

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE
FAKULTA ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ
KATEDRA APLIKOVANÉ EKOLOGIE



Obnova biotopů po likvidaci porostů křídlatek
Biotop reconstruction after knotweed eradication
DIPLOMOVÁ PRÁCE

Vedoucí práce: doc. Ing. Kateřina Berchová, Ph.D.
Diplomant: Bc. Ondřej Rybář

2015

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Katedra aplikované ekologie

Fakulta životního prostředí

ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

Bc. Ondřej Rybář

Krajinné inženýrství

Název práce

Obnova biotopů po likvidaci porostů křídlatek

Název anglicky

Biotop reconstruction after knotweed eradication

Cíle práce

Sledování obnovy vegetace břehových porostů po likvidaci křídlatky japonské. Cílem práce je srovnání rostlinných společenstev na plochách po likvidaci porostů křídlatky a na plochách nezasazených invazí. Bude zjišťováno jak složení společenstev tak rychlost a schopnost jednotlivých druhů osidlovat plochy po likvidaci křídlatky.

Metodika

Bude provedeno srovnání ploch po likvidaci křídlatky a porostů nezasazených likvidací. Experiment bude založen v jihovýchodní části Prahy na 6 lokalitách, kde v letech 2009 2011 probíhala likvidace křídlatky,. Bude vytyčeno 12 výzkumných ploch. Druhové složení bude na plochách průběžně sledováno pomocí fytoocenologických snímků.

Doporučený rozsah práce

50 stran, 2 mapové přílohy

Klíčová slova

Reynoutria, rostlinné invaze, obnova invadovaných ploch, vegetace

Doporučené zdroje informací

- BAILEY J. et WISSKIRCHEN R., 2006: The distribution and origins of *Fallopia xbohemica* (Polygonaceae) in Europe. *Nord. J. Bot.* 24: 173-200.
- BEERLING D.J., BAILEY J.P. et CONOLLY A.P., 1994: *Fallopia japonica* (Houtt.) Ronse Decraene. *Journal of Ecology* 82: 959-979.
- BERCHOVÁ BÍMOVÁ K., MANDÁK B., 2008: Všechno zlé je k něčemu dobré: evoluce křídlatek (*Fallopia*) v sekundárním areálu. *Zprávy České botanické společnosti* 43, Mater. 23: 121-140.
- BÍMOVÁ K., MANDÁK B. et PYŠEK P., 2001: Experimental control of *Reynoutria* congeners: a comparative study of a hybrid and its parents. In: Brundu G., Brock J.H., Camarda I., Child L.E. et Wade P.M. [eds]: *Plant invasions: Species ecology and ecosystem management*. Backhuys Publ., Leiden: 283-290.
- BRABEC J. et PYŠEK P., 2000: Establishment and survival of three invasive taxa of the genus *Reynoutria* (Polygonaceae) in mesic mown meadows: A field experimental study. *Folia Geobotanica* 35: 27-42.
- BROCK J.H. et WADE M., 1992: Regeneration of Japanese knotweed (*Fallopia japonica*) from rhizome and stems: observation from greenhouse trials. In: *Proceedings IXth International Symposium on the Biology of Weeds*. European Weed Research Society, Dijon, France: 85-94.
- MANDÁK B. et PYŠEK P., 1997: Druhy rodu *Reynoutria* na území České republiky. *Zprávy České botanické společnosti*, Praha 14: 45-57.
- MANDÁK B., PYŠEK P., LYSÁK M., SUDA J., KRAHULCOVÁ A. et BÍMOVÁ K., 2003: Variation in DNA ploidy levels of *Reynoutria* taxa in the Czech Republic. *Ann. Bot.* 92: 265-272.
- MLÍKOVSKÝ J., 2006: Nepůvodní druhy v České republice: Odkud a jak se k nám dostaly. In: Mlíkovský J. et Stýblo P. [eds]: *Nepůvodní druhy fauny a flóry České republiky*. ČSOP, Praha: 462 s.
- Vačkař D. [eds]: *Ukazatele změn biodiverzity*. Academia, Praha. 298 s.
- VILA M.E., WEBER E. et D'ANTONIO, 2000: Conservation implications of invasion by plant hybridisation. *Biol. Invas.* 2: 207-217.

Předběžný termín obhajoby

2014/06 (červen)

Vedoucí práce

doc. Ing. Kateřina Berchová, Ph.D.

Elektronicky schváleno dne 2. 9. 2012

prof. Ing. Jan Vymazal, CSc.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 18. 12. 2013

prof. Ing. Petr Sklenička, CSc.

Děkan

V Praze dne 20. 04. 2015

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem tuto diplomovou práci vypracoval samostatně pod vedením doc. Ing. Kateřiny Berchové, Ph.D., a že jsem uvedl všechny literární prameny, ze kterých jsem čerpal.

V Praze 21.4.2015

.....

Poděkování

V úvodu bych rád poděkoval své školitelce doc. Ing. Kateřině Berchové, Ph.D. za cenné rady, připomínky a trpělivost při zpracovávání této práce. Jiřímu Krejčímu (ČSOP) a Ing. Jiřímu Romovi děkuji za informace ohledně likvidace křídlatky a lokalit, na nichž proběhla. Mé poděkování také patří mým rodičům, kteří mi pomohli při terénním měření dat. Nakonec bych chtěl poděkovat své manželce Magdaleně za podporu a trpělivost.

V Praze 21.4.2015

.....

Abstrakt

Invazní druhy rostlin jsou v současnosti jedním z hlavních faktorů ohrožujících světovou biodiverzitu a ekosystémy. Mezi nejvíce agresivní invazní druhy České Republiky se řadí i druhy rodu *Reynoutria* (křídlatka). K odstranění těchto druhů se nejčastěji používá kombinace chemické a mechanické likvidace. Dosud není zcela jasné, jak probíhá obnova vegetace na stanovištích po likvidaci. V této práci se zabývám popisem sekundární sukcese na ošetřených plochách a zkoumám, jaký vliv má přítomnost stromového patra na obnovu rostlinných společenstev.

Pro pozorování sekundární sukcese bylo vybráno 8 lokalit v těsné blízkosti Botiče a Říčanského potoka v jihovýchodní části Prahy. Na každé lokalitě byla vytyčena dvojice čtverců pro srovnání vegetačního krytu. Jeden čtverec byl umístěn na ploše, kde došlo k likvidaci křídlatky a následnému odstranění odumřelé biomasy. Druhý čtverec byl umístěn na ploše, která zasažena invazí nebyla. Sběr údajů o pokryvnosti a druhovém složení probíhal od května 2012 do srpna 2014.

Rostlinná společenstva se postupně obnovovala už během likvidace, proto sledované proměnné vykazovaly relativně ustálený průběh již od začátku sledování. Byly zaznamenány pouze minimální odlišnosti v počtu druhů a hodnotách pokryvnosti na invadovaných a neinvadovaných plochách. Lokality se stromovým patrem měly mírně nižší pokryvnost než lokality bez něj, vliv na počet druhů zjištěn nebyl. Obnova rostlinných společenstev byla narušena povodní, která výrazně poškodila porosty na některých lokalitách.

Klíčová slova: *Reynoutria japonica*, *Reynoutria sachalinensis*, *Reynoutria* × *bohemica*, sekundární sukcese, stromové patro, pokryvnost, disturbance

Abstract

Invasive plant species are currently one of the major threats to global biodiversity and ecosystems. Among the most aggressive invasive species in The Czech Republic is a genus *Reynoutria* (knotweed). The combination of chemical and mechanical eradication is the most common way of its removal. It is not clear yet how the recovery of vegetation on sites after the eradication proceeds. In this work I deal with the description of secondary succession in treated areas and examine the effect of the presence of the tree layer on the recovery of plant communities.

The 8 locations in close proximity Botič and Říčanský creek in the southeastern part of Prague were selected to observe the secondary succession. There has been marked pair of squares out for comparison of vegetation cover at each location. One square was placed in the area, where the knotweed was eliminated and the dead biomass was removed subsequently. The second square was placed in the area which was not affected by the invasion. The data of percentage cover and plant species richness have been collected since May 2012 to August 2014.

Plant communities have been gradually renewing during eradication, that is why the monitored variables showed a relatively steady course since the beginning of monitoring. There were only minimal differences in the number of species and levels of coverage at both invaded and reference areas. Locations with tree layer showed slightly lower coverage than sites without trees. There was not found any influence on number of species. The restoration of plant communities was disrupted by floods, which significantly damaged growth in some localities.

Keywords: *Reynoutria japonica*, *Reynoutria sachalinensis*, *Reynoutria* × *bohemica*, secondary succession, tree layer, cover, disturbance

Abstrakt	4
Abstract	5
1 Úvod.....	8
1.1 Invazní druhy křídlatek v České Republice.....	8
1.1.1 Charakteristika křídlatek	9
1.1.2 Vliv křídlatek na společenstva zasažená jejich invazí.....	10
1.1.3 Vliv stromového patra na invazi a obnovu.....	11
1.2 Eradikace křídlatek	12
1.2.1 Legislativa ČR a EU.....	12
1.2.2 Způsoby likvidace	13
1.3 Obnova stanovišť po likvidaci.....	14
2 Cíle práce	15
3 Metodika	16
3.1 Studované lokality	16
3.1.1 Charakteristika zájmového území	17
3.2 Sběr dat	17
3.2.1 Vytyčení pokusných ploch	17
3.2.2 Statistické testování dat	18
4 Výsledky	20
4.1 Průběh obnovy vegetace na pokusných plochách.....	20
4.2 Vliv stromového patra na obnovu vegetace.....	27
5 Diskuse.....	33
5.1 Výběr lokalit	33
5.2 Fytocenologické snímkování	34
5.3 Pokryvnost	34

5.4	Počet druhů	35
5.5	Stromové patro na lokalitě	36
5.6	Disturbance	37
5.7	Kosení	38
6	Závěr	38
7	Literatura	40
8	Přílohy	49
8.1	Příloha 1: Přehled druhů a zkratk	49
8.2	Příloha 2: Podrobné výsledky analýz	50
8.3	Příloha 3: Přehled druhů na lokalitách	53

1 Úvod

Invazní druhy rostlin jsou v současnosti jedním z hlavních faktorů ohrožujících světovou biodiverzitu (United nations 1992). Eradikace (odstranění) invazních rostlin je nejvíce používaným nástrojem na ochranu přírodních ekosystémů. Tento zásah může vést k navrácení ekosystémů do původního stavu (Zavaleta et al. 2001, Gaertner et al. 2012). Některé invazní druhy rostlin ovšem mohou měnit podmínky na stanovišti, a proto ani po jejich odstranění nedochází k navrácení lokality do původního stavu (Weidenhamer et Callaway 2010). Ke zhoršení podmínek mohou také přispět nežádoucí vedlejší účinky velkoplošných, špatně cílených zásahů (Myers et al 2000). Nové podmínky jsou často velmi nepříznivé pro původní druhy, kvůli tomu téměř okamžitě dochází k osídlení stanoviště jiným invazním druhem (Simberloff et al. 2013). Z toho důvodu je nutné proces obnovy zasažených společenstev pojmout více komplexně (Zavaleta et al. 2001). Větší důraz by měl být kladen na zkoumání postupné obnovy ekosystémů po odstranění invazních druhů a s pomocí těchto poznatků zvolit nejvhodnější postup likvidace invaze a následné obnovy stanoviště (Flory et Clay 2009). Výzkum jednotlivých eradikačních metod a jejich aplikace v praxi vede k lepšímu pochopení fungování původních společenstev (Myers et al. 2000), stejně jako nám ukazuje negativní dopady invaze (Bailey 2013) a v některých případech i nepříznivý vliv samotné likvidace invazních druhů (Cornish et Burgin 2005). Dosud není zcela jasné, kolik úsilí a času je nutné věnovat na obnovu ekosystémů, z kterých byl odstraněn invazní druh, zejména proto, že křídlatky nevytlačují pouze původní rostliny a živočichy (Stoll et al. 2012), ale způsobují také dlouhodobé změny v abiotickém prostředí (Weidenhamer et Callaway 2010).

1.1 Invazní druhy křídlatek v České Republice

Ze všech rostlinných druhů na území České republiky je 4,6 % druhů invazních (Pyšek et al. 2012). Mezi nejagresivnější invazní druhy patří rod *Reynoutria* (Bímová et al. 2003). Jsou to konkrétně křídlatka japonská (*Reynoutria japonica*), křídlatka sachalinská (*Reynoutria sachalinensis*) a jejich kříženec křídlatka česká

(*Reynoutria* × *bohemica*). Velice agresivní je především křídlatka japonská, která byla dokonce zařazena na seznam 100 nejhorších invazních druhů světa (Dorigo et al. 2012). Do popředí se v poslední době dostává také křídlatka česká, která je schopná zpětného křížení (Bailey et al. 2009) a působí značné problémy v Evropě (Murrell et al. 2011) i severní Americe (Groeneveld et al. 2014).

1.1.1 Charakteristika křídlatek

Rod *Reynoutria* patří do čeledi *Polygonaceae* (Mandák et. Pyšek 2002). Křídlatka japonská, jejíž původní areál je ve východní Asii, byla do Evropy introdukována v polovině 19. století jako okrasná rostlina (Bailey et Conolly 2000). Křídlatka sachalinská, která se původně vyskytuje pouze na poloostrově Sachalin a v severním Japonsku (Sukopp et Schick 1991), byla do Evropy přivezena několikrát v průběhu 19. století. Rostliny, které byly dále šířeny po Evropě, byly z Asie nejprve přivezeny do botanické zahrady v Petrohradu (Bailey et Conolly 2000). Křídlatka česká vznikla později v Evropě křížením výše zmiňovaných druhů. Tento hybrid jako první popsali čeští botanici Chrtek a Chrtková (1983). V Evropě byly křídlatky sázeny jako okrasné rostliny v zahradách, ze kterých se začaly postupně samovolně rozšiřovat, až se z nich stal v polovině 20. století invazní druh. Počet lokalit, na kterých se křídlatky vyskytují, stále roste (Mandák et al. 2004).

