59,20%	199 470,8	283	55,16%	283 677,1	556	59,58%
L3	3 791 621	12 611,0	22	1,41%	10 024,2	21	2,77%	6 419,8	24	1,35%
L4	3 472 896	4 774,4	14	0,53%	3 549,5	13	0,98%	4 751,8	17	1,00%
L5	22 650 220	6 421,9	10	0,72%	10 898,5	18	3,01%	11 743,4	24	2,47%
L6	492 668	267,0	2	0,03%	38,8	1	0,01%	264,5	4	0,06%
L7	2 102 470	8 096,6	3	0,91%	1 240,8	4	0,34%	894,4	4	0,19%
L8	931 443	624,9	2	0,07%	280,6	1	0,08%	75,4	1	0,02%
L9	71 237 271	2 952,2	10	0,33%	401,3	4	0,11%	145,8	9	0,03%
M1	523 822	2 685,2	7	0,30%	4 474,3	10	1,24%	8 935,9	16	1,88%
M5	317 851	3 690,2	10	0,41%	817,4	6	0,23%	330,7	26	0,07%
R1	216 190	15,3	2	0,00%						
R2	2 892 060	68,0	1	0,01%						
S1	534 055	1 674,9	9	0,19%	628,2	10	0,17%	1 070,4	28	0,22%
S2	32 896	106,7	1	0,01%				93,8	1	0,02%
T1_1-3	34 121 934	10 328,8	34	1,16%	4 494,6	18	1,24%	3 658,7	22	0,77%
T1_4-9	5 210 038	13 918,3	21	1,56%	4 515,4	20	1,25%	11 594,4	61	2,44%
T3	819 749	233,2	5	0,03%				491,6	6	0,10%
V1	745 424	951,1	2	0,11%	230,6	4	0,06%	171,2	3	0,04%
V2	6 109				2,2	1	0,00%			
V4	1 395 421	114 933,4	115	12,85%	26 096,2	158	7,22%	39 857,8	329	8,37%
X1	5 686 693	51 529,0	90	5,76%	21 876,0	92	6,05%	22 710,3	167	4,77%
X10	9 287 762	6 408,9	9	0,72%	758,2	5	0,21%	1 043,3	17	0,22%
X11	534 003	817,0	1	0,09%	5 077,2	8	1,40%	152,4	1	0,03%
X12	6 848 672	1 555,0	8	0,17%	875,5	8	0,24%	813,8	10	0,17%
X13	980 897	5 814,7	16	0,65%	4 748,2	10	1,31%	511,6	13	0,11%
X2	1 647 925	297,6	1	0,03%				467,1	4	0,10%
X5	4 491 074	19 255,7	14	2,15%	2 406,0	12	0,67%	6 031,9	21	1,27%
X6	1 125 033	128,7	2	0,01%	2,8	1	0,00%	236,3	4	0,05%
X7	2 473 644	42 503,7	58	4,75%	28 240,9	59	7,81%	42 042,8	115	8,83%
X9	57 228 452	12618,8	31	1,41%	15 576,0	36	4,31%	3 177,0	31	0,67%
Celkový součet	297 408 505	894 136,0	775	100,00%	361 605,8	873	100,00%	476 098,6	1636	100,00%

Příloha č. 2

Fallopia spp. - přehled invadovaných biotopů v ostrovském regionu

Kód biotopu	Celková plocha biotopu v regionu (m ²)	2012			2015			2018		
		Invadovaná plocha (m ²)	Počet segmentů	Podíl celkové invadované plochy	Invadovaná plocha (m ²)	Počet segmentů	Podíl celkové invadované plochy	Invadovaná plocha (m ²)	Počet segmentů	Podíl celkové invadované plochy
1	43 068 849	24 332	69	3,46%	8 531	69	2,87%	8 338	90	2,90%
K2	41 137	3 575	3	0,52%	399	3	0,15%	1 677	4	0,58%
K3	4 811 578	1 545	8	0,22%	1 881	12	0,69%	2 354	9	0,82%
L2	7 663 487	397 229	125	57,84%	155 547	311	57,26%	173 583	434	60,45%
L3	3 791 621	12 047	13	1,75%	7 993	9	2,94%	4 184	11	1,46%
L4	3 472 896	5 904	13	0,86%	4 821	12	1,77%	2 564	23	0,89%
L5	22 650 220	2 532	8	0,37%	8 612	20	3,17%	3 660	24	1,27%
L7	2 102 470	7 973	2	1,16%	321	1	0,12%	318	3	0,11%
L8	931 443	60	1	0,01%						
L9	71 237 271	11	1	0,00%				3	1	0,00%
M1	523 822	1 529	7	0,22%	1 284	4	0,47%	930	11	0,32%
M5	317 851	866	1	0,13%	0	1	0,00%	1	2	0,00%
S1	534 055	1 380	6	0,20%	204	11	0,08%	168	8	0,06%
T1_1-3	34 121 934	8 983	23	1,31%	5 382	17	1,98%	4 397	28	1,53%
T1_4-9	5 210 038	12 566	15	1,83%	5 929	12	2,18%	2 978	23	1,04%
T2	3 393 545	32	1	0,00%	234	2	0,09%			
T8	993 831	11	1	0,00%						
V2	6 109				5	1	0,00%	4	2	0,00%
V4	1 395 421	96 474	86	14,05%	22 234	167	8,19%	33 580	308	11,69%
X1	5 686 693	28 640	53	4,17%	8 559	69	3,15%	6 963	87	2,42%
X10	9 287 762	4 186	7	0,61%	2 201	9	0,81%	2 149	10	0,75%
X11	534 003	4 559	4	0,66%	1 735	2	0,64%	899	6	0,31%
X12	6 848 672	1 250	5	0,18%	183	6	0,07%	743	9	0,26%
X13	980 897	5	1	0,00%	352	2	0,13%	62	1	0,02%
X2	1 647 925	492	1	0,07%	272	6	0,10%	269	4	0,09%
X3	277 113				41	1	0,02%			
X5	4 491 074	15 682	7	2,28%	2 262	11	0,83%	3 538	15	1,23%
X7	2 473 644	37 280	39	5,42%	20 813	62	7,64%	25 075	79	8,73%
X9	57 228 452	18 211	17	2,65%	12 567	158	4,61%	8 740	27	3,04%
Celkový součet	295 723 814	687 354	517	100,00%	272 362	838	100,00%	287 177	1219	100,00%

