

**Česká zemědělská univerzita v Praze**

**Fakulta životního prostředí**

Katedra aplikované ekologie



Disertační práce

**Šíření vybraných invazních druhů rostlin a jejich  
ekologické nároky**

Vypracovala: **Ing. Jana Pěkníková**

Školitel: doc. Ing. Kateřina Berchová, Ph.D.

Termín vypracování: červenec 2017

Tato disertační práce byla vypracována na Katedře aplikované ekologie Fakulty životního prostředí, České zemědělské univerzity v Praze v období říjen 2012 - červenec 2017.

Prohlašuji, že jsem tuto disertační práci vypracovala samostatně pod vedením doc. Ing. Kateřiny Berchové, PhD., a uvedla jsem všechny literární prameny, ze kterých jsem čerpala.

Praha, 2017

Ing. Jana Pěkníková

Na tomto místě bych ráda poděkovala všem, kteří přispěli ke vzniku této disertační práce. V první řadě bych ráda poděkovala své školitelce, doc. Ing. Kateřině Berchové, PhD., za její odborné vedení během studia a cenné rady v průběhu výzkumu. Děkuji všem mým blízkým kolegům, především Ing. Johaně Vardarman a Ing. Davidovi Petrusovi, za jejich odbornou spolupráci a přátelskou atmosféru během studia. Mé velké poděkování patří studentům Fakulty životního prostředí ČZU Praha, kteří se aktivně zapojili do terénních šetření. V neposlední řadě patří můj velký dík mojí rodině a přátelům za jejich podporu a lásku.

## SHRNUTÍ

Šíření invazních druhů rostlin závisí na mnoha faktorech. Mezi ty klíčové patří ekologické nároky na stanoviště (např. saturace lokalit živinami), druhová skladba invadovaného společenstva, vzdálenost od vektoru šíření atd. To, zda bude daná lokalita invadována, závisí na stupni narušení lokality člověkem a také na způsobu užívání krajiny (land-use). Typy biotopů odráží výše zmiňované ekologické nároky a po identifikaci k invazi náchylných lokalit by mohly být vhodným prediktorem pro následné šíření invazních druhů rostlin.

Disertační práce shrnuje výsledky 3 publikací, které se věnují šíření invazních druhů rostlin. Bolševník velkolepý (*Heracleum manteagazzianum*), netýkavka žláznatá (*Impatiens glandulifera*), druhy rodu křídlatka (*Fallopia* spp.) a druhy rodu zlatobýl (*Solidago* spp.) byly podrobně mapovány ve vegetační sezoně 2013-2015 v chráněných územích a jejich okolí. Následně byly vytvořeny a testovány modely šíření druhů pro každou uvedenou skupinu invazních druhů rostlin. Cílem výzkumu bylo dále testovat vhodnost použití vrstvy biotopů z mapování Natura 2000 a dalších environmentálních proměnných pro tvorbu modelů šíření invazních druhů.

Z výsledků vyplývá, že vhodné proměnné pro modelování na úrovni lokálního měřítka jsou typy biotopů, typy půd, nadmořská výška a vzdálenost od vodní a cestní sítě. Modely GBM, GAM a také model MAXENT dosahovaly z testovaných modelů nejlépe hodnocených výsledků. Zjistili jsme, že při konstrukci modelů primárně záleží na počtu výskytů a rozloze areálu. Pro malý počet výskytů je lepší dané lokality přímo sledovat a zaměřit se na jejich okolí, než vytvářet složité predikční modely s nejistým výsledkem a velkým podílem náhodných faktorů. Použití predikčního modelu pro chráněná území lokálního měřítka by mělo především pomoci při plánování managementu pracovníkům ochrany přírody. Díky tomuto nástroji by mohli vytipovat lokality, kam se invazní druhy budou rozšiřovat a zaměřit se na ně při plánování zásahů.

## SUMMARY

The invasive species spread depends on several ecological factors. These factors included different environmental requirements on invaded area (e.g. nutrient saturation of localities); invaded community composition or distance from the spreading vector, effect of human activities and land-use. etc. Habitat type contains these factors and could be useful predictor for the invasive plant spread.

Disertation thesis concludes results from 3 manuscripts focused on invasive plant spread. Giant hogweed (*Heracleum mantegazzianum*), Himalayan balsam (*Impatiens glandulifera*), Knotweed taxa (*Fallopia* spp.) and Goldenrod taxa (*Solidago* spp.) have been mapped in protected areas during vegetation season 2013-2015. Species distribution models for each of listed group of invasive plant species were then created and tested by evaluation characteristics. The aim of the research was analyze habitat layer from the Natura 2000 mapping and other environmental variables as environmental predictor, suitable for the species distribution models.

The results show that suitable variables for modeling at a local scale are habitat types, soil types, altitudes and distance from water and road networks. The models GBM, GAM, and MAXENT achieved the best-rated results. We concluded that the accuracy of the models depends primarily on the number of occurrences and the area of the site. For the small number of occurrences, it is better monitoring of localities then creating prediction models with uncertain results. The use of the prediction model for protected areas on a local scale should primarily help conservation workers for planning suitable management. Thanks to this tool, they could identify sites where invasive species will spread and focus on planning their regulation.

# OBSAH

1. SOUČASNÝ STAV ŘEŠENÉ PROBLEMATIKY .....	7
1.1. Biologické invaze .....	7
1.1.1. Zavlékání nepůvodních druhů rostlin .....	9
1.1.2. Šíření nepůvodních druhů rostlin.....	11
1.1.3. Rozšíření a management invazních druhů v chráněných územích .....	12
1.2. Modelování šíření druhů .....	14
1.2.1. Data pro modelování šíření druhů.....	15
1.2.2. Typy modelů šíření druhů .....	16
1.2.3. Modelování šíření invazních druhů.....	19
1.3. Invazní druhy rostlin vybrané pro jednotlivé studie.....	20
1.3.1. Bolševník velkolepý ( <i>Heracleum mantegazzianum</i> ) .....	21
1.3.2. Zlatobýl kanadský ( <i>Solidago canadensis</i> ) .....	22
1.3.3. Zlatobýl obrovský ( <i>Solidago gigantea</i> ) .....	22
1.3.4. Rod křídlatky ( <i>Fallopia</i> syn. <i>Reynoutria</i> ).....	23
1.3.5. Netýkavka žláznatá ( <i>Impatiens glandulifera</i> ).....	23
2. CÍLE A VÝSTUPY DISERTAČNÍ PRÁCE.....	25
2.1. Cíle disertační práce .....	25
2.2. Aplikace dat Natury 2000 pro predikce šíření invazních nepůvodních druhů rostlin.....	26
2.3. Použití modelů šíření invazních druhů pro chráněná území .....	35
2.4. Role zónování chráněných území v managementu invazních rostlin .....	43
3. KOMENTÁŘ K VÝSTUPŮM DISERTAČNÍ PRÁCE .....	70
3.1. Testování vrstvy mapování biotopů.....	72
3.2. Porovnání modelů šíření druhů .....	75
3.3. Testování environmentálních proměnných .....	77
3.4. Vyhodnocení zonace chráněných území pro šíření invazních druhů.....	79
3.5 Plánované výzkumné záměry .....	81
4. SEZNAM ODBORNÉ LITERATURY .....	85

# 1. SOUČASNÝ STAV ŘEŠENÉ PROBLEMATIKY

## 1.1. Biologické invaze

Invazní chování nepůvodních druhů je považováno za jednu z hlavních příčin ohrožující biologickou rozmanitost planety (Davis, 2003; Úmluva o biologické rozmanitosti, 1992). Dle IUCN (2017) představuje druhou nejzávažnější hrozbu pro vymírání druhů, hned po degradaci a ničení biotopů. Vlivem stále dynamičtějších přesunů druhů v rámci globalizace (více také v Seebens et al., 2017; Shibu et al., 2013; Obr. 1) se tato problematika stala jedním z klíčových témat ochrany přírody.



Obr. 1: Vzrůstající počet nepůvodních (suchozemských) druhů v 11 státech Evropské unie za období 1900–2008 (údaje jsou souhrnné pro Dánsko, Estonsko, Finsko, Německo, Island, Litva, Lotyšsko, Polsko, Norsko, Rusko, Švédsko). Zdroj: EEA (2010).

Evropská agentura pro životní prostředí (EEA, 2012a) rozdělila možné dopady invazních<sup>1</sup> druhů do čtyř oblastí (viz také Simberloff et al., 2013; Vilà, et al., 2011): **(1)** vlivem invazí dochází k **ohrožení životního prostředí**, především biodiverzity. Ohrožení původních druhů způsobuje predace, kompetice a přenos nemocí z invazních druhů na druhy původní (např. přenos račího moru, více v Patoka et al., 2016). Další hrozbou pro původní druhy je eroze genofondu původních druhů, tedy křížení domácích druhů s blízkými příbuznými druhy invazními (např. jelen sika a jelen evropský, viz např. Biedrzycka et al., 2012). Dále dochází **(2) ke změnám v ekosystémových funkcích**, zejména vodních a půdních poměrů a neméně významnému narušení cyklu živin (např. akáty mění půdní poměry dusíku, více ve Vítkové et al., 2016). **(3)** Invazní druhy se stávají stále častěji praktickým problémem **ve vztahu k člověku**; mohou způsobit alergické reakce (Follak et al., 2013),

<sup>1</sup> Za invazní druhy označujeme nepůvodní druhy, které člověk přemístil z původního stanoviště přes významnou geografickou bariéru a jejich následné generace jsou schopné samostatné reprodukce v oblastech vzdálených od areálů původního zavlečení (u rostlin platí: 100 m za 50 let pro taxony šířící se semeny a pomocí propagulí; > 6 m / 3 roky pro taxony šířící se kořeny, oddenky, nebo plazivými stonky). Základní vlastností invazních druhů je schopnost šířit se na větší vzdálenosti, obsazovat nové lokality, pronikat na narušená či přirozená stanoviště a vytlačovat z nich domácí vegetaci (Primack, 2001; Richardson et al., 2000). Tato definice je používána ve vědecké sféře a liší se od pojetí invazních druhů dle Nařízení 1143/2014 o prevenci a regulaci zavlečení či vysazování a šíření invazních nepůvodních druhů, dle které jsou invazní druhy ty s dopadem na biodiverzitu a ekosystémové funkce (vychází z Úmluvy o biologické rozmanitosti, 1992).

a přenášet některé nemoci (např. přenos salmonely z želvy nádherné na člověka více v Gong et al., 2014). V neposlední řadě, dochází vlivem invazí ke značným **(4) ekonomickým škodám**: zhoršují nebo až znemožňují obhospodařování rozsáhlých ploch, provoz různých zařízení a komunikací. K významným hospodářským dopadům dochází zejména v zemědělství, lesnictví a rybářství (Vilà et al., 2010). Celkové náklady za škody a boj s invazními druhy v Evropské unii jsou odhadovány na 12 miliard Euro (Kettunen et al., 2009); celosvětově škody způsobené invazními druhy představují 5% z HDP (Pimentel, 2002).

V České republice díky dlouhodobému výzkumu, zejména invazních druhů rostlin, je této problematice věnována značná pozornost (Pyšek et al., 2012a). Souhrnné náklady spojené s dopadem a potřebným managementem nejsou sice vyčísleny, ale velké množství projektů se problematikou invazních druhů zabývá. Pokud se zaměříme jen na vybrané druhy a oblasti, pak v letech 1997–2002 byly náklady na likvidaci invazních a nepůvodních dřevin mimo chráněná území z fondů PPK (program péče o krajinu) 6,6 mil. korun; v NP České Švýcarsko bylo v letech 2000–2003 do kontroly vejmutovky (*Pinus strobus*) a modřínu (*Larix decidua*) investováno 4,5 mil. korun. V roce 2003 investovala správa CHKO Český ráj 450 000 Kč do omezování invazních druhů (bolševník velkolepý, křídlatka japonská, sachalinská a česká, netýkavka žláznatá a třapatka dřípata) (Křivánek, 2006). Linc (2012) spočetl, že invaze bolševníku velkolepého (*Heracleum mantegazzianum*) v ČR stojí zhruba 2,5 mil. ročně.

Jedním z největších projektů, zaměřený primárně na likvidaci bolševníků, křídlatek a netýkavky žláznaté, byl projekt „Omezení výskytu invazních druhů rostlin v Karlovarském kraji“ (80 mil Kč za období 2013–2015). Další finančně podpořené projekty z Operačního programu životního prostředí (OPŽP) byly zaměřeny na likvidaci bolševníku velkolepého na Mariánskolázeňsku (I a II část v letech 2010–2013, náklady 8,9 mil. korun). Náklady v dalších projektech OPŽP na potlačení invazních druhů byly následující: projekt “Opatření k regulaci a likvidaci populací invazních druhů rostlin v bývalém vojenském výcvikovém prostoru Ralsko a v dalších lokalitách ve správě VLS ČR, s. p.” (1 mil. korun na období 2014-2015); Likvidace křídlatky v povodí Ostravice (5,7 mil. korun za období 2013-2015); Likvidace křídlatky v povodí Odry I a II část (10 mil. korun za období 2010 - 2013); Regulace norka amerického v NP České Švýcarsko a jeho přilehlém okolí (1,8 mil. korun za období 2010-2013), Regulace norka amerického v PP Černíč a v EVL Šlapanka a Zlatý potok (1,2 mil korun za období 2008-2010); Likvidace křídlatky v povodí Rožnovské Bečvy (3 mil. za období 2014-2015). Další projekty, podpořené Evropskou unií z projektů LIFE –Nature, jsou uvedeny v tabulce 1.



Projekt	Částka a období	Aktivita k inv. druhům
<b>Obnova teplomilných stanovišť v Moravském krasu</b>	cca 15 mil. Kč na období 2004-2007	odstranění invazních porostů akátů
<b>Záchrana lužních stanovišť v povodí Morávky</b>	cca 30 mil. Kč na období 2007–2010	regulace lokalit s křídlatkou v povodí řeky Morávky
<b>Aktivní ochrana evropsky významných lokalit s teplomilnými společenstvy a druhy v Lounském středohoří</b>	cca 35 mil. Kč na období 2011-2016	likvidace invazních druhů dřevin, především borovice černé, trnovníku akátu a také šeříku obecného
<b>Podpora lučních a říčních biotopů v EVL Krkonoše: obnova smilkových trávníků a populací hořečku českého a vranky obecné</b>	cca 88 mil. Kč na období 2012-2018	obnova pestrosti krkonošských luk a jednou z aktivit je omezení šíření invazních druhů, zejména šťovíku alpského a vlčího bobu mnoholistého

Tab. 1: Finanční podporu z Evropské unie projektu LIFE-Nature získaly 4 projekty z České republiky, které se alespoň v jedné ze svých aktivit věnují problematice invazních druhů. Zdroj: DG Environment (2014).

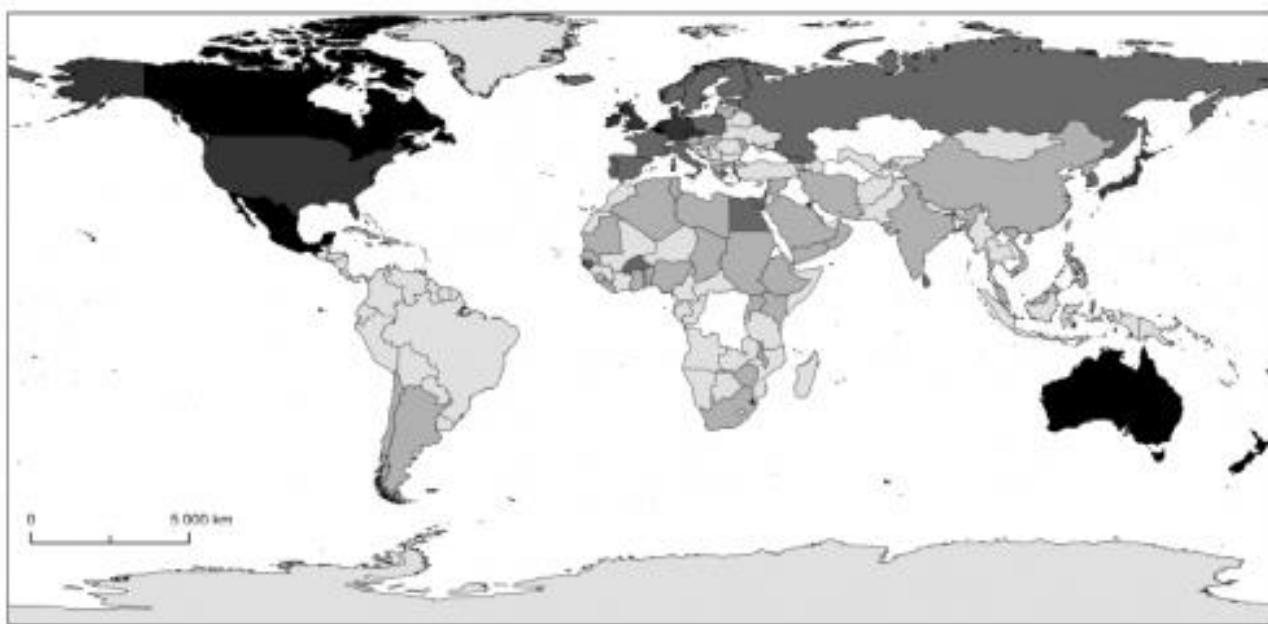
Finanční náklady za opatření k zamezení dalšímu šíření nepůvodních druhů dosahují značných částek nejen v České republice a Evropě, ale zejména na jiných kontinentech jako je Amerika a Austrálie (více v Pimentel et al., 2005). Téměř všechny tyto náklady směřují na zásahy proti druhům, které se již značně rozšířily a další náklady vznikají po vykonaných zásazích, kdy je nutný několikaletý monitoring lokalit a nutnost některé zásahy opakovat (více také projekt Heracleum 2013-2015). Efektivní řešení navrhuje Pergl et al. (2016), tzn. zaměřit se na prioritní invazní druhy, aplikovat stratifikovaný management a to zejména v lokalitách ochrannásky. Obecně ale platí, že je důležité těmto situacím předcházet, v rámci prevence monitorovat výskyty nově zavlečených druhů a včas proti nim zasáhnout.

### 1.1.1. Zavlékání nepůvodních druhů rostlin

Za nepůvodní druhy označujeme ty druhy, které s pomocí člověka překonaly významnou geografickou bariéru a dostaly se do sekundárního areálu. Tyto druhy pak v místě zavlečení (introdukce) musí překonat další bariéry (místní abiotické a biotické), aby se dostaly k dalšímu stupni šíření a tím je samotná reprodukce v sekundárním areálu. Teprve po překonání lokálních bariér a

uvolnění vhodného biotopu (např. disturbancí jako je požár) se druh může začít dále šířit (Richardson et al., 2000).

V jednotlivých regionech světa se stupně zasažení invazemi značně liší (Obr. 2), ale obecně platí, že v současné době hrozbě homogenizace flóry vlivem invazí čelí především endemité druhy, a to zejména v ostrovních společenstvech v Tichomoří (van Kleunen et al., 2015). Příčinou je zřejmě odlišný geohistorický vývoj a s tím související větší biogeografická izolace a evoluční odlišnost tamější flóry. Nově introdukované druhy jsou tak schopné významně narušit rovnováhu místních endemité společenstev. Dle Stohlgrena et al. (2011) dále obecně platí, že Evropa a Asie významně přispívají k homogenizaci flóry v Americe, zatímco v Evropě je počet nepůvodních druhů malý vzhledem k celkovému počtu druhů původních.



Obr. 2: Podíl invazních druhů rostlin v jednotlivých státech světa (čím tmavší barva, tím větší podíl invazních druhů). Zdroj: Matějček (2013).

V České republice v posledních dvou stoletích přibývaly počty zavlečených druhů stálým tempem a dynamika zavlékání nejeví známky zpomalení. Přibližně do 70. let 19. století přibývaly zhruba stejně rychle taxony mediteránní a taxony zavlečené z ostatních částí Evropy, poté se však Středomoří stalo hlavním zdrojem do Čech zavlečených druhů. Ty ze vzdálenějších oblastí, jako je Asie a Severní Amerika, se začaly ve velkém objevovat s určitým zpožděním (Pyšek et al., 2012a).

Díky silné tradici výzkumu rostlin v České republice (Daníhelka et al., 2012; Chytrý, 2012b; Mlíkovský et Stýblo, 2006; Pyšek et al., 2012a) jsou dostupná data, která poskytují dobrou představu o flóře a rostlinných invazích. Nepůvodní druhy tvoří 33,3 % z celkového počtu taxonů, které byly kdy zaznamenány v české flóře; pokud ze srovnání vyloučíme původní vyhynulé taxony a z nepůvodních zahrneme pouze trvale přítomné, tedy naturalizované taxony, podíl zavlečených druhů klesne na 14,6 %. Do současnosti bylo u nás zaznamenáno 1 454 nepůvodních druhů rostlin. Z tohoto počtu je 350 archeofytů (zavlečeno od počátku neolitické revoluce po konec období středověku, tj.

objevení Ameriky 1492) a 1 104 neofytů, které se k nám dostali v období novověku. Z celkového počtu zavlečených (= nepůvodních) taxonů je 985 klasifikováno jako přechodně zavlečené, 408 jako naturalizované, avšak neinvazní a 61 jako invazní. V České republice je v současné době evidováno 11 archeofytů a 50 neofytů, které tvoří invazní populace (Pyšek et al., 2012a).

V roce 2016 byl v České republice publikován tzv. černý, šedý a varovný seznam nepůvodních druhů (Pergl et al., 2016), který slouží jako odborný podklad a zaměřuje se jak na druhy široce rozšířené, tak na druhy, které se ještě v České republice nestačily rozšířit, ale mohou v budoucnu způsobovat velké škody. Jednotlivé nepůvodní druhy byly rozděleny dle míry schopnosti šíření, ale také podle stupně rozšíření, impaktu – tedy dopadu na životní prostředí, a na managementové možnosti likvidace. Mezi nejnebezpečnější druhy s doporučenými eradikačními zásahy vzhledem k jejich nebezpečnosti, byly zařazeny z rostlin bolševník velkolepý (*Heracleum mantegazzianum*) a ambrózie peřenolistá (*Ambrosia artemisiifolia*), z živočichů mýval severní (*Procyon lotor*) a norek americký (*Neovison vison*).

### 1.1.2. Šíření nepůvodních druhů rostlin

Důležitým předpokladem k obsazování nových stanovišť je *strategie druhu*. Významně úspěšnější v obsazování nových lokalit jsou druhy konkurenčně silnější (Soltysiak et al., 2012), tzn. schopné lépe využívat zdroje, které jsou společné (např. odebírá ostatním rostlinám vodu, živiny, stínění jim atd.); dále druhy, které mají na novém území málo nebo žádné přirozené nepřátele a druhy, které jsou schopné vypouštět některé chemické látky, škodící ostatním, tzv. exudáty (Ruiz et Carlton, 2013). Nejrozšířenější (potažmo nejúspěšnější) nepůvodní druhy rostlin celosvětově pocházejí z několika konkrétních rostlinných čeledí nebo skupin, jsou to především zástupci čeledi hvězdnicovitých (*Asteraceae*), brukvovitých (*Brassicaceae*), lipnicovitých (*Poaceae*) a bobovitých (*Fabaceae*). Rostliny, které jsou nejhojněji globálně rozšířené, mají většinou společné vlastnosti, jako jsou malá semena rozptylovaná větrem a zvířaty, odolnost vůči patogenům a herbivorům, nenáročnost na podmínky obsazovaných habitatů – tzv. oportunistus (Stohlgren et al., 2011).

Jednou z hlavních příčin úspěšného obsazení nového habitatu jsou *vlivy vnějších podmínek*, jako jsou např. disturbance. Ty primárně naruší konkurenční vztahy mezi domácími druhy a dojde k destabilizaci společenstva (Prach et al., 1997). Přidání živin do ekosystému (např. eutrofizace), je možno považovat také za disturbance, která podporuje šíření zavlečených druhů (Bímová et al., 2004; Scherer-Lorenzen et al., 2007). Neméně důležitý při procesu obsazování nových habitatů je tzv. tlak propagulí. Jedná se o množství rozmnožovacích částic rostlin, které unikly do lokalit, kde nejsou původními. Tlak propagulí (často podpořený činností člověka) může zvýšit šance na úspěšné šíření v dosud neobsazených areálech (Lockwood et al., 2005).

Při následném šíření invazních druhů je stěžejní struktura krajiny (mozaikovitost, množství liniových prvků aj.), včetně struktury ekonomické a sociální (intenzita pohybu lidí a materiálu, charakter průmyslu aj.) (Bradley et al., 2010). Invadovanost klesá s nadmořskou výškou, a to zřetelněji pro neofyty, jejichž výskyt je silněji koncentrován v nížinách. Další šíření nepůvodních druhů do vegetace závisí hlavně na tom, jak se mění obhospodařování krajiny (Pyšek et al., 2012a).

Z hlediska krajinných složek jsou nejvíce zasaženy koridory. Silnice, cesty a železnice představují ideální transportní dráhy pro šíření. Řada nepůvodních druhů se k nám dostala např. jako příměs obilí, bobu či bavlny železnicí. Podél železnice, která podobně jako vozovky představuje vhodný koridor k šíření (ať již na kolech vozidel, jako příměs nákladu, nebo na krátké vzdálenosti pouhým vířením vzduchu), se také vyskytují (Křivánek et al., 2004).

Krajinnou složkou, která představuje propojení vhodného stanoviště s možností šíření, jsou toky a jejich okolí (Pyšek et al., 2012a). Vodní tok je ideálním samohybným médiem, které umožňuje šíření druhu ve směru pohybu vody. Díky řadě vodního ptactva a savců využívajících břehové porosty k hnízdění a migraci v krajině je umožněno i šíření proti směru toku (buď v trávicím traktu, nebo na povrchu těla). Břehové porosty jsou vhodným prostředím s dostatkem živin i vody, umožňujícím plně rozvinout konkurenční schopnosti. Navíc zde velmi často chybí zásahy v podobě seče či vypalování, jak je tomu např. podél silnic. Břehový porost tak může sloužit nejen jako porost cílový, ale zároveň plnit funkci lokálního centra druhu umožňující další invazi do okolních porostů (Křivánek et al., 2004).

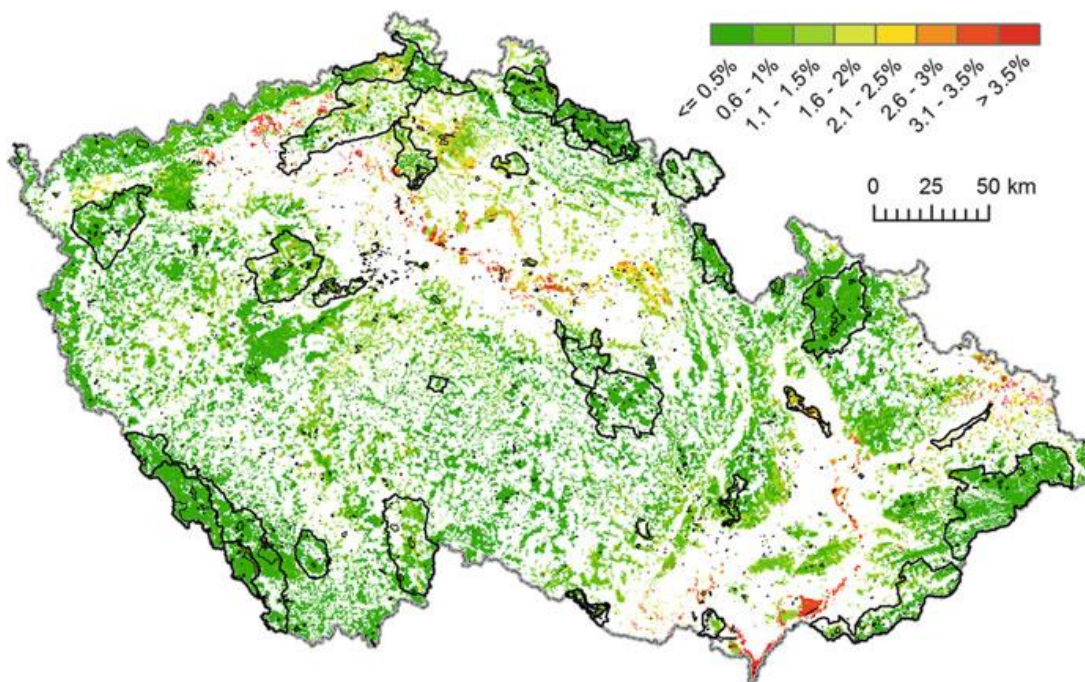
Oblastmi s největší hustotou invazních druhů v krajině, jakož i nejvyšší invadovaností rostlinných společenstev a jejich stanovišť, jsou však města, vesnice a jejich okolí (Lososová et al., 2012; Pyšek et al., 2012a). Města představují tzv. tepelné ostrovy umožňující existenci a postupnou adaptaci druhů teplomilných, které by se v přirozených podmínkách nebyly schopny rozmnožovat (Křivánek et al., 2004). Dále se velké množství invazních druhů vyskytuje v oblastech s krajinou narušenou po těžbě uhlí na severu Čech a Moravy, v zemědělské krajině a ve výsadbách dřevin v teplých nížinách, zejména na jižní Moravě a ve středních a východních Čechách (Pyšek et al., 2012a). Často dochází k obsazování lokalit ruderalní bylinné vegetace, orné půdy, křovinných porostů, porostů pionýrské vegetace u lesních pasek a nepůvodních dřevin. Žádné nebo jen málo nepůvodních druhů rostlin se vyskytuje v extrémních a na živiny chudých biotopech, např. rašeliniště, vřesoviště a vysokohorské trávníky (Sádlo et al., 2007).

### **1.1.3. Rozšíření a management invazních druhů v chráněných územích**

Evropa má v současnosti celosvětově největší počet chráněných území, která zabírají 21 % její rozlohy. Do tohoto počtu jsou zahrnuta také ochránářsky cenná území Evropsky významných lokalit (EVL), která jsou jedním z typů chráněných území v rámci soustavy Natura 2000 (EEA, 2012b) a vznikla na základě směrnice o ochraně přírodních stanovišť, volně žijících živočichů

a planě rostoucích rostlin 92/43/EEC. Celkem je na území České republiky 1 112 EVL, pokrývajících 10 % území (Kušnírová, 2017; AOPK, 2017).

Chráněné lokality tvoří širokou škálu odstupňovaných forem ochrany, od území, kde je zakázán vstup člověka, po území s velkou hustotou lidských sídel a zemědělským využitím. Chráněná území hrají klíčovou roli v ochraně biologické rozmanitosti, avšak efektivita této ochranné sítě je narušena negativními vlivy jako je fragmentace biotopů a biologické invaze (Braun et al., 2016; Foxcroft et al., 2013). Stupeň zasažení invazemi v chráněných územích se značně liší v závislosti na geografických podmínkách, klimatu a především intenzitě činnosti člověka. Obvykle bývají invazemi málo zasaženy horské lokality, avšak většina chráněných území je situována v lokalitách již zasažených invazemi, jako jsou nížinné areály a koridory velkých řek (v České republice Obr. 3). Dle publikace Pyšek et al. (2002) počet nepůvodních druhů často pozitivně koreluje s počtem původních druhů v chráněných územích a zároveň s počtem návštěvníků, kteří se stávají významným faktorem pro jejich šíření.



Obr. 3: Mapa zasažení invazemi v polopřirozených biotopech České republiky. Procentuální vyjádření odpovídá vyhodnocení podílů neofytů z celkového počtu druhů ve vegetačních plochách v 35 biotopových typech dle Chytrý et al. (2009). Síť chráněných území je vyznačena černými polygony. Zdroj: Pyšek et al. (2013).

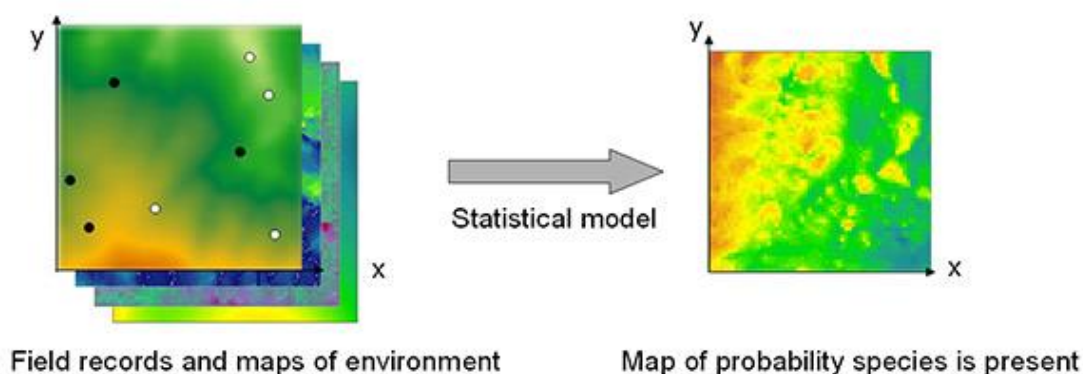
Dle publikace Braun et al. (2016) byly nejčastější zásahy pracovníků ochrany přírody ve střední Evropě vedeny proti široce rozšířeným invazním druhům křídlatky japonské (*Fallopia japonica*), bolševníku velkolepého (*Heracleum mantegazzianum*) a netýkavky žláznaté (*Impatiens grandulifera*). Zároveň v publikaci upozorňují na nedostatečné zdroje finančních prostředků, které se týkají většiny dotazovaných chráněných území. Přestože je problematika invazních druhů jedním ze zásadních problémů ohrožujících biodiverzitu v chráněných územích, zvolený management není dostatečný. Jak dodává Hulme et al. (2014), je nutný koordinovaný společný přehled o dopadu a

účinných managementových zásazích proti nebezpečným invazním druhům v chráněných územích a zároveň intenzivnější informování a zapojení veřejnosti v otázce dopadu nepůvodních druhů (Pyšek et al., 2013). Jedním z nástrojů, který by mohl pomoci s identifikováním lokalit zasažených invazemi a zároveň pomoci predikovat případné šíření invazních druhů jsou predikční modely šíření invazních druhů (Beans et al., 2012; Chytrý et al., 2012a; Kéry et al., 2010).

## 1.2. Modelování šíření druhů

První pokusy s modelováním šíření druhů sahají ke konci 70. let 20. století. V té době byla ještě kapacita počítačových technologií značně omezená. Výzkum byl zaměřen především na rozvoj metod, které simulovaly reakci druhů na rozdílné environmentální podmínky (Austin, 1987; Austin et al., 1990). Spolu s vývojem nových statistických postupů a geografických informačních systémů (GIS) rychle narostl počet modelů predikujících šíření druhů. V posledních desetiletích se velmi zvýšil zájem o tuto vědní disciplínu a její aplikace především v oblastech výzkumu biogeografie druhů, ochrany přírody, změny klimatu až po management biotopů a druhů (Guisan et Zimmermann, 2000; Peterson et al., 2011; Zimmermann et al., 2010). V závislosti na kvalitě dat a cílené aplikaci mohou tyto modely pomoci při identifikaci dosud neznámých populací, stanovení míst vysoce vhodných pro reintrodukcii, ale také informovat o výběru a managementu zvláště chráněných částí přírody a oblastech dalšího podrobného výzkumu (Graham et al., 2004).