Křídlatky jsou dvoudomé bylinné, klonální, vytrvalé geofyty (Beerling et al. 2004, Chmura et al. 2012). Vytvářejí mohutný oddenkový systém a mají velkou listovou plochu (Bailey et al. 2009). Rychle dorůstají do značné výšky (i více než 3m), především v jarním období jsou schopné vyprodukovat velké množství biomasy i na chudých půdách (Beerling et al. 2004). Mimo svůj původní areál se křídlatky rozmnožují převážně nepohlavně a jsou schopné regenerovat z velmi malých částí stonků a oddenků (Colleran et Goodall 2014). Osidlují mnoho různých typů půd, a ani nadmořská výška pro ně nepředstavuje významný limitující faktor (Maruta 1994). Bylo také zjištěno, že dochází k rozšiřování areálu severním směrem do chladnějšího podnebí (Groeneveld et al. 2014).

Křídlatky jsou velmi úspěšné invazní rostliny, za jejich úspěchem stojí, kromě již zmíněných vlastností, ještě další schopnosti, jako je produkce metabolitů s

alelopatickými účinky (Murrell et al. 2011) a schopnost pozměňovat poměr živin a dalších látek v půdě (Rahmanov et al. 2014). Alelopatické látky byly objeveny v kořenech a listech křídlatek (Vrchotová et Šerá 2008, Larsen 2013) a zároveň v půdě na invadovaných stanovištích (Murrell et al. 2011). K produkci sekundárních metabolitů s alelopatickými vlastnostmi dochází pouze v nepůvodním areálu rozšíření (Fan et al. 2009).

Nadzemní biomasa křídlatek obsahuje větší množství živin než původní vegetace. Při jejím rozkladu vzniká půdní horizont A, který má větší mocnost a obsahuje vyšší koncentraci některých prvků (např. fosforu) než na neinvadovaných plochách (Dassonville et al. 2008). Další způsob, jak křídlatky zvyšují obsah minerálních živin v půdě, je jejich schopnost čerpat živiny z velkých hloubek (Vanderhoeven et al. 2005). Zajímavá je také myšlenka, kterou zmiňuje Dassonville et al. (2007, 2008), totiž, že křídlatky mohou působit homogenizaci půdních podmínek. Vychází ze zjištění, že na chudých půdách dochází ke zvýšení koncentrace dostupných živin, zatímco na bohatých půdách dochází k jejich úbytku.

1.1.2 Vliv křídlatek na společenstva zasažená jejich invazí

Křídlatky se nejčastěji vyskytují na člověkem ovlivněných stanovištích. Osidlují také narušené lokality podél cest, tratí a vodních toků, pohyb v těchto koridorech napomáhá k jejich šíření (Beerling et al. 2004, Mandák et al. 2004). Křídlatky jsou díky své výšce a velikosti listové plochy úspěšné v kompetici o světlo, čímž vytlačují původní rostliny (Beerling et al. 2004, Bímová et al. 2004). Z oddenků křídlatek se do půdy uvolňují sekundární metabolity, některé mají alelopatické účinky (Fan et al. 2010), jiné mohou snižovat dostupnost anorganických iontů pro původní druhy. Bylo zjištěno, že druhová rozmanitost bylin i dřevin na invadovaných stanovištích je až o polovinu nižší než na původních lokalitách. U jarních geofytů je však vliv invaze na objem biomasy a počet vyskytujících se druhů minimální (Stoll et al. 2012), také nitrofilní ruderalní druhy jako např. *Urtica dioica*, *Aegopodium podagraria* a *Geranium robertianum* dokáží invazi přežít (Bímová et al. 2004, Dassonville et al. 2007).

Negativní dopad invaze křídlatek nespočívá pouze v redukci druhové rozmanitosti a pokryvnosti původních druhů rostlin, ale i v poklesu diverzity živočichů (Urgenson et al. 2009). Invaze vytváří nepříznivé podmínky pro bezobratlé, u nichž byl zaznamenán výrazný úbytek biomasy i kratší délka života (Gerber et al. 2008, Stoll et al. 2012). Vliv na větší živočichy je obvykle nepřímý, např. horší podmínky pro hnízdění ptáků. Pokles druhové rozmanitosti ptáků je patrný především u druhů vázaných přímo na břehové porosty (Hajzlerová et Reif 2014). V ekosystému, který je napaden invazním druhem, dochází k narušení potravního řetězce, což má nepříznivý vliv na všechny živočichy, kteří v něm žijí (Gerber et al. 2008).

Jako další negativum je nutné zmínit škody na lidském majetku. Mohutný kořenový systém a silné výhony poškozují základy budov, zdi, chodníky či odvodňovací a protipovodňové stavby (Child et Wade 2000, Aguilera et al. 2010). Porosty křídlatek brání volnému průtoku vody při vyšších hladinách v tocích, čímž zvyšují nebezpečí záplav (Aguilera et al. 2010). V podmínkách České Republiky zkoušel shrnout ekonomický dopad invaze křídlatek Třešňák (2004) ve své diplomové práci. Shledal, že hlavní výdaje jsou spojeny především s eradikací křídlatky, nikoli s přímými ekonomickými ztrátami.

1.1.3 Vliv stromového patra na invazi a obnovu

Invazní druhy mají negativní dopad také na lesní stanoviště, kde ohrožují především rostliny bylinného patra. Zdravé lesní porosty s dobrým zápojem často neobsahují žádné invazní druhy, avšak narušené a nevyvážené porosty se mohou snadno stát jejich obětí (Gilliam 2007). Invaze křídlatek v lužních lesích mění jejich druhovou skladbu, strukturu i průběh jednotlivých dějů probíhajících v těchto cenných biotopech (Urgenson et al. 2009). Křídlatky jsou zde sice zastíněny vrostlými dřevinami, přesto pod nimi tvoří porosty s vysokou pokryvností, která často dosahuje až 100 % (Barták et al. 2010). Odstranění křídlatek z invadovaných ploch je následováno velkým nárůstem počtu dřevin i bylin a jejich abundance (Urgenson et al. 2014). Na lokalitách se stromovým patrem, kde proběhla disturbance, vede sukcese směrem k lesnímu porostu (Prach et al. 2014). I přes velkou regenerační schopnost lesních porostů je znepokojující, že právě stromové

patro bylo negativně korelováno s počtem rostlin křídlatek při zkoumání různých biotopů několik let po dokončení likvidace (Claeson et al. 2013).

1.2 Eradikace křídlatek

1.2.1 Legislativa ČR a EU

Introdukce invazních druhů je jeden z hlavních procesů mající negativní dopad na biodiverzitu a ekosystémy (Sarukhán et Whyte 2005). Proto je nutné problematiku invazních druhů řádně začlenit do legislativy, jak na národní úrovni, tak na úrovni celoevropské. Důraz by měl být kladen také na vytvoření a užívání jednotné terminologie (Pergl et al. 2013).

Česká republika je signatářem Úmluvy o biologické diverzitě z roku 1992, ve které se mimo jiné zavazuje, že „nebude vysazovat, bude kontrolovat nebo vyhubí ty cizí druhy, které ohrožují ekosystémy, přírodní stanoviště nebo druhy“ (United nations 1992).

Zákon o ochraně přírody a krajiny 114/1992 Sb. (MŽP 1992) řeší téma invazních druhů jen velmi obecně. Jasnější stanovisko zaujímá zákon o rostlinolékařské péči 326/2004 Sb. (MZ 2004), který definuje invazní druh jako: „škodlivý organismus v určitém území nepůvodní, který je po zavlečení a usídlení schopen v tomto území nepříznivě ovlivňovat rostliny nebo životní prostředí včetně jeho biologické různorodosti“. Ve vyhlášce o opatření proti zavlečení a rozšiřování škodlivých organismů, rostlin a rostlinných produktů 215/2008 Sb. (MZ 2008), která je prováděcím předpisem k tomuto zákonu, je uveden seznam invazních škodlivých organismů podléhajících monitoringu a průzkumu. Křídlatky (*Reynoutria spp.*) na tomto seznamu nefigurují, přestože je Strategie ochrany biologické rozmanitosti České republiky (Ministerstvo životního prostředí 2005) řadí mezi nejvýraznější invazní druhy.

Křídlatky figurují ve vyhlášce 477/2012 Sb. (o stanovení druhů a parametrů podporovaných obnovitelných zdrojů pro výrobu elektřiny, tepla nebo biometanu a o stanovení a uchovávání dokumentů)(MPO 2012), protože jsou levným zdrojem velkého množství biomasy. Už zde však nejsou uváděny jako invazní druh, jak tomu

bylo ve vyhlášce z roku 2005, ale pouze jako druh nepodporovaný bez jakékoli další specifikace. Vyhláška 482/2005 Sb. (MŽP 2005) jasně vylučovala podporu invazních a expanzních druhů, které ohrožují ekosystémy a mohou způsobovat hospodářské škody (Doležalová 2012).

Dne 1. 1. 2015 vešlo v platnost nařízení Evropského parlamentu a Rady o prevenci a regulaci zavlékání a šíření invazních a nepůvodních druhů COM(2013)0620 (Evropský parlament 2013). Nově vzniklý předpis by měl napomoci sjednotit způsob postupu proti invazním druhům v rámci Evropy. Ukládá členským státům povinnost vytvořit seznam invazních nepůvodních druhů s významem pro Unii, klade při tom důraz na zapojení vědecké obce. Jako reakce na přípravu tohoto předpisu vznikl návrh seznamů druhů vyžadujících zvláštní přístup. Tento návrh seznamů zahrnuje všechny tři invazní druhy křídlatek a řadí je do skupiny neofytních bylin s největší mírou škodlivosti (Pergl et al. 2013).

1.2.2 Způsoby likvidace

Invazní druhy křídlatek jsou v praxi likvidovány mechanickými nebo chemickými způsoby (Delbart et al. 2012). Jako nejvhodnější přístup se ukazují lokální zásahy na malých porostech, likvidace zde může být provedena citlivě k ostatním druhům (Mack et al. 2000, Pergl et al. 2013).

Mezi mechanické způsoby patří: kosení, spásání a vykopávání. Tyto způsoby likvidace jsou šetrnější k životnímu prostředí, protože při nich nejsou použity herbicidy (Rouifed et al. 2011). Nevýhodou je velká časová náročnost, navíc k výraznější redukci populace dochází až po několika letech (Moravskoslezský kraj 2008).

Chemická likvidace spočívá v aplikaci herbicidu postřikem nebo injektáží. Postřik se nejčastěji provádí jednou ročně, a to v době nasazení poupat, nebo při odkvětu (srpen- září). Herbicid používaný při postřiku je neselektivní Roundup Biaktiv (Barták et al. 2010). Jedná se o glykofosfát (N- fosfometyl-glycin), který v rostlině zastavuje tvorbu aminokyselin. Další typy herbicidu Roundup: Roundup Forte a Rapid, nejsou vhodné pro likvidaci křídlatek na stanovištích v blízkosti vodních toků, protože byly prokázány dlouhodobé negativní účinky této látky ve vodním prostředí

(Šrubař 2007). Postřik se aplikuje na listy rostliny tak, aby byla pokryta celá listová plocha. Po první aplikaci je nutné lokalitu pravidelně kontrolovat. Na listy, které nejsou odumřelé, se postřik aplikuje znovu. Tento proces se opakuje několikrát až do úplné likvidace porostu. Pokud se následující rok opět objeví výhonky, je nutné znovu provést postřik. Hlavní výhodou chemického postřiku je velká účinnost. Při jeho aplikaci však dochází ke vnášení agresivních cizorodých látek do přírody, a také k hubení původní rostliny (Moravskoslezský kraj 2008).

Injektáž herbicidu do stonku rostlin je chemická metoda mající minimální vliv na ostatní rostliny. Jedná se však o způsob značně časově i finančně náročný (Barták et al. 2010).

V České Republice vzniklo několik manuálů popisujících nejvhodnější postupy eradikace např. Metodika likvidace křídlatky (Barták et al. 2010) nebo Beskydský postup (Šrubař 2007). Jako nejúčinnější metodu uvádějí tyto příručky ve shodě s Bímovou et al. (2001) kombinaci mechanické a chemické likvidace.

V současnosti probíhá intenzivní výzkum dalšího možného nástroje v boji proti invazi kříďlatek. Tímto nástrojem je biologický způsob potlačování, který spočívá v použití přirozených nepřátel invazního druhu např. živočichů, plísní a hub. Ve Velké Británii probíhá výzkum druhu savého hmyzu *Aphalara intadori*, který patří do čeledi merovitých (*Psyllidae*). Tento duh napadá výhradně křídlatky, které oslabuje sáním (Shaw et al. 2011). Další biologický činitel v boji proti invazi kříďlatek, u kterého probíhá zkoumání, je vřeckovýtrusná houba *Mycosphaerella polygони-cuspidati*. V otázce použití biologických metod stále panují obavy z nepředvídatelných dlouhodobých vlivů na ekosystémy (van Wilgen et al. 2013), proto je nutné tento způsob zásahu nejprve důkladně prozkoumat.

Ať už byla k likvidaci křídlatek použita jakákoli metoda, je nezbytné provést následný monitoring ošetřených lokalit a v případě další invaze provést včasný zásah (Moravskoslezský kraj 2008).