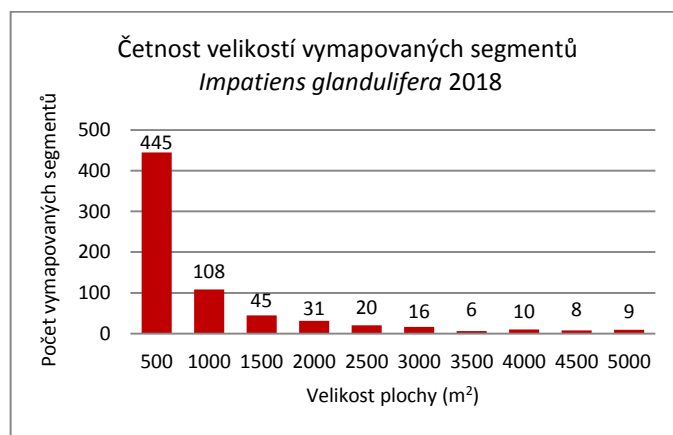
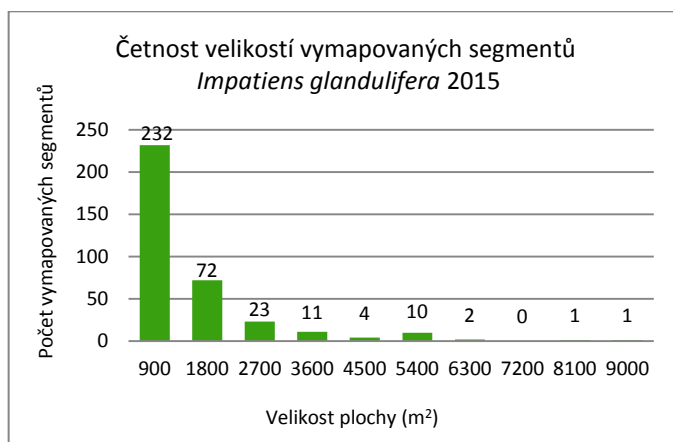
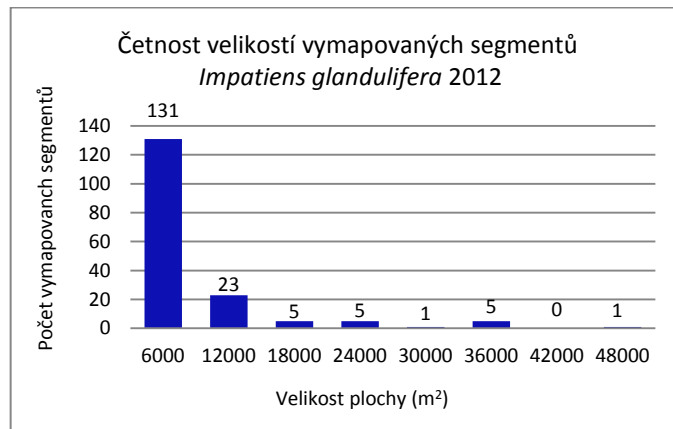
Příloha č. 3