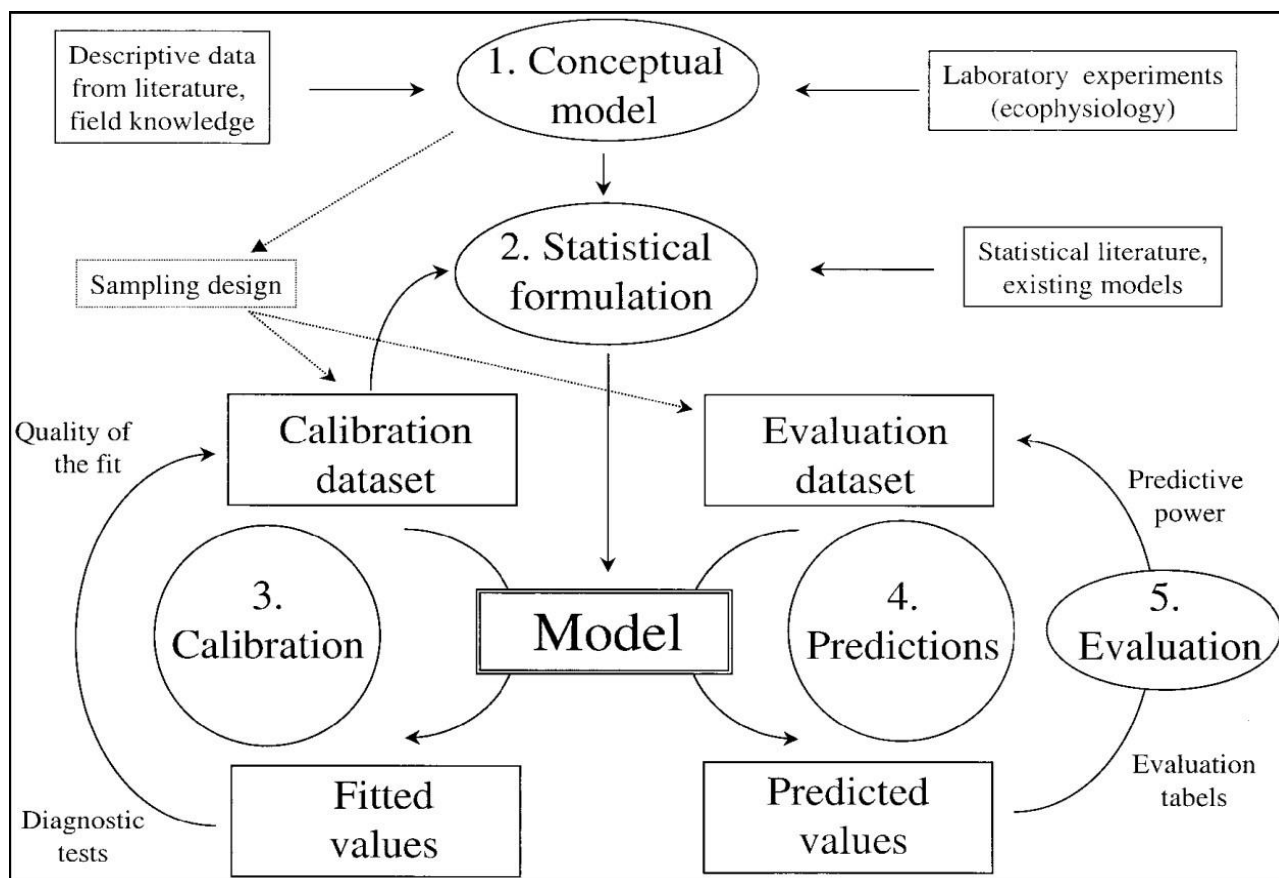
Při modelování šíření druhů (Obr. 4) je třeba přihlídnout k více indikátorům umožňujícím šíření vybraných druhů. Nejdříve je nezbytné zvážit velikost území, pro které bude model konstruován (lokální či kontinentální měřítko) a také určit predikovaný časový úsek. Data modelů na území kontinentálního měřítka jsou často z několika států a zprůměrována na celý kontinent nebo přenesena na jiný stát mimo původní kontinent (Chytrý et al., 2012a; Pit et al., 2011). Je to způsobeno nedostatkem informací, která je velmi pracné získat pro tak velké území. To může snížit věrohodnost modelů.



Obr. 4: Základem modelů šíření druhů je kombinace datových souborů o výskytu druhů s prostorově kontinuálními environmentálními vrstvami. Tím se simulují ekologické požadavky druhů, obvykle s využitím statistických algoritmů. Geografické šíření druhu je pak předpovídáno mapovým výstupem oblastí, kde jsou tyto ekologické požadavky splněny. Zdroj: Long (2011).



Při samotném sestavování modelu je nutné dodržet jednotlivé kroky (Obr. 5), od koncepční formulace modelu, po jeho kalibraci a následnou verifikaci. Důležitým krokem je také volba analytických a statistických metod (Guisan et Zimmermann, 2000).



Obr. 5: Přehled kroků při tvorbě modelu (1) koncepční formulace modelu: vstupní data mohou pocházet z databází, terénních šetření, herbářových položek apod.; (2): nalezení vhodného statistického algoritmu a statistické testování vstupních dat; (3) kalibrace modelu tzn. porovnání vhodných prediktorů; (4) modelování predikcí, výstupem je nejčastěji mapa v programu GIS; (5) evaluace modelu tzn. analýza predikční síly modelu. Zdroj: Guisan et Zimmermann (2000).

### 1.2.1. Data pro modelování šíření druhů

Pro správné fungování modelu je třeba zvážit výběr **dat výskytu druhů** (= *závislých proměnných*). Tím je charakterizováno, co je známo o geografické distribuci druhů. Ve většině případů jsou data odrazem skutečně zaznamenaného druhu. V některých případech jsou zaznamenána také místa, kde proběhlo mapování, ale druh nebyl zaznamenán - tzv. absenční data (Peterson et al., 2011). Údaje o výskytu druhů jsou pro většiny modelů velmi sporadické. Tento typ dat je vhodné ověřovat replikovaným měřením, které ale může být náročné jak časově, tak finančně (Elith et al., 2006; Peterson et al., 2011; Kéry et al., 2010).

Neméně důležitá je volba prediktorů, tj. **environmentálních proměnných** (= *nezávislých proměnných*). Rozdělují se na následující tři typy: zdroje (živiny, světlo, voda atd.), přímé (teplota, pH atd.) a nepřímé gradienty (topografická poloha, typ habitatu, geologie atd.). Nepřímé gradienty jsou lehce měřitelné v terénu a často využívány kvůli jejich dobré korelaci s pozorovanými druhy (Austin, 1980; Austin et Smith, 1989; Peterson et al., 2011). V podstatě nahrazují kombinaci zdrojů

a přímých gradientů. Nedostatkem použití přímých gradientů je, že mohou být aplikovány na omezený geografické území. Naopak použití přímých a zdrojových gradientů zajistí, že model je více obecný a aplikovatelný na větších územích (Guisan et al., 1999; Guisan et Zimmermann, 2000). Většinou jsou tato data v rastrovém formátu v aplikaci GIS. Objasněním faktorů, které určují úspěch introdukce nepůvodních druhů, zahrnuje vysvětlení vlivů charakteristiky druhů, životního prostředí a specifických událostí. Tlak propagulí má silnou vysvětlující hodnotu, avšak predikční hodnota musí být pečlivě testována. Neméně důležitá je genetická variabilita a síla evolučních procesů. Nízká genetická variabilita může vzrůst křížením s domácími druhy, a tím vznikají jedinci s novými invazními vlastnostmi (Lockwood et al., 2005).

Obecně je nutné se vyhnout použití mnoha proměnných a mnoha druhů (Goedickemeier et al., 1997; Lischke et al., 1998; Guisan et Zimmermann, 2000). Harell et al. (1996) doporučuje nemít více než  $m/10$  prediktorů, přičemž  $m$  znamená celkový počet pozorování nebo počet pozorování v nejméně reprezentované kategorii v případech binárních odpovědí.

### 1.2.2. Typy modelů šíření druhů

Podle typu použitých dat můžeme predikční modely šíření druhů rozdělit do dvou skupin: první skupina používá pouze *prezenční data* druhů a druhá *prezenční i absenční data* (Elith et al., 2006).

Modely založené na prezenčních a absenčních datech aktuálního rozšíření druhů vzhledem k různým faktorům prostředí, tzn. na základě regresních metod, jsou mnohem univerzálnější a hojně používané. Pro modelování šíření druhů jsou nejčastěji používané populární obecné lineární modely (GLM). Mezi další modelovací algoritmy můžeme zařadit metodu založenou na umělých neuronových sítích (např. ANN), ordinační a klasifikační metody, metodu nejmenších čtverců (např. zobecněné aditivní modely – GAM), metodu obálek (SRE) nebo případnou kombinací těchto metod (Elith et al., 2006; Guisan et Zimmermann, 2000).

Výrazně mladší a složitější jsou modely založené na detailních znalostech ekologie, šíření a interakcích daného druhu a prostředí. V principu jde o simulaci šíření jednotlivých jedinců v čase. Příkladem takové práce je modelování šíření *Heracleum mantegazzianum* v publikaci Nehrbass et al. (2007). Tyto metody jsou však spíše „experimentální“, příliš náročné na nutné znalosti daného druhu a bylo by obtížné vytvořit obecný model aplikovatelný na více druhů. Jejich využití je spíše vyvrcholením poznání ekologie daného druhu (Brych, 2009).

Výsledné predikce šíření druhů se obvykle zobrazují graficky do predikčních map, nejčastějším nástrojem pro zobrazení predikcí se stávají GIS. Predikce mohou být definovány a prezentovány různými způsoby např. jako pravděpodobnost výskytu druhu, pravděpodobná



abundance druhu, potenciální šíření druhu, nejpravděpodobnější jedinec v habitatu, tzn. podle hierarchické posloupnosti jako vegetační mapy (Guisan et Zimmermann, 2000).

*Přehled vybraných modelovacích algoritmů a jejich stručná charakteristika (Obr. 6):*

**GLM** (Generalized Linear Models) modely představují nastavbu jednoduché regresní metody nejmenších čtverců a jsou vhodné pro modelování ekologických vztahů, protože se flexibilně přizpůsobí rozsahu chybných struktur. Jsou založeny na odhadu vztahů („link funkce“) mezi průměrem závislé proměnné a lineární kombinaci nezávislých proměnných (Peterson, et al. 2011). Vztahy definuje shoda mezi výskytem druhů a individuální environmentální proměnné. Data mohou být aproximována různými rozděleními: normálním, binomickým, Poissonovým nebo negativně binomickým či gamma rozdělením (Guisan et Zimmermann, 2000; Guisan et al., 2002).

**GAM** (Generalized Additive Models) jsou neparametrickou nastavbou GLM a patří do skupiny regresních a semi-parametrických modelů. Stejně jako GLM využívají „link funkci“ a je s nimi možné vytvářet komplikovanější vztahy, které mohou být nelineární vzhledem k vysvětlující proměnné (Peterson et al., 2011). Propojují závislou proměnnou a vyhlazují funkce vysvětlujících proměnných. Důležitým krokem při aplikaci modelu je výběr vhodného stupně vyhlazení. Toho je docíleno pomocí stupňů volnosti. Při fitování modelu musí být dosažena rovnováha mezi celkovým počtem pozorování a celkovým počtem stupňů volnosti (Guisan et al., 2002). Díky jejich větší flexibilitě, jsou GAM vhodnější k modelování komplexní ekologické reakce než GLM modely (Elith et al., 2006).

**GBM** (Generalized boosted regression models) je relativně novější a moderní metoda, která opakovaně vytváří a kombinuje klasifikační stromy založené vždy na jedné vysvětlující proměnné. Tato metoda bere automaticky v potaz možné interakce. Může být náchylná k overfittingu<sup>2</sup> (Brych, 2009; Elith et al., 2006).

**MARS** (Multivariate adaptive regression splines) poskytuje alternativní metodu založenou na regresních postupech pro vytváření nelineárních odpovědí. Rozdělují gradient odpovědi závislé proměnné na vysvětlující proměnné při výpočtu na jednotlivé segmenty a poté je samostatně vypočítán regresní model (Friedman, 1991; Elith, 2006). Je velmi podobný GAM modelům, jen místo vyhlazování používá segmentaci (Peterson et al., 2011). Při vytváření predikčních map v GIS je jejich aplikace jednodušší a rychlejší než GAM (Elith et al., 2006).

**SRE** (Surface range envelope) je technika založená na environmentálních obálkách, identifikuje podle maximálních a minimálních hodnot každé vstupní proměnné v místě prezenčního

---

<sup>2</sup> Overfitting - model je příliš přizpůsoben trénovacím datům.

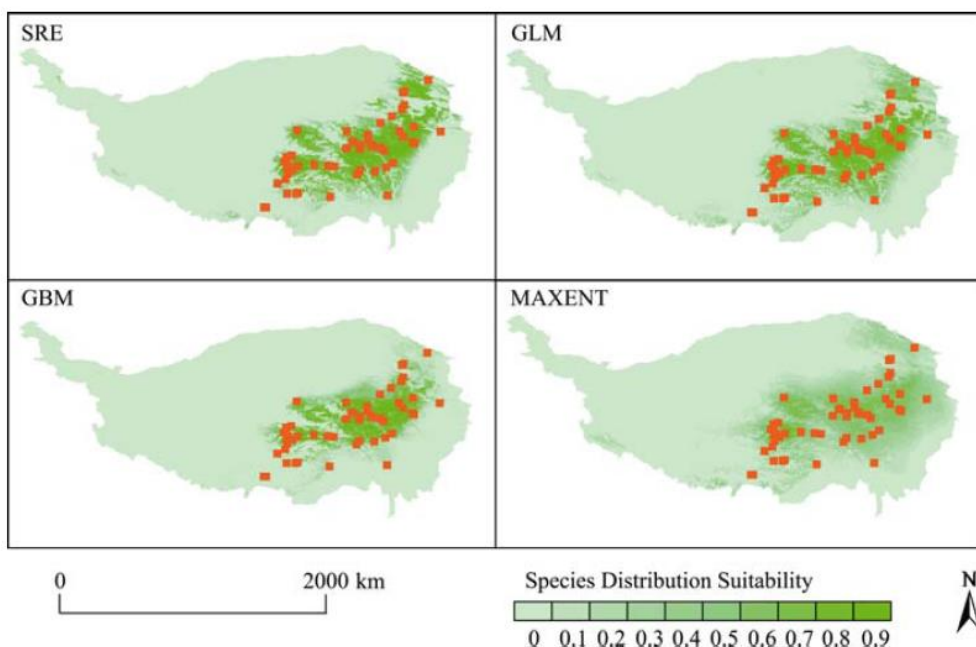
záznamu. Kvůli nízké přesnosti není často v modelování používána. Je vhodná pro modelování jednoduchého vztahu mezi biotopem a výskytem druhu (Wu, 2017; Thuiller et al., 2009)

**CTA** (Classification Tree Analysis) základem je klasifikační strom, tvořen opakovaným rozdělením dat, definovaných jednoduchým pravidlem založeným na jediné vysvětlující proměnné. Algoritmus se snaží co nejvíce snížit odchylky v podskupině. (Thuiller et al., 2009).

**ANN** (Artificial neural networks) jejich vývoj byl inspirován strukturou a činností živočišného nervového systému - neuronových sítí. Princip spočívá v odpovědi druhů na environmentální prediktory. Ty jsou opakovaně vkládány jako cvičná data do umělých neuronových sítí. Uzpůsobením vnitřních struktur nervové sítě po každém vložení jsou ANN schopné ve výstupu zobrazit jeden relativně přesný výsledek (Pearson et al., 2002).

**MAXENT** (Maximum Entropy Model) odhaduje šíření druhů hledáním maximální entropie s přihlédnutím k omezením, že očekávaná hodnota každé proměnné (nebo transformace a/nebo interakce) podle odhadu průměru odpovídá empirickému průměru. Je vhodný i pro malý počet pozorování. Pracuje na principu presenčních dat ve spojení s klimatickými nebo environmentálními vrstvami a hledá, která buňka obsahuje vhodné podmínky pro šíření druhů (Philips et al., 2006).

Jednou z nejvýhodnějších softwarových implementací těchto i dalších algoritmů jsou balíky v softwaru R a knihovny OpenModeller. Jejich využití je velmi flexibilní a umožňují integraci prakticky s čímkoliv (Brych, 2009).



Obr. 6: Porovnání predikcí šíření pro různé typy modelů (SRE, GLM, GBM, MAXENT) pro tuříčku (*Kobresia pygmaea*) v náhorní plošině Tibetu. Zdroj: Wu (2017).

### 1.2.3. Modelování šíření invazních druhů

Jako modely šíření druhů v invazní biologii jsou obecně označovány modely umožňující předpovědět případné budoucí chování invazního druhu a jeho průběh (Křivánek, 2006). Většina přístupů k modelování šíření rostlinných a živočišných druhů má svůj původ v kvantifikaci vztahů druh-prostředí (Guisan et Thuiller, 2005). Typickým příkladem jsou modely predikce šíření v rámci habitatů, které předpokládají rovnováhu mezi distribucí a ekologickými nároky druhů. V případě invazních rostlin tato rovnováha neplatí. Jejich abiotické a biotické nároky a možnosti rozšíření v sekundárním areálu jsou často limitovány na rozdíl od původního areálu (Dullinger et al., 2009), nebo se naopak šíří i do jiných typů biotopů než v původním areálu (Stohlgren et al., 2011).

Obvyklý postup při modelování predikce šíření druhů je kalibrace dat výskytu z jednoho regionu a následné promítnutí do areálu nepůvodního šíření (Broennimann et Guisan, 2008). Tento krok může být aplikován do lokalit, které ještě invadovány nebyly, ale je nutné posoudit a identifikovat možné dopady jejich introdukce a do jaké míry jsou náchylné k invazi. Pak tyto modely označujeme jako *preintrodukční*. Zajímá nás, s jakou velkou pravděpodobností se podaří druhu uniknout z kultury, naturalizovat se v zemědělské či volné krajině a negativně působit na společenstva, do nichž pronikne (Lopéz-Darias et Lobo, 2008; Křivánek, 2006).

Z hlediska statusu invazního druhu v zájmové oblasti rozlišujeme dále modely *postintrodukční*. U nich testujeme změny do budoucna pro různá časová období. Druh je již introdukovaný, případně i rozšířen ve vybrané oblasti, a nás zajímá, jaký bude další průběh jeho dalšího chování, potažmo jeho invaze. Tento typ modelů většinou pracuje s GIS. Vstupními daty do analýzy jsou pak hlavně poznatky o dosavadním chování druhu v zájmové oblasti, údaje o předpokládaném vývoji klimatu a o vhodnosti, přítomnosti a rozšíření jednotlivých biotopů, do nichž proniká nebo by mohl pronikat (Broennimann et Guisan, 2007; Křivánek, 2006). V mnoha případech může být výhodnější nebo nezbytné použít pouze data z invadovaného území, ať už z důvodů přílišné odlišnosti přirozeného prostředí nebo nedostupnosti těchto dat. Modely založené na takových datech jsou pak výrazně přesnější (Loo et al., 2007).

Podle metody, jakou je docíleno výsledků modelu, lze rozlišit systémy *empirické*, založené na zkušenosti hodnotitele s daným druhem či jeho příbuznými (např. Daehler et al., 2004), *geograficko-klimatické*, které vycházejí zejména z údajů o rozšíření a nárocích studovaného druhu (v ČR např. Hrázský et al., 2005), *historické* využívající poznatky o lag fázi a chování druhu v minulosti (Dullinger et al., 2009; Lososová et al., 2012) a modely *populačně ekologické* operující s demografickými, reprodukčními a kompetičními vlastnostmi, jež podporují invazní chování (Daehler et al., 2004; Křivánek, 2006).

Jako faktor s nejvyšší predikční silou označil Fischer (1990) ve své publikaci land-use. Ve studii, provedené na regionálním měřítku (oblastech menších než 1000 m<sup>2</sup>), bylo zjištěno, že podíl nepůvodních druhů rostlin určuje hlavně typ habitatu a značně menší vliv má faktor klimatických podmínek (Chytrý et al., 2008a). Predikční modely šíření invazních druhů regionálního měřítku by se tedy v budoucnu měly zaměřovat na faktor land-use, který je spojován se změnou typu habitatu, režimu disturbancí a rychlou změnou druhového složení (Hobbs, 2000).

Další užitečnou proměnnou k modelování budoucího šíření může být historie invaze, ale takové analýzy se mohou setkat s metodologickými problémy. Invazní historie byla již u některých druhů zkoumána na regionální nebo kontinentální úrovni, např. použitím herbářových položek (Mihulka et Pyšek, 2001; Fuentes et al., 2008). Je pouze několik studií dlouhodobých pozorování lokálního šíření (např. Foxcroft et al., 2004). Tyto studie mají však některá omezení. Především spolehlivé dálkové snímky a GPS data jsou dostupné jen pro nedávné dekády. Jen několik invazních rostlin může být identifikováno jako zřetelné plochy, např. kvetoucí *Heracleum mantegazzianum*. Navíc jsou některé invazní rostliny smíšené a částečně pokryty vyšší vegetací (Kollmann et al., 2009; Müllerová et al., 2005). Z trojrozměrných fotografií dálkového průzkumu země však můžeme navíc vyčíst přesné informace o vlhkosti, vegetačním pokryvu, land-use využití dané lokality (Guisan et Zimmermann, 2000).

Existuje velké množství predikčních modelů šíření invazních druhů, které na základě dostupných informací o daném organismu hodnotí jeho budoucí rozšíření v různých časových a geografických horizontech (Elith et al., 2006; Chytrý et al., 2012a; Scott, et al. 2002). Nesplnitelným ideálem je univerzální model, který by měl se 100 % přesností správně určit invazní druhy, aby byla jejich introdukce včas zastavena, případně, pokud již introdukovány byly, aby byly co nejdříve a nejefektivněji omezeny než začne exponenciální fáze jejich invaze nebo než se již invazní druhy rozšíří do dalších zájmových oblastí. Tento model by navíc měl být velmi flexibilní, zahrnovat v sobě prvek stochasticity prostředí a předpokládaných i nepředpokládaných geopolitických, sociálních, biotických i klimatických změn (Křivánek, 2006).

### **1.3. Invazní druhy rostlin vybrané pro jednotlivé studie**

Na evropském kontinentě se vyskytuje kolem 12 000 nepůvodních druhů, z nichž 10-12 % podle odhadů způsobuje vážné dopady na biodiverzitu (Vilà et al., 2010; Nařízení EP a Rady EU č. 1143/2014). Za invazní druhy rostlin s nejzávažnějšími dopady na biodiverzitu a ekosystémové funkce v Evropě jsou považovány především pajasan žláznatý (*Aliantus altissima*), taxony z rodu křídlatka (*Fallopia*), bolševník velkokvětý (*Heracleum mantegazzianum*), netýkavka žláznatá (*Impatiens glandulifera*) a trnovník akát (*Robinia pseudoacacia*) (Pyšek et al., 2013).

Pro tvorbu a testování modelů šíření byli vybráni zástupci invazních druhů rostlin ze skupiny neofyta. Jsou hojně rozšířeny v zájmových lokalitách a bude zkoumáno jejich následné šíření v chráněných územích.

### 1.3.1. Bolševník velkolepý (*Heracleum mantegazzianum*)

Monokarpická rostlina z čeledi miříkovitých (*Apiacea*), která se může dožít více než 13 let (Pergl et al., 2006). Rozmnožuje se zásadně semeny, přičemž jedna rostlina může vyprodukovat průměrně 20 000 semen s klíčivostí kolem 90 % (Moravcová et al., 2006; Perglová et al., 2006). Její původní areál je v západní části Kavkazu (Ochsmann, 1996), odkud byl v roce 1817 introdukován do Evropy jako okrasná rostlina (Jahodová et al., 2007). První záznam o výskytu v České republice je z roku 1862, kdy byl vysazen v parku u zámku Kynžvart (Pyšek, 1991; Pyšek et al., 2008). Doba mezi jeho introdukcí a začátkem exponenciálního šíření se odhaduje na 60–70 let, kdy prudká invaze nastala od roku 1940 (Pyšek et Prach, 1993). Způsobily to radikální změny ve využívání krajiny a antropogenní narušování krajiny po druhé světové válce (Müllerová et al., 2005).

Nejčastěji obsazuje lokality bohaté na živiny v polopřirozených travnatých porostech, okraje lesů a antropogenně ovlivněné habitaty (Pyšek et Pyšek, 1995; Thiele et al., 2007). Je také ale zároveň schopen obsazovat lokality chudé na živiny, jako jsou rašelinné louky nebo kyselé půdy lesních pasek (Thiele et Otte, 2006). Často se vyskytuje v okolí liniových prvků, jako jsou říční toky a silnice (Mlíkovský et Stýblo, 2006).



Obr. 7: Bolševník velkolepý (*Heracleum mantegazzianum*) je v CHKO Kokořínsko pracovníky správy pravidelně monitorován a likvidován.; A- detail listu jedince; lokalita u Janovy Vsi je několik let eradikována, přesto se nepodařilo populace vymýtit, B- lokalita silně zasažená populací bolševníků v těsné blízkosti hranic CHKO Kokořínsko u Mšena (foto: Dvořák 2014), C- lokalita v sousedství pastvin poblíž Dubé, několik jedinců mělo zalomená květenství a poničené kořenové hlavy, zřejmě pokus o management (foto: Pěkníková 2013-2015).



### 1.3.2. Zlatobýl kanadský (*Solidago canadensis*)

Vytrvalá rostlina s rozsáhlými rhizomy z čeledi hvězdnicovité (*Asteraceae*), která se rozmnožuje vegetativně i semeny. Její přirozený areál je území Severní Ameriky, od Aljašky po Labrador na severu, po Mexiko a Floridu na jihu (Heigi, 1979; Slavík et al., 2004). Do České republiky se dostal jako okrasná a medonosná rostlina a volně v přírodě byl zaznamenán v roce 1838. Samotná invaze začala v první polovině 19. století (Slavík et al., 2004). Nacházíme ji na okrajích lesů, podél řek a v habitatech narušených disturbancí jako jsou opuštěné pastviny, okraje cest, opuštěná pole, travnaté plochy a městské oblasti (Mlíkovský et Stýblo, 2006; Walck et al., 1999). Nyní je rozšířen na většině regionů České republiky, dominantní je zejména v trvalé termofilní ruderalní vegetaci (Pyšek et al., 2012b).

### 1.3.3. Zlatobýl obrovský (*Solidago gigantea*)

Tato vytrvalá rostlina z čeledi hvězdnicovitých (*Asteraceae*) se rozmnožuje se vegetativně rhizomy i generativně pomocí semen (Slavík et al., 2004). Do Evropy byla zavlečena jako medonosná a okrasná rostlina botanických zahrad. Invaze začala v druhé polovině minulého století, především v lokalitách zasažených disturbancemi kolem silnic a železnic. Vyskytuje se méně často než zlatobýl kanadský a upřednostňuje lokality vlhčí a bohatší na živiny, jako jsou nivy řek. Oba druhy mají podobný dopad na biodiverzitu rostlinných společenstev, kterou snižuje zhruba o 30 % (Hejda et al., 2009).



Obr. 8: Zlatobýl kanadský (*Solidago canadensis*) v CHKO Kokořínsko; A- kvetoucí jedinci záměrně pěstovaní v zahradě, B- rozsáhlé populace na neobhospodařované pastvině poblíž Dubé, C- jednolitý porost v lokalitě poblíž Lhotky v Kokořínském dole, D- lokalita zarůstajícího mokřadu třtinou křovistní (*Calamagrotis epigejos*) spolu se zlatobýlem v Kokořínském dole (foto: Pěkníková 2013-2015).

### 1.3.4. Rod křídlatky (*Fallopia* syn. *Reynoutria*)

Křídlatka japonská (*Fallopia japonica*) a křídlatka sachalinská (*Fallopia sachalinensis*) jsou vytrvalé rostliny s rozsáhlými rhizomy z čeledi rdesnovité (*Polygonaceae*). Areálem původního rozšíření je jižní Asie, odkud byla zavlečena v 19. století do Evropy jako zahradní okrasná a krmná rostlina (Conolly, 1977). V České republice se rod *Fallopia* vyskytuje mimo zmíněné 2 druhy také jako hybrid (*Fallopia* × *bohemica*). Výskyt hybridu byl poprvé zaznamenán ve Velké Británii v roce 1872 a poté byl několikrát zaznamenán i v areálu původního rozšíření (Bailey et Conolly, 2000). Všechny 3 druhy byly do České republiky pravděpodobně zavlečeny jako okrasné rostliny. Jako první zde byla zaznamenána *Fallopia japonica* v roce 1883, v roce 1921 *F. sachalinensis* a *F. bohemica* jako poslední v roce 1950. Masivně se začaly šířit v druhé polovině 20. století. Hybridní forma se šíří agresivněji než rodičovské druhy (Mandák et al., 2003; Bimová et al., 2001; Pyšek et al., 2003). Všechny tři druhy se šíří převážně vegetativní formou, díky jejich regenerační schopnosti rhizomů a částí stonků, které jsou transportovány půdou a vodou (Bimová et al., 2003; Pyšek et al., 2003). *Fallopia japonica* byla zavlečena do Evropy pouze jako jeden samičí klon (Bailey et Conolly, 2000; Pashley et al., 2007). Jsou náročné na vlhkost a přísun dusíku a často obsazují opuštěné zahradní centra a zaplavovaná území, kde se pomocí rhizomů mohou dále šířit a obsazovat nové habitaty (Pyšek et al., 2012a). Rod *Fallopia* představuje nejzávažnější dopad na bohatost a diverzitu druhů ze středoevropských invazních rostlin. Během invaze redukuje přítomné druhy z 66-86 % (Hejda et al., 2009; Bimová et al., 2004).



Obr. 9: Křídlatka česká (*Fallopia bohemica*) je častým invazním druhem v CHKO Kokořínsko; A-lokalita zasažená porosty křídlatky a zlatobýlu poblíž obce Kanina, B- jedinci, kteří se rozšiřují ze soukromé zahrady i přes chemické zásahy (foto: Pěkníková 2013-2015).

### 1.3.5. Netýkavka žláznatá (*Impatiens glandulifera*)

Vytrvalá rostlina z čeledi (*Balsaminaceae*), jejíž původní areál rozšíření je střední Asie a Himaláje (DAISIE, 2017). V roce 1846 byla zavlečena jako okrasná rostlina do České republiky (Slavík, 1996), ale výraznější šíření nastalo až v polovině 20. století (Pyšek et Prach, 1993). V současnosti je rozšířena především jako součást pobřežních populací podél toků. V posledních letech se šíří ze zamokřených oblastí do oblastí sušších, jako jsou okraje lesů a cest, s menším



nárokem na živiny (Malíková et Prach, 2010). Její porosty lehce regenerují, čemuž napomáhají adventivní kořenové systémy. Vytváří vysoké porosty monokultur, které mohou snižovat druhovou bohatost ostatních druhů pobřežní vegetace. Zároveň představuje konkurenci pro ostatní druhy v boji o opylovače (DAISIE, 2017; Chittka et Schürkens, 2001).



Obr. 10: Netýkavka žláznatá (*Impatiens glandulifera*) záměrně pěstována v předzahrádce u silnice v obci Kokořín. Podél hlavních toků v CHKO Kokořínsko (Liběchovka a Pšovka) prozatím zaznamenána nebyla (foto: Pěkníková 2013-2015).



## 2. CÍLE A VÝSTUPY DISERTAČNÍ PRÁCE

V této kapitole uvádím shrnutí cílů a přehled výstupů disertační práce. Výstupy jsou seřazeny vzestupně dle časové posloupnosti zpracování. U každého výstupu (publikace) je krátký abstrakt v češtině, shrnující nejdůležitější cíle a výsledky, poté následuje přiložený vlastní článek. První dvě publikace byly již otištěny, třetí publikace byla odeslána do redakce časopisu a čtvrtá publikace je ve stavu rozpracovaného manuskriptu před odesláním do redakce časopisu.

### 2.1. Cíle disertační práce

- Zmapovat výskyty vybraných invazních druhů rostlin ve vybraných chráněných územích
- Testovat vhodnost použití vrstvy biotopů z mapování Natura 2000 jako jedné z environmentálních proměnných pro tvorbu modelů šíření invazních druhů rostlin
- Testovat další vhodné environmentální proměnné použitelné pro tvorbu modelů šíření invazních druhů rostlin a ověřit použitelnost nově vzniklé konsolidované vrstvy ekosystémů
- Vytvořit a testovat modely šíření invazních druhů rostlin pro bolševník velkolepý (*Heracleum manteagazzianum*), netýkavku žláznatou (*Impatiens glandulifera*), druhy rodu křídlatka (*Fallopia* spp.) a druhy rodu zlatobýl (*Solidago* spp.), šířících se v chráněných územích
- Testovat modely pro další lokality chráněných území, a to zejména evropsky významné lokality v rámci České republiky

## 2.2. Aplikace dat Natury 2000 pro predikce šíření invazních nepůvodních druhů rostlin<sup>3</sup>

**Abstrakt:** Rozšíření invazních druhů rostlin v lokálním měřítku závisí na mnoha faktorech; mezi ně patří vzdálenost od zdroje šíření, složení invadovaného společenstva, rozhodující je také typ využívání krajiny (tzv. land-use). Po určení klíčových faktorů, napomáhajících šíření těchto druhů, je možné predikovat jejich následné výskyty pomocí modelování. Faktorem, který odráží specifické environmentální podmínky lokality, jsou biotopy. Druhy biotopů obsahují unikátní informaci o stupni degradace, typu managementu a vegetačním krytu. Biotopy z mapování Natura 2000 pokrývají téměř všechna chráněná území a v kombinaci s vhodnými typy modelovacích algoritmů by mohly být důležitým prediktorem šíření invazních druhů rostlin. Cílem analýz bylo testovat vrstvu z mapování biotopů Natura 2000 a určit vhodné měřítko pro čtvercovou síť, následně použitou pro predikční modely šíření invazních druhů rostlin v CHKO Kokořínsko. Dále pak určit typy preferovaných biotopů, kde se vybrané invazní druhy rostlin nejčastěji vyskytovaly. Součástí výstupů byly pilotní výsledky predikčních modelů šíření invazních druhů rostlin.

K testování byla použita terénní data výskytu invazních rostlin rodu křídlatka (*Fallopia* spp.), rodu zlatobýl (*Solidago* spp.), trnovník akát (*Robinia pseudoacacia*), bolševník velkolepý (*Heracleum mantegazzianum*) zmapovaná v sezóně 2013 na území CHKO Kokořínsko. Celkem bylo na ploše 80 km<sup>2</sup> zaznamenáno 495 výskytů vybraných invazních druhů rostlin, z nichž nejvíce rozšířené byly *Solidago* spp. (188 výskytů) a *Robinia pseudoacacia* (266 výskytů). Tyto druhy nejsou nijak v CHKO Kokořínsko regulovány a nejčastěji se šíří podél cestní sítě, na neobhospodařovaných loukách až k okrajům lesa. *Fallopia* spp. a *Heracleum mantegazzianum* jsou pracovníky správy již několik let zaznamenávány a likvidovány, přesto se opakovaně vyskytují na stejných lokalitách a dále se šíří (Obr. 7 a 9). Nejčastěji obsazovaly biotopy v blízkosti lidských sídel.

Z výsledků srovnání různých rozměrů čtverců, vstupujících následně do modelů šíření, bylo vyhodnoceno: (a) s rostoucí generalizací vrstvy biotopů rostla shoda s biotopy zaznamenanými v terénu; pro účely tvorby modelu šíření s co nejpřesnějším lokálním měřítkem se však již měřítko rastru 50 × 50 m jeví jako velmi generalizované, ale přesto použitelné. Jako optimální škála rastrové sítě tak byla vyhodnocena ta s rozměry 30 × 30 m; (b) srovnáním terénních dat a mapových podkladů byly typy biotopů z mapování Natura 2000 vyhodnoceny jako vhodná a relativně podrobná environmentální proměnná pro modely šíření invazních druhů. Z následných pilotních výsledků modelů šíření (pro každý druh byla vytvořena sada modelů) byly vyhodnoceny na základě evaluačních metod jako nejvhodnější modely GBM a GAM (model MAXENT dosahoval také velmi dobrých výsledků).