1.3 Obnova stanovišť po likvidaci

V otázce obnovy stanovišť po likvidaci se nabízejí dva možné přístupy. Lokalita se buď ponechá samovolnému vývoji, nebo jsou zde provedeny řízené výsadby

(DeMeester et Richter 2010). V obou případech je důležité odstranit všechnu odumřelou biomasu z lokality (Šubař 2007). Výhodou volné sukcese je minimalizace nákladů a vynaloženého úsilí, inženýrský přístup podporuje samovolný vývoj vysetím a pěstováním rostlin, které jsou na stanovišti původní (Dommanget et al. 2014). Toto napomáhá k rychlejšímu návratu do původního stavu a prostřednictvím kompetice o světlo může tlumit případnou další invazi (Barták et al. 2010). V případě samovolné sukcese dochází k bouřlivému rozvoji bylin a dřevin i bez velkých materiálových vstupů (Urgenson et al. 2014). Zatím však není zcela jasné, kolik je potřeba vynaložit úsilí a zda je opravdu nezbytné (Myers et al. 2000). Pro určení vhodného přístupu je nutné dostatečně podrobně prozkoumat průběh přirozené obnovy rostlinných druhů na stanovišti. Tento následný průzkum zůstal většinou v pozadí za výzkumem eradikačních metod (Flory et Clay 2009).

2 Cíle práce

V diplomové práci jsem se věnoval zejména pozorování a popisu sekundární sukcese na lokalitách, kde proběhla likvidace křídlatky. Všechny mnou studované lokality se nacházejí v těsné blízkosti Botiče a Říčanského potoka. Také jsem zkoumal vliv přítomnosti či absence stromového patra na vytyčených lokalitách.

Ve své práci řeším tyto otázky:

- 1) Jak probíhá obnova rostlinných společenstev po eradikaci křídlatky na březích potoka?
- 2) Jak je ovlivněna tato obnova přítomností stromového patra?

Aby bylo možné odpovědět na tyto otázky, byly vytyčeny pokusné lokality a z nich byly v pravidelných intervalech pořizovány fytoecologické snímky. Data byla vyhodnocena pomocí vhodných statistických metod.

3 Metodika

3.1 Studované lokality

Pro pozorování sekundární sukcese byly vybrány lokality v těsné blízkosti potoku Botiče a Říčanského potoka v jihovýchodní části Prahy. Likvidace křídlatky na těchto plochách probíhala v letech 2009 – 2011 a prováděl ji Český svaz ochránců přírody. Chemická likvidace byla provedena postřikem cca 5 % roztoku Roundupu Biaktiv během srpna, po 10 – 14 dnech byl postřik aplikován znovu. Odumřelá biomasa byla z plochy odstraněna a následně spálena. Při průzkumu invadovaných lokalit byly objeveny s velkou pravděpodobností všechny tři invazní druhy rodu *Reynoutria*. (J.Krejčí ústní sdělení). Přesné zastoupení a rozmístění jednotlivých druhů na lokalitách není známo, ve všech případech však byl použit stejný postup s podobnými účinky.

U všech mnou vytyčených pokusných ploch probíhal zásah naposledy v létě 2011.

3.1.1 Charakteristika zájmového území

Zájmové území v jihovýchodní části Prahy se nachází v nadmořské výšce 240 – 290 m n. m. Geomorfologicky se řadí k Pražské plošině (Demek 1965). Podloží tvoří fluvialní hlinitopísčité až štěrkovité sedimenty Botiče a Říčanského potoka kvartérního stáří (Cháb et al. 2007). Skupiny půdních typů, na kterých se lokality nacházejí, jsou fluvizemě, gleje a hnědozemě (Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy 2014). Průměrná roční teplota se pohybuje okolo 8-9°C a roční úhrn srážek mezi 550 – 600 mm (Tolasz 2007). Z hlediska regionálně fyto geografického členění spadá území do oblasti Českého termofytika, konkrétně do okresu Pražská plošina (č.10) (Skalický 1988).

Na pomezí městské části Praha 10 – Záběhlice a Praha 15 – Hostivař se podél Botiče v délce tří kilometrů nachází 5 pozorovaných lokalit. Další lokalita na břehu Botiče leží na jižním okraji MČ Praha Újezd u Průhonic a dvě lokality jsou na katastrálním území MČ Praha – Dubeč na břehu Říčanského potoka.

Sledované lokality leží na březích vodních toků, které jsou značně ovlivněné zásahy člověka. V některých případech se jedná o ruderální stanoviště např. navážky a malé černé skládky.

3.2 Sběr dat

3.2.1 Vytyčení pokusných ploch

V květnu 2012 byly vytyčeny pokusné plochy za účelem sledování sekundární sukcese. Vždy byla vytyčena dvojice čtverců, každý o velikosti 3x3 metry. Jeden čtverec byl umístěn na ploše, kde došlo k invazi křídlatky a její následné likvidaci, druhý na ploše, která zasažena invazí nebyla. Rohy čtverců byly označeny dřevěnými kolíky, které byly pro snazší lokalizaci označeny barvou. Vzdálenost dvojice čtverců se pohybovala v rozmezí 20 – 100 metrů. Dvojice ploch byly vždy vytyčeny v rámci jednoho biotopu.

Botič			
číslo lokality	stromové patro	souřadnice	
		N	E
1	ano	50°03,143'	14°30,302'
3	ne	50°03,094'	14°31,733'
4	ano	50°03,059'	14°31,656'
7	ano	50°02,993'	14°31,451'
10	ano	50°02,886'	14°31,999'
14	ne	50°00,705'	14°33,206'
Říčanský potok			
12	ne	50°03,558'	14°35,245'
13	ne	50°03,695'	14°35,609'

Tab. 1: Seznam pokusných ploch a jejich souřadnice

U všech čtverců byl dvakrát ročně zapisován fytoecologický snímek, měření probíhalo vždy v druhé polovině května a poslední týden v srpnu. Pokusný čtverec byl rozdělen na devět dílčích čtverců o rozměrech 1x1 metr. Pro každý dílčí čtverec byla zjištěna pokryvnost a byl odebrán dílčí fytoecologický snímek. Na všech lokalitách bylo zaznamenáno 6 časových snímků (3x jarní, 3x letní). Kromě těchto údajů byla na lokalitách zaznamenána přítomnost stromového patra. Při sběru

fytocenologických snímků byla pokryvnost v jednotlivých dílčích čtvercích zaznamenávána v procentech, dále byl zapisován údaj o počtu druhů.

Na lokalitách se stromovým patrem byla měřena pouze data pokryvnosti bylinného patra včetně semenáčů dřevin do jednoho metru výšky, abundance stromů a keřů byla ignorována, aby nezkreslovala výsledky při porovnávání s lokalitami, na kterých se stromy nevyskytovaly.

3.2.2 Statistické testování dat

Ze sebraných dat byl vytvořen soupis druhů a jejich pokryvností v dílčích čtvercích během jednotlivých roků.

Pro statistické zpracování dat a následné zpracování grafických výstupů byly použity programy R 3.1.0 (vývojářský tým R 2014), Statistica (StatSoft, Inc 2010) a Canoco 5 (ter Braak 1988).

Pro testování rozdílnosti v počtu druhů na invadovaných a neinvadovaných plochách byl použit zobecněný lineární model (GLM). Stejná metoda byla provedena při testování rozdílů v počtu druhů u ploch se stromovým patrem a bez něj. Závislá proměnná počet druhů byla aproximována Poissonovým rozdělením. V průběhu analýzy dat byl z důvodu závislosti dvojic ploch na jednotlivých lokalitách zkoušen též hierarchický model, kdy lokalita byla nadřazena invadovanosti plochy. Výsledky jsou shodné jako u jednoduššího modelu bez hierarchického uspořádání dat. Výsledky hierarchického modelu nejsou v práci prezentovány.

Pro další srovnání ploch zasažených invazí a kontrolních ploch bylo užito korespondenční analýzy (CA). Druhy z jednotlivých snímků byly použity jako závislé proměnné, dvojice snímků z jedné lokality byly analyzovány jako páry. Byla provedena neomezená analýza a jako supplementary variable byla zobrazena invadovanost ploch. Data byla logaritmičsky transformována se standartním nastavením. Stejným způsobem byla testována rozdílnost v počtu druhů u ploch se stromovým patrem a bez něj. Opět byla použita korespondenční analýza, supplementary variable byla v tomto případě informace o přítomnosti stromového patra, data o počtu druhů byla logaritmičsky transformována.

Pro přímé testování vlivu času, invadovanosti a přítomnosti stromového patra byla použita kanonická korespondenční analýza (CCA). Počet permutací byl ponechán na standardním nastavení 499. Počty druhů byly logaritmicky transformovány podle standardního nastavení. Pomocí postupného regresního výběru byla otestována významnost jednotlivých proměnných a byly vybrány statisticky významné proměnné ($p < 0,05$).

Z výsledků analýz byly nakresleny ordinační diagramy.

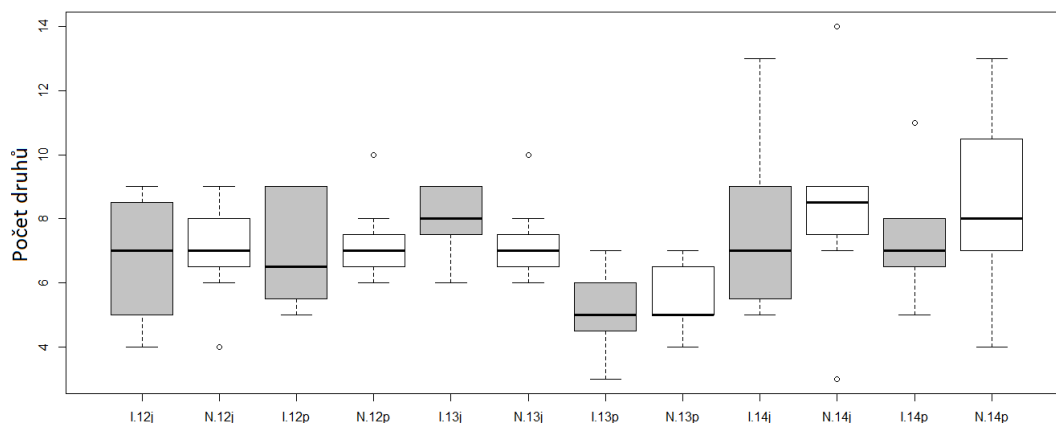
Jelikož pokryvnost ploch v jednotlivých snímcích není možné z důvodu časové provázanosti snímků brát jako nezávislá pozorování, byla pro zjištění vlivu nezávislých proměnných použita Anova pro opakovaná měření (RM Anova). Pokryvnost druhů pro jednotlivé plochy byla použita jako závislá proměnná (po arcsinové transformaci) a jako faktory byly použity proměnné: lokalita, invadovanost plochy a čas (TIME).

4 Výsledky

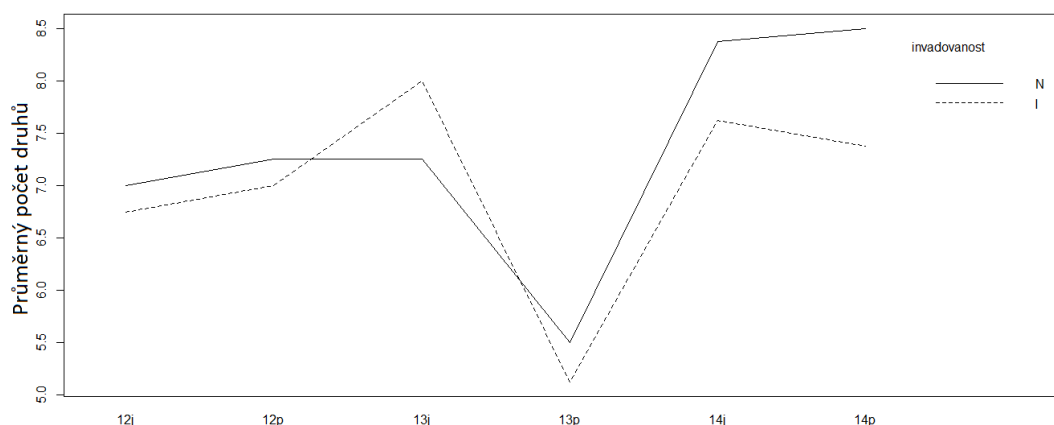
4.1 Průběh obnovy vegetace na pokusných plochách

Za dobu sledování pokusných lokalit se objevilo 40 druhů rostlin, z toho 7 druhů dřevin. Již první jaro po ukončení likvidace křídlatek byla na většině lokalit pozorována bouřlivá sukcese.

Počet druhů na lokalitách během pozorování kolísal v závislosti na aktuálních podmínkách. Při jarním měření dat byly zaznamenány mírně vyšší počty druhů než při podzimním měření. Invadované plochy vykazovaly větší rozptyl v množství druhů, než plochy kontrolní, kromě posledního měření v roce 2014. Už při prvním měření na jaře 2012 byl průměrný počet druhů shodný na invadovaných i neinvadovaných plochách. Dosahoval na nich shodně 7 druhů. Počty druhů měly vyrovnaný průběh bez výrazných výkyvů, až do jara roku 2013. V první polovině června 2013 došlo k rozvodnění Botiče a Říčanského potoka. Vodní toky se rozlily ze svých přirozených koryt, břehová vegetace byla poničena vodou a unášenými předměty. Některé pokusné plochy byly zaneseny pískem nebo jiným materiálem (Tab. 3), což se výrazně projevilo v hodnotách počtu druhů i pokryvnosti (Obr. 1, Obr. 3). Po povodni klesl průměrný počet druhů na pouhých 5 opět u obou typů pozorovaných ploch. Následující rok na jaře byl na lokalitách pozorován počet druhů srovnatelný s roky 2012 a 2013 (Obr. 1). Počty druhů a nejvíce dominantní druhy na jednotlivých lokalitách jsou uvedeny v tabulce 2. Soupis všech druhů, které se vyskytly na sledovaných plochách v průběhu měření, je v příloze 3.