Heracleum mantegazzianum - přehled invadovaných biotopů v ostrovském regionu

Kód biotopu	Celková plocha biotopu v regionu (m ²)	2012			2015			2018		
		Invadovaná plocha (m ²)	Počet segmentů	Podíl z celkové invadované plochy	Invadovaná plocha (m ²)	Počet segmentů	Podíl z celkové invadované plochy	Invadovaná plocha (m ²)	Počet segmentů	Podíl z celkové invadované plochy
1	43 068 849	1829,5	2	13,22%	136,12	1	8,29%	218,8	1	9,58%
K1	339 461	108,7	1	0,79%			0,00%			0,00%
K3	4 811 578	611,49	3	4,42%	452,34	3	27,56%	237,55	4	10,41%
L2	7 504 715	1908,13	6	13,79%	634,01	8	38,63%	469,03	8	20,55%
L3	3 791 621			0,00%			0,00%	6,7	1	0,29%
L9	19 046 256	481,27	2	3,48%			0,00%			0,00%
M1	176 789			0,00%			0,00%	68,37	1	2,99%
M5	317 851	221,99	1	1,60%	0,99	1	0,06%			0,00%
R1	45 343	15,35	2	0,11%			0,00%			0,00%
R2	2 666 667	67,99	1	0,49%			0,00%	6,22	1	0,27%
T1.1-3	13 254 435	1481,27	6	10,71%	180,52	3	11,00%	248,63	4	10,89%
T1.5-9	3 467 839	90,21	1	0,65%	11,72	1	0,71%	53,06	2	2,32%
V1	302 852	4,41	1	0,03%			0,00%			0,00%
V4	1 076 779	3748,33	5	27,09%			0,00%	19,09	4	0,84%
X1	5 686 693	269,25	3	1,95%	212,23	5	12,93%	272,64	6	11,94%
X12	2 288 279			0,00%	0,4	1	0,02%			0,00%
X7	2 453 377	2533,28	5	18,31%	12,74	2	0,78%	637,18	6	27,91%
X9	57 228 452	462,99	4	3,35%			0,00%	45,66	1	2,00%
Součet	167 527 836	13834,16	43	100,00%	1641,07	25	100,00%	2282,93	39	100,00%

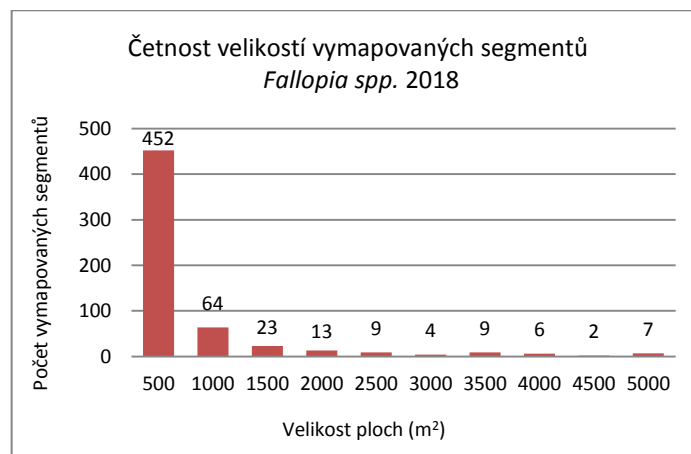
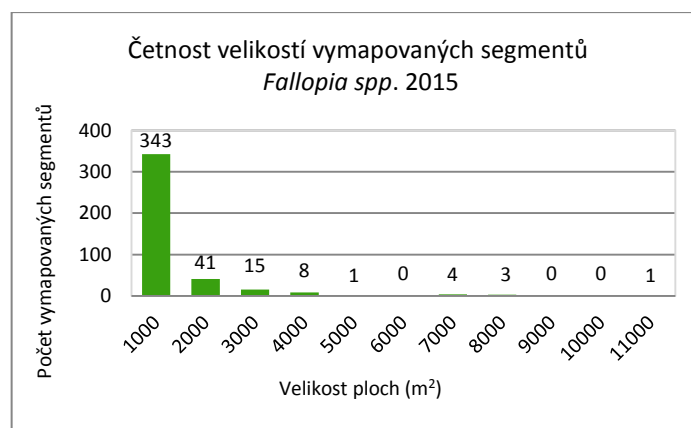
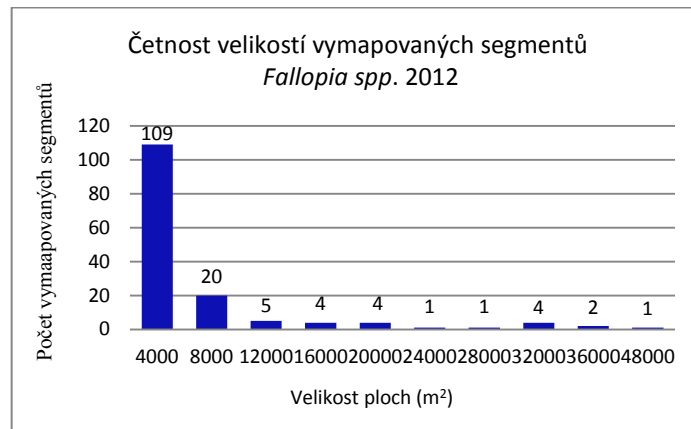
Příloha č. 4

Impatiens glandulifera - Histogramy četností velikostí vymapovaných segmentů v letech 2012, 2015, 2018



Příloha č. 5

Fallopia spp. - Histogramy četností velikostí vymapovaných segmentů v letech 2012, 2015, 2018



Příloha č. 6

Heracleum mantegazzianum - Histogramy četností velikostí vymapovaných segmentů v letech 2012, 2015, 2018