---

<sup>3</sup> Pěkníková, J., Petrus D., Berchová-Bímová, K. (2015): Application of Natura 2000 data for the invasive species spread prediction. *Scientia Agriculturae Bohemica* 46, 159-166.



# APPLICATION NATURA 2000 DATA FOR THE INVASIVE PLANTS SPREAD PREDICTION\*

J. Pěkníková, D. Petrus, K. Berchová-Bimová

Czech University of Life Sciences Prague, Faculty of Environmental Sciences, Prague, Czech Republic

The distribution of invasive plants depends on several environmental factors, e.g. on the distance from the vector of spreading, invaded community composition, land-use, etc. The species distribution models, a research tool for invasive plants spread prediction, involve the combination of environmental factors, occurrence data, and statistical approach. For the construction of the presented distribution model, the occurrence data on invasive plants (*Solidago* sp., *Fallopia* sp., *Robinia pseudoacacia*, and *Heracleum mantegazzianum*) and Natura 2000 habitat types from the Protected Landscape Area Kokožensko have been intersected in ArcGIS and statistically analyzed. The data analysis was focused on (1) verification of the accuracy of the Natura 2000 habitat map layer, and the accordance with the habitats occupied by invasive species and (2) identification of a suitable scale of intersection between the habitat and species distribution. Data suitability was evaluated for the construction of the model on local scale. Based on the data, the invaded habitat types were described and the optimal scale grid was evaluated. The results show the suitability of Natura 2000 habitat types for modelling, however more input data (e.g. on soil types, elevation) are needed.

invasive species; habitat type; modelling scale; species distribution models (SDMs)



doi: 10.1515/ab-2015-0031

Received for publication on July 31, 2014

Accepted for publication on September 5, 2015

## INTRODUCTION

Biological invasions have been in the scientists' focus for more than three decades. Generalization and theoretical integrations, based on large data sets and a high number of experimental studies, have been postulated (Kueffer et al., 2013). Despite the enormous knowledge, the ability to predict the spreading of non-native species is still elusive (Pyšek et al., 2012b). The spread of invasive plants depends on several ecological factors, primarily on the environmental requirements, nutrient saturation, invaded community composition, distance from the vector of spreading, effect of human activities and land-use. On a local scale, the non-native species spread is shaped by the spatio-temporal interaction with invaded habitat types and host communities (Pyšek, Richardson, 2006). Using the species distribution data, it is pos-

sible to identify the potentially invaded habitat types in the study area, and to facilitate prediction trials on the spread of invasive species (Chytrý et al., 2008; Dullinger et al., 2009; Lososová et al., 2012; Pyšek et al., 2012a). This knowledge, in combination with employing the geographic information system (GIS) and statistical tools, serves for constructing the species spread models. Beside the urgency of obtaining at least some predictive power in invasive species spread models (Kueffer et al. 2013), the evaluation of different types of models is an addition to the continuous and progressive development of species predictive modelling, as pointed out by Austin (2007).

Predicting the potential spread of species is generally based on various mathematical models and statistical processing of their responses to different gradients or factors (Brych, 2009). These models

\* Supported by the Internal Grant Agency of the Czech University of Life Sciences Prague (IGA 2014), Project No. 422201312423170, and by DKR -Wetland Group, Project No. 4222013223243.

are generally based on various hypotheses how the environmental factors control the distribution of species and communities. Besides its prime importance as a research tool in autecology, predictive geographical modelling has recently gained importance as a tool for assessing the impact of accelerated land use and other environmental changes on the distribution of organisms, and is mostly used in environmental protection, ecology and evolutionary development studies (Guisan, Zimmermann, 2000; Zimmermann et al. 2010). The models combine species occurrence data with spatially environmental layers. This method simulates the ecological requirements of species. The geographical spread of species is then predicted by mapping the areas where these environmental requirements are met (Elith et al., 2006).

Based on the type of data, the species distribution models (SDMs) can be divided into two groups: the first group utilizes presence records, while the second employs regression methods (Elith et al., 2006). From the group of SDMs based on regression approaches, the most widely used are generalized linear models (GLM) and generalized additive models (GAM). These have a strong statistical base and the ability to realistically model the ecological relationships (Austin, 2002). For the modelling, the potential distribution of species together with GIS has been used for long-term predictions (Moisen et al., 2006). GAMs use non-parametric, data-defined smoothers to fit non-linear functions, whereas GLMs fit parametric terms – usually some combination of linear, quadratic and/or cubic terms. Data for GLMs can be selected from a variety of distributions including normal, binomial, Poisson or negative binomial (Guisan et al., 2002). The Multivariate Adaptive Regression Splines (MARS) models are very similar to the GAM models, but instead of data smoothing the former uses segmentation (Peterson et al., 2011). However, for creating predictive GIS maps, the application of MARS is easier and faster than that of GAM (Elith et al., 2006). Generalized boosted regression models (GBM or BRT) are a relatively new and modern method. It repeatedly creates and combines simple methods, e.g. classification trees related to one explanatory variable (Brych, 2009). Artificial Neural Networks (ANN) is a non-linear technique which works with the absence and presence of data (Pearson et al., 2002; Elith et al., 2006). GARP (Genetic Algorithm for Rule-set Prediction) models and maximum entropy modelling (MAXENT) are suitable for datasets with only few observations (Elith et al., 2006; Pearson et al., 2007). As published by Elith et al. (2006) and Brych (2009), the most accurate models, BRT and GLM/GAM, were evaluated using AUC (Area under Curve) statistics.

One of the important things for model design is to consider the scale and to determine the predictive

time. Data on large (continental) scales are collected often from several countries and are averaged for the rest of the continent or transferred to another country outside the continent (Pit et al., 2011; Chytrý et al., 2012). For large areas, only general data are available and it is difficult to cover the whole territory with the intensity which would be sufficient for input data collection. Hence, such an approach reduces the accuracy of prediction. Chytrý et al. (2012) constructed maps of future plant invasions under different European land-use changes for the years 2020, 2050, and 2080. Prediction for such a long time period is highly inaccurate due to unexpected changes and unpredictable anthropogenic influence. Niche-based species distribution models (meaning models on a local scale) have become an important tool for assessing the potential range of species under current as well as under predicted future environmental conditions. Such an approach is fundamentally more accurate than models on regional or larger scales (Dullinger et al., 2009; Pyšek et al., 2012b). Brych (2009) tested models with a  $1 \times 1$  km grid size. He could not demonstrate the influence of habitat type because of the scale size being too large (medium), and recommended a scale of  $100 \times 100$  m for better model accuracy. Nehrbašs et al. (2007) simulated the spread of *Heracleum mantegazzianum* in different habitats for a  $5 \times 5$  m grid size and short-term data. For such a local scale model, it is possible to compare suitable habitats for invasive plants spread and to evaluate the effect of land-use changes. Despite the accuracy, such detailed models demand detailed input data and have only limited scale-temporal impacts.

Natura 2000 is the EU-wide network of nature protection areas which aims to maintain European biodiversity under the 1992 Habitat Directive. The layer of habitat mapping provides information on the existence and state of natural biotopes on the whole territory of the Czech Republic. Biotopes should be classified uniformly across Europe, and specifically in the Czech Republic this is done based on the Habitat Catalogue of the Czech Republic and the Habitat Assessment Handbook (HAH), utilizing primarily the formation-vegetation (physiognomic) approach and secondarily the floristic approach. Each basic map is provided with the number of the district on a 1:10 000 scale (Nature Conservation Agency of the Czech Republic, <http://www.nature.cz/natura2000-design-en/hp.php>).

The main objectives of the study are: (a) verification of accuracy of the map layer Natura 2000 habitats type in connection with selected invasive species distribution and its following use for prediction SDMs, (b) evaluation and selection of suitable scales for prediction models in accordance with the occupied habitat types, (c) construction of suitable SDMs for selected species distribution data together with GIS tools.



## MATERIAL AND METHODS

### Data collection

Distribution (presence/absence) data on *Fallopia* species, *Solidago* species, *Heracleum mantegazzianum*, and *Robinia pseudoacacia* have been collected in the study area. The mapped area was located in the Protected Landscape Area (PLA) Kokořínsko, Central Bohemia; the area covered by mapping was about 80 km<sup>2</sup>. Field research was carried out from June to September 2013. Locations of invasive plants were saved by a GPS device and recorded in a paper map. Areas of continuous populations larger than 1 m<sup>2</sup> were saved by their edge coordinates. For each occurrence, the habitat type was recorded.

### Data processing

GPS records of invasive plants occurrence were uploaded as a shapefile layer in the ArcGIS program and then intersected with the shapefile habitat layer of Natura 2000 (provided by the Nature Conservation Agency of the Czech Republic, <http://www.nature.cz/natura2000-design-en/hp.php>). The final layer contains the attribute table with information about Natura 2000 habitat types and information about the presence data of invasive plants, which was statistically evaluated for different classification scale habitats. Data analysis focused on (1) verification of the accuracy of maps and correct intersection of species with mapped habitat type and (2) finding habitat type preferences, meaning environmental requirements. This allowed the evaluation of the data suitability for the model construction on a local scale. Afterwards, the vector layer was transformed to a raster layer and square grids were constructed with various grid sizes: about 20 × 20 m (scale I), 30 × 30 m (scale II), and 50 × 50 m (scale III). This layer of preferred habitats was used for predictive models. The accuracy of the intersection of layers was analyzed on different scales by identifying the type of habitat from the Habitat Catalogue of the Czech Republic (Chytrý et al., 2001). Scale I corresponds to the subunit of a habitat (e.g. L2.2A code); scale II corresponds to the classification unit of a habitat (e.g. L2 code), and scale III corresponds to the formation III group (e.g. L code).

### Data analysis

The dataset containing the presence/absence data of invasive plant species and habitat types was statistically evaluated by R software (Version 2.15.1). Agreement of the intersection of the occurrence of the invasive plant and the habitat type layer with reality was evaluated as 1; disagreement was evaluated as 0. After that, data agreement was statistically evaluated

Table 1. Comparison accuracy of intersect for scale I – 20 × 20 m ( $P < 0.001$  for 106 disagreement and 389 agreement, probability of success 0.7858586)

	Disagreement with real habitat	Agreement with real habitat
<i>Solidago</i> species	43	145
<i>Robinia pseudoacacia</i>	57	209
<i>Fallopia</i> species	6	35

using a binomial test. A second data analysis evaluated the most invaded habitats according to the frequency of occurrences using one-way analysis of variance (ANOVA), where the habitat type and species were taken as predictors and the number of localities per species and habitats was taken as a response variable. The species *Heracleum mantegazzianum* was not used in this analysis due to its low abundance in the study area.

### Models

Seven distribution modelling algorithms (GLM, GAM, GBM, ANN, SRE, and CTA), implemented in R statistical software (biomod2 package) were used for the spread prediction. The stand-alone model MAXENT was used for modelling, too. For evaluating the model prediction, the True Skill Statistic (TSS), Relative Operating Characteristic (ROC), Cohen's kappa statistic (KAPPA), Success Ratio (SR), Probability of Detection (POD) methods were used (Inside-R: A community site for R, <http://www.inside-r.org/node/166097>). They were rescaled to all have a perfect score at 1. For ROC, POD, SR evaluation, the range of the index form is 0 to 1; 0.5 indicates no skill. For TSS and KAPPA, the range is -1 to 1; where 0 indicates no skill. The pilot sets of models were run for *Fallopia* sp., *Solidago* sp., and *Heracleum mantegazzianum*. *Robinia pseudoacacia* was not included to the pilot modelling run due to incomplete distribution mapping.

## RESULTS

The results are based on the information stemming from 495 occurrences from the south-eastern part of the PLA Kokořínsko (80 km<sup>2</sup>). The agreement between the intersection of the species occurrence data layer and the Natura 2000 habitat type *in situ* was evaluated.

Results in Table 1 compare the occurrence records for the most detailed scale of biotopes. 389 records were evaluated as being the same as in real habitats, 106 records were a bit different from real habitats. Such a scale is very detailed and the probability of success was 78%. Results in Table 2 were a little generalized compared to scale I. 439 occurrences were

Table 2. Comparison accuracy of intersect for scale II – 30 × 30 m ( $P < 0.001$  for 56 disagreement and 439 agreement, probability of success 0.8868687)

	Disagreement with real habitat	Agreement with real habitat
<i>Solidago</i> species	23	165
<i>Robinia pseudoacacia</i>	30	236
<i>Fallopia</i> species	3	38

evaluated as being the same as in the real habitat and 56 occurrences were different. The probability of success (i.e. of obtaining a good intersection) was 88%. Results in Table 3 were similar to the results in Table 2. 454 occurrences were the same in the actual habitats and in the intersection layer, 41 occurrences differed. The probability of success was 91%. With the increasing generalization of habitats, the probability of intersection increased. However, the habitats in Table 3 are generalized and not too accurate. For further research, as the most suitable scale appeared the scale II (30 × 30 m), which describes the habitats at the level of basic units, e.g. alluvial forests (L2).

The most invaded habitats for each invasive plant were also evaluated. The results of one-way ANOVA

Table 3. Comparison accuracy of intersect for scale III – 50 × 50 m ( $P < 0.001$  for 41 disagreement and 454 agreement, probability of success 0.9171717)

	Disagreement with real habitat	Agreement with real habitat
<i>Solidago</i> species	16	172
<i>Robinia pseudoacacia</i>	22	244
<i>Fallopia</i> species	3	38

( $F = 1.901$ ,  $df = 8$ ,  $P = 0.0622$ ) show that the most invaded habitat of *Solidago* species are grasslands, intensively managed fields, and mosaic segments (segments containing two or more different habitats). *R. pseudoacacia* is most common in the habitat of acidophilous oak woods, forests with non-native trees, and at the edges of intensively farmed fields. *Fallopia* species is most common in the following habitats: mosaic segments, urbanized areas, and floodplain forests. *Heracleum mantegazzianum* was detected only at 5 localities and its most invaded habitat type were forests with non-native vegetation. The results are shown in Fig. 1.

The pilot set of models for *Fallopia* sp., *Solidago* sp., and *Heracleum mantegazzianum* was run and ac-

Table 4. Conclusion of evaluating characteristics for a run of the pilot set of models for the distribution of three invasive species in the PLA Kokořínsko. Evaluation characteristics as per Biomod modelling<sup>1</sup> are shown for each model and each species

Species	No. of localities	Model type	Evaluation characteristic			
			TSS	ROC	KAPPA	POD
<i>Fallopia</i> sp.	107	GAM	0.982	0.992	0.069	1.000
		GBM	0.824	0.936	0.000	0.955
		CTA	0.763	0.893	0.000	0.955
		GLM	0.563	0.801	0.004	0.818
		ANN	0.517	0.772	0.005	0.727
		SRE	0.555	0.778	0.002	0.909
<i>Solidago</i> sp.	980	GAM	0.982	0.992	0.069	1.000
		GBM	0.824	0.936	0.000	0.955
		CTA	0.763	0.893	0.000	0.955
		GLM	0.563	0.801	0.004	0.818
		ANN	0.517	0.772	0.005	0.727
		SRE	0.555	0.778	0.002	0.909
<i>Heracleum mantegazzianum</i>	5	GAM	1.000	1.000	1.000	1.000
		GBM	1.000	1.000	0.000	1.000
		CTA	0.921	0.968	0.000	1.000
		GLM	0.979	0.990	0.005	1.000
		ANN	0.000	0.498	0.001	0.000
		SRE	0.000	0.498	0.000	0.000

TSS = True Skill Statistic, ROC = Relative Operating Characteristic, KAPPA = Cohen's kappa Statistics, POD = Probability of Detection

<sup>1</sup>Inside-R: A community site for R. (<http://www.inside-r.org/node/166097>)



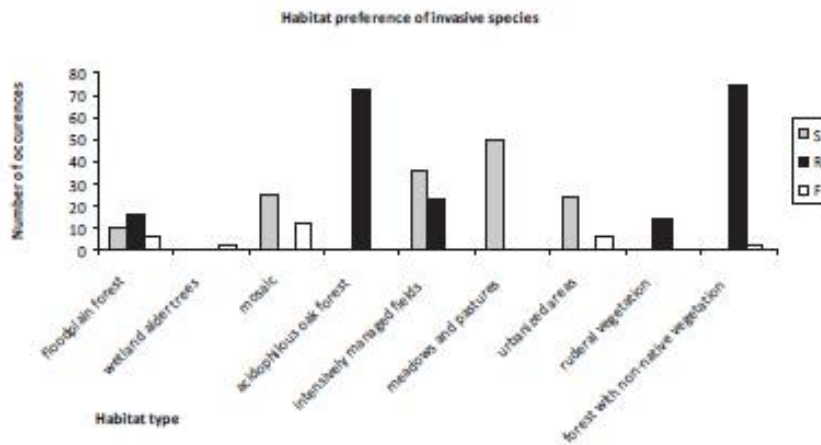


Fig. 1. The most invaded habitats in PLA Kokořínsko by *Solidago* species (S), *Robinia pseudoacacia* (R), *Fallopia* species (F) ( $P = 0.0622$ ,  $F = 1,901$   $df = 8$ )

According to the above-mentioned (see the Material and methods section) evaluating methods, the most suitable models for predicting each of the invasive species were selected. For the genera *Fallopia* sp. and *Solidago* sp. the best models were GAM, GBM, and CTA (Table 4). Other models either strongly underestimated (ANN) or highly overestimated (SRE) the predicted spread. *Heracleum mantegazzianum* spread was best predicted

by the GLM and ANN models. The MAXENT model achieved very good results for the genera *Fallopia* sp. and *Solidago* sp., although its results for the species *Heracleum mantegazzianum* were not so good.

Fig. 2 shows the predictions using six different model techniques on the same distribution (presence/absence) data for *Fallopia* sp. The most realistic prediction, according to visualization and statistical research,

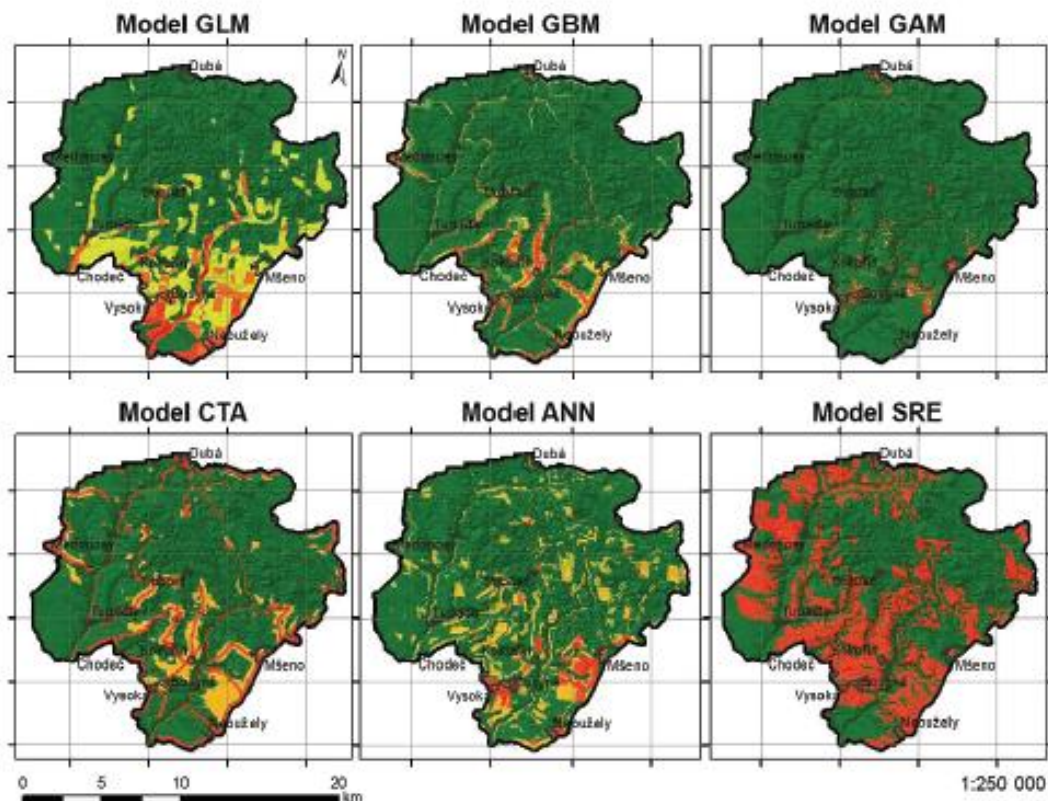


Fig. 2. Map of prediction spread (*Fallopia* species). Red colour marks high likelihood of being invaded by alien species, green colour low likelihood of being invaded by alien species.

were GBM, GAM, and CTA. The evaluation characteristics of GLM, ANN, and SRE were lower than those of the other compared models. Moreover, model SRE marked almost the whole area threatened by invasion.

## DISCUSSION

One of the present study objectives was the evaluation of different habitat scales for Natura 2000 habitats and their suitability for the creation of the invasive species spread predictive model. Scale I (20 × 20 m) was very detailed and some habitats were different from reality. Scale III (50 × 50 m) introduced too much generalization. Therefore, scale II (30 × 30 m) was evaluated as the most suitable for a prediction model. The loss of information due to generalization is relatively low (Table 2) and intersection rates of occurrence records and actual habitats are very good.

Of the seven tested algorithms, it was concluded that GAM, GBM, and CTA were the most suitable for the prediction of invasive plants spread. Other models (GLM, ANN, and SRE) yielded inaccurate results (Table 4). This can be due to the (insufficient) quality and number of input datasets. *Heracleum mantegazzianum* was detected only at 5 localities, which might have influenced the accuracy of prediction. According to Brych (2009), GLM, GAM, and GBM yield stable and good results. The most accurate algorithm was evaluated to be GBM, which corresponds to the results of Elith et al. (2006). Leathwick et al. (2006) and Moisen et al. (2006) concluded that GAM had significantly better results than the other compared models. Nehrbaas et al. (2007) created a simulation model consisting of population dynamics, neighbourhood dispersal, long-distance dispersal, and dynamic landscape structure, and combined these characteristics with the empirical field. The model included some aspects of reality in a very crude manner, but even this simple design can be applied to the invasion of the other species (e.g. *Rhododendron ponticum*). Such a model for a local scale can describe the relationships of habitats and invasive species. Firstly, the Natura 2000 habitat types were not found as a significant predictor in models based on such a dataset. The reason for this could lie in the high abundance of the 'mosaic' habitat type which combines more than one habitat type in the dataset. After a thorough analysis and removing the unnecessary habitat type 'unnatural and unmapped segment', the Natura 2000 habitat was shown to be an important variable for SDMs.

Chytrý et al. (2008) concluded that no and/or only few non-native plant species occur in extreme and nutrient-poor habitats, such as bogs, moors, and alpine grasslands. In contrast, most non-native species have been found in regular disturbed habitats with fluctuating nutrient availability (e.g. Bímová et al., 2004). Those habitats can be influenced by human activities

(croplands, ruderal vegetation, hiking trails, etc). Other habitats preferred by non-native plant species are coastal and river areas. Despite this generalizing summary of the occurrence of invasive species, it is necessary to determine the ecological requirements for each species separately. According to Walck et al. (1999), the *Solidago* species can be found on the edges of forests, along rivers, and in disturbed habitats such as abandoned pastures, edges of roads, abandoned fields, lawns, and urban areas. To the PLA Kokořínsko this species has spread from urbanized areas, where it was mostly grown in gardens. From anthropogenic gardens it escaped to pastures and meadows (Fig. 1). Most localities were sunny and often composed of *Calamagrostis epigejos* populations. *Solidago* was the most predominant invasive plant in the mapped area (980 localities). *Robinia pseudoacacia* is tolerant to air pollution and drought and grows in sandy, saline, and poorly drained substrates (Musil, 2005). The populations have spread from the places where they were dropped off around road trips and cultivated fields. Seedlings were found close to other *Robinia* trees. In the study area, the species was discovered at 266 localities and mostly in acidophilous oak forests. All three *Fallopia* species have spread mostly by vegetative form (Bailey et al., 2007). They have a very good regenerative capacity of rhizomes and stem parts and can be transported by land and water (Bímová et al., 2003; Pyšek et al., 2003). They require moisture and nitrogen input (Pyšek et al., 2012a). In the mapped area, they were discovered at 107 localities and usually occupied habitats close to urban areas, mostly road sides and hiking trails.

## CONCLUSION

It may be concluded that scale II (30 × 30 m; corresponding to the classification unit of habitat) is the most suitable for the prediction model. The habitat type data of Natura 2000 mapping were evaluated as being suitable and accurate for particular habitat types, but not for the mixed habitat type – mosaic. Replications of field mappings will be necessary for the absolute verification of the results in other study areas. The observed occurrences of invasive plants in habitats are very similar to those in other studies (Chytrý et al., 2008; Pyšek et al., 2012). The source of spreading is usually an urbanized area where these species are grown as ornamental plants in the gardens. The species were found also in atypical habitats, e.g. *Fallopia × bohemica* in coniferous forests and *Solidago* sp. in *Calamagrostis epigejos* populations.

Suitable prediction models are selected according to data distribution, number of observations, etc. The best solution is tested and compared to several types of models and different predictors. A preliminary analysis suggests that GBM and GAM are suitable



for *Solidago* species, whereas GLM is suitable for *Heracleum mantegazzianum* in our case study, i.e. for species with a low abundance in the study area. Using different model types in combination with different species distribution data, we found that the quality of input data, both environmental and on the species distribution, were crucial for model accuracy.

## REFERENCES

- Austin MP (2002): Spatial prediction of species distribution: an interface between ecological theory and statistical modelling. *Ecological Modelling*, 157, 101–118. doi: 10.1016/S0304-3800(02)00205-3.
- Austin M (2007): Species distribution models and ecological theory: A critical assessment and some possible new approaches. *Ecological Modelling*, 200, 1–19. doi: 10.1016/j.ecolmodel.2006.07.005.
- Bailey JP, Bimová K, Mandák B (2007): The potential role of polyploidy and hybridization in the further evolution of the highly invasive *Fallopia* taxa in Europe. *Ecological Research*, 22, 920–928. doi: 10.1007/s11284-007-0419-3
- Bimová K, Mandák B, Pyšek P (2003): Experimental study of vegetative regeneration in four invasive *Reynoutria* taxa. *Plant Ecology*, 166, 1–11.
- Bimová K, Mandák B, Kašparová I. (2004): How does *Reynoutria* invasion fit the various theories of invasibility? *Journal of Vegetation Science*, 15, 495–504.
- Brych P (2009): Potential spatial distribution models of invasive plants in the Czech Republic: comparison of methods and their implementations, data availability and effect of species ecology on prediction results. Master's Thesis, University of South Bohemia in České Budějovice. (in Czech)
- Dullinger S, Kleinbauer I, Peterseil J, Smolik M, Essl F (2009): Niche based distribution modelling of an invasive alien plant: effects of population status, propagule pressure and invasion history. *Biological Invasions*, 11, 2401–2414. doi: 10.1007/s10530-009-9424-5.
- Elith J, Graham CH, Anderson RP, Dudík M, Ferrier S, Guisan A, Hijmans RJ, Huettmann F, Leathwick JR, Lehmann A, Li J, Lohmann LG, Loiselle BA, Manion G, Moritz C, Nakamura M, Nakazawa Y, Overton J McC, Peterson AT, Phillips SJ, Richardson K, Scachetti-Pereira R, Schapire RE, Soberón J, Williams S, Wisz MS, Zimmermann NE (2006): Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography*, 29, 129–151.
- Guisan A, Zimmermann EN (2000): Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling*, 135, 147–186. doi: 10.1111/j.2006.0906-7590.04596.x.
- Guisan A, Edwards TC Jr, Hastie T (2002): Generalized linear and generalized additive models in studies of species distributions: setting the scene. *Ecological Modelling*, 157, 89–100. doi: 10.1016/S0304-3800(02)00204-1.
- Chytrý M, Kučera T, Kočí M (eds) (2001): Habitat Catalogue of the Czech Republic. Nature Conservation Agency of the Czech Republic, Prague.
- Chytrý M, Maskell LC, Pino J, Pyšek P, Vilà M, Font X, Smart SM (2008): Habitat invasions by alien plants: a quantitative comparison among Mediterranean, subcontinental and oceanic regions of Europe. *Journal of Applied Ecology*, 45, 448–458. doi: 10.1111/j.1365-2664.2007.01398.x.
- Chytrý M, Wild J, Pyšek P, Jarošík V, Dendoncker N, Reginster I, Pino J, Maskell LC, Vilà M, Pergl J, Kühn I, Spangenberg JH, Settele J (2012): Projecting trends in plant invasions in Europe under different scenarios of future land-use change. *Global Ecology and Biogeography*, 21, 75–78. doi: 10.1111/j.1466-8238.2010.00573.x.
- Kueffer C, Pyšek P, Richardson M (2013): Integrative invasion science: model systems, multi-site studies, focused meta-analysis and invasion syndromes. *New Phytologist*, 200, 615–633. doi: 10.1111/nph.12415.
- Leathwick JR, Elith J, Hastie T (2006): Comparative performance of generalized additive models and multivariate adaptive regression splines for statistical modelling of species distributions. *Ecological Modelling*, 199, 188–196. doi: 10.1016/j.ecolmodel.2006.05.022.
- Lososová Z, Chytrý M, Tichý L, Danihelka J, Fajmon K, Hájek O, Kintrová K, Lánková D, Otypková Z, Řehořek V (2012): Biotic homogenization of Central European urban floras depends on residence time of alien species and habitat types. *Biological Conservation*, 145, 179–184. doi:10.1016/j.biocon.2011.11.003.
- Moisen GG, Freeman EA, Blackard JA, Frescino TS, Zimmermann NE, Edwards Jr. TC (2006): Predicting tree species presence and basal area in Utah: a comparison of stochastic gradient boosting, generalized additive models, and tree-based methods. *Ecological Modelling*, 199, 176–187. doi: 10.1016/j.ecolmodel.2006.05.021.
- Musil I (2005): Deciduous forests 2. Czech University of Life Sciences Prague, Prague. (in Czech)
- Nehrbass N, Winkler E, Müllerová J, Pergl J, Pyšek P, Perglová I (2007): A simulation model of plant invasion: long-distance dispersal determines the pattern of spread. *Biological Invasions*, 9, 383–395. doi: 10.1007/s10530-006-9040-6
- Peterson AT, Soberón J, Pearson RG, Anderson RP, Martínez-Meyer E, Nakamura M, Araújo MB (2011): Ecological niches and geographic distributions. Princeton University Press, New Jersey.
- Pearson RG, Dawson TP, Berry PM, Harrison PA (2002): SPECIES: A spatial evaluation of climate impact on the envelope of species. *Ecological Modelling*, 154, 289–300. doi: 10.1016/S0304-3800(02)00056-X.
- Pearson RG, Raxworthy CJ, Nakamura M, Peterson AT (2007): Predicting species distributions from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar. *Journal of Biogeography*, 34, 102–117.

- Pit JPW, Kriticos DJ, Dodd MB (2011): Temporal limits to simulating the future spread pattern of invasive species: *Buddleja davidii* in Europe and New Zealand. *Ecological Modelling*, 222, 1880–1887. doi: 10.1016/j.ecolmodel.2011.03.023.
- Pyšek P, Brock JH, Bimová K, Mandák B, Jarošík V, Koukolíková I, Pergl J, Štěpánek J. (2003): Vegetative regeneration in invasive *Reynoutria* (Polygonaceae) taxa: the determinant of invasibility at the genotype level. *American Journal of Botany*, 90, 1487–1495. doi: 10.3732/ajb.90.10.1487.
- Pyšek P, Richardson DM (2006): The biogeography of naturalization in alien plants. *Journal of Biogeography*, 33, 2040–2050. doi: 10.1016/j.ecolmodel.2011.03.023.
- Pyšek P, Chytrý M, Pergl J, Sádlo J, Wild J (2012a): Plant invasions in the Czech Republic: current state, introduction dynamics, invasive species and invaded habitats. *Preslia*, 84, 575–629.
- Pyšek P, Jarošík V, Hulme PE, Pergl J, Hejda M, Schaffner U, Vilà M (2012b): A global assessment of invasive plant impacts on resident species, communities and ecosystems: the interaction of impact measures, invading species' traits and environment. *Global Change Biology*, 18, 1725–1737.
- Walck JL, Baskin JM, Baskin CC (1999): Relative competitive abilities and growth characteristics of a narrowly endemic and geographically widespread *Solidago* species (Asteraceae). *American Journal of Botany*, 86, 820–828. doi: 10.2307/2656703.
- Zimmermann NE, Edwards TC, Graham CG, Pearman PB, Svenning J-C (2010): New trends in species distribution modelling. *Ecography*, 33, 985–989. doi: 10.1111/j.1600-0587.2010.06953.x.

---

*Corresponding Author:*

Ing. Jana Pěkníková, Czech University of Life Sciences Prague, Faculty of Environmental Sciences, Department of Applied Ecology, Kamýčká 129, 165 21 Prague 6-Suchbát, Czech Republic, phone: +420 224 383 862, e-mail: peknicovaj@fzp.czu.cz

---

### 2.3. Použití modelů šíření invazních druhů pro chráněná území<sup>4</sup>

**Abstrakt:** Modely šíření druhů byly zkonstruovány pro vybrané invazní druhy rostlin v CHKO Kokořínsko a následně byla vyhodnocena jejich přesnost pomocí rozdílných evaluačních technik. Dále byly testovány vhodné environmentální proměnné, odrážející podmínky pro šíření invazních druhů rostlin (vrstva mapování biotopů, konsolidovaná vrstva ekosystémů, půdní typy, nadmořská výška, sklonitost, průměrné srážky, vzdálenost od vodních a silničních sítí). Predikční modely šíření druhů byly následně aplikovány na maloplošná chráněná území (menší území mimořádných hodnot; zahrnující národní přírodní rezervace, přírodní rezervace, národní přírodní památky a přírodní památky). Na základě vyhodnocení vhodného modelu a vhodných proměnných bylo cílem z výsledků analýz určit lokality potenciálně ohrožené invazí.

Pro *Solidago* spp. (239 prezenčních gridů<sup>5</sup>) byly vyhodnoceny jako vhodné typy modelů šíření druhů především modely GBM a MARS. Jako vhodné typy modelů pro *Heracleum mantegazzianum* (4 prezenční gridy) a *Fallopia* spp. (27 prezenčních gridů) byly vyhodnoceny modely GAM, GBM a ANN. Díky menšímu počtu výskytů byla predikční síla modelů o poznání nižší. Pro použití při tvorbě modelů šíření druhů pro lokální měřítko z environmentálních proměnných byly vyhodnoceny jako vhodné především vrstvy mapování biotopů, typy půd a vzdálenost od vektorů šíření. Typ biotopů a typy půd byly vyhodnoceny jako environmentální proměnné důležité pro šíření *Solidago* spp., zatímco vzdálenost od cestní a vodní sítě spolu s nadmořskou výškou jsou důležité pro šíření *Fallopia* spp. Pro *Heracleum mantegazzianum* vycházela nadmořská výška a land cover jako stěžejní faktory šíření, ale vzhledem k celkovému malému počtu výskytu v mapovaném území nebyly vyhodnoceny tyto proměnné jako signifikantní. Ze 14 testovaných maloplošných chráněných území (MCHÚ) jich bylo 12 identifikováno jako ohrožené invazí a to zejména šířením druhu rodu *Solidago* spp., 8 MCHÚ ohroženo invazí druhu rodu *Fallopia* spp. a 7 MCHÚ ohroženo invazí *Heracleum mantegazzianum*.