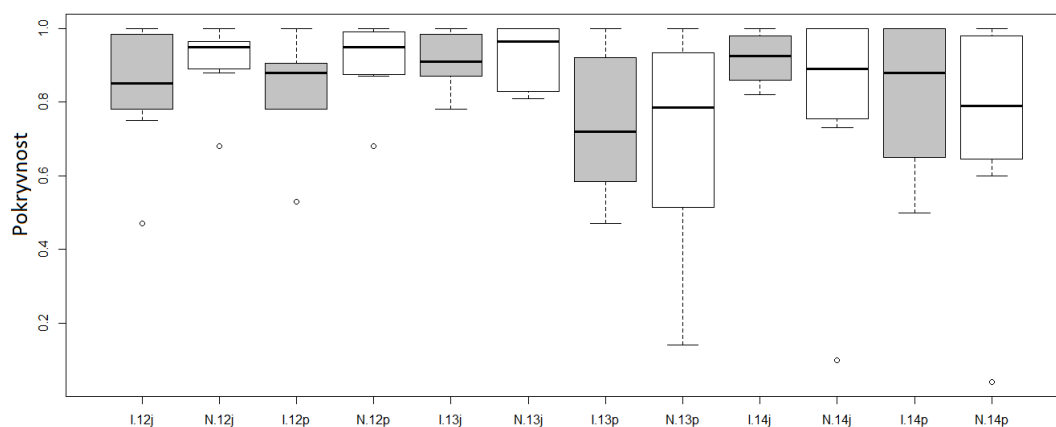
Obr. 1: Rozdíly v počtu druhů na invadovaných a neinvadovaných plochách v jednotlivých časových řezech, j – jarní záznam, p – podzimní záznam, šedé krabicové diagramy znázorňují invadované plochy, bílé krabicové diagramy znázorňují neinvadované plochy, u všech krabicových diagramů: medián, mezikvartilové rozpětí, rozpětí, odlehlé hodnoty.



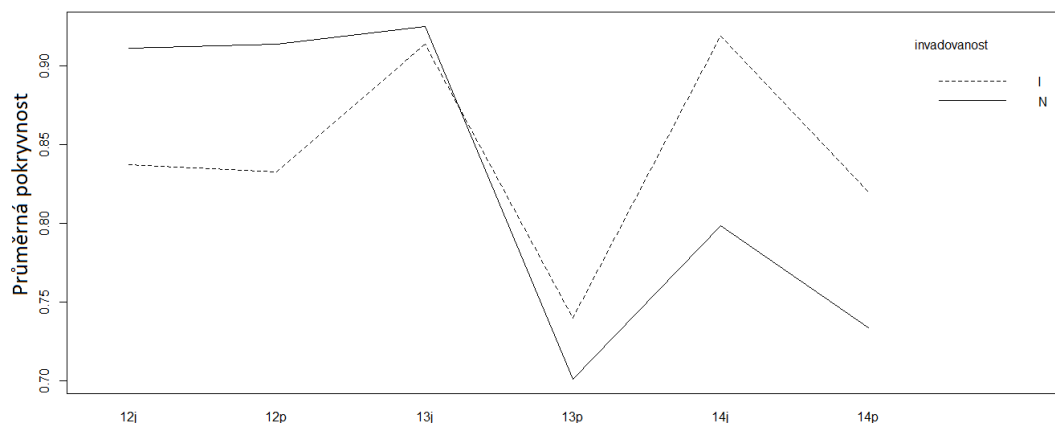
Obr. 2: Vývoj průměrného počtu druhů na invadovaných a neinvadovaných plochách v průběhu sledování lokalit, j – jarní záznam, p – podzimní záznam, I – invadované plochy, N – neinvadované plochy.

Na začátku pozorování byla naměřena průměrná pokryvnost 85 % na invadovaných a 95 % na neinvadovaných plochách. Průměrné hodnoty pokryvností na čtvercích, ze kterých byla odstraněna křídlatka, byly vždy přibližně o 10 % nižší. Procentuální pokryvnost zůstávala na těchto vysokých hodnotách až do jara 2013 (Obr. 3). Povodeň a její následky zredukovaly průměrnou pokryvnost na 70 % u invadovaných ploch a 80 % u kontrolních. Hodnoty pokryvnosti byly značně rozdílné u ploch, které byly zasaženy povodní, a které ovlivněny nebyly (Obr. 3).

Na jaře 2014 průměrná pokrývnost dosáhla hodnot srovnatelných s jarním měřením roku 2013. Bylo však zjištěno, že na invadovaných plochách je průměrná pokrývnost o 5 % vyšší než u ploch neinvadovaných, tento rozdíl se do podzimního měření zdvojnásobil. Také došlo k zvětšení rozptylu hodnot pokrývnosti u obou typů ploch. Podzimní měření v roce 2014 zaznamenalo další výrazný propad pokrývnosti především u neinvadovaných čtverců. Z terénního pozorování je možné usuzovat, že tento jev nastal především díky značnému vlivu vodní eroze na lokalitě 1. Dále také ponechání klestí a dalšího materiálu z úpravy zeleně na pokusné ploše, konkrétně na neinvadovaných čtvercích lokalit 3 a 13 (Tab. 3), mělo za následek zmenšení průměrné hodnot abundance (Obr. 4). Lokality 3, 10, 12 a 13 byly v letech 2012 až 2014 nepravidelně koseny, čas jednotlivých sečí je uveden v tabulce 3.



Obr. 3: Rozdíly v pokrývnosti na invadovaných a neinvadovaných plochách v jednotlivých časových řezech, j – jarní záznam, p – podzimní záznam, šedé krabicové diagramy znázorňují invadované plochy, bílé krabicové diagramy znázorňují neinvadované plochy, u všech krabicových diagramů: medián, mezikvartilové rozpětí, rozpětí, odlehlé hodnoty.



Obr. 4: Vývoj průměrné pokrývnosti na invadovaných a neinvadovaných plochách v průběhu sledování lokalit, j – jarní záznam, p – podzimní záznam, I – invadované plochy, N – neinvadované plochy.

lokalita	stromové patro	invadovanost	počet druhů	Dominantní druhy		
				1	2	3
1	S	I	10	<i>Veronica hederifolia</i>	<i>Impatiens parviflora</i>	<i>Urtica dioica</i>
		N	9	<i>Veronica hederifolia</i>	<i>Galium aparine</i>	<i>Impatiens parviflora</i>
3	B	I	10	<i>Arrhenatherum elatius</i>	<i>Chelidonium majus</i>	<i>Bromus sterilis</i>
		N	11	<i>Aegopodium podagraria</i>	<i>Urtica dioica</i>	<i>Taraxacum officinale</i>
4	S	I	13	<i>Poa pratensis</i>	<i>Veronica hederifolia</i>	<i>Arrhenatherum elatius</i>
		N	18	<i>Galeobdolon luteum</i>	<i>Poa pratensis</i>	<i>Arrhenatherum elatius</i>
7	S	I	18	<i>Geum urbanum</i>	<i>Elytrigia repens</i>	<i>Potentilla reptans</i>
		N	13	<i>Urtica dioica</i>	<i>Galium aparine</i>	<i>Arrhenatherum elatius</i>
10	S	I	13	<i>Poa pratensis</i>	<i>Galium aparine</i>	<i>Arrhenatherum elatius</i>
		N	15	<i>Poa pratensis</i>	<i>Dactylis glomerata</i>	<i>Stellaria nemorum</i>
12	B	I	12	<i>Arrhenatherum elatius</i>	<i>Poa pratensis</i>	<i>Dactylis glomerata</i>
		N	13	<i>Poa pratensis</i>	<i>Arrhenatherum elatius</i>	<i>Potentilla reptans</i>
13	B	I	15	<i>Urtica dioica</i>	<i>Stellaria nemorum</i>	<i>Poa pratensis</i>
		N	21	<i>Urtica dioica</i>	<i>Alliaria petiolata</i>	<i>Poa pratensis</i>
14	B	I	8	<i>Galium aparine</i>	<i>Urtica dioica</i>	<i>Impatiens parviflora</i>
		N	10	<i>Urtica dioica</i>	<i>Arrhenatherum elatius</i>	<i>Dactylis glomerata</i>

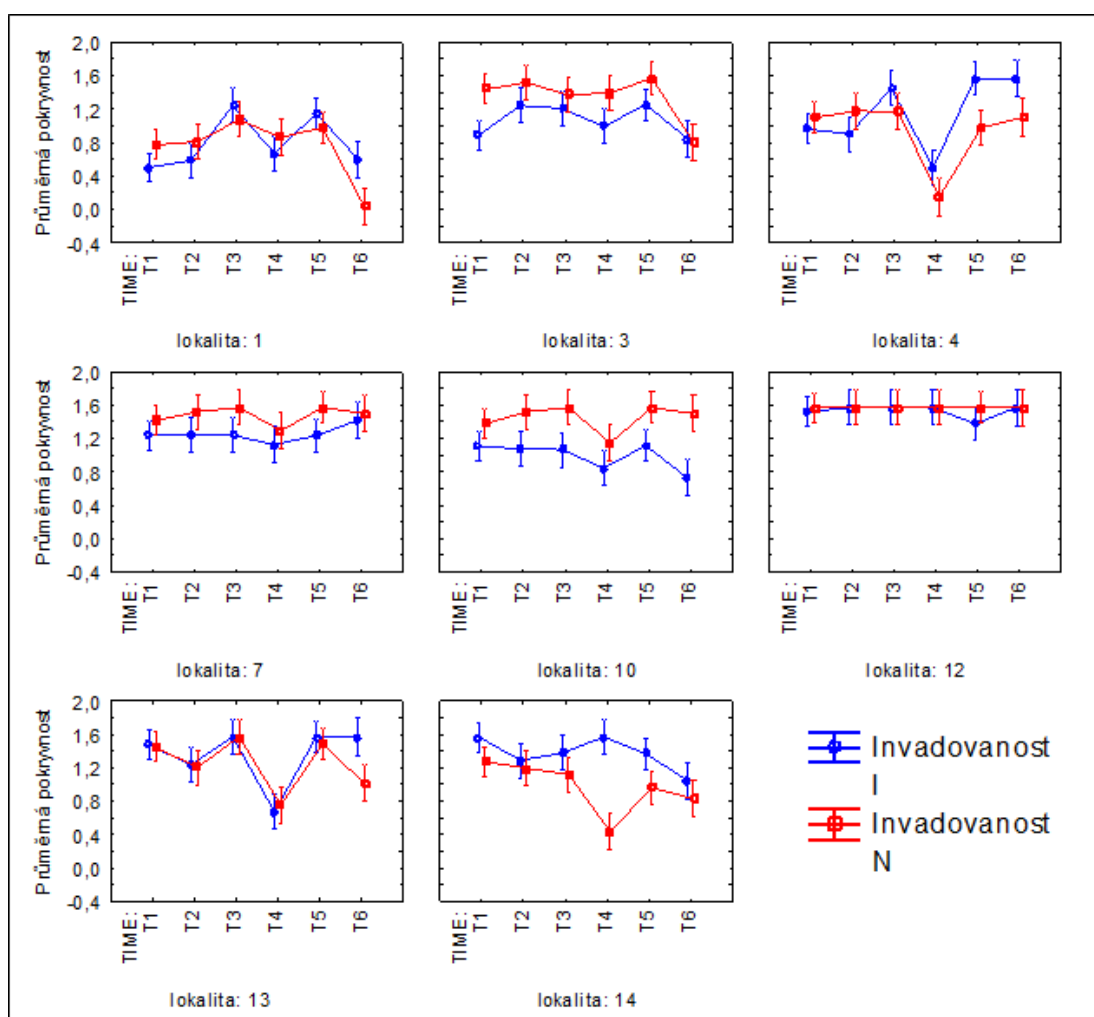
Tab. 2: Přehled lokalit, typů pokusných čtverců, počtu druhů, které se vyskytly na pokusných čtvercích za celou dobu pozorování a dominantní druhy (tři nejdominantnější druhy z každého pokusného čtverce).

Botič					
číslo lokality	stromové patro	kosení		depozice materiálu	
		invad.	neinvad.	invad.	ieinvad.
1	ano	-	-	-	-
3	ne	13p	13p	14p	-
4	ano	-	-	13p	13p
7	ano	-	-	13p	-
10	ano	-	14p	13p	-
14	ne	-	-	-	-
Říčanský potok					
12	ne	-	12p, 14p	-	-
13	ne	-	12p	14p	-

Tab. 3: Přehled pokusných čtverců ovlivněných kosením a uložením materiálu (např. při povodni, nebo údržbě zeleně).

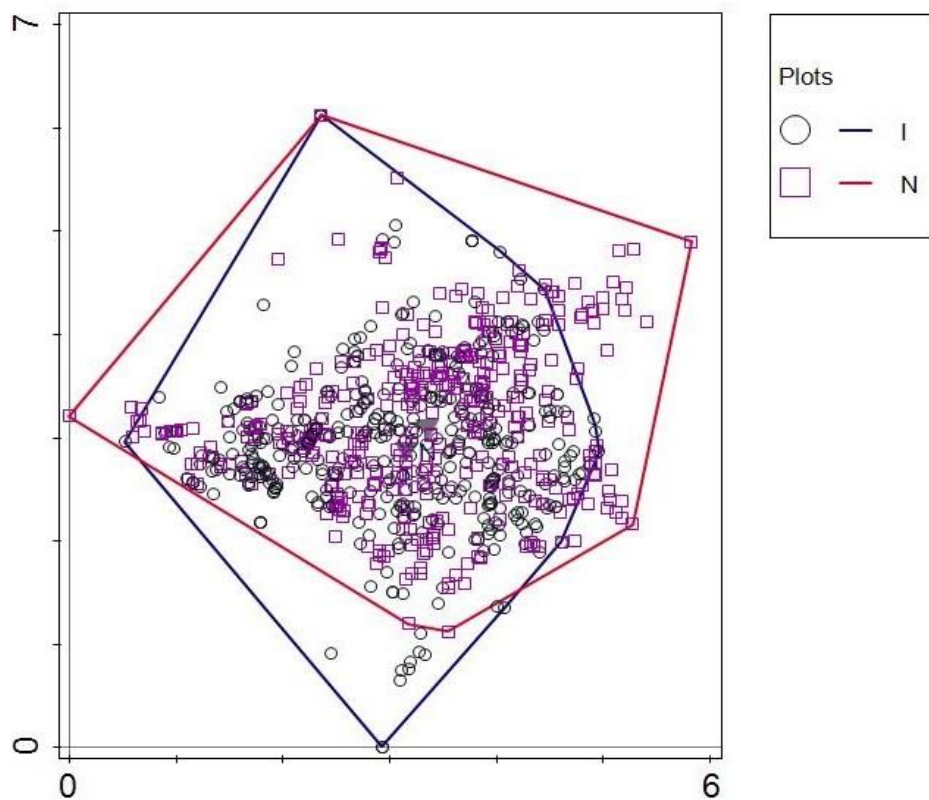
Rozdílnost invadovaných a neinvadovaných ploch z hlediska počtu druhů byla testována zobecněným lineárním modelem (GLM). Závislá proměnná počet druhů byla aproximována Poissonovým rozdělením. Data počtu druhů v jednotlivých dílčích čtvercích nebyla transformována. Odlišnost invadovaných a kontrolních ploch nebyla statisticky prokázána ($p = 0,938$) (Příloha 2).

Při testování vlivu času, invadovanosti ploch a rozdílnosti lokalit na hodnoty pokryvnosti byla použita z důvodu časové provázanosti snímků Anova pro opakovaná měření (RM Anova)(Příloha 2). Jednotlivé lokality se z hlediska pokryvnosti průkazně lišily ($F_{127,7} = 23,6; p < 10^{-6}$), ale rozdíl mezi invadovanými a kontrolními plochami statisticky prokázán nebyl ($F_{127,7} = 0,913; p = 0,341$). Vliv času byl také prokázán ($F_{127,7} = 45,5; p < 10^{-6}$), což znamená, že se hodnoty pokryvnosti během času měnily. Z grafu (Obr. 12) je však patrné, že tyto změny probíhaly podobně na všech lokalitách a na obou typech ploch. Při testování interakce vlivu času, invadovanosti a rozdílnosti lokalit, vyšla tato interakce také průkazně ($F_{635,35} = 3,94; p < 10^{-6}$). Tento výsledek naznačuje, že se vývoj na jednotlivých lokalitách lišil a zároveň na některých byla v průběhu měření zaznamenána rozdílnost mezi invadovanou a neinvadovanou plochou.

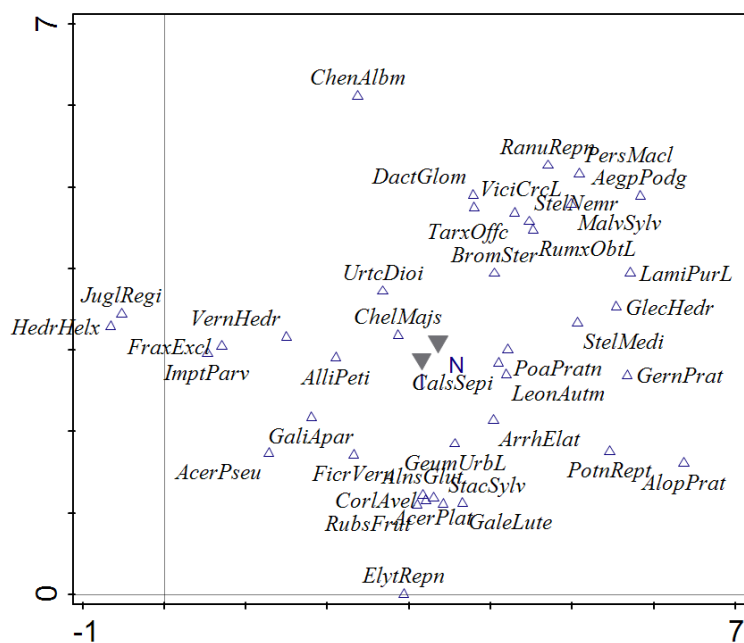


Obr. 5: Vývoj pokrývnosti na lokalitách; hodnoty pokrývnosti byly transformovány arcsinovou transformací; modré linie znázorňují vývoj na invadovaných plochách; červené linie znázorňují vývoj na neinvadovaných plochách; T1 – T6 označují jednotlivé časové řezy.

Srovnání kvality druhového složení mezi invadovanými a neinvadovanými plochami bylo provedeno pomocí korespondenční analýzy (CA). Znázornění výsledků pomocí ordinačního diagramu (Obr. 6) ukazuje značnou blízkost druhového složení, ale například tráva *Alopecurus pratensis* a dominantní *Aegopodium podagraria* (Tab. 2) byly nalezeny pouze na plochách neinvadovaných, zatímco *Elytrigia repens* byl pozorován jen na plochách invadovaných (Obr. 7).



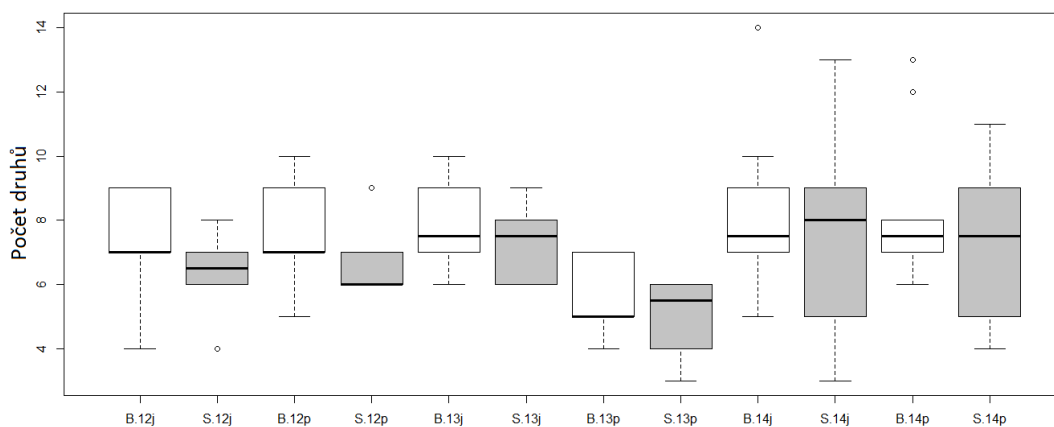
Obř. 6: ordinační diagram korespondenční analýzy (CA); jako prediktor zvolena invadovanost; modře ohraničené pole (I) – invadované plochy, červeně ohraničené pole (N) – neinvadované plochy.



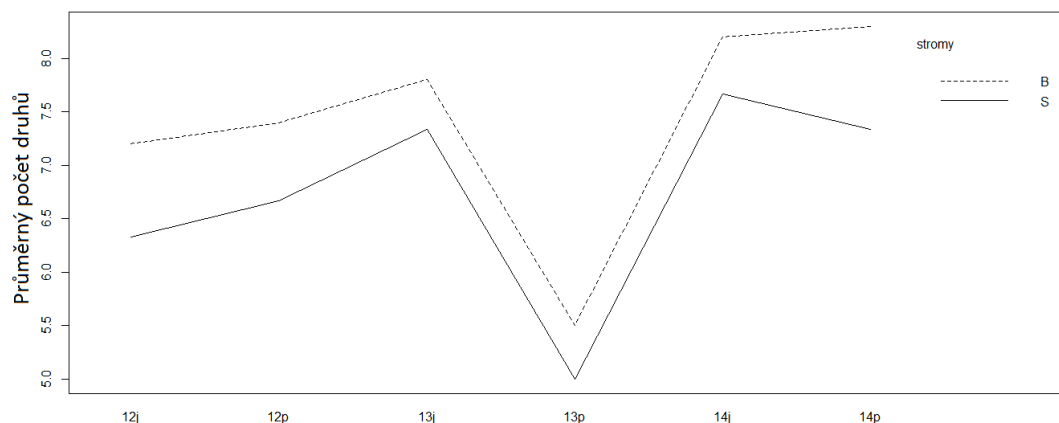
Obř. 7: variabilita druhového složení; blízkost druhů k šedým trojúhelníkům vyjadřuje výskyt na jednotlivých typech ploch; první osa vysvětlila 5,67 % a druhá osa 10,53 % druhové variability; vysvětlivky zkratk jsou uvedeny v příloze 1.

4.2 Vliv stromového patra na obnovu vegetace

Průměrný počet druhů na začátku měření byl 7 druhů na lokalitách bez stromového patra a 6,5 druhu na lokalitách se stromovým patrem (Obr. 8). Při sběru dat na jaře roku 2013 byl vypočten průměrný počet druhů na 8 shodně pro oba druhy lokalit. Po disturbanci v podobě povodní v červnu 2013 poklesl průměrný počet druhů na 5 na lokalitách bez stromového patra, u lokalit se stromy byl o 0,5 vyšší (Obr. 9). Následující jaro už hodnoty dosáhly 8 druhů na plochách se stromy a 7,5 na bezlesí. Počty druhů na jaře 2014 na lokalitách bez stromového patra vykazovaly velký rozptyl, tento jev byl zaznamenán i při podzimním měření.

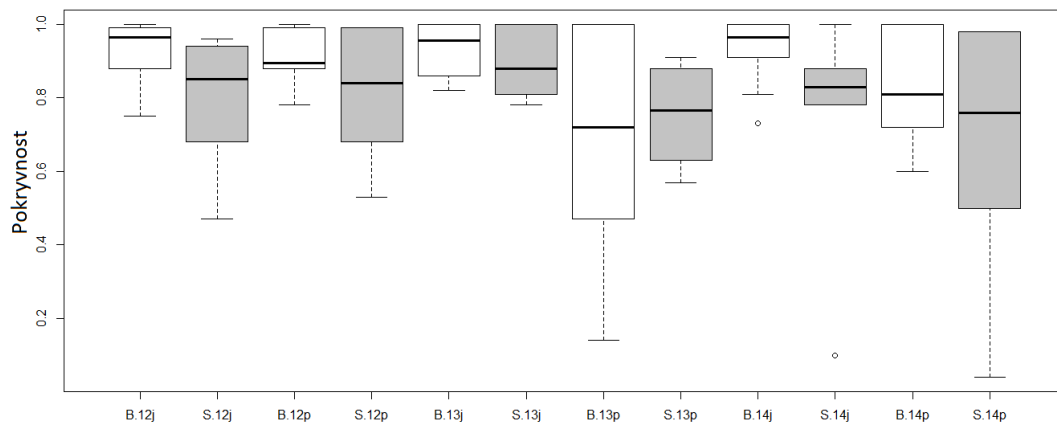


Obr. 8: Rozdíly v počtu druhů na lokalitách se stromovým patrem a bez stromového patra v jednotlivých časových řezech, j – jarní záznam, p – podzimní záznam, šedé krabicové diagramy znázorňují lokality se stromovým patrem, bílé krabicové diagramy znázorňují lokality bez stromového patra, u všech krabicových diagramů: medián, mezikvartilové rozpětí, rozpětí, odlehlé hodnoty.

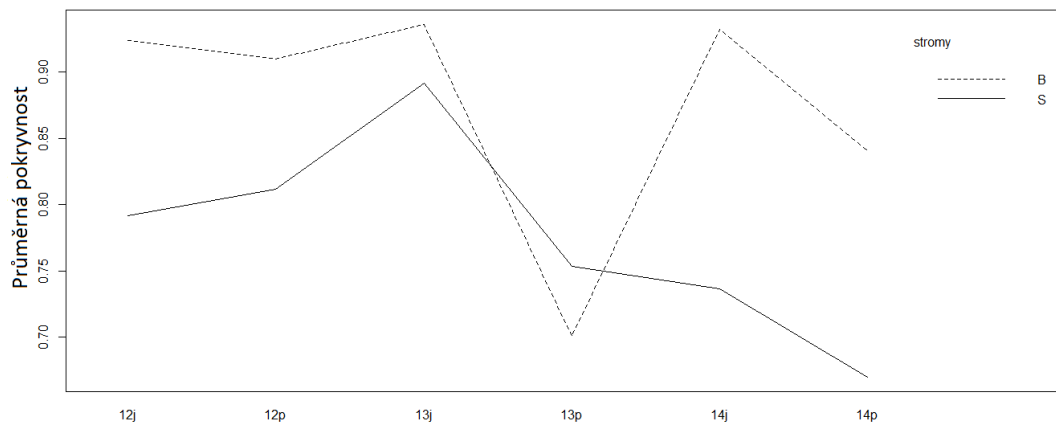


Obr. 9: Vývoj průměrného počtu druhů na lokalitách se stromovým patrem a bez stromového patra v průběhu sledování lokalit, j – jarní záznam, p – podzimní záznam, B – lokality bez stromového patra, S – lokality se stromovým patrem.

Na lokalitách se stromovým patrem byla průměrná pokryvnost po většinu pozorování nižší, než u lokalit bez stromů. Na jaře 2012 byly hodnoty průměrné pokryvnosti 95 % na bezlesí a 85 % na lokalitách se stromy (Obr. 10). Tyto hodnoty se téměř neměnily až do povodní v roce 2013. Po disturbanci byla průměrná pokryvnost 70 % na lokalitách bez stromového patra a pouze o 5 % více na lokalitách bez něj. Na jaře 2014 byla průměrná abundance na plochách bez stromového patra opět 95 %, ale na lokalitách bez něj pouze 80 % a do podzimního sběru dat ještě poklesla (Obr. 11). Při sběru dat, jenž probíhal po povodni v roce 2013, byl zaznamenán výrazný negativní výkyv hodnot abundance u lokalit se stromovým patrem oproti ostatním. Tato odchylka vznikla s největší pravděpodobností kvůli povodni, která značně poškodila rostlinná společenstva především na lokalitách v těsné blízkosti toků. Konkrétně lokality s patrem stromů 4,7 a 10 byly velmi poničeny (Tab. 3).