Souhrnně lze konstatovat, že stěžejní pro přesnost modelů šíření druhů je množství prezenčních výskytových dat vstupujících do modelu. Při konstrukci modelů primárně záleží na počtu výskytů vzhledem k rozloze mapovaného území. Dále platí, že pro různé typy modelů jsou vhodná jiná data: např. pro modely GBM více než 100 lokalit/100 km<sup>2</sup>, pro modely GAM více než 50 lokalit/100 km<sup>2</sup> a při méně než 20 lokalitách/100 km<sup>2</sup> je predikční síla modelů nízká. U lokalit s nízkým počtem výskytů je lepší pravidelný monitoring, než aplikace predikčních modelů šíření.

---

<sup>4</sup> Pěkníková, J., Berchová-Bímová, K. (2016): Application of species distribution models for protected areas threatened by invasive plants. *Journal for Nature Conservation* 34, 1-7.

<sup>5</sup> Prezenčním gridem je zde chápáno rastrové zobrazení s rozměrem hrany 50 × 50 m, který, může obsahovat jednu nebo až několik lokalit výskytů invazního druhu.



# Application of species distribution models for protected areas threatened by invasive plants



Jana Pěkníková\*, Kateřina Berchová-Bímová

Czech University of Life Sciences Prague, Faculty of Environmental Sciences, Department of Applied Ecology, Kamýcká 129, Prague 6 – Suchbát, 165 21, Czech Republic

## ARTICLE INFO

### Article history:

Received 13 October 2015  
Received in revised form 5 August 2016  
Accepted 8 August 2016

### Keywords:

*Fallopia* spp  
*Solidago* spp  
*Heracleum mantegazzianum*  
Biodiversity  
Nature conservation  
Species distribution model (SDMs)

## ABSTRACT

Local species distribution models (SDMs) were constructed for three of the most harmful invasive alien plant species (*Fallopia* spp., *Solidago* spp. and *Heracleum mantegazzianum*) in the Kokořínsko Protected Landscape Area (Czech Republic), using Natura 2000 habitat types and other environmental conditions as predictors for the SDMs. Presence or absence data (recorded by field mapping) was entered into the SDMs and used to predict the potential distribution of particular species. Here, we critically evaluate the accuracy of the models and assess their applicability for natural resource protection. Variables such as habitat and soil type tend to dictate the current distribution of *Solidago* spp., while distance from roads and water corridors and elevation are important for *Fallopia* spp. distribution. For *Solidago* spp., 'generalised boosted models' and 'generalised additive models' were considered the most suitable algorithms. For *Fallopia* spp., however, the predictive power of the models tended to be weak, while the number of localities was too low for SDMs in the case of *H. mantegazzianum*. The number of initial localities containing invasive alien species was an important factor for making significant predictions of potential distribution. In general, the predictive power of the models was too low when using less than 10 localities; for good predictive power at the local scale, we suggest that at least 100 localities/100 km<sup>2</sup> are used.

© 2016 Elsevier GmbH. All rights reserved.

## 1. Introduction

Recent research has shown that the number of alien plant taxa in Central Europe has increased continuously over the last two decades (Pyšek, Chytrý, Pergl, Sádlo, & Wild, 2012), resulting in a significant threat to biodiversity (Stohlgren et al., 2011). Given these changes, special attention should be given to the study of invasive alien species (IAS) in protected areas as biological invasions have been highlighted as one of the most important global drivers of biodiversity loss (Foxcroft, Pyšek, Richardson, & Genovesi, 2013). In particular, it is vitally important to identify those regions most at risk of invasion and local species that may be vulnerable to such invasions (Hulme et al., 2014; Thalmann et al., 2015). While detection of newly invaded localities is difficult at a local scale and almost impossible over larger areas, early detection of invasive plants followed by their prompt elimination remains the optimal management approach for protected areas (Iacona, Price, & Armsworth, 2014).

Previous studies have shown that the spread of invasive species is dependent on the presence of suitable habitat (Chytrý et al., 2008; Lonsdale 1999), specific disturbance regimes or the availability of free resources such as nutrients (Davis, Grime, & Thompson, 2000). Habitats and vegetation types harbouring the highest proportion of alien species are generally those with a high level of disturbance or fluctuating resource input (usually nutrients, though sometimes also water or light; Bímová, Mandák, & Kašparová, 2004; Pyšek et al., 2012). Indeed, in the Czech Republic, arable land, areas with annual synanthropic vegetation, trampled habitats and anthropogenic tall-forb stands have been shown to support the highest number of IAS (Chytrý, Pyšek, Tichý, Knollová, & Danihelka, 2005). The spread of alien plants into natural habitats is highly influenced by the presence of trails or access roads (Otto et al., 2014) and the number of visitors to protected areas (Allen, Brown, & Stohlgren, 2009; Lonsdale 1999; Padmanaba & Corlett 2014; Pickering & Mount 2010). Furthermore, factors such as timber harvesting (which opens up the canopy, allowing light penetration) increase the range of species that can grow and increases the chances of alien plants invading.

Effective eradication of invasive species represents a serious challenge for land managers. As such, planning for regional treatment and budgeting funds for management of these areas requires

\* Corresponding author.

E-mail address: [peknikovaj@fzp.czu.cz](mailto:peknikovaj@fzp.czu.cz) (J. Pěkníková).



an understanding of the invasion process across protected areas. At present, however, data on presence and spread of invasive species are often incomplete (Guisan & Thuiller 2005; Hobbs & Humphries 1995). Species distribution data are useful for identifying the different types of habitat potentially threatened by IAS in the study area (Chytrý et al., 2008; Dullinger, Kleinbauer, Peterseil, Smolik, & Essl, 2009; Lososová et al., 2012; Pyšek et al., 2012). In combination with data on primary spreading vectors (e.g. roads, trails and water corridors [see above]) and local environmental conditions (Guisan & Zimmermann 2000), such data can be used to construct species distribution models (SDMs; Thuiller, Lafourcade, Engler, & Araujo, 2009) using Geographic Information System (GIS) software and statistical tools. These SDMs allow the prediction of new areas threatened by potential invasion (Dullinger et al., 2009; Guisan & Zimmermann 2000).

Here, we provide an evaluation of (a) SDMs constructed using different statistical approaches and (b) the spectrum of environmental variables at a local spatial scale, for three IAS with a high likelihood of invading a protected landscape area (PLA) in the Czech Republic. We have used Natura 2000 habitat types, Consolidated Layer of Ecosystems, soil types, and elevation as the main environmental predictors for determining the spread of invasive species. Natura 2000 habitat types provide unique information about environmental conditions, vegetation cover, type of management, and the degree of degradation of the site (Pěkníková, Petrus, & Berchová-Bímová, 2015), and thus could be a useful predictor for IAS spread (Chytrý, Kučera, & Kočí, 2001; Guth & Kučera 2006). Using a combination of such knowledge with the best available models, we were able to develop a methodology for the prediction of invasive species-spread and in turn prioritize the management of IAS. Our research strategy was based on the following hypotheses: (1) applicability of SDMs as a tool for land and nature managers will depend on the number of localities; (2) SDMs will prove useful for early detection of IAS in small protected areas (SPAs); and (3) Natura 2000 habitats will be one of the main predictors of IAS invasion.

## 2. Materials and methods

### 2.1. Data collection

The Kokořínsko PLA (Fig. 1) in the north of the Czech Republic lies in a hilly region with deep sandstone valleys, boreo-continental pine forest and extensive wetlands (Mikulec & Antoušková 2011; NCA 2015). Distribution (presence/absence) data for three *Fallopia* taxa (*F. japonica* var. *japonica*, *F. × bohemica* and *F. sachalinensis*), two *Solidago* spp. (*Solidago canadensis* and *S. gigantea*) and *Heraclium mantegazzianum* were collected between June and September 2013 over an area covering approx. 100 km<sup>2</sup>. For each of the above, the exact location and area invaded was recorded using a Global Positioning System (GPS, U.S. Air Force, United States of America) unit and the habitat type recorded based on the Habitat Catalogue of the Czech Republic (Chytrý et al., 2001). We then selected the key environmental variables considered crucial for the plant's distribution based on: soil type; Natura 2000 habitat type; land cover (Consolidated Layer of Ecosystems); distance from water corridor; elevation (average elevation); slope (average slope); precipitation (annual precipitation); and, distance from roads and main trails (Table 1). Distances from roads and water corridors were calculated using Python scripting in ArcGIS.

### 2.2. Species description

The five IAS focused on in this survey are all on the Black List of alien species found in the Czech Republic (Pergl et al.,

2016), are presently distributed in the research area and their ecological requirements are well known (Pyšek et al., 2012; Slavík, Štěpánková, & Štěpánek, 2004). Moreover, both *F. japonica* and *H. mantegazzianum* are recorded on the list of 100 worst European invasive species (DAISIE 2015).

Staff of the Kokořínsko PLA have been recording presence of *H. mantegazzianum* and *Fallopia* taxa since 2000 (2000–2015). As *S. canadensis* and *S. gigantea* usually occurred together in the 50 × 50 m grid squares, they were mapped together as one taxa group. Both species have similar habitat preferences (Pyšek et al., 2012), growing mainly in disturbed habitats along roads and railways (Weber 1998), at forest edges, along riverbanks, in abandoned fields and pastures and grassy and urban areas (Walck, Baskin, & Baskin, 1999). *Solidago* species were never eradicated from the Kokořínsko PLA and recent mapping has shown distribution of both species increasing. The distribution of *H. mantegazzianum* has been expanding for some time, though it has been eradicated from some localities in the PLA. This species primarily invades nutrient-rich sites in semi-natural grasslands, forest edges and anthropogenic habitats. It is also able to establish in nutrient-poor habitats such as peaty meadows or in the acidic soils of forest clearings. It often occurs near linear landscape elements, such as river corridors or roads (Thiele & Otte 2006). All three *Fallopia* taxa have similar ecological requirements in terms of moisture and nitrogen, and are frequently found in relation to human settlements, e.g. in abandoned gardens, garden centres or parks (Bímová et al., 2004; Pyšek et al., 2012).

### 2.3. Data processing and species distribution modelling

GPS data for presence/absence of IAS were uploaded as a shapefile layer in GIS ArcMap v. 10.3. A 0.5 m buffer zone was created around each IAS presence point and the edge coordinates of continuous populations were connected in order to create a vector polygon shapefile. The vector layer of presence/absence data for each taxon was then transformed into a raster layer based on a 50 × 50 m grid square covering the Kokořínsko PLA research area. Zonal statistics were then used to assign a value for each of the environmental variables used (soil type; distance from water corridor and roads; elevation; slope; annual precipitation; Natura 2000 habitat layer; land cover). As a result, each raster cell in the final grid contained unique information on taxon occurrence (presence/absence [response variable]) and local environmental variables (see above).

Using a species distribution modelling approach, we formatted an attribute table of presence/absence data for the three taxa in combination with local environmental variables, thereby allowing predictions of potential distribution of the species in the Kokořínsko PLA. The attribute table was formatted using an ensemble forecasting approach as implemented in the BIOMOD2 package in R (R Development Core Team, 2013; version 3.1.1.). This approach combines predictions of several modelling techniques into one ensemble prediction. Here, we test the predictions of six distribution modelling algorithms (see Guisan & Zimmermann 2000), i.e. Generalised Linear Models (GLM), Generalised Boosted Models (GBM), Generalised Additive Models (GAM), Classification Tree Analysis (CTA), Artificial Neuron Networks (ANN) and Multiple Adaptive Regression Splines (MARS). The True Skill Statistic (TSS), Relative Operating Characteristic (ROC) and Cohen's Kappa Statistic (KAPPA) were then used to evaluate the species distribution models produced (Allouche, Tsoar, & Kadmon, 2006; see CAWRC 2015 for a detailed description of each; all statistical procedures were rescaled to provide a perfect score of 1). When using ROC, index values range from 0 to 1, with 0.5 indicating weak predictive power; while for TSS and KAPPA, values range from –1 to 1, with 0 indicates no predictive power. After evaluating the best models for *Fallopia*

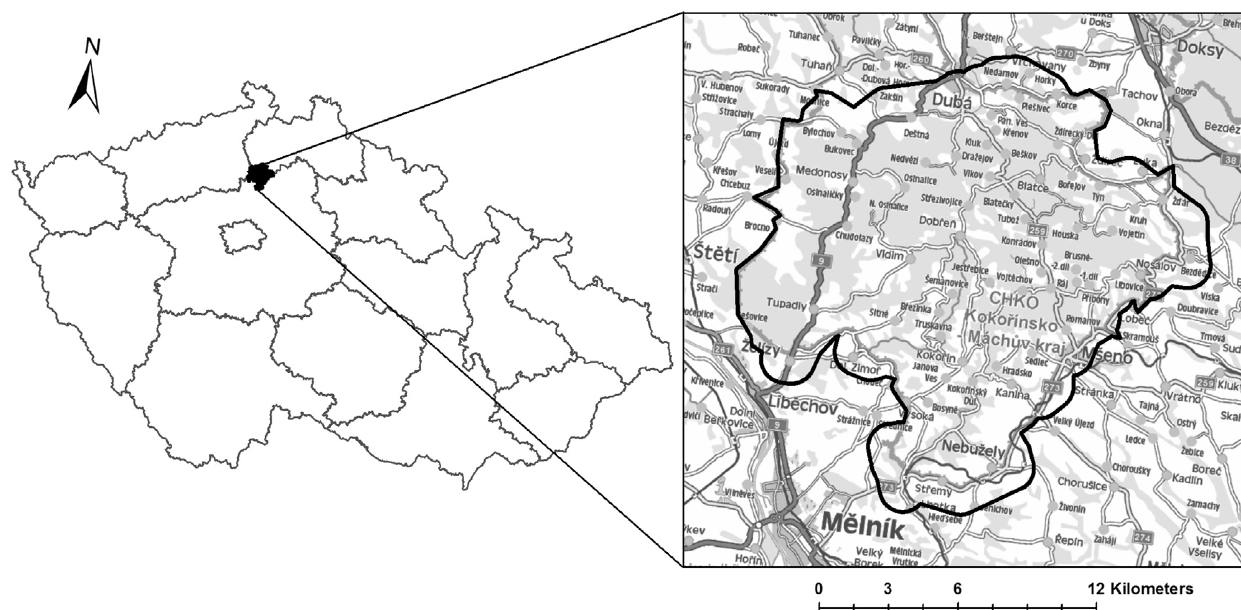


Fig. 1. Location of the study area within the Czech Republic. ©COSMC (2014).

Table 1

Environmental variables used to calibrate the distribution models of *Fallopia* spp., *Solidago* spp. and *Heracleum mantegazzianum* in PLA at Kokořínsko.

Variable	Characteristic	Source
Soil	Classification soil type category according to TKSP (The Taxonomic Classification System of Soils) and WRB (The World Reference Base for Soil Resources) 2006	NG Inspire (2014)
Habitat	Detailed habitat category Natura 2000 network of protected areas	NCA (2013)
Water distance	Distance from water corridor (max. 300 m)	COSMC (2014)
Elevation	Average elevation in a 50 × 50 m grid	COSMC (2014)
Slope	Average slope in a 50 × 50 m grid	COSMC (2014)
Precipitation	Precipitation seasonality	Worldclim database (2014)
Road distance	Distance from roads and main trails (max. 300 m)	COSMC (2014)
Land cover	Detailed land use/land cover data in 41 classes over the entire territory of the Czech Republic	NCA (2013)

taxa, *Solidago* spp. and *H. mantegazzianum*, a series of maps were produced with predictions of probable future distribution under current conditions within the 14 SPAs (total area 23.4 km<sup>2</sup> in the region under study (Figs. 2A–C)).

### 3. Results

#### 3.1. Evaluation of species distribution models

In total, we recorded 239 occurrences of *Solidago* spp., 17 occurrences of *Fallopia* spp. and four occurrences of *H. mantegazzianum*. Due to the high number of positive localities for *Solidago* spp., the predictive power of the models was expected to be high; hence, we used the GBM, GAM and MARS model algorithms to predict distribution. ROC values for GBM and GAM were > 0.9, while TSS values were around 0.8, indicating good predictive accuracy (Table 2). The KAPPA index, however, was relatively low (0.2), suggesting poor accuracy in this model. On the other hand, the number of positive localities for *Fallopia* spp. was relatively low, suggesting a low predictive power for the models. Using GAM, GBM and ANN, ROC and TSS values were both > 0.9, while the KAPPA index was very low at < 0.5, confirming weak predictive accuracy (Table 2). Just four positive occurrences were obtained for *H. mantegazzianum*, meaning that some models failed to give a result (e.g. MARS). The GAM

and ANN models, however, provided index values of around 0.9, suggesting suitability for modelling even when input data are low.

#### 3.2. Environmental variables

The most significant environmental predictors were found to be soil type, Natura 2000 habitat type and distance from roads for *Solidago* spp., while precipitation and slope were weak predictors of IAS distribution (Table 3). Natura 2000 habitat type, distance from road and elevation were also good predictors for the possible distribution of *Fallopia* spp. a local scale, despite the number of initial localities being low. For *H. mantegazzianum*, almost all variables proved significant; however, as the models were based on just four initial localities, their predictive power is low and these results should be treated with caution.

#### 3.3. Small protected areas

Based on the SDMs used, the 14 SPAs examined were all evaluated as potentially threatened by invasion. All three IAS were detected in the largest SPA (Kokořínský důl; area = 20.96 km<sup>2</sup>). The most widely distributed IAS, *Solidago* spp., was detected in three SPAs; while both *Fallopia* spp. and *H. mantegazzianum* were detected in just one (Kokořínský důl SPA). According to the prediction models used, 12 out of the 14 SPAs are presently threatened by



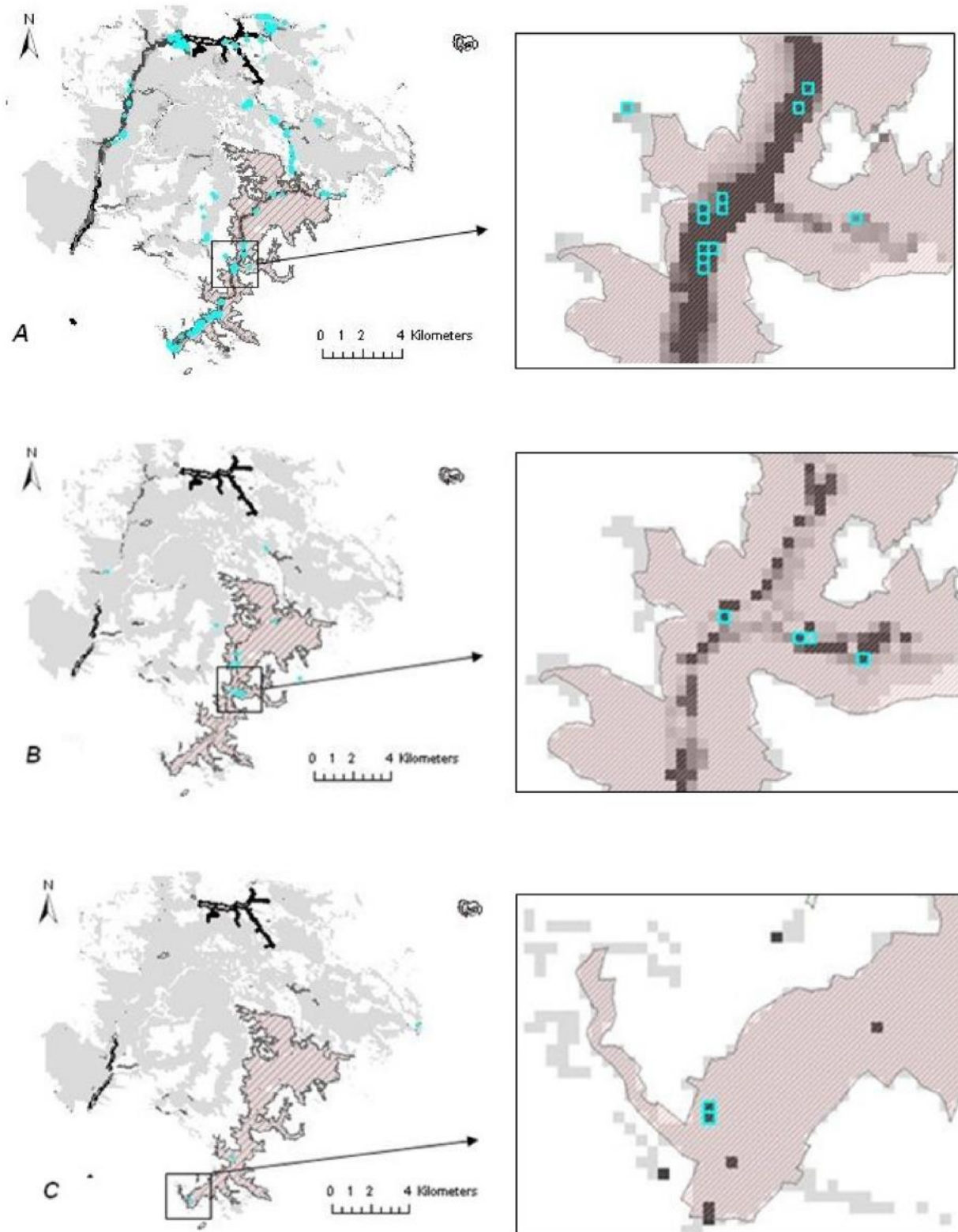


Fig. 2. A–C: Prediction of spread for *Solidago* spp. (A), *Fallopia* spp. (B), *Heracleum mantegazzianum* (C). Blue colour indicates a presence (occurrence) in a 50 × 50 m grid. Small protected areas are marked with hatching. Black colour marks high likelihood of being invaded by alien species. (For interpretation of the references to colour in this figure legend, the reader is referred to the web version of this article.)

**Table 2**

Evaluation of different modelling algorithms (according to TSS, ROC and KAPPA) for *Solidago* spp., *Fallopia* spp., *Heracleum*. GLM-generalized linear model, GBM-generalized boosted models, GAM-generalized additive models, CTA-classification tree analysis, ANN-artificial neuron network and multiple adaptive regression splines (MARS). Empirical values for two suitable modelling algorithms are highlighted in bold. Values range from 0 (lowest) to 1 (perfect score).

Species	Evaluation technique	GLM	GBM	GAM	CTA	ANN	MARS
<i>Solidago</i> spp.	TSS	0.499	<b>0.806</b>	<b>0.791</b>	0.726	0.655	0.652
	ROC	0.793	<b>0.961</b>	<b>0.946</b>	0.886	0.873	0.856
	KAPPA	0.030	<b>0.206</b>	<b>0.158</b>	0.66	0.077	0.123
<i>Fallopia</i> spp.	TSS	0.518	<b>0.968</b>	<b>0.996</b>	0.808	0.814	0.000
	ROC	0.758	<b>0.996</b>	<b>0.998</b>	0.904	0.914	0.914
	KAPPA	0.001	<b>0.018</b>	<b>0.038</b>	0.004	0.02	0.000
<i>Heracleum</i> m.	TSS	0.972	0.000	<b>1.000</b>	0.997	<b>0.997</b>	NA
	ROC	0.986	0.500	<b>0.974</b>	0.974	<b>0.999</b>	NA
	KAPPA	0.006	0.000	<b>0.003</b>	0.006	<b>0.006</b>	NA

**Table 3**

Relative importance of the explanatory variables of *Solidago* spp., *Fallopia* spp. and *Heracleum*. Environmental variables entered to modelling (a) soil – different types of soil according to COSMC, (b) habitat – different types of habitat according to NCA, (c) distance water – distance from water corridor in metres, (d) elevation in metres above sea level, (e) slope in percentage, (f) precipitation in mm per year, (g) road – distance from roads in metres, (h) land cover – different types of ecosystems according to NCA. Empirical values higher than 0.3 are highlighted in bold.

<i>Solidago</i> spp.	GLM	GBM	GAM	CTA	ANN	MARS
Soil	<b>0.999</b>	0.269	0.267	<b>0.519</b>	0.223	<b>0.480</b>
Habitat	0.00	0.127	0.318	<b>0.561</b>	0.195	<b>0.676</b>
Water distance	0.001	0.138	0.038	<b>0.441</b>	<b>0.461</b>	<b>0.445</b>
Elevation	<b>0.562</b>	0.083	0.123	<b>0.491</b>	<b>0.552</b>	0.102
Slope	0.000	0.046	0.087	0.074	0.166	0.000
Precipitation	0.000	0.061	0.216	0.212	0.069	0.000
Distance road	0.007	<b>0.397</b>	<b>0.329</b>	0.243	<b>0.476</b>	<b>0.415</b>
Land cover	0.000	0.046	0.192	0.177	0.206	0.131
<i>Fallopia</i> spp.	GLM	GBM	GAM	CTA	ANN	MARS
Soil	0	<b>0.310</b>	<b>0.397</b>	0	<b>0.339</b>	0
Habitat	0	<b>0.430</b>	<b>0.597</b>	0	<b>0.412</b>	<b>0.999</b>
Distance water	0	<b>0.375</b>	<b>0.465</b>	0	<b>0.366</b>	0
Elevation	<b>0.997</b>	<b>0.612</b>	<b>0.753</b>	<b>0.473</b>	<b>0.824</b>	0
Slope	0.009	0.200	<b>0.643</b>	0.171	<b>0.630</b>	0
Precipitation	0	<b>0.624</b>	<b>0.667</b>	0	0.145	0
Distance road	0	<b>0.978</b>	<b>0.763</b>	<b>0.999</b>	<b>0.770</b>	0
Land cover	0.039	0.215	<b>0.353</b>	0	<b>0.532</b>	0
<i>Heracleum</i>	GLM	GBM	GAM	CTA	ANN	MARS
Soil	<b>0.659</b>	0	0.270	0.000	<b>0.314</b>	NA
Habitat	0.190	0.001	<b>0.869</b>	0.000	<b>0.763</b>	NA
Distance water	0.042	0.204	<b>1.000</b>	<b>0.786</b>	<b>1.000</b>	NA
Elevation	<b>0.998</b>	<b>0.461</b>	<b>1.000</b>	<b>1.000</b>	<b>1.000</b>	NA
Slope	0	<b>0.345</b>	<b>0.551</b>	0.000	<b>0.610</b>	NA
Precipitation	<b>0.302</b>	<b>0.415</b>	<b>0.853</b>	0.000	<b>0.558</b>	NA
Distance road	0	0.001	<b>0.869</b>	0.000	<b>0.895</b>	NA
Land cover	<b>0.946</b>	<b>0.516</b>	<b>1.000</b>	<b>0.838</b>	<b>0.882</b>	NA

**Table 4**

Presence data of three studied invasive species in mapped area for small protected areas (SPA). Each occurrence is in a 50 × 50 m grid. The first column shows total number of presence grids in the mapped area, the second column shows presence grids in SPA. Total number of SPA occupied by invasive species is indicated in the third column. SPA number threatened by the worst scenario invasion according to the model prediction is in the fourth column.

	Total number of occurrences	Occurrences in SPA	SPA occupied by invasive plant	SPA threatened by invasion
<i>Solidago</i> spp.	239	103	3	12
<i>Fallopia</i> spp.	17	13	1	8
<i>Heracleum</i> m.	4	3	1	7

*Solidago* spp., eight by *Fallopia* spp. and seven by *H. mantegazzianum* (Table 4).

#### 4. Discussion

Our aim in this study was to create a suitable tool in ArcGIS for predicting the spread of IAS in protected areas using a range of SDMs. Based on our results, it would appear that the suitability of different SDMs is heavily reliant on the number of IAS locations used to construct the model. Even when TSS and ROC indices

gave values >0.9 and the KAPPA index was <0.001, caution was still needed when summarising the conclusions. In such cases, where input data are just too low, we recommend that the SDM predictions are compared directly with evaluations of IAS distribution undertaken on the ground. Of the six algorithms tested (see Table 2), GBM, GAM and ANN appeared most suitable for prediction of IAS spread; the other models (GLM, CTA and MARS) giving inaccurate results, probably due to the low quality and number of input data points. According to Brych (2009), GLM, GAM and GBM provided the most stable and accurate results; the most accurate



algorithm in our survey, however, was GBM, which also corresponds with the results of Elith et al. (2006). Both Leathwick, Elith, Francis, Hastie, and Taylor (2006) and Moisen, Freeman, Blackard, Frescino, and Zimmermann (2006) concluded that GAM provided significantly better results than the other models compared. Moreover, Nehrbass et al. (2007) created a simulation model consisting of population dynamics, neighbourhood dispersal, long-distance dispersal and dynamic landscape structure, and combined this with empirical field research. While their model included some aspects of reality in a very crude manner, even this simple design could be applied to invasion of other species (e.g. *Rhododendron ponticum*; Weber 2003).

The spread of IAS depends on several ecological factors, the most important of which are environmental requirements, nutrient saturation, invaded community composition, distance from spreading vector, effect of human activities and land-use. At a local scale, the spread of IAS is primarily shaped by spatio-temporal interactions with the invaded habitat and host communities (Pyšek & Richardson 2006). Our results suggest that soil type, elevation and habitat type are the most important factors for predicting distribution at the local scale (Table 3). For *Solidago* spp., soil and habitat type were considered the best predictors. Unfortunately, the number of input localities was too low for *Fallopia* spp. and, especially, *H. mantegazzianum*, meaning that the predictive power of the selected models was too weak to provide meaningful results. Harrell, Lee, and Mark (1996) suggested that no more than  $m/10$  predictors (where  $m$  is the total number of observations) should be included in the final model. In our case, the predictor-number rule was not satisfied for *H. mantegazzianum* (four occurrences and eight predictors), meaning that the SDMs failed in some cases (e.g. MARS). Despite a relatively low number of occurrences, elevation and habitat were still evaluated as crucial for *Fallopia* taxa distribution. Natura 2000 habitat type was also found to be a significant predictor in models based on such datasets. Meentemeyer, Rank, Anacker, Rizzo, and Cushman (2008) suggest that land cover change also appears to facilitate spread of IAS; however, when we modelled predictions of species distribution using the shapefile Consolidated Layer of Ecosystems layer provided by NCA (2013), the results provided no useful distribution predictions. For future modelling of potential distribution, therefore, we suggest applying change of land cover over a specified period rather than simply categorising different ecosystems.

Having identified appropriate SDMs for the species in question, we then applied them in 14 SPAs within the Kokořínsko PLA to assess their accuracy (Figs. 2A–C). According to Hostetler and Knowles (2009), a greater number of plants should be adapted to the edges of forested patches than to interior areas. This ‘edge effect’ is also often associated with human disturbance and increased competition from other species. As expected, most IAS in our study were found at the edges of the SPAs and, primarily, close to trails, roadways and human settlements (see Timmins & Williams, 1991). All three species were found in the largest SPA and it is expected that they will continue to spread to other localities within the Kokořínsko PLA.

Unfortunately, many protected areas face threats arising from both illegal (e.g. visitors walking outside marked trails, opportunistic cycling) and legal (e.g. timber harvesting) activities. Timber harvesting in particular, along with disturbance connected with timber transport and manipulation, has a strong effect on IAS distribution, and especially on that of *Solidago* spp. (Laurance 2013; Leroux & Kerr 2013). Evidence of targeted management approaches regarding IAS in protected areas is poor in Europe (Andreu, Vila, & Hulme, 2009), as is evidence for IAS studies resulting in restoration programs. At least within planned legal activities, management influence can be strong and SDMs can be employed during risk analysis, with monitoring of the consequences. Preventing IAS

introduction and spread will remain an important management strategy in PLAs, despite current and future global changes. While each PLA will have different requirements, we suggest that some general measures should be applied across PLAs, such as establishing buffer zones for controlling IAS introduction, managing those IAS species already present and modifying human behaviour through the provision of educational signs (Foxcroft et al., 2013; McKinney 2002).

## 5. Conclusions

The application of SDMs can be used as a tool for early detection of IAS at a local scale, thereby providing site managers with guidance on where best to conduct site monitoring aimed at the detection of new invasions. This will allow them to react quickly and effectively and help prevent further spread of IAS. In summary, a number of models proved suitable for the datasets used, though the initial number of IAS localities entered into the models proved important for achieving successful predictions. In the case of GBM, more than 100 localities/100 km<sup>2</sup> were required and more than 50 localities/100 km<sup>2</sup> for GAM. Where the number of input localities was less than 10, none of the models proved useful as their predictive power was too low.

The 239 occurrences of *Solidago* spp. used in this study proved more than adequate and produced a credible prediction model. The number of localities for *Fallopia* spp., however, was relatively low (17) due to several years of effective eradication practice by the PLA; hence, the predictive power of the models selected was much weaker. At just four observations, the ratio of presence/absence for *H. mantegazzianum* was too low even for SDMs at a local scale. In such cases, it would be better to employ appropriate management measures followed by periodic control of particular localities rather than using a prediction map.

Evaluation of SDM application in the field (in SPAs) showed the predictions to be generally good and precise, and thus fully usable for early-control management. Further detailed development of the input data is necessary and we are currently preparing a more advanced analysis in GIS with extensions for the selected models.

## Acknowledgements

Distribution data were provided by the authors and students of the Czech University of Life Sciences Prague–Suchbát, Czech Republic. The authors thank the experts and botanists of the Kokořínsko PLA for their cooperation and advice, two anonymous reviewers and Peter Cumble and mainly Kevin Roche for reading the manuscript, valuable comments and kind English correction. This project was completed under the framework of the Faculty of Environmental Sciences’ Internal Grant Agency and received financial support through Grant Nos. 42220/1312/423170 and 42220/1312/423151 and EHP-CZ02-OV-1-024-2015.

## References

- Allen, J. A., Brown, C. S., & Stohlgren, T. J. (2009). Non-native plant invasions of United States national parks. *Biological Invasions*, 11, 2195–2207.
- Allouche, O., Tsoar, A., & Kadmon, R. (2006). Assessing the accuracy of species distribution models: Prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS). *Journal of Applied Ecology*, 43, 1223–1232.
- Andreu, J., Vila, M., & Hulme, P. E. (2009). An assessment of stakeholder perceptions and management of noxious alien plants in Spain. *Environmental Management*, 43, 1244–1255.
- Bímová, K., Mandák, B., & Kašparová, I. (2004). How does *Reynoutria* invasion fit the various theories of invasibility? *Journal of Vegetation Science*, 15, 495–504.
- Brych, P. (2009). *Potential spatial distribution models of invasive plants in Czech Republic: comparison of methods and their implementations, data availability and effect of species ecology on prediction results (Msc. Thesis)*. University of South Bohemia: Prague.