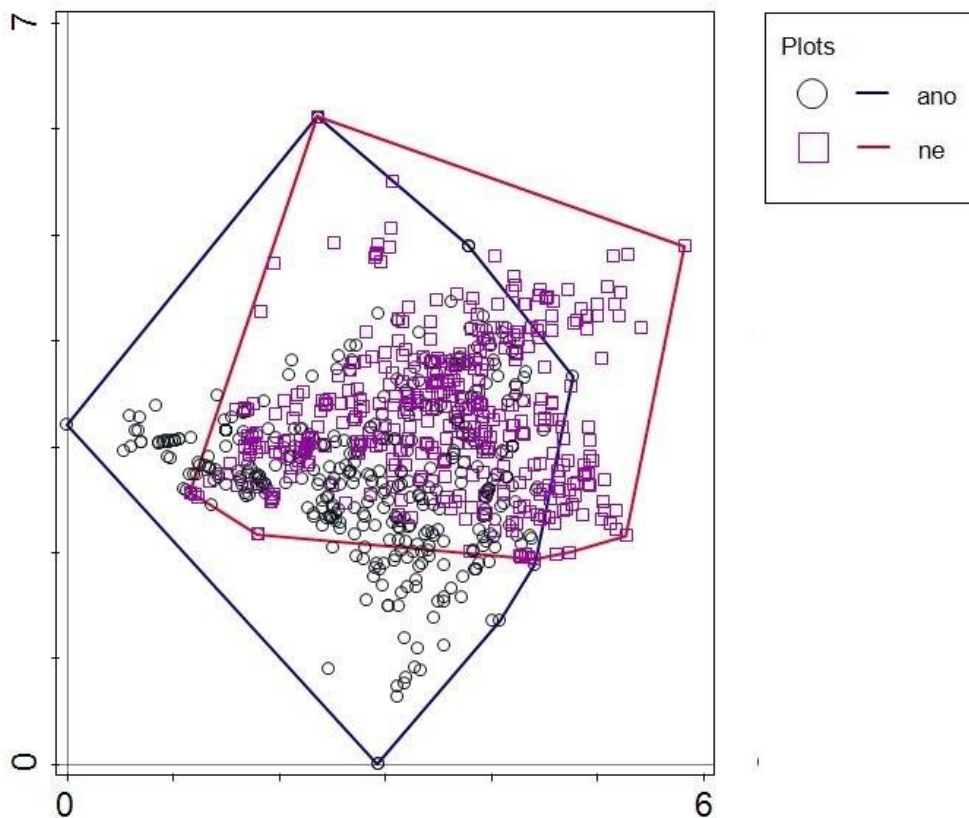
Obr. 10: Rozdíly pokryvnosti na lokalitách se stromovým patrem a bez stromového patra v jednotlivých časových řezech, j – jarní záznam, p – podzimní záznam, šedé krabicové diagramy znázorňují lokality se stromovým patrem, bílé krabicové diagramy znázorňují lokality bez stromového patra, u všech krabicových diagramů: medián, mezikvartilové rozpětí, rozpětí, odlehlé hodnoty.



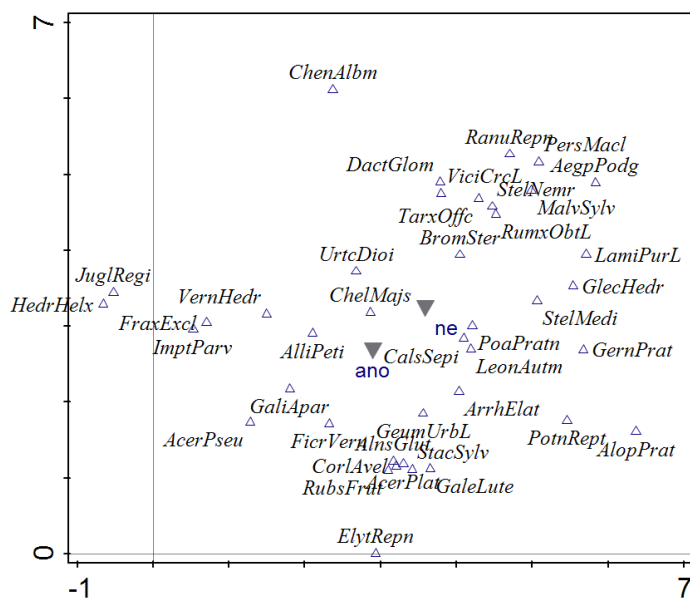
Obr. 11: Vývoj průměrné pokryvnosti na lokalitách se stromovým patrem a bez stromového patra v průběhu sledování lokalit, j – jarní záznam, p – podzimní záznam, B – lokality bez stromového patra, S – lokality se stromovým patrem.

Rozdílnost počtu druhů na lokalitách se stromovým patrem a bez něj byla testována zobecněným lineárním modelem (GLM). Závislá proměnná počet druhů byla aproximována Poissonovým rozdělením. Data o počtu druhů v jednotlivých dílčích čtvercích nebyla transformována. Přítomnost stromového patra na lokalitě měla negativní vliv na počet druhů v pokusných čtvercích (Obr. 8). Rozdíl v počtu druhů však při testování zobecněným lineárním modelem (GLM) nevyšel statisticky průkazný ($p = 0,129$) (Příloha 2).

Srovnání kvality druhového složení mezi lokalitami se stromovým patrem a bez něj bylo provedeno pomocí korespondenční analýzy (CA). Výsledky analýzy jsou zobrazeny v ordinačním diagramu (Obr. 12). Je zde patrná značná podobnost. Odlišnost je však znát u vyskytujících se semenáčů dřevin, které byly pouze na lokalitách se stromovým patrem (viz níže, druhové soupisy pro jednotlivé plochy jsou uvedeny v příloze XX). Také některé byliny tolerující zastínění byly přítomné jen na plochách se stromovým patrem (např. *Galeobdolon luteum*). Naopak jiné druhy bylin, jako například *Potentilla reptans* a *Geranium pratense*, se vyskytovaly pouze na lokalitách bez stromů (Obr. 13, Příloha 3).

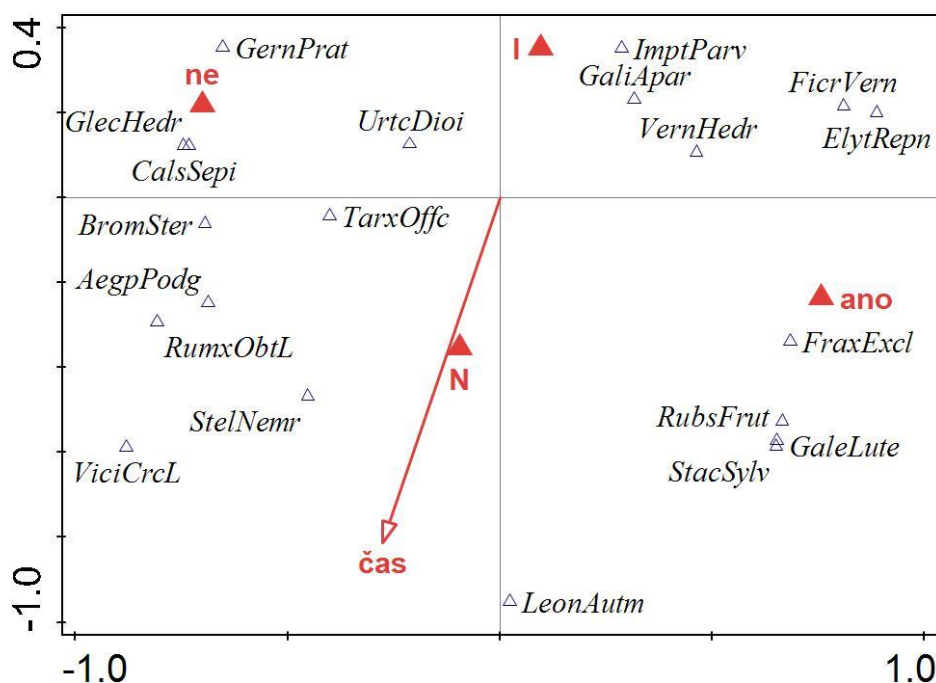


Obr. 12: ordinační diagram korespondenční analýzy (CA); jako prediktor zvolena přítomnost stromového patra; modře ohraničené pole (ano) – lokality se stromovým patrem, červeně ohraničené pole (ne) – lokality bez stromového patra



Obr. 13: variabilita druhového složení; blízkost druhů k šedým trojúhelníkům vyjadřuje výskyt na jednotlivých typech lokalit; první osa vysvětlila 5,67 % a druhá osa 10,53 % druhové variability; vysvětlivky zkratk jsou uvedeny v příloze 1

Pro přímé testování vlivu času, invadovanosti a přítomnosti stromového patra byla použita kanonická korespondenční analýza (CCA). Pomocí postupného regresního výběru byla otestována významnost jednotlivých proměnných a byly vybrány statisticky významné proměnné ($p < 0,05$). Ordinační diagram (Obr. 14) zobrazuje 20 nejvýznamnějších druhů, které svou blízkostí vyjadřují členství v jednotlivých kategoriích. Znepokojující je fakt, že invadované plochy byly pozitivně korelovány s výskytem invazních druhů *Impatiens parviflora* a *Veronica hederifolia*. Lokality se stromovým patrem jsou silně korelovány s výskytem semenáčů dřevin.



Obr. 14: Ordinační diagram unimodální kanonické korespondenční analýzy (CCA); vysvětlující proměnná „stromové patro“ vysvětlila 57,3 %, „čas“ 23,9 % a „invadovanost“ 18,7 % celkové variability, $p = 0,0002$; blízkost druhů vyjadřuje korelaci s jednotlivými typy ploch

5 Diskuse

Hlavním cílem této práce bylo sledování a popis obnovy rostlinných společenstev na lokalitách po likvidaci invaze křídlatky. K těmto pokusným plochám byla vždy zvolena kontrolní, invazí nezasazená plocha patřící do stejného biotopu. Sekundární sukcese byla pozorována na lokalitách, kde byly porosty křídlatky likvidovány postřikem na list. Aplikován byl neselektivní herbicid, následně byly porosty pokoseny a odumřelá biomasa odstraněna. Díky datům, která byla na těchto pokusných čtvercích naměřena, je možné popsat vývoj obnovy zasažených lokalit a zároveň ho porovnat se společenstvy, která invadována nebyla. Také vliv stromového patra na průběh obnovy byl zčásti vysvětlen. Tato práce se pokouší popsat nejen vlastnosti prostředí zvolené na začátku měření, ale i neočekávané disturbance, které některé sledované plochy zasáhly.

5.1 Výběr lokalit

Výběr vhodných lokalit v roce 2012 byl komplikován necentralizovaným přístupem k likvidaci invazních druhů na území Prahy. Po konzultaci s oddělením péče o zeleň Magistrátu hlavního města Prahy proběhla volba vyhovujících lokalit ve spolupráci s Českým svazem ochránců přírody, který provádí likvidaci invazních rostlin v jihovýchodní části Prahy a okolí. Na některých místech měla eradikace křídlatek pokračovat ještě v dalších letech, jinde byly plochy odstraněných porostů příliš malé na vytyčení pokusných ploch. Problém představovala také rozdílnost zasažených biotopů. Ze čtrnácti ploch, kde proběhla invaze křídlatky a na kterých byla ještě v minulém roce likvidována, pouze 8 lokalit vykazovalo dostatečnou podobnost.

Všechny lokality se nacházely na břehu potoka a byly ovlivněny antropogenními zásahy, což je typické stanoviště, kde se křídlatky ve městech vyskytují (Rahmanov et al. 2014, Mandák et al. 2004) Není však zcela jasné, jak úspěšná byla snaha najít a vytyčit co možná nejvíce podobné kontrolní čtverce k invadovaným plochám. Podobnost či rozdílnost kontrolních čtverců měla bezpochyby vliv na výsledky analýz. Stejná otázka vyvstává při srovnání odlišností jednotlivých lokalit. Jelikož některé byly například na velmi svažitéch stanovištích, tvořených převážně

navážkou. U těchto lokalit byla pokryvnost i druhová rozmanitost výrazně nižší v porovnání s dobře zapojenými porosty v rovině. (Obr. 5, Příloha 3).

5.2 Fytcenologické snímkování

Pokusné plochy o velikosti 3 x 3 metry byly rozděleny na devět dílčích čtverců, ze kterých byly zaznamenávány fytcenologické snímky. Data z dílčích čtverců již nebyla dále upravována. Na rozdíl od většiny podobných sledování (např. Mayerová 2009, Mártonová 2010) jsem zvolil způsob zaznamenávání procentuální pokryvnosti bez využití Braun-Blanquetovy stupnice. Přímý zápis procentuální pokryvnosti jsem shledal přesnějším a jednodušším z hlediska zpracování výsledných dat. Metodu zapisování fytcenologických snímků pro popis obnovy rostlinných společenstev použila Mártonová (2010) ve své diplomové práci. Ta však následně hodnoty z dílčích čtverců zprůměrovala pro celý čtverec před jejich vstupem do statických analýz a tím ztratila část variability dat (Pekár et Brabec 2009). Data v této práci byla zprůměrována pouze při tvorbě grafických výstupů.

5.3 Pokryvnost

Před zahájením likvidace v roce 2009 tvořily křídlatky husté zapojené porosty a byly výrazně dominantní. Každý další rok klesal počet rostlin stejně jako jejich pokryvnost (Krejčí ústní sdělení). Díky tomu se na stanovištích začaly rychle objevovat původní druhy rostlin (Šrubař 2007). Tato postupná sukcese probíhala, podle mého názoru, především díky odstranění posekané odumřelé biomasy z ošetřených ploch. Ke stejnému závěru dospěla i Mártonová (2010), jež zkoumala plochy po eradikaci, ze kterých nebyla biomasa odstraněna. Tyto odumřelé zbytky rostlin značně brzdí následnou obnovu rostlinných společenstev (Barták et al. 2010). Na některých plochách došlo k výraznějšímu zarůstání dokonce až po dvou letech. Na mnou sledovaných plochách dosahovala průměrná hodnota pokryvnosti již první jaro po ukončení likvidace 90 % (Obr. 3). Podobné výsledky byly zaznamenány při výzkumu vhodných metod likvidace křídlatky v povodí Morávky. Tam při pokusech s výsevem travobylinné směsi byla zjištěna velká pokryvnost a zápoj bylinného

patra, přičemž ruderalní druhy potlačily druhy vyseté (Barták et al. 2010). Výsledky mého měření se mohou lišit od ostatních, jelikož jsem obnovu vegetace zkoumal pouze na lokalitách, kde došlo k relativně maloplošné invazi. Tudíž zde obnova probíhá o poznání snadněji. Rostliny z okolí mají jednodušší cestu zpět na narušené plochy pomocí vegetativního i generativního rozmnožování.

5.4 Počet druhů

Původní druhy rostlin se na lokalitách začaly objevovat již během likvidace invaze. Při úbytku křídlatek docházelo k relativně rychlému nárůstu pokryvnosti ostatních rostlin a podobně tomu bylo u počtu druhů (Krejčí ústní sdělení). Rychlé osídlování uvolněných ploch po odstranění křídlatky pozorovali také Barták et al. (2010). Na většině lokalit se průměrný počet druhů v dílčím čtverci pohyboval okolo tří. Celkový průměr druhů na invadovaných plochách první rok po skončení likvidace byl 6 druhů (Obr. 1). Průměrné počty druhů byly na podobné úrovni až do disturbance v roce 2013, kdy poklesly (Obr. 2). Při disturbanci většinou dochází k poklesu počtu druhů a pokryvnosti (Jauni et al. 2015). Již na jaře následujícího roku byly průměrné počty druhů na původních hodnotách. Z čehož by se dalo usuzovat, že plochy po invazi jsou již stabilní.

Na pokusných plochách, kde byla odstraněna křídlatka, se s největší abundancí vyskytovaly kompetičně silné, ruderalní druhy (*Urtica dioica*), travinné druhy (*Poa pratensis* a *Arrhenatherum elatius*) a plevely (*Galium aparine* a *Veronica hederifolia*) (Tab. 2). Například *Urtica dioica* a *Galium aparine* jsou schopné přežít i v porostech křídlatky (Beerling et al. 2004), díky tomu mají výhodu při osídlování uprázdněných ploch. Většina nalezených druhů patřila mezi c strategý, kteří se vyznačují velkou schopností konkurence, velkou výškou a produkcí biomasy. Velmi podobné druhové složení i pokryvnosti však vykazovaly i kontrolní plochy, toto tvrzení se shoduje se sledováním porostů po odstranění křídlatky, které provedli Claeson et al. (2013). Dá se usuzovat, že je to především proto, že se většinou jedná o ruderalní stanoviště značně narušené zásahy člověka.

Znepokojující fakt pro obnovu těchto rostlinných společenstev může být výskyt rozrazilu břechťanolistého (*Veronica hederifolia*) a netýkavky malokvěté (*Impatiens*

parviflora) na lokalitách (Příloha 3). Tyto invazní druhy by mohly kolonizovat narušené lokality (Mack et al. 2000). Nejčastěji se objevoval rozrazil a na některých lokalitách dosahoval velké abundance (Tab. 2). Toto se dělo především na plochách, kde se nevyskytovalo mnoho jiných druhů a povrch půdy byl značně odhalen. Na lokalitách s dobře zapojenou vegetací dosahoval zanedbatelné pokryvnosti nebo zcela chyběl. K jeho výskytu docházelo jak na invadovaných, tak i na kontrolních čtvercích. Z čehož je možné usuzovat, že jeho přítomnost se pojí spíše s narušenými a ruderalními stanovišti, než s plochami zbavenými křídlatky. Netýkavka se objevovala pouze sporadicky a její pokryvnost byla dominantní pouze na lokalitě 1 (v obou čtvercích) a 14 (pouze na invadované ploše) (Tab. 2). Netýkavky se vyskytovaly především na lokalitách se stromovým patrem, což zcela odpovídá tvrzením, které uvádějí Chmura et Sierka (2007). Během posledního roku však její pokryvnost klesla na minimum.

Z invazních druhů je pravděpodobně nejnebezpečnější právě odstraněná křídlatka. Zakrnělé a degenerované rostliny křídlatky byly pozorovány na některých lokalitách už druhý rok po ukončení likvidace. Opětovnou invazi křídlatky na plochy, kde již byla ošetřena, pozorovali i Skinner et al. (2012). Tyto degenerované rostliny se nenacházely na pokusných plochách. Stejný jev zaznamenala ve své diplomové práci Mártonová (2010), která na sledovaných lokalitách, z nichž byla odstraněna křídlatka, objevila obrážející rostliny třetí rok po likvidaci. V případě lokalit u Botiče a Říčanského potoka nebyl trend výskytu křídlatek jednotný. Na lokalitách 1 a 4 byly rostliny křídlatek nalezeny na jaře 2013, byly zde i na podzim tohoto roku, ale následující rok už se neobjevily. Na lokalitě 10 byla zjištěna jedna rostlina, která po průchodu povodně nebyla nalezena. Jiná situace nastala na lokalitě 10, kde se na jaře 2013 objevilo několik relativně zdravých rostlin, kterých postupně přibývalo až do posledního měření v roce 2014.

5.5 Stromové patro na lokalitě

V narušených porostech, kde je přítomné stromové patro, vede sukcese většinou k vytvoření lesního porostu. Tento děj je ještě podmíněn dostatečně vlhkým klimatem, které však v oblasti střední Evropy je zcela vyhovující (Prach et al. 2014). Tento sukcesní trend byl zcela jasně patrný při měření fytocenologických snímků.

Semenáče dřevin se kromě jedné výjimky vyskytovaly pouze na lokalitách se stromovým patrem (Příloha 3). Podle monitoringu, který prováděli Claeson et al. (2013), stromové patro působí příznivě na výskyt původních druhů a pokryvnost. Hodnoty naměřené na březích Botiče a Říčanského potoka se s tímto tvrzením neshodují. Průměrné hodnoty počtu druhů a pokryvnosti byly na lokalitách s přítomným stromovým patrem vždy nižší (Obr. 7, Obr. 9). Gilliam (2007) uvádí, že zdravé, dobře zapojené lesní porosty bez disturbancí většinou neobsahují invazní druhy v bylinném patře. Stromové patro na zkoumaných lokalitách bylo tvořeno *Fraxinus excelsior*, *Juglans regia*, *Corylus avellana*, *Alnus glutinosa*, *Acer pseudoplatanus*, *Acer platanoides* a *Sambucus nigra* (Příloha 3). Byly to většinou narušené porosty rostoucí na ruderalních a disturbovaných stanovištích. Tato nekvalitní stromová společenstva s nedostatečným zápojem jsou velice snadným terčem pro invazní rostliny.

5.6 Disturbance

Postupný nárůst počtu druhů a pokryvnosti na ošetřených lokalitách byl přerušen silnou disturbancí. Mezi jarním a podzimním měřením v roce 2013 došlo k rozvodnění Botiče a Říčanského potoka. Vodní toky vystoupily ze svých přirozených koryt, břehová vegetace byla poničena proudící vodou a unášenými předměty. Destrukce rostlinných společenstev spolu se sedimentací vodou spláchnutého materiálu na pokusných plochách (Tab. 3) se výrazně projevila v datech naměřených při podzimním měření. Po disturbancích jsou stanoviště ohrožena několika faktory. Jednak jsou narušené lokality náchylnější k napadení dalšími invazními druhy, jejichž propagule byly přineseny s povodní (Jauni et al. 2015). U lokalit na Botiči a Říčanském potoce k opakované invazi křídlatek ani jiného invazního druhu nedošlo. Také platí, že stanoviště s redukovanou nebo zcela chybějící vegetací nedokáží účinně odolávat vodní a říční erozi. V souvislosti s tím dochází ke smyvům humusové vrstvy a velké břehové erozi (Dommaget et al. 2014). Někteří autoři uvádějí (např. Jauni et al. 2015, Ferguson et al. 2015), že disturbance zpomalují sekundární sukcesi, s tímto tvrzením se shoduje vývoj na sledovaných lokalitách. Avšak na jaře následujícího roku se hodnoty pokryvnosti a počtu druhů pohybovaly zhruba na stejné úrovni jako při sběru dat v květnu 2013. K jistému

zdržení, případně změně směru vývoje sukcese došlo. Na pokusných čtvercích byly nalezeny nové druhy (viz níže, druhové soupisy pro jednotlivé plochy jsou uvedeny v příloze 3), jejichž semena tam byla přinesena při povodni (Colleran et Goodall 2014), anebo vyklíčily ze semenné banky po uprázdění místa původními rostlinami (Hulme et Bremner 2006). Jinde, druhy do té doby dominantní, byly po rozvodnění potoků markantně redukovány (Příloha 3).

5.7 Kosení

Na některých lokalitách došlo v průběhu pokusu k posekání porostu mezi jarním a podzimním sběrem dat (Tab. 3). Sekání nebylo prováděno pravidelně, většinou proběhlo v rámci údržby veřejné zeleně nebo při péči majitelů pozemků o břehy přilehlých potoků. Podle Lepše (1999) vede pravidelné kosení luk k větší druhové rozmanitosti, redukcí abundance dominantních druhů a podpoře vegetativního šíření trav. Pokud však nejsou živiny opět vráceny do půdy, může docházet k rozvolnění porostů (Pourová 2009). Při měření na posekaných plochách bylo patné snížení pokryvnosti dominantních druhů, většinou se jednalo o travní druhy (*Arrhenatherum elatius*, *Poa pratensis*) a v jednom případě o *Aegopodium podagraria*. (Příloha 3) V invadovaném čtverci lokality 3 došlo po letním kosení k rozvolnění porostu. V tomto případě však mohly hrát větší roli velká sklonitost stanoviště a zastínění okolními keři. Nárůst ve druhové rozmanitosti zjištěn nebyl (Příloha 3).

6 Závěr

Jelikož k obnově rostlinných společenstev docházelo samovolně již při samotné likvidaci, počet druhů rostlin i jejich pokryvnost byly už od prvního roku sledování relativně vysoké, především díky každoročnímu odstraňování odumřelé biomasy z ošetřovaných ploch.

Lokality byly z hlediska druhového složení a abundance značně heterogenní. Invadované a kontrolní čtverce vykazovaly podobnosti v průměrném počtu druhů, hodnoty průměrné pokryvnosti na kontrolních plochách se pohybovaly okolo 95 %, na invadovaných byly v průměru o 10 % nižší. Množství druhů a abundance měly vyrovnaný průběh bez výrazných výkyvů, až do jara roku 2013. V první polovině června 2013 však došlo k rozvodnění Botiče a Říčanského potoka. Vodní toky se rozlily ze svých přirozených koryt, břehová vegetace byla poničena vodou a unášenými předměty. Některé pokusné plochy byly zaneseny pískem nebo jiným materiálem, což se projevilo výrazným poklesem počtu druhů i pokryvnosti. V příštím roce už byl počet druhů na původní hodnotě, zatímco průměrná pokryvnost byla stále nižší, především na kontrolních plochách.

Lokality se stromovým patrem dosahovaly menší pokryvnosti oproti lokalitám bez něj, v průměru o 10 %. Průměrný počet druhů byl na obou typech ploch téměř shodný. Hodnoty počtu druhů a pokryvnosti měly stabilizovaný průběh až do června 2013, kdy sledovaným územím prošla již zmiňovaná povodeň. Pokryvnost i počet druhů na lokalitách byly po této disturbanci výrazně redukovány. Na jaře příštího roku už byly hodnoty opět na podobné úrovni jako před povodní. Na lokalitách se stromovým patrem se v průběhu měření objevily semenáče dřevin, na plochách bez stromů nikoli.

Na lokalitách zasažených povodní došlo k zbrzdění obnovy společenstev, i přesto hned následující jaro byla pozorována výrazná sukcese. Na plochách, které disturbancí postiženy nebyly, probíhal vývoj většinou ustáleně.

Během sledování se na některých plochách objevily další invazní druhy (konkrétně *Veronica hederifolia* a *Impatiens parviflora*). Tyto druhy zde však nepředstavují takovou hrozbu jako křídlatka, která se začala znovu objevovat na některých plochách, ze kterých byla původně odstraněna.

V předkládané práci, byla popsána obnova rostlinných společenstev na plochách po eradikaci křídlatky a tento proces byl porovnán s neinvadovanými plochami. Vliv stromového patra byl také dostatečně osvětlen. Průběh obnovy společenstev se podařilo popsat velmi dobře, vzhledem k omezenému počtu sledovaných lokalit a relativně krátké době pozorování.

Ze získaných informací vyplývá, že by bylo vhodné soustředit pozornost nejen na likvidaci invazních druhů, ale současně i na následný monitoring ošetřených lokalit a hledání ucelené koncepce v přístupu k této problematice. Z výsledků práce je zřejmé, že pro úspěšnou obnovu společenstev není třeba dosazování či dosévání druhů, ale spíše dlouhodobý monitoring ve smyslu zamezení opětovného výskytu invazních druhů.