- CAWRC (The Centre for Australian Weather and Climate Research). (2015). *Forecast verification: Issues, methods and FAQ*. Read 13. 5. 2015. <http://www.cawcr.gov.au/projects/verification/>
- COSMC (Czech Office for Surveying, Mapping and Cadastre) (2014). <http://www.cuzk.cz/en>.
- Chytrý, M., Kučera, T., & Kočí, M. (2001). *Habitat Catalogue of the Czech Republic*. Prague: Nature Conservation Agency.
- 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*, 77, 339–354.
- Chytrý, M., Maskell, L. C., Pino, J., Pyšek, P., Vila, M., Font, X., et al. (2008). Habitat invasions by alien plants: A quantitative comparison among Mediterranean, Subcontinental and oceanic regions of Europe. *Journal of Applied Ecology*, 45, 448–458.
- DAISIE (Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe) (2015). <http://www.europe-aliens.org/>.
- Davis, M. A., Grime, J. P., & Thompson, P. (2000). Fluctuating resources in plant communities: A general theory of invasibility. *Journal of Ecology*, 88, 528–534.
- Dullinger, S., Kleinbauer, I., Peterseil, J., Smolik, M., & Essl, F. (2009). Niche based distribution modelling of an invasive alien plant: Effects of population status: Propagule pressure and invasion history. *Biological Invasions*, 11, 2401–2414.
- Elith, J., Graham, C. h., Anderson, R. P., Dudík, M., Ferrier, S., Guisan, A., et al. (2006). Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography*, 29, 129–151.
- Foxcroft, L. C., Pyšek, P., Richardson, D. M., & Genovesi, P. (2013). *Plant Invasions in Protected Areas*. pp. 7. Dordrecht: Invading Nature-Springer Series in Invasion Ecology.
- Guisan, A., & Thuiller, W. (2005). Predicting species distribution: Offering more than simple habitat models. *Ecology Letters*, 8, 993–1009.
- Guisan, A., & Zimmermann, N. E. (2000). Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling*, 135, 147–186.
- Guth, J., & Kučera, T. (2006). NATURA 2000 habitat mapping in the Czech Republic: Methods and general results. *Ekológia*, 24, 39–51.
- Harrell, F. E., Lee, K. L., & Mark, D. B. (1996). Multivariable prognostic models: Issues in developing models, evaluating assumptions and adequacy, and measuring and reducing errors. *Statistic in Medicine*, 15, 361–387.
- Hobbs, R. J., & Humphries, S. E. (1995). An integrated approach to the ecology and management of plant invasions. *Conservation Biology*, 9, 761–770.
- Hostetler, M., & Knowles, H. S. (2009). *Conservation subdivision: Design phase, patch size and shape of conserved open spaces*. Read 7. 4. 2015. <http://edis.ifas.ufl.edu/uw320>
- Hulme, P. E., Pyšek, P., Pergl, J., Jarošík, V., Schaffner, U., & Vila, M. (2014). Greater focus needed on alien plant impacts in protected areas. *Conservation Letters*, 7, 459–466.
- Iacona, G. D., Price, F. D., & Armsworth, P. R. (2014). Predicting the invadedness of protected areas. *Diversity and Distribution*, 20, 430–439.
- Laurance, W. F. (2013). Does research help to safeguard protected areas? *Trends in Ecology & Evolution*, 28, 261–266.
- Leathwick, J. R., Elith, J., Francis, M. P., Hastie, T., & Taylor, P. (2006). Variation in demersal fish species richness in the oceans surrounding New Zealand: An analysis using boosted regression trees. *Marine Ecology Progress Series*, 321, 267–281.
- Leroux, S. J., & Kerr, J. T. (2013). Land development in and around protected areas at the wilderness frontier. *Conservation Biology*, 27, 166–176.
- Lonsdale, M. (1999). Global patterns of plant invasions and the concept of invasibility. *Ecology*, 80, 1522–1536.
- Lososová, Z., Chytrý, M., Tichý, L., Danihelka, J., Fajmon, K., Hájek, O., et al. (2012). Biotic homogenization of Central European urban floras depends on residence time of alien species and habitat types. *Biological Conservation*, 145, 179–184.
- McKinney, M. L. (2002). Influence of settlement time, human population, park shape and age: Visitation and roads on the number of alien plant species in protected areas in the USA. *Diversity and Distribution*, 8, 311–318.
- Meentemeyer, R. K., Rank, N. E., Anacker, B. L., Rizzo, D. M., & Cushman, J. H. (2008). Influence of land-cover change on the spread of an invasive forest pathogen. *Ecological Applications*, 18, 159–171.
- Mikulec, J., & Antoušková, M. (2011). Landscape and tourism potential in protected landscape area. *Agricultural Economics*, 57, 272–278.
- Moisen, G. G., Freeman, E. A., Blackard, J. A., Frescino, T. S., Zimmermann, N. E., & Edwards, T. C., Jr. (2006). Predicting tree species presence and basal area in Utah: A comparison of stochastic gradient boosting, generalized additive models, and tree-based methods. *Ecological Modelling*, 199, 176–187.
- Nature Conservation Agency of the Czech Republic. (2013). *Consolidated layer of ecosystems*. Prague: Nature Conservation Agency of the Czech Republic. ESRI shapefile, version 2013
- NCA. (2015). *Nature conservation agency of the Czech Republic*. <http://kokorinsko.ochranaiprirody.cz/en/>
- NG Inspire. (2014). *Infrastructure for spatial information in Europe*. <http://inspire.gov.cz/>
- Nehrbass, N., Winkler, E., Müllerová, J., Pergl, J., Pyšek, P., & Perglová, I. (2007). A simulation model of plant invasion: Long-distance dispersal determines the pattern of spread. *Biological Invasions*, 9, 383–395.
- Otto, R., Arteaga, M. A., Delgado, J. D., Arévalo, J. R., Blandino, C. h., & Fernández-Palacios, J. M. (2014). Road edge effect and elevation patterns of native and alien plants on an oceanic island (Tenerife, Canary Islands). *Folia Geobotanica*, 49, 65–82.
- Pěkníková, J., Petrus, D., & Berchová-Bímová, K. (2015). Application natura 2000 data for the invasive plants spread prediction. *Scientia Agriculturae Bohemica*, 46, 159–166.
- Padmanaba, M., & Corlett, R. T. (2014). Minimizing risks of invasive alien plant species in tropical production forest management. *Forests*, 5, 1982–1998.
- Pergl, J., Sádlo, J., Petrusek, A., Laštůvka, Z., Musil, J., Perglová, I., et al. (2016). Grey and Watch Lists of alien species in the Czech Republic based on environmental impacts and management strategy. *NeoBiota*, 28, 1–37.
- Pickering, C., & Mount, A. (2010). Do tourists disperse weed seed? A global review of unintentional human-mediated terrestrial seed dispersal on clothing, vehicles and horses. *Journal of Sustainable Tourism*, 18, 239–256.
- Pyšek, P., & Richardson, D. M. (2006). The biogeography of naturalization in alien plants. *Journal of Biogeography*, 33, 2040–2050.
- 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.
- R Development Core Team. (2013). *R: A language and environment for statistical computing*. Vienna: R Foundation for Statistical Computing. <http://www.R-project.org>
- Slavík, B., Štěpánková, J., & Štěpánek, J. (2004). *· Květena České republiky [Flora of the Czech Republic] (Vol. 7) Prague: Academia.*
- Stohlgren, T. J., Pyšek, P., Kartesz, J., Nashino, M., Pauchard, A., Winter, M., et al. (2011). Widespread plant species: Natives disperse aliens in our changing world. *Biological Invasions*, 13, 1931–1944.
- Thalmann, D. J. K., Kikodze, D., Khutsishvili, M., Kharazishvili, D., Guisan, A., Broennimann, O., et al. (2015). Areas of high conservation value in Georgia: Present and future threats by invasive alien plants. *Biological Invasions*, 17, 1041–1054.
- Thiele, J., & Otte, A. (2006). Analysis of habitats and communities invaded by *Heracleum mantegazzianum* Somm: Et Lev. (Giant Hogweed) in Germany. *Phytocoenologia*, 36, 281–320.
- Thuiller, W., Lafourcade, B., Engler, R., & Araujo, B. (2009). BIOMOD – a platform for ensemble forecasting of species distributions. *Ecography*, 32, 369–373.
- Timmins, S. M., & Williams, P. A. (1991). Weed numbers in New Zealand's forest and scrub reserves. *New Zealand Journal of Ecology*, 15, 153–162.
- Walck, J. L., Baskin, J. M., & Baskin, C. C. (1999). Relative competitive abilities and growth characteristics of a narrowly endemic and geographically widespread *Solidago* species (Asteraceae). *American Journal of Botany*, 86, 820–828.
- Weber, E. (1998). The dynamics of plant invasion: A case of three exotic goldenrod species (*Solidago* L.) in Europe. *Journal of Biogeography*, 25, 147–154.
- Weber, E. (2003). *Invasive plant species of the World. A reference guide to environmental weeds*. Wallingford: CABI International Publishing.
- Worldclim. (2014). *Global climate data*. <http://www.worldclim.org>



## 2.4. Role zónování chráněných území v managementu invazních rostlin<sup>6</sup>

**Abstrakt:** Vybrané evropsky významné lokality (EVL) a jejich kilometrové obalové zóny byly rozděleny dle cennosti biotopů v závislosti na stupni ochrany území a antropogenních vlivů do několika zón a následně bylo hodnoceno rozšíření invazních druhů rostlin. Dále byl hodnocen vliv environmentálních proměnných na šíření invazních druhů rostlin a také určeny nejvíce invadované biotopy. Cílem výzkumu bylo zhodnocení, zda odstupňované formy ochrany území mohou pomoci při plánování eradikačních či regulačních zásahů proti invazním druhům rostlin.

Celkem bylo zmapováno 629 km<sup>2</sup> území zahrnující plochu samotných chráněných území (241 km<sup>2</sup>) a jejich kilometrové obalové zóny. Výsledky ukazují, že i když je souhrnný počet jednotlivých výskytů invazních druhů rostlin v rámci zmapovaného území vysoký (celkem 3 222), nepředstavují tyto druhy pro stanoviště evropského významu plošnou hrozbu (podíl invadované plochy v EVL činí méně než 0,6 % z jejich celkové rozlohy). Zmapované výskytů se nachází převážně v obalových zónách EVL (58 %). V mapovaném území se nejvíce vyskytovaly porosty *Solidago* spp. (61,3 % z celkové invadované plochy), dále pak *Impatiens glandulifera* (19,4 % z celkové invadované plochy) a porosty *Heracleum mantegazzianum* (zastoupení 18,3 % z celkové invadované plochy). Nejmenší plochu z invadovaných lokalit zabíraly porosty *Fallopia* spp. (kolem 1 % z celkové invadované plochy). *Solidago* spp. se nejčastěji vyskytovaly v porostech neobhospodařovaných pastvin a luk, okrajů polí a na biotopech vzniklých po těžbě dřevin. *Heracleum mantegazzianum* upřednostňoval podobné biotopy jako *Solidago* spp., a to zejména intenzivně obhospodařované pastviny, okraje cest a mezické louky, zatímco porosty *Impatiens glandulifera* se vyskytovaly v podmáčených biotopech, jako jsou mokřady, vodní cesty a také porosty křovin. *Fallopia* spp. byly nalezeny na okrajích aluviálních a smíšených lesů, intenzivně obhospodařovaných luk a pastvin a při okrajích cest. Stěžejním faktorem pro šíření je pak vzdálenost od vodního toku, jako zdroje šíření, menší význam pak měl faktor vzdálenosti od urbánních sídel.

Výskyt invazních druhů rostlin v jádrovém území EVL, zahrnujícím nejcennější biotopy, byl pozitivně korelován s jejich vyšším výskytem v zónách s vyšším antropogenním tlakem v okolí daného chráněného území. Odlišná situace je u EVL, kde chráněné biotopy jsou přímo vázány na vodní tok a ten zároveň slouží jako vektor šíření některých invazních druhů rostlin (*Impatiens glandulifera*, taxony rodu *Fallopia*). Použití zonace chráněných území může poskytnout efektivní ochranu chráněných biotopů, ale pouze za předpokladu aplikace náležitých opatření a stratifikovaného přístupu k eradikaci invazních druhů rostlin.

---

<sup>6</sup> Vardarman, J., Berchová-Bímová, K., Pěknicová, J. (submit.): The role of protected areas zoning in invasive plant management. Odesláno do Biodiversity and Conservation.

# Biodiversity and Conservation

## The role of protected area zoning in invasive plant management

--Manuscript Draft--

<b>Manuscript Number:</b>	
<b>Full Title:</b>	The role of protected area zoning in invasive plant management
<b>Article Type:</b>	Original Research
<b>Keywords:</b>	Natura 2000 network; level of invasion; species distribution; habitat disturbance; neophytes
<b>Corresponding Author:</b>	Johana Vardarman Faculty of Environmental Sciences, Czech University of Life Sciences Prague, Kamýcká 129, Praha 6 - Suchbát, CZ-16500, Czech Republic Praha 6 - Suchbát, CZECH REPUBLIC
<b>Corresponding Author Secondary Information:</b>	
<b>Corresponding Author's Institution:</b>	Faculty of Environmental Sciences, Czech University of Life Sciences Prague, Kamýcká 129, Praha 6 - Suchbát, CZ-16500, Czech Republic
<b>Corresponding Author's Secondary Institution:</b>	
<b>First Author:</b>	Johana Vardarman
<b>First Author Secondary Information:</b>	
<b>Order of Authors:</b>	Johana Vardarman Kateřina Berchová-Bímová Jana Pěkníková
<b>Order of Authors Secondary Information:</b>	
<b>Funding Information:</b>	European Environment Agency (EHP-CZ02-OV-1-024-2015)      Mrs. Kateřina Berchová-Bímová
<b>Abstract:</b>	As anthropogenic pressure on the landscape increases, invasive alien species (IAS) pose a growing threat to areas designed to protect high biodiversity habitats. In order to assess the present danger of IAS spread, we examined 23 sites of community importance (SCI) in Czech Natura 2000 protected areas over 2015 and mapped the occurrence of four IAS: <i>Solidago</i> spp. (goldenrod), <i>Impatiens glandulifera</i> (Himalayan balsam), <i>Heracleum mantegazzianum</i> (giant hogweed) and <i>Fallopia</i> spp. (Japanese knotweed). Each SCI was divided into five protection zones, graded by conservation importance (core area (A), secondary core area (B), semi-natural habitat (C), anthropogenically affected habitat (D), anthropogenically degraded habitat (E)). Despite a high number of IAS occurrences (3 222), habitats of European importance (category A) showed a relatively low level of invasion (< 0.6 % total area). Highest IAS occurrence was in SCI border areas and their surroundings. There was a significant ( $p < 0.05$ ) positive correlation between level of core area invasion and invasion of SCI surroundings zones (A, D and E). IAS occurrence in and around protected areas was dependent on human activities such as logging and urbanisation (e.g. presence of gardens), with presence of watercourses and distance from urban areas most important for the spread of <i>I. glandulifera</i> and <i>S. gigantea</i> ; but not <i>H. mantegazzianum</i> . Zoning, therefore, can provide a high degree of protection to SCIs, but only when undertaken alongside appropriate protection measures and a stratified approach to IAS eradication.
<b>Suggested Reviewers:</b>	Heike Zimmermann, Dr. Leuphana Universität Lüneburg heike.zimmermann@leuphana.de  Ines Grigorescu, Dr. Romanian Academy

*Powered by Editorial Manager® and Prodxion Manager® from Aries Systems Corporation*

	inesgrigorescu@yahoo.com
	Christoph Kueffer, Prof. Dr. Hochschule für Technik Rapperswil christoph.kueffer@hsr.ch
	Barbara Tokarska-Guzik, Prof. Dr. hab. Uniwersytet Śląski w Katowicach barbara.tokarska-guzik@us.edu.pl

[Click here to view linked References](#)

### The role of protected area zoning in invasive plant management

Johana Vardaman<sup>1</sup>, Kateřina Berchová-Bimová<sup>1</sup>, Jana Pěkníková<sup>1</sup>

<sup>1</sup>*Department of Applied Ecology, Faculty of Environmental Sciences, Czech University of Life Sciences Prague, Kamýcká 129, Prague 6 – Suchbát, CZ-165 21, Czech Republic*

Corresponding author: Johana Vardaman, vardaman@fzp.czu.cz

### Abstract

As anthropogenic pressure on the landscape increases, invasive alien species (IAS) pose a growing threat to areas designed to protect high biodiversity habitats. In order to assess the present danger of IAS spread, we examined 23 sites of community importance (SCI) in Czech Natura 2000 protected areas over 2015 and mapped the occurrence of four IAS: *Solidago* spp. (goldenrod), *Impatiens glandulifera* (Himalayan balsam), *Heracleum mantegazzianum* (giant hogweed) and *Fallopia* spp. (Japanese knotweed). Each SCI was divided into five protection zones, graded by conservation importance (core area (A), secondary core area (B), semi-natural habitat (C), anthropogenically affected habitat (D), anthropogenically degraded habitat (E)). Despite a high number of IAS occurrences (3 222), habitats of European importance (category A) showed a relatively low level of invasion (< 0.6 % total area). Highest IAS occurrence was in SCI border areas and their surroundings. There was a significant ( $p < 0.05$ ) positive correlation between level of core area invasion and invasion of SCI surroundings zones (A, D and E). IAS occurrence in and around protected areas was dependent on human activities such as logging and urbanisation (e.g. presence of gardens), with presence of watercourses and distance from urban areas most important for the spread of *I. glandulifera* and *S. gigantea*; but not *H. mantegazzianum*. Zoning, therefore, can provide a high degree of protection to SCIs, but only when undertaken alongside appropriate protection measures and a stratified approach to IAS eradication.

**Keywords:** Natura 2000 network; level of invasion; species distribution; habitat disturbance; neophytes

## Introduction

Invasive alien species (IAS) represent one of the biggest threats to biodiversity and interconnected ecosystem services (Davis 2003; Vilà *et al.* 2011) and have the potential to significantly affect economic systems and human health (Simberloff *et al.* 2013; Pimentel *et al.* 2005). The level of threat from IAS, and particularly invasive plant species, increases considerably as propagule pressure increases (i.e. the number of non-native propagules reaching the site; e.g. Levine *et al.* 2003). Many plant IAS can spread rapidly from the parent population over a considerable distance, colonising both natural and semi-natural communities (Pyšek *et al.* 2004; Richardson *et al.* 2007). The level of habitat disturbance prior to introduction will also play an important role in the establishment of IAS and their subsequent shift to invasiveness (Theoharides and Dukes 2007). At a global level, significant factors affecting the spread of IAS include anthropogenic disturbance, agricultural expansion and changes in farming techniques (Waldner 2008), as well as shifts in landscape composition and loss of semi-natural communities (Gámez-Virués *et al.* 2015). Recent land-use trends show an increase in the level of impact caused by anthropogenic factors, particularly as regards urban sprawl and landscape fragmentation (EEA 2015). Further, climate change is, and increasingly will be, an important factor in the spread of IAS, with potential “biome shifts” allowing IAS to overwinter in warmer regions, for example (Diez *et al.* 2012).

When monitoring the impact of IAS, it is useful to distinguish between effects on biodiversity and socio-economic impacts (Kumschick *et al.* 2015). Invasive species may cause a loss in biodiversity through a reduction in community species number or by causing changes in ecosystem nutrient cycling, whether at the microbial or higher plant level (Souza-Alonso *et al.* 2016; Wang *et al.* 2017; Ruwanza *et al.* 2015). The native species gene pool may also be eroded through hybridisation between indigenous species and closely related IAS (e.g. *Spartina* sp.; Ainouche *et al.* 2009, Strong and Ayres 2013). IAS may also increase competition in native species and increase the risk of disease spread (e.g. *Impatiens* species competition see Čuda *et al.* (2015); e.g. crayfish pest transfer see Patoka *et al.* (2016). Those IAS classified as “transformers”, i.e. strongly competitive IAS with the ability to alter local environmental conditions, represent one of the most significant contributors to species diversity loss (Lucy *et al.* 2016; Wang *et al.* 2017). The presence of such species can cause a cascade of changes, sometimes resulting in the large decline or even destruction of indigenous communities and habitats (Vítková *et al.* 2017; Strong and Ayres 2013).

Despite the mass of information now available on the subject of IAS (or perhaps because of it), the way in which issues connected with IAS are approached are complex, and sometimes contradictory. In addition to the growing body of scientific literature, there are now numerous databases archiving information on the occurrence, distribution and ecology of a growing number of IAS around the world (e.g. Pyšek *et al.* 2008; Lucy *et al.* 2016; DAISIE 2017; GISD 2017). In most cases, invasive taxa have been explored at different levels of detail and publications sometimes contain contradictory information on the same species. At present, the higher plants are by far the most thoroughly studied

group (see Pyšek et al. 2008, Van Kleunen et al. 2015). There are several reasons for this, including easy determination of species in the field, simple methods needed to monitor their spread and the relative ease of studying their ecological characteristics. Even in this relatively homogeneous and clearly defined group, however, the ecological diversity of individual species means that it is often not easy to predict where and when species will spread and what impact the invasion will have.

Likewise, the methods used to treat, manage, contain and mitigate IAS are similarly complex and contradictory. In line with the European Union's legislative framework regarding IAS (EU Regulation No. 1143/2014, EC Regulation No. 708/2007), and Czech nature conservation priorities recognised methodological procedures and tools for the tracking of IAS must be used in order to effectively assess their impact on different environmental components. Solution of IAS spread is highlighted as objective of national documents such as State environmental policy 2012-2020 (objective 3.2), The state nature and landscape protection program (D8 measures), Strategy to biological diversity protection in the Czech Republic 2016-2025 (objective 2.3) and National Action Plan for climate change (objective 19). In this respect, there appears to be a lack of relevant and comparable information on IAS spread, and on functional measures needed to protect habitats and biodiversity. At the same time, there is a lack of consistent data on the effectiveness of eradication measures or systematic attempts to eliminate such species. Likewise, if nature conservancy authorities are to implement the measures mentioned above, their actions must be based on relevant, assessable and current data.

In Europe, biodiversity protection is mainly undertaken through the use of protected areas (PA), particularly those designated under Natura 2000 (a European network of high-quality conservation sites based on European Commission (EC) Directives 2009/147/EEC on the conservation of wild birds and EC Directive 92/43/EEC on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora). There are two types of Natura 2000 site, both of which include natural and semi-natural habitats: Sites of Community Importance (SCI) and Special Areas of Conservation (SAC), together representing 25% of all European PAs (Gaston *et al.* 2008). A particular requirement of such sites is that all human activities negatively affecting the protected communities should be eliminated, especially at sites containing habitats of European importance (Hochkirch *et al.* 2013). Increasingly, such 'negative manifestations of human activity' are coming to include the spread of IAS introduced through anthropogenic activity (Hobbs and Huenneke 1992).

In a recent survey of PA management authorities aimed at assessing the level to which Central European PAs had been overrun by IAS, Braun et al. (2016) concluded that at least 80% of all Czech PAs were undertaking management measures to control at least one IAS (mostly Japanese knotweed *Fallopia japonica* var. *japonica* (Hout.) R. Decr., giant hogweed *Heracleum mantegazzianum* (Sommier & Levier) and Himalayan balsam *Impatiens glandulifera* Royle). Their findings indicate that presence of IAS is not dependent on year of PA foundation or PA size. Despite the long tradition of nature conservation in Europe and the Czech Republic, the number of European studies focused on level of invasion



in small-scale PAs is relatively low (Foxcroft *et al.* 2014). Both the Czech Republic and Slovenia are among the few countries for which data on the presence of non-native and invasive species in PAs has been published (Pyšek *et al.* 2002, Pyšek *et al.* 2013b). Despite the availability of relatively detailed data on occurrence of neophytes and archaeophytes in the Czech Republic (300 PAs mapped; Pyšek *et al.* 2002; Pyšek *et al.* 2004), it remains difficult, if not impossible, to determine in which habitat types IAS occur and whether or not they have invaded the edges or core areas of PAs. Without such information, it will be impossible to ensure the effectiveness of measures aimed at management or eradication of IAS, including the installation of buffer zones aimed at preventing IAS spread (e.g. Cole *et al.* 2016).

The aim of this study was to determine the actual level and spatial distribution of IAS in model SCIs and their immediate surroundings, and to use this data to assess the threat IAS presently pose to Czech PAs. In doing so, we attempt to answer two specific questions, i.e. which habitat types are most invaded, and how does habitat vulnerability outside SCIs affect habitat vulnerability within the SCI?

## Methods

### Data collection

Five IAS taxa were mapped in and around (1 km buffer) the SCIs chosen for this study: *H. mantegazzianum*; the knotweeds *F. japonica* var. *japonica*., *F. sachalinensis* [F. Schmidt] R. Decr., and the hybrid *Fallopia* × *bohemica* [Chrtěk & Chrtěková]; *S. canadensis* L. and *S. gigantea* Air; and *I. glandulifera*. In all cases, we used the plant species nomenclature according to Květena ČR (Slavík *et al.* 1997; Slavík *et al.* 2004), definition of invasive alien species according to EU Directive No. 1134/2014.

SCIs were chosen based on presence of IAS, their representativeness for local (Bohemian) conditions and the ease with which impact and threat could be evaluated on the ground. Eight regions were covered (Fig. 1): Karlovy Vary (KAR 1 - 3), Ústí nad Labem (Labské pískovce - LP, Kopistická výsypka - KP), Central Bohemia (Kokořínsko - KK), Plzeň (Křivoklátsko - KRI), and South Bohemia (TREB). In total, almost 629 km<sup>2</sup> were mapped during the vegetation season of 2015, of which 241 km<sup>2</sup> (23 SCIs) was mapped in detail. IAS occurrence was recorded using a Garmin Oregon GPS device (with accuracy of maximum 7 m, precised manually by localization in ortophotomap) in order to provide presence-absence data on the occurrence of individual species within model areas.

### Data processing

ArcGIS 10.4.1 (ESRI) software was used to map IAS GPS locations, the data acquired being processed into vector polygon shapefiles by buffering point features by 0.5 m and connecting the outermost points of occurrence to create a minimum convex polygon layer. A geodatabase for each model area (including the respective SCIs) was then created. Distance from spreading vectors such as roads and watercourses was then calculated for each IAS occurrence point

using ZABAGED road network data provided by the Czech Office for Surveying, Mapping and Cadastre (COSMC: <http://www.cuzk.cz/en>) and watercourse data from the T. G. Masaryk Water Research Institute hydro-ecological information system (TGM WRI: <http://heis.vuv.cz/>). The Natura 2000 Habitat Mapping Layer (HML), provided by the Nature Conservation Agency of the Czech Republic (NCA CR: <http://www.nature.cz>) was used as the main source for PA conservation objects. This layer contains uniformly classified European habitat types based on the Habitat Catalogue of the Czech Republic (Chytrý *et al.* 2010) and the Habitat Assessment Handbook and Floristic Approach (scale 1:10 000; on occasion, coarser habitat classifications were used and these are outlined in Online Appendix 1).

Information on land-use in the model areas was obtained from the Consolidated Layer of Ecosystems (CLE) provided by the NCA CR (© CzechGlobe © NCA CR 2013 using its own and following data: ZABAGED - © COSMC 2012, Corine Land Cover 2006 - © EEA 2006, Urban Atlas 2006 - © EEA 2006, DIBAVOD - © TGM WRI 2012). We used the 1:10 000 layer distinguishing 41 land use categories for those parts of model areas for which data on habitat type outside the PA was missing.

Using the HML and CLE data, we designated five protection zones covering habitats of differing preservation importance and degree of anthropogenic impact for each SCI. Zone A (SCI core area) included habitats subject to conservation effort, i.e. habitats of European importance (based on HML data). Zone B (SCI broader core area) included all other HML habitats (including mosaic habitats but not those affected by anthropogenic activity or non-mapped areas) within the borders of the SCI. Zones A and B (PA core areas) both varied in their spatial distribution (Fig. 2). Zone C (semi-natural habitat) included all other HML habitats (including mosaic habitats but not those affected by anthropogenic activity or non-mapped areas) outside the boundary of the SCI and selected CLE land use categories inside and outside the SCI (see Tab. 1). Zone D and E comprised habitats affected and strongly degraded, in given order, by anthropogenic activity (from HML) and selected CLE categories inside and outside the SCI (see Tab. 1).

IAS locations were assessed based on their occurrence within the above mentioned protection zones, whether located inside or outside the PA, occurrence in a particular habitat/land use category, elevation and distance to watercourses, roads and built-up surfaces.

### *Statistical analysis*

All statistical analyses were undertaken using the R programme (R Development Core Team 2015), Statistica 12 (StatSoft®) and Canoco 5 (Ter Braak and Šmilauer 2014). We used generalised linear mixed models (GLMM; Zuur *et al.* 2009) to analyse the occurrence data, with dependent variables represented by the number of IAS locations and environmental factors such as habitat type, elevation, protection zone, location and distance from watercourses, roads and inhabited areas as predictors. To evaluate the relationship between IAS presence and environmental characteristics we used canonical correspondence analysis (CCA), with the response variables  $\log(y+1)$  transformed due to a non-

linear increase in IAS presence in suitable environment types (Šmilauer and Lepš 2014). To assess the influence of each protection zone on its level of invasion, we compared the area of invasion in zone A with that in each of the other zones (i.e. A vs. B, A vs. C, etc.) using Spearman's correlation coefficient. As the total area of each zone differed considerably, all variables were log-transformed prior to analysis.

While *S. canadensis* and *S. gigantea* were distinguished during mapping, they were pooled as *Solidago* spp. for some statistical tests (e.g. GLMM) as they often found as mixed populations and their ecological characteristics and effect on the habitat are similar.

## Results

### *Character of IAS invasion within model areas*

We recorded 3229 IAS occurrences overall (1547 *S. canadensis*, 269 *S. gigantea*, 804 *I. glandulifera*, 400 *H. mantegazzianum*, 118 *F. japonica* var. *japonica*, 84 *Fallopia* × *bohemica* and 7 *Fallopia sachalinensis*). Of these, 42% of occurrences were situated within the SCI boundary and 58% within the 1 km buffer zone (Tab. 2).

Overall, the summary of IAS occurrence does not fully reflect the level of invasion in each SCI due to high variability in the representation of particular species within different SCIs. *Solidago* spp., for example, were found at the highest number of localities (1826) and covered the largest area at 61.3 % of total area invaded by all species, while *I. glandulifera* was found at 804 localities but only represented 19.4 % of total area invaded. In comparison, *H. mantegazzianum* was present at only 400 localities but covered a similar area of 18.3 %. Taxa of the genus *Fallopia* were found at the lowest number of localities (209) and had the smallest total invaded area (1 %) within the SCIs and their surroundings (Tab. 3). The average size of each *H. mantegazzianum* invasion locality was 906 m<sup>2</sup>, significantly larger than those of *I. glandulifera* (477 m<sup>2</sup>), *Solidago* spp. (669 m<sup>2</sup>) and *Fallopia* taxa (ca.100 m<sup>2</sup>) (counted from basic data pool).

Statistical analysis of IAS presence in each SCI revealed significantly different levels of invasion in each area mapped, with differences found in both the number of localities ( $Z = -4.78$ ;  $DF = 67.16$ ;  $P = 0.002$ ) and invaded area ( $Z = -2.28$ ,  $DF = 67.16$ ;  $P = 0.035$ ).

*Solidago* spp. were predominantly associated with land use categories such as intensive grassland, discontinuous urban fabric and transport units. Land-use change was regarded as the main initiator of invasion, with *Solidago* spp. being particularly invasive on uncultivated land, unmowed meadows and abandoned fields and in the large openings created by large-scale logging in forest stands. *H. mantegazzianum* was mostly found in intensive grassland, mesic meadows and close to roads, while *I. glandulifera* appeared to prefer wetlands, littoral vegetation, natural watercourses and natural shrub vegetation. *Fallopia* spp., which occurred relatively rarely in the SCIs, mainly invaded alluvial and intensive mixed forest, intensive grassland and areas of transport (see Online Appendix 2 for more details).

### *Spatial distribution of IAS*

The IAS mapped in this study differed both in their distribution and as regards the habitats predominantly invaded (Fig. 3; Online Appendix 2). The CCA response variables described 26% of all variability in IAS distribution, with altitude, distance from stream, zoning (inside SCI [zones A, B, C]; outside SCI [zones E, D]) and group locality identified as significant predictors ( $p < 0.002$ ). Three different SCI groups were distinguished based on regional geographical and geomorphological differences using GLMM ( $Z = -3.708$ ,  $DF = 67.3$ ;  $p < 0.001$ ). Also the CCA results reveal the stratification of SCIs to three groups (Fig. 3 A). Presence of streams and geomorphology determined invasion in Group I, where *I. glandulifera* was the most significant IAS. In such localities, zoning did not correspond with level of disturbance, with IAS (*F. japonica* var. *japonica*, *F. sachalinensis*) tending to be tied more directly to habitats in contact with water (Fig. 3 B), placing them mainly in protected habitats of zones A, B and C (inside the SCI). Group II was determined by the presence of *Solidago* sp. and *F. × bohemica*, while Group III was determined by presence of *H. mantegazzianum*. *H. mantegazzianum* was mainly a problem in the western part of the Czech Republic (localities at higher altitude than other SCIs), and particularly in association with meadows and pastures (Fig. 3; see Fig. 2 for an example of the typical distribution of *H. mantegazzianum* within the Soos SCI in western Bohemia). SCI Group III is characterised as mesic, sub-mountainous or as lowland farmland, with zoning in Groups II and III corresponding with the level of anthropogenic influence and habitat disturbance, with IAS predominantly found in zones D and E (outside the SCI; CCA,  $p = 0.002$ ).

### *Level of IAS invasion in protected zones*

Overall, the number of each IAS in different habitats did not correspond well with their level of invasion (i.e. the area affected by each IAS) as several individuals tended to be found very close together. When the area of IAS invasion was recalculated as the area of each habitat differentiated into protection zones, just 0.3 % of protected habitats of European importance were affected by IAS in the core area (zone A). Within the broader core area (zone B), just 0.27 % of total area was invaded, and just 0.4 % in zone C. Outside of the SCI, 0.16 % of zone D was invaded and 0.95 % of zone E (Tab. 3). In total, only 0.27 % of the total area mapped was affected by IAS. The average area of all IAS localities was 535 m<sup>2</sup>, ranging from 1 to 65 750 m<sup>2</sup>. *H. mantegazzianum* was mostly found in marginal areas and in habitats affected by anthropogenic activity, i.e. zones C, D and E. In comparison, while *I. glandulifera* was found in all protection zones, it appeared to a) prefer habitats affected by anthropogenic activity (zones D and E), and b) tended to be found in more than one habitat type within the SCI core areas (zones A and B). *Solidago* spp. were mainly located in marginal zones C and D, while *Fallopia* spp. were predominantly found in marginal zone D, though their second highest level of occurrence was in zone A (Tab. 3).



Regression analysis of IAS occurrence in the SCI core area (zone A) against occurrence of the same species in other protection zones (B-E) indicated a positive dependency between level of invasion in zones A and E with that in zones C and D (Fig. 4). The model including area invaded in zones E and D as independent variables explained 85 % of variability in area invaded in zone A ( $\log \text{area IAS A} = 0.55 (\log \text{area IAS E}) + 0.27 (\log \text{area IAS D})$ ,  $R^2 = 0.85$ ) for all species studied. Zone C values were not employed in the final model due to the correlation between level of invasion in zones C and D. There was a positive correlation between zones A and B for *I. glandulifera* and *F. japonica* var. *japonica* occurrence in habitats such as river banks and wetlands, both of which are protected within the SCIs (Tab. 4, Fig. 3 and 4). Similarly, there was a positive correlation between zone A and zones C, D and E for *H. mantegazzianum*, *S. canadensis* and *S. giganteum* occurrence in semi-natural habitats such as meadows, forest edges and forest logging clearances (Tab. 4; Fig. 3 and 4). There was a strong statistical correlation between area invaded in the protected core area and in the non-protected surroundings (both results in Tab. 4).

## Discussion

The monitoring of IAS distribution and spread, and the provision of effective nature protection measures, is of growing global importance (Genovesi *et al.* 2013). Indeed, IAS are presently considered the second most urgent threat to biodiversity in European PAs (Pyšek *et al.* 2013b). Czech nature protection authorities, along with their European counterparts, have introduced a range of legislative measures to hinder IAS spread. In 2016, for example, the Czech authorities introduced the Black, Grey and Watch (alert) Lists of invasive species (Pergl *et al.* 2016a) as a means of prioritising the threat from IAS; and by the end of the same year Pergl *et al.* (2016b) had published a series of recommended methodologies for mapping and monitoring IAS in the Czech Republic. Both of these studies emphasise the need for repeated and continuous monitoring of IAS spread indicators, from initial identification of species of concern, through mapping of large-scale regional spread and long-term monitoring of each species' population dynamics. In particular, the mapping and evaluation of IAS occurrence in regions of high nature conservation value is a high priority in the ongoing fight to control or eradicate biological invasions (Latombe *et al.* 2016).

In this study, we undertook detailed mapping of five IAS taxa in and around a range of Czech SCIs in order to assess a) the present danger of IAS spread, and b) the role of different habitat/protection zones in the spread of IAS. In total, 42 % of confirmed invasion localities were found within SCI boundaries and 58 % in the buffer areas surrounding the PA. IAS occurred relatively frequently in both the core area (zone A) and the broader core area (zone B). Of the 200 km<sup>2</sup> total invaded area mapped, 21.5 km<sup>2</sup> occurred in zone A and 19.2 km<sup>2</sup> in zone B, together representing approx. 0.6 % of the total area. These results refer to the fact that most of the occurrence localities are small in extent, comprising several individuals. While the present level of invasion is relatively low, it is clear that early detection of these localities is essential to prevent them serving as sources for invasion spread.



We noted a strong positive correlation between the level of invasion in the surrounding landscape (typically represented by farming and other anthropogenic activities) and the level of invasion in the protected habitats. This was particularly evident in areas where invasion was not determined by geomorphology or where the IAS does not invade habitats directly connected with the PA (e.g. protected rivers and riverbanks invaded by *I. glandulifera* or *F. japonica* var. *japonica*). Our data suggest that IAS were able to spread into semi-natural habitats from sites in zones D and E where intensive disturbance or land-use changes were ongoing. In particular, urban and garden landscape transition zones near the SCI were important sources for *Solidago* spp. As such, there is a clear dependence between the level of invasion in the SCI core and that in the surrounding area; hence, effective zoning has the potential to effectively protect valuable habitats inside the SCI. As our data show, however, such buffer zones will only work if effectively managed. Overall, therefore, our results suggest that the best defence against IAS is to prevent their spread into habitats in direct proximity to PAs. This is in line with previously published results suggesting a close relationship between near-natural habitats surrounding PAs and low levels of invasion within those PAs (Jarošík et al. 2011, Mack and Lonsdale 2002). In the Czech Republic, for example, Pyšek et al. (2002) noted a lower number of neophytes in small PAs (18 %) than in the surrounding landscape (85 %). On the other hand, Foxcroft et al. (2014) noted that the invasion level of neophytes at individual sites ranged from 0 to 25% of all species present, and that specific locations showed too much variation to suggest general patterns. This was largely confirmed by our own study in that, while it was possible to recognise geographical and geomorphological factors influencing the level of invasion at individual SCIs, we were unable to confirm any general trend in the occurrence of individual IAS. It is also possible that our choice of model areas had an influence on the proportion of some IAS mapped (e.g. the low presence of *Fallopia* taxa in some SCIs).

While variation in IAS occurrence in different regions makes the proposal of generalised measures for SCI protection difficult, the mapping and, if possible, elimination of IAS from those areas surrounding the SCI is a clear priority. Habitat suitability models could be applied in order to define those locations most threatened by IAS dispersal and to select those areas most in need of regular monitoring (Crall et al. 2013). For the determination of areas prone to invasion, it is possible to use both data on habitat type (Pyšek et al. 2002) and geomorphological characteristics (Pěkníková and Berchová-Bímová 2016). Known spreading vectors, such as watercourses, urbanised open landscapes and forestry activity, can play a crucial role in the degree of IAS propagation. Logging activity in particular appears to act as a strong dispersal vector in forest stands of all conservation categories (including zone A). Until now, there have been no proper detailed analysis based on forest management data to highlight the role of forest cleaning and wood transport in the spreading of IAS.

Overall, our results support the assumption that zoning, when undertaken alongside appropriate protection measures and a stratified approach to IAS eradication, can provide a high degree of functional protection to SCIs against the invasion of alien species (Pluess et al. 2012). This may not be the case where invasive species occur in protected

habitats, however, as any attempt to eradicate IAS in such areas should not threaten the species being protected. Likewise, efforts to eradicate IAS that spread along watercourses based on upper stretch monitoring and zonal protection of localities downstream may also prove impractical as elimination of propagule pressure in the downstream stretch would require long-term intensive measures covering the whole watershed. In conclusion, we urgently recommend the use IAS surveillance and management methods proposed by Pergl et al. (2016b), with the provision of best practice examples (Braun et al. 2016).

**Acknowledgements:** This research was supported by project No. EHP-CZ02-OV-1-024-2015 “*Monitoring of the Status of Species Listed in the EU Nature Directives in Natura 2000 Sites*” funded by the EEA. We would like to thank all students who were involved in IAS field mapping. Also we are indebted to K. Roche for his linguistic improvements.

## References

- Ainouche M. L., Fortune P. M., Salmon A., Parisod C., Grandbastien M. A., Fukunaga K., Ricou M., Misset M. T. (2009) Hybridization, polyploidy and invasion: Lessons from *Spartina* (Poaceae). *Biol. Invasions* 11, 1159–1173.
- Braak C. J. F. Ter, Šmilauer P. (2014) *Canoco*. Plant Research International.
- Braun M., Schindler S., Essl F. (2016) Distribution and management of invasive alien plant species in protected areas in Central Europe. *J. Nat. Conserv.* 33, 48–57.
- Cole E., Keller R. P., Garbach K. (2016) Assessing the success of invasive species prevention efforts at changing the behaviors of recreational boaters. *J. Environ. Manage.* 184, 210–218.
- Crall A. W., Jarnevich C. S., Panke B., Young N., Renz M., Morisette J. (2013) Using habitat suitability models to target invasive plant species surveys. *Ecol. Appl.* 23, 60–72.
- Čuda J., Skálová H., Janovský Z., Pyšek P. (2015) Competition among native and invasive *Impatiens* species: The roles of environmental factors, population density and life stage. *AoB Plants* 7, 1–12.
- DAISIE 2017 *DAISIE : Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe*. URL: <http://www.europe-aliens.org/>.
- Davis M. A. (2003) Biotic Globalization: Does Competition from Introduced Species Threaten Biodiversity? *Bioscience* 53, 481.
- Diez J. M., D'Antonio C. M., Dukes J. S., Grosholz E. D., Olden J. D., Sorte C. J. B., Blumenthal D. M., et al. (2012) Will extreme climatic events facilitate biological invasions? *Front. Ecol. Environ.* 10, 249–257.
- EEA (2015) *The European Environment - State and Outlook 2015: synthesis report*. Copenhagen.
- Foxcroft L. C., Pyšek P., Richardson D. M., Pergl J., Hulme P. E. (2014) The bottom line: impacts of alien plant invasion in protected areas, in *Plant Invasions Prot. Areas Patterns, Probl. Challenges*, (Foxcroft L. C., Pyšek P., Richardson D. M., Genovesi P., eds), pp. 19–41. Springer, Dordrecht.
- Gámez-Virués S., Perović D. J., Gossner M. M., Börschig C., Blüthgen N., Jong H. de, Simons N. K., et al. (2015) Landscape simplification filters species traits and drives biotic homogenization. *Nat. Commun.* 6, 8568.
- Gaston K. J., Jackson S. F., Nagy A., Cantú-Salazar L., Johnson M. (2008) Protected areas in Europe: Principle and practice. *Ann. N. Y. Acad. Sci.* 1134, 97–119.
- Genovesi P., Butchart S. H. M., McGeoch M. A., Roy D. B. (2013) Monitoring Trends in Biological Invasion, its Impact and Policy Responses, in *Biodivers. Monit. Conserv.*, (Collen B., Pettorelli N., Baillie J., Durant S., eds), pp. 138–158. Wiley-Blackwell, Oxford, UK.
- GISD (2017) *Global invasive species database*. URL: <http://www.iucngisd.org/gisd/>.
- Hobbs R. J., Huennike L. F. (1992) Disturbance, Diversity, and Invasion: Implications for Conservation. *Conserv. Biol.* 6, 324–337.

- Hochkirch A., Schmitt T., Beninde J., Hiery M., Kinitz T., Kirschey J., Matenaar D., et al. (2013) Europe Needs a New Vision for a Natura 2020 Network. *Conserv. Lett.* 6, 462–467.
- Chytrý M., Kučera T., Kočí M., Grulich V., Lustyk P. (2010) *Katalog biotopů České republiky [Habitat Catalogue of the Czech Republic]*.
- Jarošík V., Pyšek P., Foxcroft L. C., Richardson D. M., Rouget M., MacFadyen S. (2011) Predicting incursion of plant invaders into Kruger National Park, South Africa: The interplay of general drivers and species-specific factors. *PLoS One* 6.
- Kleunen M. Van, Dawson W., Maarel N. (2015) Characteristics of successful alien plants. *Mol. Ecol.* 24, 1954–1968.
- Kumschick S., Bacher S., Evans T., Marková Z., Pergl J., Pyšek P., Vaes-Petignat S., Veer G. van der, Vila' M., Nentwig W. (2015) Comparing impacts of alien plants and animals in Europe using a standard scoring system. *J. Appl. Ecol.* 52, 552–561.
- Latombe G., Pyšek P., Jeschke J. M., Blackburn T. M., Bacher S., Capinha C., Costello M. J., et al. (2016) A vision for global monitoring of biological invasions. *Biol. Conserv.*
- Levine J. M., Vila M., D'Antonio C. M., Dukes J. S., Grigulis K., Lavorel S. (2003) Mechanisms underlying the impacts of exotic plant invasions. *Proc. R. Soc. London Ser. B-Biological Sci.* 270, 775–781.
- Lucy F., Roy H., Simpson A., Carlton J., Hanson J. M., Magellan K., Campbell M., et al. (2016) INVASIVESNET towards an International Association for Open Knowledge on Invasive Alien Species. *Manag. Biol. Invasions* 7, 131–139.
- Mack R. N., Lonsdale W. M. (2002) Eradicating invasive plants: hard-won lessons for islands, in *Turn. tide Erad. invasive species*, (Veitch C. R., Clout M. N., eds), pp. 164–172. IUCN SSC Invasive Species Specialist Group, Gland.
- Patoka J., Bláha M., Kalous L., Vrabec V., Buřič M., Kouba A. (2016) Potential pest transfer mediated by international ornamental plant trade. *Sci. Rep.* 6, 25896.
- Pěkníková J., Berchová-Bimová K. (2016) Application of species distribution models for protected areas threatened by invasive plants. *J. Nat. Conserv.* 34, 1–7.
- Pergl J., Dušek J., Hošek M., Knapp M., Simon O., Berchová K., Bogdan V. (2016a) *Metodiky mapování a monitoringu invazních (vybraných nepůvodních) druhů - úvod. [Methods of invasive (selected alien) species mapping and monitoring]*.
- Pergl J., Sádlo J., Petrušek A., Laštůvka Z., Musil J., Perglová I., Šanda R., et al. (2016b) Black, Grey and Watch Lists of alien species in the Czech Republic based on environmental impacts and management strategy. *NeoBiota* 28, 1–37.
- Pimentel D., Zuniga R., Morrison D. (2005) Update on the environmental and economic costs associated with alien-



- invasive species in the United States. *Ecol. Econ.* 52, 273–288.
- Pluess T., Jarošík V., Pyšek P., Cannon R., Pergl J., Breukers A., Bacher S. (2012) Which Factors Affect the Success or Failure of Eradication Campaigns against Alien Species? *PLoS One* 7, e48157.
- Pyšek P., Genovesi P., Pergl J., Monaco A., Wild J. (2013a) *Plant Invasions in Protected Areas*.
- Pyšek P., Genovesi P., Pergl J., Monaco A., Wild J. (2013b) Invasion of protected areas in Europe: an old continent facing new problems, in *Plant Invasions Prot. Areas Patterns, Probl. Challenges*, (Foxcroft L. C., Pyšek P., Richardson D. M., Genovesi P., eds), pp. 209–240. Springer, Dordrecht.
- Pyšek P., Jarošík V., Kučera T. (2002a) Patterns of invasion in temperate nature reserves. *Biol. Conserv.* 104, 13–24.
- Pyšek P., Kučera T., Jarošík V. (2002b) Plant species richness of nature reserves: the interplay of area, climate and habitat in a central European landscape. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 11, 279–289.
- Pyšek P., Richardson D. M., Pergl J., Jarošík V., Sixtová Z., Weber E. (2008) Geographical and taxonomic biases in invasion ecology. *Trends Ecol. Evol.* 23, 237–244.
- Pyšek P., Richardson D. M., Williamson M. (2004) Predicting and explaining plant invasions through analysis of source area floras: Some critical considerations. *Divers. Distrib.* 10, 179–187.
- R Development Core Team (2015) *R: a language and environment for statistical computing*. the R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Available online at <http://www.R-project.org/>.
- Richardson D. M., Holmes P. M., Esler K. J., Galatowitsch S. M., Stromberg J. C., Kirkman S. P., Pyšek P., Hobbs R. J. (2007) Riparian vegetation: degradation, alien plant invasions, and restoration prospects RID A-1495-2008 RID F-5883-2010. *Divers. Distrib.* 13, 126–139.
- Ruwanza S., Gaertner M., Esler K. J., Richardson D. M. (2015) Allelopathic effects of invasive *Eucalyptus camaldulensis* on germination and early growth of four native species in the Western Cape, South Africa. *South. For. a J. For. Sci.* 77, 91–105.
- Simberloff D., Martin J.-L., Genovesi P., Maris V., Wardle D. A., Aronson J., Courchamp F., et al. (2013) Impacts of biological invasions: what's what and the way forward. *Trends Ecol. Evol.* 28, 58–66.
- Slavík B., Chrtěk J. jun, Tomšovic P., eds (1997) *Květena České republiky 5. [Flora of the Czech Republic]*. Academia.
- Slavík B., Štěpánková J., Štěpánek J., eds (2004) *Květena České republiky 7 [Flora of the Czech Republic]*. Academia.
- Souza-Alonso P., Guisande-Collazo A., González L. (2016) Impact of an invasive N<sub>2</sub>-fixing tree on arbuscular mycorrhizal fungi and development of native species. *AoB Plants* 8, plw018.
- Strong D. R., Ayres D. R. (2013) Ecological and Evolutionary Misadventures of *Spartina*. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* Vol 44 44, 389–410.
- Šmilauer P., Lepš J. (2014) *Multivariate analysis of ecological data using Canoco5*. Cambridge University Press.
- Theoharides K. a, Dukes J. S. (2007) Plant invasion across space and time: factors affecting nonindigenous species

- success during four stage of invasion. *New Phytol.* 176, 256–273.
- Vilà M., Espinar J. L., Hejda M., Hulme P. E., Jarošík V., Maron J. L., Pergl J., Schaffner U., Sun Y., Pyšek P. (2011) Ecological impacts of invasive alien plants: A meta-analysis of their effects on species, communities and ecosystems. *Ecol. Lett.* 14, 702–708.
- Vitková M., Müllerová J., Sádlo J., Pergl J., Pyšek P. (2017) Black locust (*Robinia pseudoacacia*) beloved and despised: A story of an invasive tree in Central Europe. *For. Ecol. Manage.* 384, 287–302.
- Waldner L. S. (2008) The kudzu connection: Exploring the link between land use and invasive species. *Land use policy* 25, 399–409.
- Wang C., Zhou J., Liu J., Du D. (2017) Responses of soil N-fixing bacteria communities to invasive species over a gradient of simulated nitrogen deposition. *Ecol. Eng.* 98, 32–39.
- Zuur A. F., Ieno E. N., Walker N. J., Saveliev A. A., Smith G. M. (2009) *Mixed effects models and extensions in ecology with R*. Springer.

**Fig. 1**

Model areas surrounding sites of community importance in the Czech Republic and Europe

**Fig. 2**

Location of protection zones in and around the Soos site of community importance (SCI) - areas at high risk of invasive alien species (IAS) spread (circled) were priority monitoring sites for the species of interest

**Fig. 3**

Canonical correspondence analysis (CCA) biplot showing presence/absence of invasive species as response variables and a) environmental characteristics or b) biotopes as predictors; species abbreviations: *Fal\_jap* – *Fallopia japonica* var. *japonica*, *Fal\_sach* – *F. sachalinensis*, *Fal\_boh* – *F. ×bohemica*, *Imp\_gla* – *Impatiens glandulifera*, *Her\_man* – *Heracleum mantegazzianum*, *Sol\_can* – *Solidago canadensis*, *Sol\_gig* – *S. gigantea*; the black diamonds indicate invasive alien species sites located inside and outside sites of community importance (SCI), i.e. in zones A, B, C, D or E (for details see Methods section)

a) Environmental characteristics: arrows show increasing altitude, distance from urban areas (*intr\_dist*) and distance from stream (*stream\_dist*).

Localities: the circles indicate individual SCIs (*KAR\_1-3*, *KK*, *KP*, *KRI*, *LP*, *TR* – for full names see Material and Methods); dashed circles indicate groups of SCIs divided using CCA.

b) Biotopes (following Chytrý et al. 2010): *riverine\_scrb* – riverine scrub with willow (*K1*, *K2*); *streambank\_veg* – reed and hydrophilous herb vegetation along stream bank (*M1.5*, *M2*, *M3*, *M4*); *wetlands* – various types of reed and tall sedge bed (*M1.x* except *M1.5*); *alluvial\_for* – alluvial forest (*L1*, *L2*); *oak-hornbeam\_for* – oak-hornbeam forest edge (*L3*); *non-nat\_scrb* – scrub with ruderal or alien species (*X8*); *for\_clear* – forest clearing (*X10*, *X11*); *for-edges* – forest fringe vegetation (*T4*), *ruderal\_veg* – herbaceous ruderal vegetation outside human settlements (*X6*, *X7*); *non-nat\_for* – forest plantations with allochthonous trees (*X9*); *grasslands* – various types of grassland (*T2*, *T3*, *T5*); *meadows* – various types of mesic, wet and alluvial meadow (*T1.1-2*, *T1.4-10*); *pastures* – mesophile and semi-dry pastures (*T1.3*, *T1.1* – pastured, *T1.2* – pastured); *meadowspring\_veg* – meadow spring and bog vegetation without tufa formation (*R1.2*, *R2.1*, *R2.2*, *R3.4*).

**Fig. 4**

Correlation between level of invasion in the core area (zone A) of sites of community importance (SCI) and area invaded in other SCI protection zones (buffer zones = zones B, C, D and E) for each invasive alien species; X axis = area invaded in protection zones other than zone A, Y axis = area invaded in protection zone A

**Table 1**

Specification of habitats categorization within protection zones.

**Table 2**

Number of invasive alien species in sites of community interest (SCI) and their surroundings. *Solidago* species and taxa of the genus *Fallopia* and *Solidago* are listed as genera, despite being mapped individually. Number of occurrences = number within a 1 km buffer of the SCI / number inside SCI boundaries. Total number of occurrences = numbers of localities in each SCI model area (some localities are in the buffer zone of more than one SCI).

**Table 3**

Total area over which particular invasive alien species occur (m<sup>2</sup>) within different site of community interest (SCI) protection zones.

**Table 4**

Spearman's correlation coefficients for comparisons between the invaded area in site of community interest (SCI) protection zone category A (SCI core area) and other protection zone categories (B-E). Numbers in bold indicate statistically significant correlations ( $p < 0.05$ ). For detailed information on zoning see the Methods section.



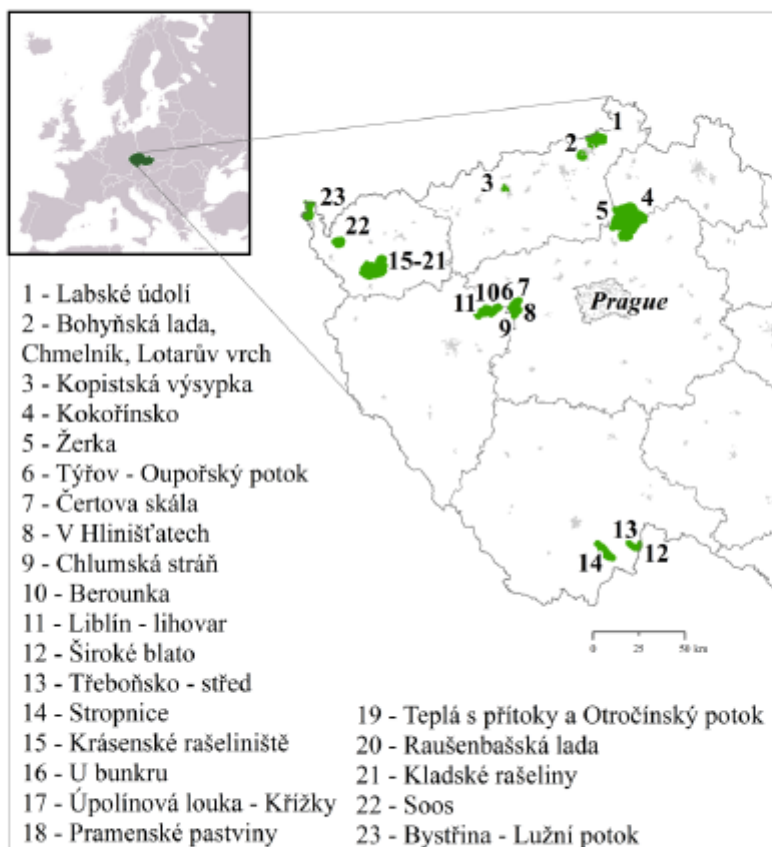
Protection zone category	Habitats within the zone
<b>A - core area</b>	subject of PA protection (differ for particular SCT)
<b>B - broader core area</b>	vulnerable natural habitats within PA (based on HML)
<b>C - semi-natural habitats</b>	alluvial meadow, dry grassland, mesic meadow, heath, alluvia, oak and oak-hornbeam forest, ravine, beech, dry pine, spruce and bog forest, natural shrub vegetation, wetlands and littoral vegetation, peatbogs and springs, swamps, water body macrophytes, natural watercourses and natural rocks
<b>D - anthropogenically affected habitats</b>	urban nature, artificial urban green areas (parks, gardens, cemeteries), arable land, orchards and gardens, hop fields, vineyards, intensive grassland, intensive coniferous, broad-leaved and mixed forest plantation, shrubs with ruderal vegetation, anthropogenically influenced waterbodies, anthropogenically influenced watercourses and artificial rocks
<b>E - habitats degraded by human activities</b>	impervious surfaces, continuous and discontinuous urban fabric, industrial and commercial units, transport units, dumps and construction sites and artificial urban green areas such as recreation and sports areas

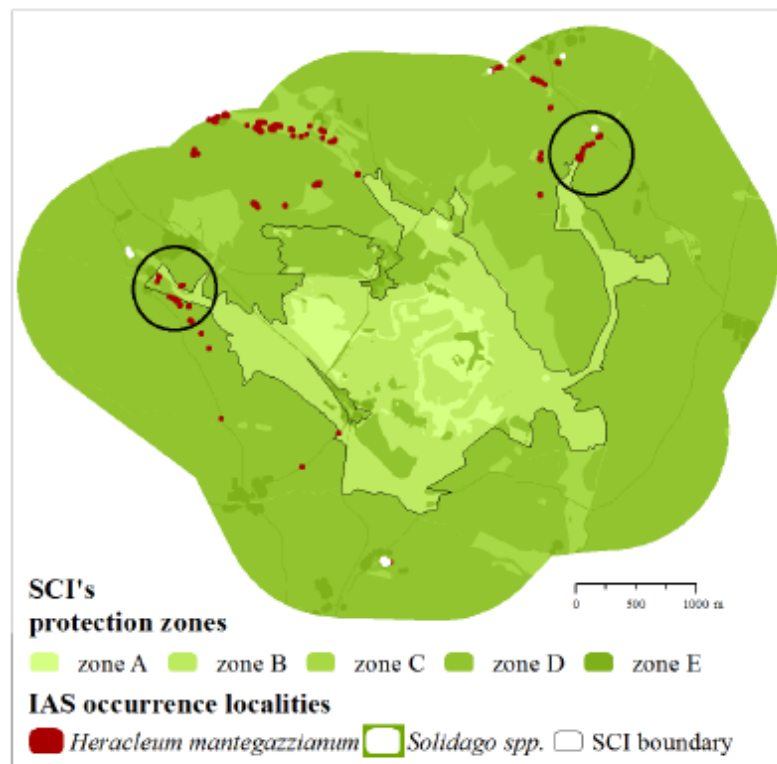
Site of Community Interest	SCI area (km <sup>2</sup> )	Mapped area (km <sup>2</sup> )	Number of occurrences (outside / inside SCI)				Total number of occurrences
			<i>Solidago</i> spp.	<i>Impatiens glandulifera</i>	<i>Heracleum mantegazzianum</i>	<i>Fallopia</i> spp.	
Berounka	1.4	48.1	12/0	53/14	0	4/0	83
Chlumská stráň	1.2	13.1	5/0	11/0	0	0	16
Bohyňská lada, Chmelník, Lotarův vrch	3.8	16.8	11/1	0	0	10/0	22
Bystřina – Lužní potok	11.3	30.1	129/33	0	5/0	17/7	191
Kladské rašeliniště	26.7	58.5	0	0	57/12	0	69
Kokořínsko	95.5	226.8	554/249	5/0	0	44/30	882
Kopistická výsypka	3.3	6.4	60/20	0	0	10/0	90
Krásenské rašeliniště	1.5	10.3	2/0	3/0	0	0	5
Labské údolí	13.2	52.3	316/78	27/493	0	3/34	951
Pramenské pastviny	0.005	3.4	0	0	0/34	0	34
Raušenbašská lada	5.0	19.2	1/0	0	32/0	0	33
Široké blato	1.0	5.3	1/0	0	0	0	1
Soos	4.6	22.5	15/0	0	96/7	0	118
Stropnice	12.7	43.0	26/13	3/14	0	13/4	73
Teplá s přítoky a Otročinský potok	1.1	14.5	0	0	27/0	0	27
Třeboňsko – střed	1.1	16.6	17/1	7/8	0	1/0	34
Týřov – Oupořský potok	13.4	44.6	27/0	10/0	0	2/0	39
U bunkru	0.6	8.3	0	0	26/0	0	26
Úpolínová louka – Křížky	6.9	23.8	0	0	0/9	0	9

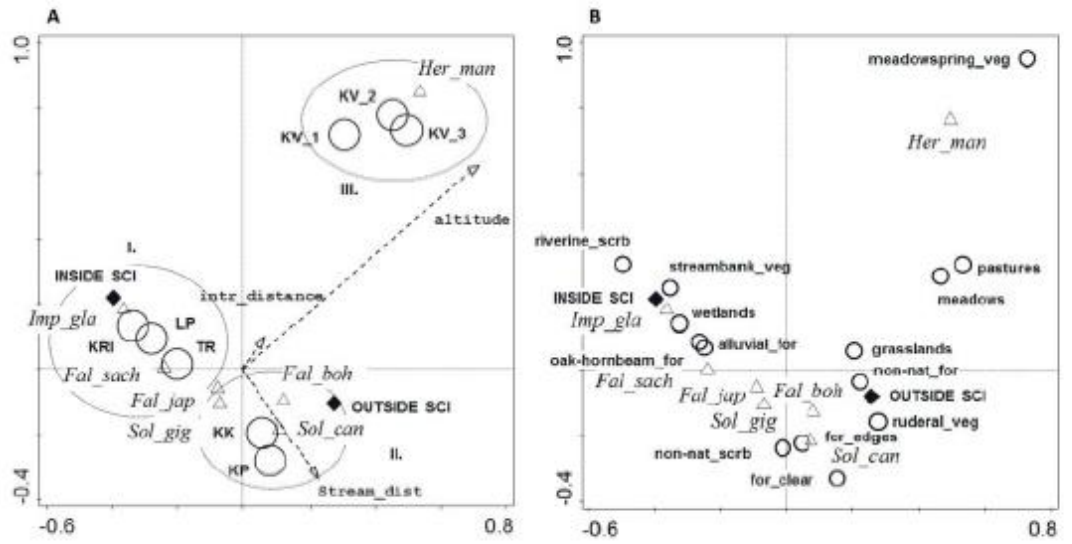
SCIs protection zone category	<i>Heracleum mantegazzianum</i>	<i>Solidago</i> spp.	<i>Impatiens glandulifera</i>	<i>Fallopia</i> spp.	Percentage of invaded area (%)
A	31 208	57 233	122 719	4 224	0.30
B	1 699	118 408	71 160	1 757	0.27
C	154 050	401 438	114 961	3 336	0.40
D	97 121	471 413	47 767	7 120	0.16
E	78 285	165 742	27 292	2 548	0.95
<b>TOTAL INVADED (%)</b>	362 363	1 214 234	383 899	18 985	0.27

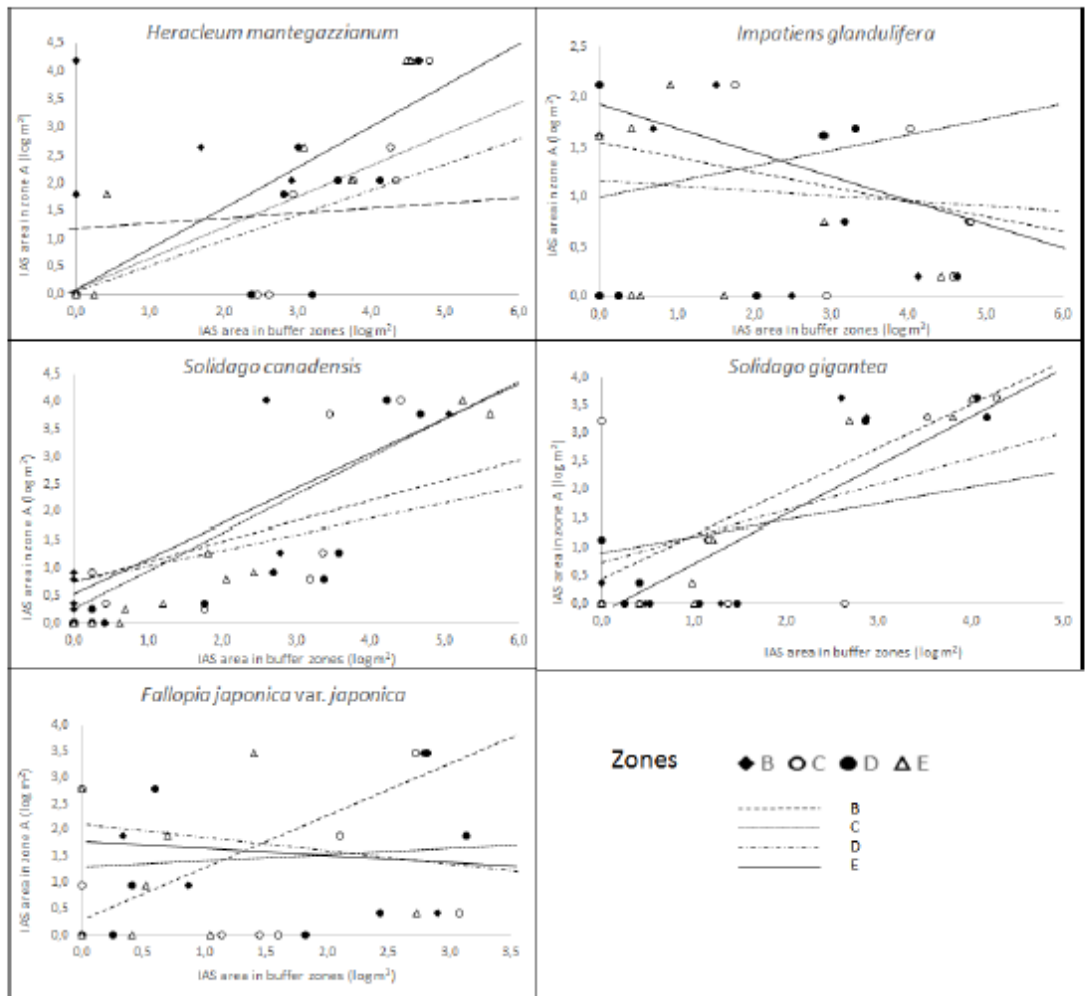
Species	Invaded area correlation coefficient			
	A-B	A-C	A-D	A-E
<i>Heracleum mantegazzianum</i>	0.58	0.91	0.84	0.94
<i>Impatiens glandulifera</i>	0.53	0.29	0.20	-0.22
<i>Solidago canadensis</i>	0.76	0.91	0.93	0.94
<i>Solidago gigantea</i>	0.48	0.47	0.48	0.78
<i>Fallopia jap. var. jap.</i>	0.68	0.10	0.22	0.18













### 3. KOMENTÁŘ K VÝSTUPŮM DISERTAČNÍ PRÁCE

Klíčovým cílem výzkumu bylo testování **použití vrstvy biotopů z mapování soustavy Natura 2000** (dále jen vrstva mapování biotopů; dle Chytrého et al, 2010), jako stěžejního environmentálního faktoru při **šíření invazních druhů rostlin**. Vycházeli jsme z hypotézy, že šíření invazních druhů rostlin závisí na mnoha aspektech. Mezi tyto aspekty patří ekologické nároky na stanoviště, saturace lokalit živinami, druhová skladba společenstva, vzdálenost od vektoru šíření atd. (Bímová et al., 2004; Křivánek et al., 2004; Richardson et al., 2000). To, zda bude daná lokalita invadována, závisí také na stupni narušení lokality člověkem a způsobu užívání krajiny (land-use). Právě typy biotopů odráží výše zmiňované ekologické podmínky, jako jsou vlhkostní poměry, druhové složení, land-use atp. Z těchto faktorů náchylnosti sekundárních areálů k invazi plyne, že po identifikaci ohrožených typů lokalit (tzn. biotopů), by bylo možné pomocí nástrojů predikovat šíření invazních druhů. Těmito nástroji jsou myšleny modely predikce šíření invazních rostlin, mezi které patří **modely šíření druhů na lokální úrovni** (např. Jimenez-Valverde et al. 2011; Kollmann et al. 2009; Nehrbass et al. 2007).

Doposud žádná publikace se takovýmto využitím vrstvy mapování biotopů pro šíření invazních druhů nezabývala. Některé články se věnovaly použití vrstvy z jiného hlediska např. určení bohatosti biotopů na základě rozdílných environmentálních proměnných (Drakou et al., 2011) nebo při výzkumu dopadu klimatických změn na biotopy Natura 2000 (Rannow et al., 2014). Naproti tomu publikace Carranza et al. (2011), Chytrý et al. (2008a), Smolík et al. (2010) uvádí typy biotopů jako jeden z důležitých faktorů prostředí pro úspěšné šíření invazních druhů. Modelováním šíření invazních druhů, založených na predikcích v závislosti mimo jiné také na typech biotopů, se věnují např. publikace Crall et al. (2013), Elith et Leathwick (2009), Guisan et Thuiller (2005).

Pro testování typů biotopů jako stěžejní environmentální proměnné při šíření druhů je nutné použití relativně podrobných dat o výskytu invazních druhů. Velká část publikací, které se věnují modelování šíření druhů, používá často predikce pro velká území a výsledky nejsou dostatečně přesné (např. Dullinger et al., 2009; Pitt et al. 2011). Vývoj modelování šíření druhů se posouvá v posledních letech od predikcí pro velká území k modelům pro území lokálního měřítka. Kéry et al. (2010) upozorňuje, že současné modely neberou v úvahu reálné rozšíření druhů, ale jen zdánlivé. Autoři Lundholm et Learson (2004) argumentují, že v mnoha studiích podhodnocují skutečný výskyt druhů a doporučují použít relativní pokryvnost invazního druhu či biomasy. Došli k závěru, že k pochopení faktorů spojených s rostlinnou invazí je nutné brát v úvahu obsazenost invazních druhů v biotopu a jejich dominanci.

Pro naše účely bylo stěžejní použití relativně podrobných dat o výskytu invazních druhů rostlin. Pilotní mapování druhů rodu zlatobýl (*Solidago* spp.), druhů rodu křídlatka (*Fallopia* spp.<sup>7</sup>), bolševníku velkolepého (*Heracleum mantegazzianum*) a zkušebně trnovníku akátu (*Robinia pseudoacacia*) proběhlo na vybrané ploše 80 km<sup>2</sup> v CHKO Kokořínsko v roce 2013 (článek Pěkníková et al., 2015). Vycházeli jsme ze zaznamenaných dat výskytů těchto druhů z minulých let pracovníky správy, která však nebyla kompletní a některé druhy nebyly zmapovány vůbec (*Robinia pseudoacacia* a *Solidago* spp.). Následně proběhl v roce 2014 monitoring celého tehdejšího území CHKO Kokořínsko (dnes již rozsáhlejší CHKO Kokořínsko-Máchův kraj) a dalších menších území v rámci České republiky, kde byly mapovány *Solidago* spp., *Fallopia* spp., *Heracleum mantegazzianum* a nově také netýkavka žláznatá (*Impatiens glandulifera*) (článek Pěkníková et Berchová, 2016). Po pilotních výsledcích jsme se rozhodli mapovat jen rostlinné zástupce. *Robinia pseudoacacia* jsme vypustili z důvodů velkého množství jedinců, které jsme nemohli v mapování všechny obsáhnout a zároveň z důvodu jejího častého a záměrného pěstování v lesních porostech. V CHKO Kokořínsko dochází k jeho redukci pouze ve výjimečných případech, zejména v ochranně cenných lokalitách (zohledněno je jeho využití jako medonosné dřeviny a produkce kvalitní dřevní hmoty). Záměrné zachovávání jejích porostů tak znemožňuje využití predikčních modelů. Návazně na předchozí roky mapování proběhlo v roce 2015 rozsáhlé mapování *Solidago* spp., *Fallopia* spp., *Heracleum mantegazzianum* a *Impatiens glandulifera* ve vybraných evropsky významných lokalitách (EVL) České republiky a jejich bezprostředním okolí (více v článku Vardarman et al., submit.; a také v manuscriptu Petrus et al., in prep.) na celkové ploše 629 km<sup>2</sup>.

Po všechna období mapování jsme používali jednotnou metodiku a postupy analýz. Všechny výzkumné lokality jsme mapovali systematicky celé a získali jsme tak ucelená prezenční a absenční data výskytů daných invazních druhů rostlin. Kéry et al. (2010) upozorňuje, že je potřeba rozlišovat mezi absenčními daty, kdy se druh opravdu v daném území nevyskytuje a kdy druh nebyl na zájmovém území mapován. Dle Elith et al. (2006) použití kompletních dat o přítomnosti a nepřítomnosti druhu zpřesní výsledky modelování šíření druhů (více také v Brotons et al 2004; Peterson et al., 2011). Náročné a detailní systematické mapování území jsme zvolili především kvůli zvýšení přesnosti modelování, ale získaná data byla dále použita pro další hodnocení, zejména zasažení území invazními druhy a také byla poskytnuta pracovníkům ochrany přírody k dalšímu využití.

---

<sup>7</sup> *Fallopia japonica*, *F. sachalinensis* a *F. bohemica* jsme z důvodů výskytu ve stejných lokalitách zařadili do jednotné skupiny *Fallopia* spp. Stejně tak jsme postupovali při mapování *Solidago canadensis* a *S. gigantea* (skupina *Solidago* spp.)

Celkově se při pilotním mapování v CHKO Kokořínsko nejvíce vyskytovaly porosty *Solidago* spp. a *Robinia pseudoacacia*, několik trvalých porostů *Fallopia* spp. a jen pár jedinců *Heracleum mantegazzianum*. V mapovaných EVL České republiky se obdobně jako v pilotním mapovaném území nejvíce vyskytovaly *Solidago* spp, ale druhým nejrozšířenějším invazním druhem rostliny byla *Impatiens glandulifera*. Porosty jedinců *Heracleum mantegazzianum* zabíraly třetí největší plochu invadovaného území a nejmenší plochu z invadovaných lokalit zabíraly porosty *Fallopia* spp. Dosažené poznatky z mapování EVL se shodovaly s publikací Pyšek et al. (2013), kde shrnují výsledky výskytu invazních druhů v chráněných územích České republiky. Ve skupině nejvíce se vyskytujících neofytů byly zařazeny podle početnosti sestupně mimo dalších druhů porosty *Robinia pseudoacacia*, *Solidago canadensis*, *Impatiens glandulifera*, *Heracleum mantegazzianum* a *Fallopia* spp. V publikaci Braun et al. (2016) hodnotili na základě dotazníkových šetření nejčastější zásahy pracovníků ochrany přírody ve střední Evropě. Ty byly vedeny proti široce rozšířeným invazním druhům *Fallopia japonica*, *Heracleum mantegazzianum* a *Impatiens glandulifera*. Vzhledem k jejich dopadu na biodiverzitu jsou tyto invazní druhy rostlin v popředí zájmu ochrany přírody České republiky a managementové zásahy jsou často přednostně vedeny právě proti nim.

### 3.1. Testování vrstvy mapování biotopů

Získaná prvotní data mapovaných prezenčních/absenčních výskytu invazních druhů rostlin byla v prostředí GIS proložena vrstvou mapování biotopů a z takto vzniklé datové sady byly následně hodnoceny typy preferovaných biotopů, kde se vybrané invazní druhy rostlin nejčastěji vyskytovaly (článek Pěkníková et al., 2015). **Prvotní preferované biotopy** byly určeny pro porosty *Solidago* spp. jako louky a pastviny, obhospodařovaná pole s výskytem invazního druhu na jeho okrajích a urbanizovaná území. Nejvíce se porosty rozšiřovaly ze zahrádek v urbánních částech, odkud se dále šířily do luk a pastvin ponechaných ladem (Obr. 8). Dle publikace Walck et al. (1999) lze *Solidago* spp. nalézt na okrajích lesů, podél řek, a v narušených biotopech jako jsou okraje pastvin, cest a lidských sídel. Navzdory tvrzení Chytrý et al. (2008), že se nepůvodní druhy většinou nevyskytují v extrémních lokalitách, jako jsou mokřady, byly porosty *Solidago* spp. často nalezeny i v mokřadních ekosystémech CHKO Kokořínsko.

Porosty *Fallopia* spp. jsou naproti tomu náročné na vlhkost a přísun dusíku a často obsazují např. opuštěná zahradní centra a zaplavovaná území (Bímová et al., 2003; Pyšek et al., 2003). Pro *Fallopia* spp. byly vyhodnoceny preferované biotopy zejména lokality v okolí urbanizovaných území a okraje lužních lesů a lesních kultur s nepůvodními lesy (Obr. 9). Tyto výskyty u lesních společenstev si vysvětlujeme reliéfem mapovaného území, kdy pískovcová údolí s četnými porosty

borovic dovolují šíření *Fallopia* spp. jen při jeho okrajích, kde jsou vhodné světelné a živinové podmínky.

*Heracleum mantegazzianum*, stejně jako *Fallopia* spp., jsou v CHKO Kokořínsko pracovníky správy nepravidelně likvidovány, proto tedy lokalit *Heracleum mantegazzianum* bylo nalezeno v pilotním mapování jen velmi málo. Jeho výskyt se promítl, obdobně jako u *Fallopia* spp., v biotopech okrajů lesů s nepůvodními dřevinami (Obr. 7). Dle Thieleho et al. (2007) nejčastěji obsazuje lokality bohaté na živiny v polopřirozených travnatých porostech, okraje lesů a antropogenně ovlivněné habitaty.

Pilotně byly testovány také výskyty *Robinia pseudoacacia* v jednotlivých biotopech, který dle Musila (2005) vyhledává stanoviště při okrajích acidofilních a písčitých okrajů lesů. Primárně se šíří podél cest a kolem zemědělsky využívaných polí. Porosty *Robinia pseudoacacia* byly v pilotním mapování protnuty s vrstvou biotopů typu acidofilních dubových lesů, lesů s nepůvodními dřevinami a okraji polí.

Na základě pilotních výsledků byly **preferované typy biotopů následně hodnoceny** také v publikaci Vardarman et al. (submit.). Na rozdíl od pilotního mapování jednoho rozsáhlého území, probíhalo mapování vybraných invazních druhů rostlin na dalších ochránářsky cenných lokalitách České republiky, celkem ve 23 EVL v 8 regionech (kraj Karlovarský, Ústecký, Středočeský, Plzeňský a Jihočeský). Nejčastěji obsazovaným biotopem pro porosty *Fallopia* spp. byly vyhodnoceny ruderalní vegetace, nepůvodní křoviny a také okraje lesů. *Solidago* spp. byly rozšířeny v podobných lokalitách jako *Fallopia* spp. (často se vyskytovaly společně), při okrajích lesů, pastvin a luk a v porostech nepůvodních křovin. *Impatiens glandulifera* obývala okraje vodních ploch a mokřadní biotopy, ale také okraje aluviálních lesů. *Heracleum mantegazzianum* byl nejčastěji nalezen na lokalitách pastvin a luk.

Naše výsledky nejčastěji obsazovaných biotopů se shodovaly s lokalitami uváděnými v odborné literatuře (Chytrý et al., 2008; Pyšek et al., 2012a; Mlíkovský et Stýblo, 2006), kde je uváděn častý výskyt *Heracleum mantegazzianum* na lokalitách při okrajích luk a ruderalních stanovištích při vodních tocích a cestách; *Impatiens glandulifera* se nejčastěji vyskytuje na živinově bohatých stanovištích v okolí aluviálních řek; *Fallopia* spp. často zplaňuje ze zahrad a rozšiřuje se na vlhčí lokality s vyšším obsahem dusíku a podél vodních toků; *Solidago* spp. je nenáročný na živiny a světlomilný a nejčastěji je nalezneme při okrajích pastvin a luk, ale také podél cest při okrajích lesů.



Při porovnání dat z terénu a z digitálních map lze konstatovat, že vlivem odchylky zaznamenání polohy GPS je nutné počítat s odchylkou cca 10 m, což se promítá do možnosti lokalizace výskytu invazního druhu rostliny do sousedních biotopů (např. některé biotopy pobřežních vegetací se promítly do biotopu vodní plochy, i když byl zaznamenán jejich výskyt v pobřežní vegetaci).

**Zjistili jsme, že vlivem odchylky zaznamenávaných dat v GPS se v některých případech mohou lišit biotopy zaznamenané digitálně oproti záznamům výskytů v terénních papírových mapách. Kategorie vrstvy mapování biotopů (typy biotopů) jsou však po konfrontaci dat z terénu a preferovaných biotopů dle odborné literatury podrobná a přesná environmentální proměnná vhodná pro modely šíření invazních druhů (Pěknicová et al., 2015).**

Dalším cílem pilotních analýz bylo určení vhodného měřítka pro velikost čtvercové sítě vrstvy mapování biotopů, následně použité pro pilotní modely šíření invazních druhů rostlin v CHKO Kokořínsko (článek Pěknicová et al. 2015). Dle Brycha (2009) je velikost rastru 1 × 1 km pro modelování šíření dle rozdílných biotopů už velmi generalizovaná a pro optimální přesnost doporučuje použít rastr 100 × 100 m. Nehrbass et al. (2007) modelovali šíření *Heracleum mantegazzianum* v různých biotopech pro velikost čtverce (gridu) 5 × 5 m. Pro takto podrobné lokální měřítka je možné porovnat biotopy a vliv změn využívání krajiny (land-use). Nevýhodou jsou detailní vstupní data, která je obtížné získat, a aplikovatelnost modelu limitovaná na lokální měřítka.

Na základě zkušeností z terénu o mírné odchylce mapovaných výskytů do sousedních biotopů jsme vrstvu biotopů generalizovali, tzn., převedli z vrstvy vektorové na vrstvu rastrovou o různých velikostech gridu (protnuli jsme vektorovou vrstvu čtvercovou sítí o různých velikostech hrany čtverců). Následně bylo provedeno porovnání správnosti protnutí zaznamenaných výskytů *Robinia pseudoacacia*, *Solidago* spp., *Fallopia* spp. (*Heracleum mantegazzianum* byl z této analýzy vyloučen z důvodu malého počtu zaznamenaných výskytů) v biotopech vrstvy mapování biotopů a konfrontováno s biotopy zaznamenanými v terénu. Srovnání bylo provedeno pro 3 různé škály velikosti gridu na základě podrobnosti biotopů. Velikosti gridů jsme zvolili podle generalizace biotopů na škály podrobnosti v měřítku 20 × 20 m (odpovídá podjednotce biotopu např. L2.2A), 30 × 30 m (odpovídá jednotce biotopu např. L2) a 50 × 50 m (odpovídá formační skupině biotopu např. L). Z výsledků srovnání různých rozměrů gridů (článek Pěknicová et al, 2015), vstupujících následně do modelů šíření, bylo vyhodnoceno, že **s rostoucí generalizací biotopů (tzn. rostoucí velikostí gridu) rostla shoda s biotopy zaznamenanými v terénu**; pro účely tvorby modelu šíření s co nejpřesnějším lokálním měřítkem se však již měřítka rastru 50 × 50 m jeví jako velmi generalizované, přesto ale použitelné.

**Ze získaných výsledků jsme vyhodnotili, že optimální škála rastrové sítě by měla mít rozměry 30 × 30 m vzhledem k podrobnosti zmapovaných biotopů a odchylce zaznamenané polohy GPS přístroje.**

### **3.2. Porovnání modelů šíření druhů**

Jedním z cílů našeho výzkumu bylo vytvoření predikčního modelu pro chráněná území v lokálním měřítku, který by pomohl při plánování managementu pracovníkům ochrany přírody. Díky tomuto nástroji by mohli vytipovat lokality, kam se invazní druhy budou rozšiřovat, a zaměřit se na ně při plánování managementových zásahů. Ze skupiny modelů založených na regresních přístupech jsou nejpoužívanější zobecněné lineární modely (GLM) a zobecněné aditivní modely (GAM). Mají silný statistický základ a schopnosti realisticky modelovat *ekologické vztahy* (Austin, 2002). Pro vytváření modelů potenciálního rozšíření druhů jsou ve spojení s GIS využívány již dlouhou dobu (Moisen et al., 2006). Z velkého množství dostupných modelovacích technik, jsme po zvážení dosavadních postupů vyhodnotili jako nejvhodnější použití balíčku „biomod2“, jež je součástí statistického programu R a obsahuje řadu modelovacích algoritmů např. GBM, GAM, MARS (Thuiller et al., 2003).

Dle Manel et al. (1999) by při statistickém hodnocení v průběhu konstrukce modelu měla být použita více než jedna statistická metoda na stejná data. Nejčastěji jsou modely hodnoceny standardním způsobem pomocí hodnot AUC (Area under the curve, také ROC). Výstupem modelu je pravděpodobnost v rozmezí 0 – 1 (0 až 100 %), s jakou se v každém bodě může na základě vstupních dat daný druh vyskytovat (Elith et al. 2006; Brych 2009).

Jednou z možností hodnocení přesnosti modelů je pomocí váženého kappa koeficientu K. Ten se používá například pro porovnání velkého množství dat simulovaných typů habitatů s různými párovými odlišnostmi. Jestliže získáme hodnotu kolem 0,5, pak je predikční schopnost dobrá a vynikající v rozmezí 0,85-0,99. Záleží však především na subjektivním posouzení (Guisan et Zimmermann, 2000; Oreskes et al., 1994).

K hodnocení je možno také použít korelaci mezi pozorovanými presenčními/absenčními daty a jejich predikcí šíření. Může být vypočítána Pearsonovým korelačním koeficientem a použita pro zobecněné lineární modely. Bere v úvahu, do jaké míry se liší predikce od pozorování a informuje o diskriminaci modelu (Zheng and Agresti, 2000; Murphy et Winkler, 1992). Pilotní výsledky predikčních modelů šíření invazních druhů rostlin z mapování CHKO Kokořínsko (pro každý druh

byla vytvořena sada modelů) byly vyhodnoceny na základě evaluačních technik, které jsou součástí zmiňovaného balíčku „biomod2“ (viz dále).

Modely šíření druhů byly nejdříve zkonstruovány pro vybrané invazní druhy rostlin z pilotního mapování (GAM, GBM, CTA, GLM, ANN, SRE; článek Pěkníková et al., 2015) a hodnoceny evaluačními technikami TSS, ROC, KAPPA a POD. Pro *Fallopia* spp. a *Solidago* spp. byly optimálním typem modelů GAM, GBM a CTA. Pro *Heracleum mantegazzianum* dosahoval dobrých výsledků GLM a ANN modely. Vzhledem k několika málo výskytům *Heracleum mantegazzianum* na mapovaných lokalitách je však výsledky nutné brát jako málo průkazné. Model MAXENT dosahoval velmi dobrých výsledků pro *Fallopia* spp. a *Solidago* spp., pro *Heracleum mantegazzianum* byly výsledky opět neprůkazné. Další modely podhodnocovaly (ANN) nebo naopak nadhodnocovaly budoucí šíření (SRE). Výsledky korespondují s výsledky modelování publikací Leathwick et al. (2006) a Moisen et al. (2006), kteří shrnují, že GBM dosahují signifikantně lepších výsledků než jiné modely. V publikaci Brych (2009) bylo porovnáno 8 vybraných algoritmů pro modelování potenciálního rozšíření druhů na 34 invazních rostlinách v České republice. Nejpřesnějších výsledků dle standardního kritéria AUC dosahuje algoritmus GBM, což souhlasí s výsledky studie Elith et al., (2006). Mírně horších, ale rovněž stabilních a dobrých výsledků dosahují GLM a GAM, přičemž mezi nimi v kvalitě modelů není podstatný rozdíl. Přesto jsou GAM vhodnější k modelování více než GLM, z důvodu jejich větší flexibility (Elith et al. 2006). Slibné algoritmy ANN, MARS dosahují středně kvalitních výsledků, v případě MARS je to způsobeno především selháním některých z modelů.

**Zjistili jsme, že při pilotní konstrukci modelů primárně záleží na počtu výskytů a rozloze areálu. Pro malý počet výskytů je lepší dané lokality přímo sledovat a zaměřit se na jejich okolí, než vytvářet složité predikční modely s nejistým výsledkem a velkým podílem vlivu náhodných faktorů.**

Po pilotním výzkumu vhodnosti vrstvy mapování biotopů, tj. testování velikosti gridů pro rastrovou síť a určení preferovaných biotopů, jsme přistoupili k rozsáhlejšímu testování predikčních modelů GLM, GAM, GBM, CTA, MARS, ANN a také k testování environmentálních proměnných, simulujících podmínky pro šíření druhů (Pěkníková et Berchová, 2016). Modely šíření druhů byly vytvořeny pro *Fallopia* spp., *Solidago* spp. a *Heracleum mantegazzianum*, které byly zmapované

v CHKO Kokořínsko. Vrstvy výskytů invazních druhů rostlin byly protnuty čtvercovou sítí o velikosti gridu  $50 \times 50$  m. Velikost gridu byla zvolena pro generalizovanou síť biotopů na úrovni formační skupiny (např. L) z důvodů testování nové konsolidované vrstvy ekosystémů (KVES) a dalších vrstev, které nedosahovaly takové podrobnosti jako vrstva biotopů. Testovanými environmentálními proměnnými byly vzdálenosti od vodního toku a cestní sítě, vliv nadmořské výšky, půdní typ, typ biotopu, průměrné srážky, sklonitost terénu a typy ekosystémů (podrobnější charakteristiky prediktorů viz článek Pěkníková et Berchová, (2016). Vstupní vrstvy prediktorů a výskytů invazních druhů byly následně testovány a pro každý druh byl vyhodnocen vhodný model šíření druhů a zároveň vhodná environmentální proměnná.

Pro srovnání modelovacích technik šíření druhů byly použity 3 evaluační techniky: TSS, ROC a KAPPA. Z testovaných modelů šíření druhů byly nejlépe hodnoceny modely GBM, GAM and MARS pro *Solidago* spp. Porosty *Solidago* spp. byly v mapovaném území zastoupeny nejčastěji. Modely GAM, GBM a ANN byly vyhodnoceny jako vhodné pro *Fallopia* spp. Těch se v mapovaném území vyskytovalo o méně než *Solidago* spp.. Pro porosty *Heracleum mantegazzianum* díky malému množství lokalit výskytů některé modely selhaly (MARS) a modely, které vyšly dle statistického hodnocení jako nejlepší (GAM, ANN), dosahovaly naopak vysokých hodnot (článek Pěkníková et Berchová, 2016).

**Souhrnně se výsledky studií shodovaly v hodnocení přesnosti modelů, kdy GBM a GAM byly hodnoceny jako nejvhodnější k použití v modelování šíření druhů. To odpovídá závěrům i dalších publikací např. Brych (2009), Elith et al (2006), Moisen et al. (2006), Leathwick et al. (2006). Zároveň lze také shrnout, že modelovací algoritmy jsou vhodné pro různé počty výskytů a počet lokalit je důležitý pro úspěšné modelování šíření, kdy se dá obecně říci, že výsledky jsou průkazné pro 100 výskytů na  $100 \text{ km}^2$  (modely MARS), GAM pro více než 50 výskytů na  $100 \text{ km}^2$ . V případě méně než 10 lokalit na  $100 \text{ km}^2$  je síla modelů velmi malá.**

### **3.3. Testování environmentálních proměnných**

Pro rozdílné typy modelovacích algoritmů (GLM, GBM, GAM, CTA, ANN, MARS) byly testovány vhodné environmentální proměnné (článek Pěkníková et Berchová, 2016). Z hodnocených **environmentálních proměnných v CHKO Kokořínsko** byly určeny jako prediktory s nejvyšší hodnotou srovnávacího kritéria typy biotopů a typy půdy pro *Solidago* spp. Nadmořská výška, vzdálenosti od vodní a cestní sítě dosahovaly také velmi dobrých výsledků. Faktor land cover se řadil



svými nízkými hodnotami k podprůměrným výsledkům. Srážkové poměry a sklonitost dosahovaly velmi nízkých hodnot.

Pro *Fallopia* spp. vyšly jako stěžejní prediktory nadmořská výška (což mohlo být způsobeno výběrem území a vlivem geomorfologie terénu, viz Vardarman et al. (submit.)) a vzdálenost od silnice. Typy biotopů, vzdálenost od vodních cest a typy půd dosahovaly také vyšších hodnot srovnávacích kritérií. Naproti tomu sklonitost, srážkové poměry a faktor typů ekosystémů dosahovaly nízkých hodnot.

Pro porosty *Heracleum mantegazzianum* byla vyhodnocena nadmořská výška a typy ekosystémů jako kritéria s nejvyšší hodnotou. Další environmentální proměnné, zejména vzdálenosti od vodní a cestní sítě, dosahovaly také vyšších hodnot evaluačních technik. Celkově výsledky pro *Heracleum mantegazzianum* dosahovaly překvapivě vysokých hodnot, což ale vzhledem k malému počtu výskytů může být způsobeno nesprávnou evaluací modelů. V publikaci Harell (1996), upozorňují, že by počet prezenčních dat neměl překračovat počet prediktorů, což v případě *Heracleum mantegazzianum* v našem výzkumu nebylo splněno (malý počet výskytů a značné množství prediktorů).

Environmentální faktory šíření byly hodnoceny kanonickou korespondenční analýzou také v publikaci Vardarman et al. (submit.) a to souhrně pro několik lokalit chráněných území (23 EVL). Pro *Impatiens glandulifera* jsou stěžejními faktory šíření blízkost vodní sítě a geomorfologie.. Vzdálenost od vodní sítě je také stěžejní pro oba druhy *Solidago* spp. a *Fallopia bohemica*. Nadmořská výška a vzdálenost od sídel byla vyhodnocena stěžejní pro *Heracleum mantegazzianum*.

**Lze shrnout, že typy biotopů a nadmořská výška byly vyhodnoceny jako faktory stěžejní pro šíření druhů.** To se shoduje s publikacemi Chytrý et al. (2004) a Křivánek (2006), kteří upozorňují, že s nadmořskou výškou klesá množství invazních druhů. **Dále dobrých výsledků dosahovaly faktory vzdálenosti od vodních či cestních sítí a v některých případech také typy půdy.** Vrstva land-cover je jako užitečný prediktor uváděna např. v publikaci Meentemeyer et al. (2008). Vrstva ekosystémů KVES však překvapivě nedosahovala statisticky významných hodnot, přestože byla vytvořena na základě vrstvy biotopů a vrstvy ZABAGED. V dalším testování by bylo vhodnější použití míry disturbance land use, než jen pouhé kategorie land-cover. To se shoduje s publikací Hobbs (2000), kde uvádí, že predikční modely šíření invazních druhů regionálního měřítka by se v budoucnu měly zaměřovat na faktor land-use, který je spojován se změnou typu habitatu, režimu disturbancí a rychlou změnou druhového složení.

Další proměnné, úhrn srážek a sklonitosti terénu byly vyhodnoceny jako faktory šíření s nejmenší predikční silou.

### **3.4. Vyhodnocení zonace chráněných území pro šíření invazních druhů**

Zkušebně jsme pro všechny mapované invazní druhy (*Solidago* spp., *Fallopia* spp., *Heracleum mantegazzianum*) na území CHKO Kokořínsko použili modelovací techniku GBM a vytvořili predikční modely šíření pro 14 maloplošných chráněných území (MCHÚ) uvnitř mapovaného území CHKO Kokořínsko (Pěkníková et Berchová, 2016). Zjistili jsme, že *Solidago* spp. se vyskytují ve 3 MCHÚ a *Fallopia* spp. a *Heracleum mantegazzianum* v jednom MCHÚ. Všechny invazní druhy se vyskytovaly v největším MCHÚ Kokořínský důl. Z výsledků modelování vyšlo potenciálně ohrožených 12 MCHÚ invazí *Solidago* spp., 8 MCHÚ potenciálně ohrožených šířením *Fallopia* spp. a 7 MCHÚ ohrožených porosty *Heracleum mantegazzianum*. Většina mapovaných druhů se vyskytovala při okrajích chráněných území, zejména v okolí lidských sídel a podél cest, odkud se mohou dál šířit do ochrannářsky cenných lokalit. Výskyty invazních druhů při okrajích chráněných území se shodovaly s publikovanými výsledky výzkumu Hostetler et Knowles (2009), kteří shrnují, že v jádrových oblastech chráněných území se nevyskytuje takové množství invazních druhů jako na jeho okrajích. Je to způsobeno především lidskými zásahy (disturbancemi např. kácení dřevin, chůze mimo vyznačené cesty) a také zvýšenou kompetencí s dalšími druhy. Zmíněné disturbance způsobené člověkem, značně přispívají k následnému šíření invazních druhů (např. *Solidago* spp., více v Laurance, 2013; Leroux et Kerr, 2013). Proto by bylo vhodné ochrannářsky cenná území a jejich okolí rozdělit do systému ochranných zón pro lepší kontrolu zavlékání invazních druhů, s tím související aplikací vhodného managementu a také zvýšit povědomí veřejnosti např. vhodným značením (více také ve Foxcroft et al., 2013; McKinney 2002).

Na to jsme navázali v následném výzkumu, kdy jsme testovali rozdíl zasažení území invazními druhy rostlin, tzn. stupně invaze v chráněných územích a jejich bezprostředním okolí (článek Vardarman et al., submit.). Lokality chráněných území (23 EVL) včetně jejich kilometrových obalových zón byly rozděleny do 5 zón odstupňovaných z hlediska stupně ochrany přírody a míry ovlivnění lidskou činností a to na základě vrstvy mapování biotopů a konsolidované vrstvy ekosystémů (zóna A - jádrové území; zóna B – širší jádrová zóna, biotopy v chráněných územích; zóna C – polopřirozené lokality; zóna D – člověkem ovlivněná stanoviště, zemědělsky a lesnický obhospodařované plochy, zóna E – člověkem ovlivněná stanoviště, silně degradovaná).

Z výsledků jsme vyhodnotili, že zmapované výskyty invazních druhů rostlin se nacházely převážně v obalových zónách EVL (58 %), než uvnitř chráněných oblastí (42%). To se shoduje s výsledky publikace Pyšek et al. (2002), kde byly nalezeny neofyty převážně v okolí chráněných území (85 %) než uvnitř MCHÚ (25 %). Dle Foxcroft et al. (2013) jsou výskyty invazních druhů v chráněných územích pozitivně korelovány s lidskými činnostmi jako je kácení dřevin či záměrné zavlékání druhů ze soukromých zahrádek apod. Zároveň výskyty takovýchto druhů korelují s počtem návštěvníků, kteří se stávají významným faktorem pro jejich šíření (např. chůzí po neznačených cestách a distribucí invazních druhů).

Z vybraných invazních druhů rostlin se v mapovaném území nejvíce vyskytovaly porosty *Solidago* spp. (61,3 % z celkové invadované plochy), dále pak *Impatiens glandulifera* (19,4 % z celkové invadované plochy) a porosty *Heracleum mantegazzianum* (zastoupení 18,3 % z celkové invadované plochy). Nejmenší plochu z invadovaných lokalit zabíraly porosty *Fallopia* spp. (kolem 1 % z celkové invadované plochy). Nejvíce invazních druhů rostlin se vyskytovalo v zóně C, tedy v polopřirozených lokalitách. Obdobně invadovaná byla zóna D.

*Heracleum mantegazzianum* se nejvíce vyskytoval v zónách ovlivněných člověkem (zejména v zóně C, D a E). *Impatiens glandulifera* se vyskytovala téměř ve všech zónách (zóna A a B), ale nejvíce v lokalitách ovlivněných člověkem (zóny D a E). *Solidago* spp. byl zaznamenán nejčastěji v okrajových zónách C a D, zatímco *Fallopia* spp. byly nalezeny v zóně A a D.

**Souhrnně lze konstatovat, že porosty *Impatiens glandulifera*, *Fallopia sachalinensis* a *Fallopia japonica* invaduje více vnitřní části chráněných území, zatímco *Heracleum mantegazzianum*, *Solidago* spp. se více vyskytují v okolí chráněných území.**

**Zjistili jsme, že použití zonace chráněných území může poskytnout efektivní ochranu, ale pouze za předpokladu aplikace náležitých opatření a stratifikovaného přístupu k eradikaci invazních druhů rostlin.**

### 3.5 Plánované výzkumné záměry

Z provedených analýz byla vrstva mapování biotopů vyhodnocena jako relativně přesná a vhodná environmentální proměnná k modelování šíření druhů v chráněných územích. Při hodnocení použitelnosti vrstvy mapování biotopů jsme se museli vyrovnat s některými praktickými nedostatky. Jednak mapování může ovlivnit výše zmíněná odchylka GPS přístroje a zanést tak požadovaný výskyt invazních druhů rostlin do jiného biotopu v digitální mapě. Tím jak jsou kategorie biotopů velmi podrobné a často území zabírá jen nepatrnou plochu, může dojít k nepřesným záznamům výskytu. Chybně přiřazený biotop k výskytu značně ovlivní testování preferovaných typů biotopů, ale také převod vektorové sítě na rastrovou před samotným modelováním. Tomu se dá předejít zaznamenáváním zároveň do papírových mapových podkladů, následnou pečlivou kontrolou a úpravou nalezených dat v programu GIS.

Dalším problémem u vrstvy mapování biotopů se jeví časté zastoupení biotopu typu mozaika. Tento biotop se skládá z nahlučených bodových segmentů nebo malých polygonů různých biotopů (většinou se jedná o 2-3 segmenty). To způsobuje problémy při vyhodnocování výskytů, kdy je obtížné rozklíčovat, který biotop převažuje. Rovněž zpracovatelé mapování biotopů navrhnou značné omezení zastoupení biotopu mozaika mimo jiné i kvůli vizualizaci aj. Při následných analýzách může tento biotop některé výsledky zkreslovat a pro kontrolu je užitečné vytvářet paralelní analýzy s vyloučením tohoto biotopu.

Posledním omezením ve využití vrstvy biotopů je to, že pokrývá ochranná cenná území, ale není celistvá pro celé území České republiky. Lokality, které jsou významně ovlivněny lidskou činností (např. pole) jsou shrnuty do jednotné kategorie nemapovaných segmentů a pro další využití vrstvy biotopů je nutné tyto vrstvy propojit s dalšími kategoriemi odpovídajících typů land-use/land cover. Proto jsme přistoupili k testování konsolidované vrstvy ekosystémů, která odráží geomorfologické a další podmínky krajiny, typy biotopů a je celistvá pro území České republiky. Z dosažených výsledků modelování však nebyla zatím vyhodnocena jako signifikantní prediktor pro šíření invazních druhů v chráněných územích. **Přesto její vhodnost chceme nadále testovat a použít jí ve spojení s modelováním vlivu proběhlého managementu na šíření invazních druhů rostlin.**

V chráněných územích jsou některé druhy invazních rostlin opakovaně likvidovány (zejména *Heracleum mantegazzianum* a *Fallopia* spp.) a vliv proběhlých zásahů je zásadní pro další šíření. V případě zanesení této proměnné do modelů by se jednalo o významné přiblížení modelování k reálnému šíření. Managementové zásahy by zásadním způsobem zpřesnily výsledky predikovaného šíření

Z testovaných faktorů šíření byly vyhodnoceny jako stěžejní pro šíření druhů zejména vodní toky a cesty, dále typy biotopů, nadmořská výška a v některých případech i typy půd. Ostatní testované faktory, které nedosahovaly statisticky významných hodnot (např. klimatické poměry, průměrné srážky), budou z dalších hodnocení vyjmuty. **Naproti tomu bychom rádi zařadily do testování vlivu na šíření i některé další proměnné, zejména odrážející ekologické vztahy.** Podle odborné literatury by měly být do modelování zahrnuty vzájemné biotické vztahy, tzn. kompetiční interakce a v úvahu je nutné také vzít vliv sousedních vztahů tzv. autokorelace (Fischer, 1994; Greene, 1993; Zimmermann, 2010). Dalšími faktory, významně přispívajícím k predikčním vlastnostem modelu, jsou vliv historie lokality a vývoj genetické adaptace (Pearson et Dawson, 2003). Vlivem geologických, klimatických událostí nebo fyzikálních bariér, jako jsou hory, se tak vysvětlí absence druhů v potenciálně vhodném habitatu (Brown et al., 1996). Zde je klíčové pro jak velké území by modelování probíhalo a vyvarovat se použití pro větší území než lokálního měřítka.

**Další důležitou proměnnou, která ovlivňuje úspěšnost v šíření invazních druhů, a chtěli bychom jí testovat, je změna režimu disturbancí.** Ta je jednou z hlavních příčin náchylnosti společenstev k invazím. Disturbance naruší konkurenční vztahy mezi domácími druhy a dojde k destabilizaci společenstva (Prach et Pyšek, 1997). Takováto narušovaná stanoviště a stanoviště, na kterých kolísá množství dostupných zdrojů (zejména živin, ale i vody nebo světla), a na ně vázané vegetační typy jsou nejvíce invadovány. **Použití takovýchto proměnných však již vyžaduje propojení zručnosti v modelování a pochopení složitých ekologických vztahů.**

Další slibnou proměnnou jsou silnice a cestní síť. Z hlediska krajinných složek jsou nejvíce zasaženy silnice, cesty a železnice, které představují ideální transportní dráhy pro šíření. Podél železnice, která podobně jako vozovky představuje vhodný koridor k šíření (ať již na kolech vozidel, jako příměs nákladu, nebo na krátké vzdálenosti pouhým vířením vzduchu), se také vyskytují. Vodní tok je dalším ideálním samohybným médiem, které umožňuje šíření druhu ve směru pohybu vody (Křivánek et al., 2004). **Prozatím jsme testovali vzdálenost od cestní a vodní sítě, ale zařazením např. šíření po směru toku a podél pobřežní vegetace, by se mohlo modelování přiblížit skutečnému šíření v reálných podmínkách.**

**Na základě několikaletého opakovaného námi mapovaných vybraných lokalit by bylo vhodné zkonstruovat modely, do kterých vstupuje proměnná time-series.** Tím by se sledovalo šíření v několika časových obdobích a zároveň monitorovalo šíření nebo naopak zpomalení. O rychlosti šíření invazních rostlin v krajině neexistuje mnoho publikovaných studií. Poznatky o této problematice jsou však potřebné pro rekonstrukci a predikci invazí. V publikaci Kollmann et al. (2009) zkoumali invazní chování nepůvodního keře *Rosa rugosa* v pobřežních dunách



severozápadního pobřeží Dánska. Ke zjištění rychlosti šíření v minulosti a v současné době použili letecké snímky a GPS souřadnice výskytu invazní rostliny z terénu (také Müllerová, et al. 2005). Rozrůstající plochy výskytu byly použity ke kalkulaci rychlosti šíření, která byla vypočítána jako 0,42 m za rok.

Testované modely pro šíření invazních druhů rostlin v CHKO Kokořínsko jsme dále chtěli ověřit v dalších geomorfologicky rozdílných oblastech České republiky. Vytvořili jsme modely lokálního měřítka šíření vybraných invazních druhů rostlin pro další lokality chráněných území (zejména EVL), a to na základě propojení vrstvy dat výskytů invazních druhů rostlin v kombinaci s dalšími environmentálními proměnnými. Byly zkonstruovány modely šíření pro invazní druhy rostlin ve vybraných EVL a jejich kilometrových obalových zónách (více v Petrus et al., in prep.<sup>8</sup>). Modely byly zkonstruovány na základě environmentálních proměnných (typů biotopů, land cover, nadmořské výšky, sklonitosti terénu, expozice terénu, vzdálenosti od vodní a cestní sítě) pro *Fallopia* spp., *Solidago* spp., *Heracleum mantegazzianum* a *Impatiens glandulifera*, jejichž výskyty byly zmapované v roce 2015. Testovali jsme, jednak jaké typy modelů jsou pro různá EVL vhodné a zda se vhodnost použití modelů liší na základě geomorfologie a land-use/land-cover místních podmínek chráněných území. Součástí hodnocení bylo statistické porovnání evaluačních kritérií jednotlivých modelů. Na základě statistického porovnání (ANOVA) byla hodnocena evaluační kritéria Relative Operating Characteristic (ROC, obdoba AUC), True Skill Statistic (TSS), Cohen's kappa statistic (KAPPA), Success Ratio (SR), Probability of Detection (POD), která dosahovala hodnot od 0 do 1, přičemž hodnoty blízké 0 indikovaly slabou predikční sílu modelovacích technik

Z předběžných výsledků vyplývá, že z hlediska land use/land-cover je k hodnocení vhodnosti modelu na danou lokalitu vhodným evaluačním kritériem ROC. Pro vyhodnocení přesnosti modelu pro konkrétní území je vhodné použít evaluační kritérium SR. Data jsou v současné době analyzována a dopočítávána. Zhodnocené výsledky by měly být známy během měsíce září tohoto roku. Výsledky by měly potvrdit nebo vyvrátit naši hypotézu o rozdílném použití modelů pro rozdílné lokality České republiky tzn., zda je možné použít jakousi univerzální verzi modelů pro všechny oblasti. Z předběžných výsledků vyplývá, že generalizace výskytu jednotlivých druhů není možná, jelikož jednotlivé studované EVL jsou od sebe navzájem velmi odlišné jak v přítomnosti jednotlivých

---

<sup>8</sup> Rozpracovaný článek bude odeslán do redakce Environmental Modelling – Petrus, D., Pěkníková, J., Vardarman, J., Berchová, K. (in prep.): Modelling of invasive plants distribution in Sites of Community Importance.

druhů, tak v jejich abundanci. Přítomnost jednotlivých invazních druhů se liší dle geomorfologie EVL a v ČR dle geografické oblasti.

#### 4. SEZNAM ODBORNÉ LITERATURY

1. AOPK – Agentura ochrany přírody a krajiny (2017): Dostupné z: <http://www.ochranaprirody.cz/>
2. Austin, M. P. (1980): Searching for a model for use in vegetation analysis. *Vegetatio* 42, 11–21.
3. Austin, M. P. (1987): Models for the analysis of species' response to environmental gradients. *Vegetatio* 69, 35-45.
4. Austin, M. P., Smith, T. M. (1989): A new model for the continuum concept. *Vegetatio* 83, 35–47.
5. Austin, M. P., Nicholls, A. O., Margules C. R. (1990): Measurement of the realized qualitative niche: environmental niches of five Eucalyptus species. *Ecological Monographs* 60, 161-177.
6. Austin, M. P. (2002): Spatial prediction of species distribution: an interface between ecological theory and statistical modelling. *Ecological Modelling* 157, 101-118.
7. 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.
8. Beans, C. M., Kilkenny, F. F., Galloway L. F. (2012): Climate suitability and human influences combined explain the range expansion of an invasive horticultural plant. *Biological Conservations* 14, 2067-2078.
9. Biedrzycka A, Solarz W, Okarma H. (2012): Hybridization between native and introduced species of deer in Eastern Europe. *Journal of Mammalogy* 93, 1331-1341.
10. Bímová, K., Mandák, B., Pyšek, P. (2001): Experimental control of *Reynoutria* congeners: a comparative study of a hybrid and its parents. In: Brundu, G., Brock, J., Camarda, I., Child, L., Wade, M. (eds.): *Plant invasions: species ecology and ecosystem management*. Backhuys Publishers, Leiden.

11. Bímová, K., Mandák, B., Pyšek, P. (2003): Experimental study of vegetative regeneration in four invasive *Reynoutria* taxa. *Plant Ecology* 166, 1–11.
12. Bímová, K., Mandák, B., Kašparová, I. (2004): How does *Reynoutria* invasion fit the various theories of invasibility? *Journal of Vegetation Science* 15, 495–504.
13. Bradley B. A., Blumenthal D. M., Wilcove D. S., Ziska L. H. (2010): Predicting plant invasions in an era of global change. *Trends in Ecology and Evolution* 25, 310–318.
14. Braun, M., Schindler, S., Essl, F. (2016): Distribution and management of invasive alien plant species in protected areas in Central Europe. *Journal for Nature Conservation* 33, 48-57.
15. Broennimann, O., Guisan, A. (2008): Predicting current and future biological invasions: both native and invaded ranges matter. *Biology Letters* 4, 585–589.
16. Brotons, L., Thuiller, W., Araújo, M. B., Hirzel, A. H. (2004): Presence-absence versus presence-only modelling methods for predicting bird habitat suitability. *Ecography* 27, 437-448.
17. Brown, J. H., Stevens, G. C., Kaufman, D. M. (1996): The geographic range: size, shape, boundaries, and internal structure. *Annual Review of Ecological Systems* 27, 597–623.
18. Brych P. (2009): Modelování potenciálního šíření invazních druhů rostlin v ČR: porovnání metod a jejich implementací, dostupnost dat a vliv ekologie druhu na přesnost predikce (diplomová práce). Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích.
19. Carranza, M. L., Ricotta, C., Carboni, M., Acosta A. T. R. (2011): Habitat selection by invasive alien plants: a bootstrap approach. *Preslia* 83, 529–536.
20. Conolly, A. P. (1977): The distribution and history on the British Isles of some alien species of *Polygonum* and *Reynoutria*. *Watsonia* 11, 291–311.
21. Crall, A. W., Jarnevich, C. S., Panke, B., Young, N., Renz, M., Morissette, J. (2013): Using habitat suitability models to target invasive plant species surveys. *Ecological Applications* 23, 60-72.

22. Daehler, C. C., Denslow, J. S., Ansari, S., Kuo, H.-C. (2004): A Risk-Assessment System for Screening Out Invasive Pest Plants from Hawaii and Other Pacific Islands. *Conservation Biology* 18, 360–368.
23. DAISIE - Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe (2017): Dostupné z: <http://www.europe-aliens.org/>
24. Danihelka J., Chrtek J. Jr., Kaplan Z. (2012): Checklist of the vascular plants of the Czech Republic. *Preslia* 84, 647–811.
25. Davis, M. A. (2003): Biotic Globalization: Does Competition from Introduced Species Threaten Biodiversity? *BioScience* 53, 481-489.
26. DG Environment - European Commission (2014): LIFE and Invasive Alien Species. Publications Office of the European Union, Luxembourg.
27. Drakou, E. G., Kallimanis, A.S., Mazaris, A.D. et al. Biodivers Conserv (2011): Habitat type richness associations with environmental variables: a case study in the Greek Natura 2000 aquatic ecosystems. *Biodiversity and Conservation* 20, 929-943.
28. Dullinger, S., Kleinbauer, I., Peterseil, J., Smolik, M., Essl, F. (2009): Niche based distribution modelling of an invasive alien plant: effects of population status, propagule pressure and invasion history. *Biological Invasions* 11, 2401-2414.
29. EEA- European Environmental Agency (2010): Dostupné z: <http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/invasive-alien-species-in-europe/invasive-alien-species-in-europe>
30. EEA - European Environmental Agency- Technical Report (2012a): The impacts of invasive alien species in Europe. Luxembourg: Publications Office of the European Union, Luxembourg.
31. EEA – European Environmental Agency (2012b): Protected areas in Europe: an overview. EEA Report 5/2012, Copenhagen.



32. Elith, J., Graham, CH., Anderson, R. P., Dudík, M., Ferrier, S., Guisan, A., Hijmans, R. J., Huettmann, F., Leathwick, J. R., Lehmann, A., Li, J., Lohmann, L. G., Loiselle, B. A., Manion, G., Moritz, C., Nakamura, M., Nakazawa, Y., Overton, J., McC Peterson, A. T., Phillips, S. J., Richardson, K., Scachetti-Pereira, R., Schapire, R. E., Soberón, J., Williams, S., Wisz, M. S., Zimmermann, N. E. (2006): Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography* 29, 129-151.
33. Elith, J., Leathwick, J. R. (2009): Species distribution models: ecological explanation and prediction across space and time. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 40, 677–697.
34. Fischer, H. S. (1990): Simulating the distribution of plant communities in an alpine landscape. *Coenoses* 5, 37–43.
35. Fischer, G. (1994): Domain-Oriented Design Environments. *Automated Software Engineering* 1, 177-203.
36. Follak, S., Dullinger, S., Kleinbauer, I., Moser, D., Essl, F. (2013): Invasion dynamics of three allergenic invasive Asteraceae (*Ambrosia trifida*, *Artemisia annua*, *Iva xanthiifolia*) in central and eastern Europe. *Preslia* 85, 41–61.
37. Foxcroft, L. C., Rouget, M., Richardson, D. M., Mac Fadyen, S. Foxcroft, L. C. (2004): Reconstructing 50 years of *Opuntia stricta* invasion in the Kruger National Park, South Africa: environmental determinants and propagule pressure. *Diversity and Distribution* 10, 427–437.
38. Foxcroft, L. C., Pyšek, P., Richardson, D. M., Genovesi, P. (2013): *Plant Invasions in Protected Areas*. Springer, Dodrecht.
39. Friedman, J. (1991): Multivariate adaptive regression splines. *Annals of Statistics* 19, 1-141.
40. Fuentes, N., Ugarte, E., Kühn, I., Klotzet, S. (2008): Alien plants in Chile: inferring invasion periods from herbarium records. *Biological Invasions* 10, 649–657.

41. Goedickemeier, I., Wildi, O., Kienast, F. (1997): Sampling for vegetation survey: some properties of a GIS-based stratification compared to other statistical sampling methods. *Coenoses* 12, 43–50.
42. Gong, S., Wang F, Shi H, Zhou P, Ge Y, Hua L, Liu W. (2014): Highly pathogenic *Salmonella* Pomona was first isolated from the exotic red-eared slider (*Trachemys scripta elegans*) in the wild in China: Implications for public health. *Science of Total Environment* 468-469, 28-30.
43. Graham, C. H., Ron, S. R., Santos, J. C., Schneider, C. J. and Moritz, C. (2004): Integrating phylogenetics and environmental niche models to explore speciation mechanisms in dendrobatid frogs. *Evolution* 58, 1781 - 1793.
44. Greene, W. H. (1993): *Econometric Analysis*, second ed. Macmillan, New York.
45. Guisan, A., Weiss, S. B., Weiss, A. D. (1999): GLM versus CCA spatial modeling of plant species distribution. *Plant Ecology* 143, 107–122.
46. Guisan, A., Zimmermann, E. N. (2000): Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling* 135, 147-186.
47. Guisan, A., Edwards, T. C. Jr., Hastie, T. (2002): Generalized linear and generalized additive models in studies of species distributions: setting the scene. *Ecological Modelling* 157, 89-100.
48. Guisan, A., Thuiller, W. (2005): Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters* 8, 993–1009.
49. Harell, F. E., Lee, K. L., Mark, D. B. (1996): Multivariable prognostic models: Issues in developing models, evaluating assumptions and adequacy, and measuring and reducing errors. *Statistic in Medicine* 15, 361–387.
50. Heigi G. (1979): *Illustrierte Flora von Mitteleuropa*. Teil 3. Verlag Paul Parey, Berlin & Hamburg.

51. 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.
52. Hobbs, R. J. (2000): Land-use changes and invasions. *Invasive species in a changing world*. Island Press, Washington, DC.
53. Hostetler, M., & Knowles, H. S. (2009): Conservation subdivision: Design phase, patchsize and shape of conserved open spaces. Dostupné z: <http://edis.ifas.ufl.edu/uw320>
54. Hrázský, Z. (2005): *Acer negundo* L. in the Czech Republic: Invaded habitats and potential distribution modeling (diplomová práce). Jihočeská Universita v Českých Budějovicích.
55. Hulme, P. E., Pyšek, P., Pergl, J., Jarošík, V., Schaffner, U., Vilà, M. (2014), Greater Focus Needed on Alien Plant Impacts in Protected Areas. *Conservation Letters* 7, 459–466.
56. Chittka L., Schürkens S. (2001): Successful invasion of a floral market. *Nature* 411, 653–654.
57. Chytrý, M., Jarošík, V., Pyšek, P., Hájek, O., Knollová I., Tichý L., Danihelka, J. (2008a): Separating habitat invasibility by alien plants from the actual level of invasion. *Ecology* 89, 1541–1553.
58. Chytrý, M., Maskell, L. C., Pino, J., Pyšek, P., Vilà, M., Font, X., Smart, S. M. (2008b): Habitat invasions by alien plants: a quantitative comparison among Mediterranean, subcontinental and oceanic regions of Europe. *Journal of Applied Ecology* 45, 448–458.
59. Chytrý, M., Wild, J., Pyšek, P., Tichý, L., Danihelka, J., Knollová I. (2009): Maps of the level of invasion of the Czech Republic by alien plants. *Preslia* 81, 187–207.
60. 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.
61. Chytrý, M., Wild, J., Pyšek, P., Jarošík, V., Dendoncker, N., Reginster, I., Pino, J., Maskell, L. C., Vilà, M., Pergl, J., Kühn, I., Spangenberg, J. H. and Settele, J. (2012a): Projecting trends in plant invasions in Europe under different scenarios of future land-use change. *Global Ecology and Biogeography* 21, 75–78.

62. Chytrý M. (2012b): Vegetation of the Czech Republic: diversity, ecology, history and dynamics. *Preslia* 84, 427–504.
63. Jiménez-Valverde, A., Peterson, A. T., Soberón, J., Overton, J. M., Aragón, P., Lobo, J. M. (2011): Use of niche models in invasive species risk assessments. *Biological Invasions* 13, 2785-2797.
64. Kéry, M., Gardner, B., Monnerat, C. (2010): Predicting species distributions from checklist data using site-occupancy models. *Journal of Biogeography* 37, 1851–1862.
65. Kettunen, M., Genovesi, P., Gollasch, S., Pagad, S., Starfinger, U. ten Brink, P., Shine, C. (2009): Technical support to EU strategy on invasive species (IAS) - Assessment of the impacts of IAS in Europe and the EU (final module report for the European Commission). Institute for European Environmental Policy (IEEP), Brussels, Belgium.
66. Kollmann, J., Jørgensena, R. H., Roelsgaard, J., Skov-Petersen, H. (2009): Establishment and clonal spread of the alien shrub *Rosa rugosa* in coastal dunes - A method for reconstructing and predicting invasion patterns. *Landscape and Urban Planning* 93, 194-200.
67. Křivánek, M., Sádlo, J., Bímová, K. (2004): Odstraňování invazních druhů rostlin. In: Háková, A., Kludisová, A., Sádlo, J.: *Zásady péče o nelesní biotopy v rámci soustavy Natura 2000*. Ministerstvo životního prostředí, Praha.
68. Křivánek, M. (2006): Biologické invaze a možnosti jejich předpovědi. *Acta Pruhoniana* 84, VÚKOZ, Průhonice.
69. Kušnírová T., (2017): *Soustava Natura 2000. Implementace v národních, evropských a globálních souvislostech*. Ministerstvo životního prostředí (dosud nepublikováno).
70. Laurance, W. F. (2013): Does research help to safeguard protected areas? *Trends in Ecology & Evolution* 28, 261–266.
71. Leathwick, J. R., Elith, J., Francis, M. P., Hastie, T., & Taylor, P. (2006): Variation in demersal fish species richness in the oceans surrounding New Zealand: An analysis using boosted regression trees. *Marine Ecology Progress Series* 321, 267–281.

72. Leroux, S. J., Kerr, J. T. (2013): Land development in and around protected areas at the wilderness frontier. *Conservation Biology* 27, 166–176.
73. Linc, O. (2012): Efektivita likvidace invazních druhů v České republice na příkladu bolševníku velkolepého. Bakalářská práce. Praha, Vysoká škola ekonomická.
74. Lischke, H., Guisan, A., Fischlin A., Bugmann, H. (1998): Vegetation responses to climate change in the Alps-Modeling studies. In: Cebon, P., Dahinden, U., Davies, H., Imboden, D., Jaeger, C. (eds.): *A View from the Alps: Regional Perspectives on Climate Change*. MIT Press, Boston.
75. Lockwood, J. L., Cassey P., Blackburn, T. (2005): The role of propagule pressure in explaining species invasions. *Trends in Ecology and Evolution* 20, 223-228.
76. Long, P. (2011): Species distribution modelling - an increasing powerful tool. *Biodiversity Science* 2, 1-1.
77. Lopéz-Darias, M., Lobo, J. M. (2008): Factors Affecting Invasive Species Abundance: the Barbary Ground Squirrel on Fuerteventura Island, Spain. *Zoological Studies* 47, 268-281.
78. Loo, S. E., Mac Nally, R., Lake, P. S. (2007): Forecasting New Zealand mudsnail invasion range: Model comparisons using native and invaded ranges. *Ecological applications* 17, 181-189.
79. Lososová, Z., Chytrý, M., Tichý, L., Danihelka, J., Fajmon, K., Hájek, O., Kintrová, K., Láníková, D., Otýpková, Z., Řehořek, V. (2012): Biotic homogenization of Central European urban floras depends on residence time of alien species and habitat types. *Biological Conservation* 145, 179-184.
80. Lundholm, J., Larson, D. W. (2004): Dominance As An Overlooked Measure of Invader Success. *Biological Invasions* 6, 505-510.
81. Malíková L., Prach K. (2010): Spread of alien *Impatiens glandulifera* along rivers invaded at different times. *Ecohydrology et Hydrobiology* 10, 81–85.



82. Manel, S., Dias, J. M., Ormerod, S. J. (1999): Comparing discriminant analysis, neural networks and logistic regression for predicting species distributions: a case study with a Himalayan river bird. *Ecological Modelling* 120, 337–347.
83. 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. *Annals of Botany* 92, 265–272.
84. Matějček, T. (2013): Metodický portál – inspirace a zkušenosti učitelů. Dostupné z: <http://clanky.rvp.cz/clanek/c/g/17395/ZAKLADNI-INFORMACE-K-TEMATU-BIODIVERZITA-A-JEJI-OHROZENI.html/>
85. McKinney, M. L. (2002): Influence of settlement time, human population, parkshape and age: Visitation and roads on the number of alien plant species in protected areas in the USA. *Diversity and Distribution* 8, 311–318.
86. Meentemeyer, R. K., Rank, N. E., Anacker, B. L., Rizzo, D. M., & Cushman, J. H. (2008): Influence of land-cover change on the spread of an invasive forest pathogen. *Ecological Applications* 18, 159–171.
87. Mihulka, S., Pyšek, P. (2001): Invasion history of *Oenothera* congeners in Europe: a comparative study of spreading rates in the last 200 years. *Journal of Biogeography* 28, 597–609.
88. Mlíkovský J., Stýblo P., eds., (2006): *Nepůvodní druhy fauny a flóry ČR*. ČSOP, Praha.
89. Moisen, G. G., Freeman, E. A., Blackard, J. A., Frescino, T. S., Zimmermann, N. E., Edwards, T. C. Jr. (2006): Predicting tree species presence and basal area in Utah: a comparison of stochastic gradient boosting, generalized additive models, and tree-based methods. *Ecological Modelling* 199, 176–87.
90. Monaco, T. A. a Sheley, R. L. (2012): *Invasive Plant Ecology and Management: Linking Process to Practice*. CABI invasive species series 2, UK.

91. Moravcová, L., Pyšek, P., Pergl, J., Perglová, I., Jarošík, V. (2006): Seasonal pattern of germination and seed longevity in the invasive species *Heracleum mantegazzianum*. *Preslia* 78, 287–301.
92. Murphy, A. H., Winkler, R. L. (1992): Diagnostic verification of probability forecasts. *International Journal of Forecasting* 7, 435-455.
93. Musil, I., Möllerová, J. (2005): *Listnaté dřeviny*. Česká zemědělská univerzita, Praha.
94. Müllerová, J., Pyšek, P., Jarošík, V., Pergl, J. (2005): Aerial photographs as a tool for assessing the regional dynamics of the invasive plant species *Heracleum mantegazzianum*. *Journal of Applied Ecology* 42, 1042–1053.
95. Nehrbass, N., Winkler, E., Müllerová, J., Pergl, J., Pyšek, P., Perglová, I. (2007): A simulation model of plant invasion: long-distance dispersal determines the pattern of spread. *Biological Invasions* 9, 383–395
96. IUCN - International Union for Conservation of Nature (2017): Dostupné z: <https://www.iucn.org/theme/species/our-work/invasive-species>
97. Jahodová, Š., Trybush, S., Pyšek, P., Wade, M., Karp, A (2007): Invasive species of *Heracleum* in Europe: an insight into genetic relationships and invasion history. *Diversity and Distribution* 13, 99–114.
98. Ochsmann J. (1996): *Heracleum mantegazzianum* Sommier et Levier (*Apiaceae*) in Deutschland: Untersuchungen zur Biologie, Verbreitung, Morphologie und Taxonomie. *Feddes Repertorium* 107, 557–595.
99. Oreskes, N., Shrader-Frechette, K., Belitz, K. (1994): Verification, validation, and confirmation of numerical models in the Earth Sciences. *Science* 263, 641–646.
100. Patoka, J., Buřič, M., Kolář, V., Bláha, M., Petrtyl, M., Franta, P., Tropek, R., Kalous, L., Petrussek, A., Kouba, A. (2016): Predictions of marbled crayfish establishment in conurbations fulfilled: evidences from the Czech Republic. *Biologia* 71, 1380-1385.

101. Pearson, R. G., Dawson, T. P., Berry, P. M., Harrisonet, P. A. (2002): SPECIES: A Spatial Evaluation of Climate Impact on the Envelope of Species. *Ecological Modelling* 154, 289-300.
102. Pearson, R. G., Dawson, T. P. (2003): Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimate envelope models useful? *Global Ecology and Biogeography* 12, 361–371.
103. Pashley, C. H., Bailey, J. P., Ferris, C. (2007): Clonal diversity in British populations of the alien invasive Giant Knotweed, *Fallopia sachalinensis* (F. Schmidt) Ronse Decraene, in the context of European and Japanese plants. *Watsonia* 26, 359–371.
104. Pergl, J., Perglová, I., Pyšek, P., Dietz, H. (2006): Population age structure and reproductive behaviour of the monocarpic perennial *Heracleum mantegazzianum* (Apiaceae) in its native and invaded distribution ranges. *American Journal of Botany* 93, 1018–1028.
105. Pergl, J., Sádlo, J., Petrušek, A., Laštůvka, Z., Musil, J., Perglová, I., Šanda, R., Šefrová, H., Šíma, J., Vohralík, V., Pyšek, P. (2016): Black, Grey and Watch Lists of alien species in the Czech Republic based on environmental impacts and management strategy. *NeoBiota* 28, 1-37.
106. Perglová, I., Pergl, J., Pyšek, P. (2006): Flowering phenology and reproductive effort of the invasive alien plant *Heracleum mantegazzianum*. *Preslia* 78, 265–285.
107. Peterson, A. T., Soberón, J., Pearson, R. G., Anderson, R. P., Martínez-Meyer, E., Nakamura, M., Araújo, M. B. (2011): *Ecological Niches and Geographic Distributions*. Princeton University Press, New Jersey.
108. Philips, S. J., Anderson, R. P., Shapire, R. E. (2006): Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling* 190, 231-259.
109. Pimentel, D., McNair, S., Janecka, J., Wightman, J., Simmonds, C., O' Connel, C., Wong, E., Russel, L., Zern, J., Aquino, T. & Tsomondo, T. (2002): Economic and environmental threats of alien plant, animal, and microbe invasions. In Pimentel, D.[ed.]: *Biological*

invasions: Economic and environmental costs of alien plant, animal and microbe species. CRC Press, Boca Raton, pp. 307–329.

110. Pimentel, D., Zuniga, R., Morrison, D. (2005): Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States. *Ecological Economics* 52, 273-288.
111. Pit, J. P. W., Kriticos, D. J., Dodd, M. B. (2011): Temporal limits to simulating the future spread pattern of invasive species: *Buddleja davidii* in Europe and New Zealand. *Ecological Modelling* 222, 1880-1887.
112. Prach K., Pyšek P., Šmilauer P. (1997): Changes in species traits during succession: a search for pattern. *Oikos* 79, 201–205.
113. Primack, R. B., Kindlmann, P., Jersáková, J. (2001): *Biologické principy ochrany přírody*. Portál s. r. o., Praha.
114. Pyšek P. (1991): *Heracleum mantegazzianum* in the Czech Republic: dynamics of spreading from the historical perspective. *Folia Geobotanica et Phytotaxonomica* 26, 439–454.
115. Pyšek P., Prach K. (1993): Plant invasions and the role of riparian habitats: a comparison of four species alien to central Europe. *Journal of Biogeography* 20, 413–420.
116. Pyšek P., Pyšek A. (1995): Invasion by *Heracleum mantegazzianum* in different habitats in the Czech Republic. *Journal of Vegetation Science* 6, 711–718.
117. Pyšek, P., Prach, K. (1993): Plant invasions and the role of riparian habitats: a comparison of four species alien to central Europe. *Journal of Biogeography* 20, 413–420.
118. Pyšek, P., Jarošík, V., Kučera, T. (2002): Patterns of invasion in temperate nature reserves. *Biological Conservation* 104, 13-24.
119. Pyšek, P. Brock J. H., Bímová, K., Mandák, B., Jarošík, V., Koukolíková, I., Pergl, J., Stepánek, J. (2003): Vegetative regeneration in invasive Reynoutria (Polygonaceae) taxa: the determinant of invasibility at the genotype level. *American Journal of Botany* 90, 1487–1495.

120. Pyšek, P., Jarošík, V., Müllerová, J., Pergl, J., Wild, J. (2008): Comparing the rate of invasion by *Heracleum mantegazzianum* at the continental, regional and local scale. *Diversity and Distribution* 14, 355–363.
121. Pyšek, P., Chytrý, M., Pergl, J., Sádlo, J., Wild, J. (2012a): Plant invasions in the Czech Republic: current state, introduction dynamics, invasive species and invaded habitats. *Preslia* 84, 575-629.
122. Pyšek, P., Danihelka, J., Sádlo, J., Chrtek, J. Jr., Chytrý, M., Jarošík, V., Kaplan, Z., Krahulec, F., Moravcová, L., Pergl, J., Štajerová, K., Tichý L. (2012b): Catalogue of alien plants of the Czech Republic (2nd edition): checklist update, taxonomic diversity and invasion patterns. *Preslia* 84, 155-255.
123. Pyšek, P., Jarošík, V., Hulme, P. E., Pergl, J., Hejda, M., Schaffner, U., Vilà, M. (2012c): A global assessment of invasive plant impacts on resident species, communities and ecosystems: the interaction of impact measures, invading species' traits and environment. *Global Change Biology* 18, 1725–1737
124. Pyšek, P., Genovesi, P., Pergl, J., Monaco, A., Wild, J. (2013): Plant Invasions of Protected Areas in Europe: An Old Continent Facing New Problems. In: Foxcroft, L. C., Pyšek, P., Richardson, D. M., Genovesi, P. (2013): *Plant Invasions in Protected Areas*. Springer, Dordrecht.
125. Rannow, S., Neubert, M. (eds.), (2014): Managing Protected Areas in Central and Eastern Europe Under Climate Change. *Advances in Global Change Research* 58, 45-60.
126. Richardson, D. M., Pyšek, P., Rejmánek, M., Barbour, M. G., Panetta, F. D., West, C. W. (2000): Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and Distributions* 6, 93-107.
127. Ruiz G. M., Carlton J. T. (2003): *Invasive Species - Vectors and Management Strategies*. Island Press, Washington.

128. Sádlo, J., Chytrý, M. a Pyšek, P. (2007): Regional species pools of vascular plants in habitats of the Czech Republic. *Preslia* 79, 303-321.
129. Scott, J. M., Heglund, P. J., Morison, M. L. et al. (2002): *Predicting Species Occurrences*. Island Press, Washington.
130. Scherer-Lorenzen, M., Venterink, H. O., Buschmann, H. (2007): Nitrogen enrichment and plant invasions: the importance of nitrogen-fixing plants and anthropogenic eutrophication. In: Nentwig W. (eds) *Biological Invasions. Ecological Studies (Analysis and Synthesis)*, 193. Springer, Berlin, Heidelberg.
131. Seebens, H., Blackburn, T. M., Dyer, E. E., Genovesi, P., Hulme, P. E., Jeschke, J. M., Pagad, S., Pyšek, P., Winter, M., Arianoutsou, M., Bacher, S., Blasius, B., Brundu, G., Capinha, C., Celesti-Grapow, L., Dawson, W., Dullinger, S., Fuentes, N., Jäger, H., Kartesz, J., Kenis, M., Kreft, H., Kühn, I., Lenzner, B., Liebhold, A., Mosena, A., Moser, D., Nishino, M., Pearman, D., Pergl, J., Rabitsch, W., Rojas-Sandoval, J., Roques, A., Rorke, S., Rossinelli, S., Roy, H. E., Scalera, R., Schindler, S., Štajerová, K., Tokarska-Guzik, B., van Kleunen, M., Walker, K., Weigelt, P., Yamanaka, T., Essl, F. (2017): No saturation in the accumulation of alien species worldwide. *Nature Communications* 8, 1-9.
132. Shibu, J., Harminder, P. S., Daizy, R. B., Ravinder, K. K. (2013): *Invasive Plant Ecology*. CRC Press, Florida.
133. Simberloff, D., Martin J. L., Genovesi, P., Maris, V., Wardle, D. A., Aronson, J., Courchamp, F., Galil, B., García-Berthou, E., Pascal, M., Pyšek, P., Sousa, R., Tabacchi, E., Vilà, M. (2013): Impacts of biological invasions: what's what and the way forward. *Trends in Ecology and Evolution* 28, 58-66.
134. Smolik, M. G., Dullinger, S., Essl, F., Kleinbauer, I., Leitner, M., Peterseil, J., Stadler, L.-M. Vogl, G. (2010): Integrating species distribution models and interacting particle systems to predict the spread of an invasive alien plant. *Journal of Biogeography* 37: 411–422.
135. Slavík B. (1996): Rod *Impatiens* v České republice. *Preslia* 67, 193–211.
136. Slavík, B., Štěpánková, J., Štěpánek, J. (2004): *Květena České republiky*. Academia, Praha.



137. Smolik, M., Dullinger, S., Essl, F., Kleinbauer, I., Leitner, M., Peterseil, J., Stadler, L.-M., Vogl, G. (2010): Integrating habitat distribution models and interacting particle systems to predict the spread of an invasive alien plant. *Journal of Biogeography* 37, 411–422.
138. Soltysiak J., Břej, T. (2012): Characteristics that make the *Fallopia* genus (Polygonaceae) highly invasive. *Ecological Questions* 16, 23-27.
139. Stohlgren, T. J., Pyšek, P., Kartesz, J., Nashino, M., Pauchard, A., Winter, M., Pino, J., Richardson, D. M., Wilson, J. R. U., Murray, B. R., Phillips, M. L., Ming-Yang, L., Celestini, G., Font, X. (2011): Widespread plant species: Natives versus aliens in our changing world. *Biological Invasions* 13, 1931-1944.
140. Thiele, J., Otte, A. (2006): Analysis of habitats and communities invaded by *Heracleum mantegazzianum* Somm. et Lev. (Giant Hogweed) in Germany. *Phytocoenologia* 36, 281–320.
141. 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., Nentwig, W., Ravn, H. P. (eds): Ecology and management of giant hogweed (*Heracleum mantegazzianum*). CAB International, Wallingford.
142. Thuiller W., Lafourcade B., Engler R., Araujo M. B. (2009): BIOMOD – A platform for ensemble forecasting of species distributions. *Ecography* 32, 369-373.
143. Vilà, M., Basnou, C., Pyšek, P., Josefsson, M., Genovesi, P., Gollasch, S., Nentwig, W., Olenin, S., Roques, A., Roy, D., Hulme, P. E., DAISIE partners (2010), How well do we understand the impacts of alien species on ecosystem services? A pan-European, cross-taxa assessment. *Frontiers in Ecology and the Environment* 8, 135–144.
144. Vilà, M., Espinar, J. L., Hejda, M., Hulme, P. E., Jarošík, V., Maron, J. L., Pergl, J., Schaffner, U., Sun, Y., Pyšek, P. (2011): Ecological impacts of invasive alien plants: a meta-analysis of their effects on species, communities and ecosystems. *Ecology Letters* 14, 702-708.

145. Vítková, M., Müllerová, J., Sádlo, J., Pergl, J., Pyšek, P. (2017): Black locust (*Robinia pseudoacacia*) beloved and despised: A story of an invasive tree in Central Europe. *Forest Ecology and Management* 384, 287-302.
146. van Kluenen, M., Dawson, W., Essl, F., Pergl, J., Winter, M., Weber, E., Kreft, H., Weigelt, P., Kartesz, J., Nishino, M., Antonova, L. A., Barcelona, J. F., Cabezas, F. J., Cárdenas, D., Cárdenas-Toro, J., Castaño, N., Chacón, E., Chatelain, C., Ebel, A. L., Figueiredo, E., Fuentes, N., Groom, Q. J., Henderson, L., Inderjit, Kupriyanov, A., Masciadri, S., Meerman, J., Morozova, O., Moser, D., Nickrent, D. L., Patzelt, A., Pelsner, P. B., Baptiste, M. P., Poopath, M., Schulze, M., Seebens, H., Shu, W. S., Thomas, J., Velayos, M., Wieringa, J. J. Pyšek, P. (2015): Global exchange and accumulation of non-native plants. *Nature* 525, 100-103.
147. Zheng, B., Agresti, A. (2000): Summarizing the predictive power of a generalized linear model. *Statistical Medicine* 19, 1771-1781.
148. Zimmermann, N. E., Edwards, T. C., Graham, C. G., Pearman, P. B., Svenning, J.-Ch. (2010): New trends in species distribution modelling. *Ecography* 33, 985-989.
149. Walck, J. L., Baskin, J. M., Baskin, C. C. (1999): Relative competitive abilities and growth characteristics of a narrowly endemic and geographically widespread *Solidago* species (*Asteraceae*). *American Journal of Botany* 86, 820–828.
150. Weber, E. (1998): The dynamics of plant invasion: A case of three exotic goldenrod species (*Solidago* L.) in Europe. *Journal of Biogeography* 25, 147–154.
151. Wu, L., Wang, M., Ouyang, H., Cheng, S., Song, M. (2017): Spatial Distribution Modelling of *Kobresia pygmaea* (*Cyperaceae*) on the Qinghai-Tibetan Plateau. *Journal of Resources and Ecology* 8, 20-29.