7 Literatura

- AGUILERA A. G., ALPERT P., DUKES J. S. et HARRINGTON R., 2010: Impacts of the invasive plant *Fallopia japonica* (Houtt.) on plant communities and ecosystem processes. *Biological Invasions* 12: 1243-1252.
- BAILEY J. P., 2013: The Japanese knotweed invasion viewed as a vast unintentional hybridisation experiment. *Heredity* 110: 105-110.
- BAILEY J. P., BÍMOVÁ K. et MANDÁK B. 2009: Asexual spread versus sexual reproduction and evolution in Japanese Knotweed s.l. sets the stage for the “Battle of the Clones”. *Biol Invasions* 11:1189–1203.
- BAILEY J. P. et CONOLLY A. P., 2000: Prize-winners to pariahs - A history of Japanese Knotweed s.l. (*Polygonaceae*) in the British Isles. *Watsonia* 23: 93-110.
- BARTÁK R., KONUPKOVÁ KALOUSOVÁ Š. et KRUPOVÁ B., 2010: Metodika likvidace invazních druhů křídlatek (*Reynoutria spp.*). PROprint, Český Těšín.
- BEERLING D. J., BAILEY J. P. et CONOLLY A. P., 2004: *Fallopia japonica* (Houtt.) Ronse Decraene. *Journal of Ecology* 82: 959-979.
- BÍMOVÁ K., MANDÁK B. et 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. et WADE M. (eds.): *Plant invasions – Species ecology and ecosystem management*. Backhuys Publishers, Leiden, 283-290.
- BÍMOVÁ K., MANDÁK B. et PYŠEK P., 2003: Experimental study of vegetative regeneration in four invasive *Reynoutria* taxa (*Polygonaceae*). *Plant Ecology* 166: 1-11.
- BÍMOVÁ K., MANDÁK B. et KAŠPAROVÁ I., 2004: How does *Reynoutria* invasion fit the various theories of invasibility. *Journal of Vegetation Science* 15: 495-504.
- CLAESON S. M. et BISSON P. A., 2013: Passive Reestablishment of Riparian Vegetation Following Removal of Invasive Knotweed (*Polygonum*). *Invasive Plant Science and Management* 6 :208–218.

- COLLERAN B. P. et GOODALL K. E., 2014: Invasive Plant Science and Management. Weed Science Society of America 7: 84-92.
- CORNISH P. S. et BURGIN S., 2005: Residual effects of glyphosate herbicide in ecological restoration. Restoration Ecology 13: 695-702.
- DASSONVILLE N., VANDERHOEVEN S., GRUBER W. et MEERTS P., 2007: Invasion by *Fallopia japonica* increases topsoil mineral nutrient concentrations. Écoscience 14: 230-240.
- DASSONVILLE N., VANDERHOEVEN S., VANPARYS V., HAYEZ M., GRUBER W. et MEERTS P., 2008: Impacts of alien invasive plants on soil nutrients are correlated with initial site conditions in NW Europe. Oecologia 157: 131-140.
- DELBART E., MAHY G., WEICKMANS B., HENRIET F., CREMER S., PIERET N., VANDERHOEVEN S. et MONTY A., 2012: Can Land Managers Control Japanese Knotweed? Lessons from Control Tests in Belgium. Environmental Management 50:1089-1097.
- DEMEESTER J. E. et RICHTER D. DEB., 2010: Restoring restoration: removal of the invasive plant *Microstegium vimineum* from a North Carolina wetland. Biological Invasions 12: 781-793.
- DEMEK J. (ed.) (1965): Geomorfologie českých zemí. Nakladatelství ČSAV, Praha.
- DOLEŽALOVÁ H., 2012: Podpora biomasy z invazních nepůvodních druhů? Vývoj právní úpravy, Masarykova univerzita, Právnická fakulta, Brno, online: <http://www.odpadoveforum.cz/DVD/dokumenty/prispevky/304.pdf>, cit. 14.9.2014.
- DOMMANGET F., EVETTE A., SPIEGELBERGER T., GALLET CH., PECÉ M., IMBERT M. et NAVAS M-L., 2014: Differential allelopathic effects of Japanese knotweed on willow and cottonwood cuttings used in riverbank restoration techniques. Journal of Environmental Management 132: 71-78.
- DORIGO W., LUCIEER A., PODOBNIKAR T. et ČARNI A., 2012: Mapping invasive *Fallopia japonica* by combined spectral, spatial, and temporal analysis of digital orthophotos. International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation 19: 185–195.

- Evropský parlament, 2013: Návrh nařízení Evropského parlamentu a rady COM(2013)0620, o prevenci a regulaci zavlékání či vysazování a šíření invazních nepůvodních druhů, online: <http://www.ipex.eu/IPEXL-WEB/dossier/files/download/082dbcc540a54390014102386a130780.do>, cit. 14.9.2014.
- FAN P., HAY A.-E., MARSTO A., LOU H. et HOSTETTMANN K., 2009: Chemical variability of the invasive neophytes *Polygonum cuspidatum* Sieb. & Zucc. and *Polygonum sachalinensis* F. Schmidt & Maxim. *Biochemical Systematics and Ecology* 37: 24-34.
- FAN P., HOSTETTMANN K. et LOU H. 2010: Allelochemicals of the invasive neophyte *Polygonum cuspidatum* Sieb. & Zucc. (*Polygonaceae*). *Chemoecology* 20: 223-227.
- FERGUSON S. D., LEGER E. A., LI J. et NOWAK R. S., 2015: Natural selection favors root investment in native grasses during restoration of invaded fields. *Journal of Arid Environments* 116: 11-17.
- FLORY S. L. et CLAY K., 2009: Invasive plant removal method determines native plant community responses. *Journal of Applied Ecology* 46: 434-442.
- GAERTNER M., FISHER J. L., SHARMA G. P. et ESLER K. J., 2012: Insights into invasion and restoration ecology: Time to collaborate towards a holistic approach to tackle biological invasions. *NeoBiota* 12: 57-76.
- GERBER E., KREBS CH., MURRELL C., MORETTI M., ROCKLIN R. et SCHAFFNER U., 2008: Exotic invasive knotweeds (*Fallopia spp.*) negatively affect native plant and invertebrate assemblages in European riparian habitats. *Biological Conservation* 141: 646-654.
- GILLIAM F. S., 2007: The Ecological Significance of the Herbaceous Layer in Temperate Forest Ecosystems. *BioScience* 57: 845-858.
- GROENEVELD E., BELZIE F. et LAVOIE C., 2014: Sexual reproduction of Japanese knotweed (*Fallopia japonica s.l.*) at its northern distribution limit: New evidence of the effect of climate warming on an invasive species. *American journal of Botany* 101: 459-466.
- HAJZLEROVÁ L. et REIF J., 2014: Bird species richness and abundance in riparian vegetation invaded by exotic *Reynoutria spp.* *Biologia* 69: 247-253.

- HULME P. E. et BREMNER E. T., 2006: Assessing the impact of *Impatiens glandulifera* on riparian habitats: partitioning diversity components following species removal. *Journal of Applied Ecology* 43: 43-50.
- CHÁB J., STRÁNÍK Z. et ELIÁŠ M., 2007: Geologická mapa České republiky 1:500000, Česká geologická služba, Praha.
- CHILD L. E. et WADE M., 2000: The Japanese knotweed manual. Packard Publishing Limited, Chichester.
- CHMURA D. et SIERKA E., 2007: The invasibility of deciduous forest communities after disturbance: A case study of *Carex brizoides* and *Impatiens parviflora* invasion, *Forest Ecology and Management* 242: 487–495.
- CHMURA D., NEJFELD P., BOROWSKA M., WOŹNIAK G., NOWAK T. et TOKARSKA-GUZIŁ B., 2012: The importance of land use type in *Fallopia (Reynoutria) japonica* invasion in the suburban environment. *Polish journal of Ecology* 61: 379-384.
- CHRTEK J. et Chrtková A., 1983: *Reynoutria x bohémica*, nový kříženec z čeledi rdesnovitých. *Journal of the National Museum (Prague), Natural History Series* 152: 120.
- JAUNI M., GRIPENBERG S. et RAMULA S., 2015: Non-native plant species benefit from disturbance: a meta-analysis. *Oikos* 124: 122–129.
- LARSEN T., 2013: Biology, Ecological Impacts, and Management of Japanese Knotweed (*Polygonum cuspidatum* syn. *Fallopia japonica*) in Nova Scotia. Dalhousie University, Faculty of Agriculture, Halifax, online: <http://dalspace.library.dal.ca/bitstream/handle/10222/21449/Larsen-Todd-MSc-AGRI-March-2013.pdf?sequence=3>, cit. 14.9.2014
- LEPSŐ J., 1999: Nutrient status, disturbance and competition: an experimental test of relationships in a wet meadow. *Journal of Vegetation Science* 10: 219-230.
- MACK R. N., SIMBERLOFF D., LONSDALE W. M., EVANS H., CLOUT M. et BAZZAZ F., 2000: Biotic invasions: Causes, epidemiology, Global consequences and control. *Ecological Applications* 10: 689-710.

- MANDÁK B., PYŠEK P. et BÍMOVÁ K., 2004: History of the invasion and distribution of *Reynoutria* taxa in the Czech Republic: a hybrid spreading faster than its parents. *Preslia* 76: 15-64.
- MANDÁK B. et PYŠEK P., 2002: Reynoutria. In: HROUDA L, CHRTEK J. jun., KAPLAN Z., KIRSCHNER J., KUBÁT K. et ŠTĚPÁNEK J. (eds.): Klíč ke květeně ČR. Academia, Praha.
- MÁRTOŇOVÁ M., 2010: Obnova rostlinných společenstev po odstranění invazního rodu *Reynoutria*. Diplomová práce. Nepublikováno. Dep.: knihovna katedry botaniky, přírodovědecká fakulta, Karlova univerzita v Praze.
- MARUTA E., 1994: Seedling establishment of *Polygonum cuspidatum* and *Polygonum weyrichii* var. *alpinum* at high altitudes of Mt. Fuji. *Ecological Research* 9: 205-213.
- MAYEROVÁ H., 2009: Druhové vlastnosti určující reakci rostlin na pastvu ovcí a koz na modelové lokalitě Pání hora v CHKO Český kras. Diplomová práce. Nepublikováno. Dep.: knihovna katedry botaniky, přírodovědecká fakulta, Karlova univerzita v Praze.
- Moravskoslezský kraj, 2008: Metodika likvidace křídlatky (*Reynoutria* spp.), online: http://life-moravka.kr-moravskoslezsky.cz/doc/kridlatka_nahled_CJ_FIN2.pdf, cit. 14.9.2014.
- MPO, 2012: Vyhláška č. 477/2012 Sb., o stanovení druhů a parametrů podporovaných obnovitelných zdrojů pro výrobu elektřiny, tepla nebo biometanu a o stanovení a uchování dokumentů, v platném znění, online: <http://portal.gov.cz/app/zakony/download?idBiblio=79181&nr=477~2F2012~20Sb.&ft=pdf>, cit.14.9.2014.
- MZ, 2008: Vyhláška č. 215/2008 Sb., o opatřeních proti zavlékání a rozšiřování škodlivých organismů rostlin a rostlinných produktů, v platném znění, online: <http://portal.gov.cz/app/zakony/zakon.jsp?page=0&nr=215~2F2008&rpp=15#seznam>, cit. 17.9.2014.
- MZ, 2004: Zákon č. 326/2004 Sb., o rostlinolékařské péči a o změně některých souvisejících zákonů, v platném znění, online: <http://eagri.cz/public/web/mze/legislativa/pravni-predpisy-mze/tematicky->

- prehled/Legislativa-MZe_uplna-zneni_zakon-2004-326-viceoblasti.html, cit. 14.9.2014.
- MŽP, 1992: Zákon č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny, v platném znění, online: [http://www.mzp.cz/www/platnalegislativa.nsf/d79c09c54250df0dc1256e8900296e32/58170589E7DC0591C125654B004E91C1/\\$file/Z%20114_1992.pdf](http://www.mzp.cz/www/platnalegislativa.nsf/d79c09c54250df0dc1256e8900296e32/58170589E7DC0591C125654B004E91C1/$file/Z%20114_1992.pdf), cit. 14.9.2014.
 - MŽP, 2005: Strategie ochrany biologické rozmanitosti České Republiky, online: http://www.bioinstitut.cz/documents/Strategie-CR_biodiverzita.pdf, cit. 14.9.2014.
 - MŽP, 2005: Vyhláška č. 482/2005 Sb., o stanovení druhů, způsobů využití a parametrů biomasy při podpoře výroby elektřiny z biomasy, ve znění do 31.12.2012, online: http://eagri.cz/public/web/mze/legislativa/pravni-predpisy-mze/tematicky-prehled/Legislativa-ostatni_uplna-zneni_vyhlaska-2005-482-biomasa.html, cit. 14.9.2014.
 - MURRELL C., GERBER E., KREBS CH., PAREPA M., SCHAFFNER U. et BOSSDORF O., 2011: Invasive Knottweed affects native plants through allelopathy. *American journal of Botany* 98: 38-43.
 - MYERS J. H., SIMBERLOFF D., KURIS A. M. et CAREY J. R., 2000: Eradication revisited: dealing with exotic species. *Trends in Ecology & Evolution* 15: 316-320.
 - PEKÁR, S. et BRABEC M., 2009: Moderní analýza biologických dat. 1. Zobecněné lineární modely v prostředí R. 1., Scientia, Praha.
 - PERGL J., SÁDLO J., PETRUSEK A. et PYŠEK P., 2013: Nepůvodní druhy živočichů a rostlin v ČR: návrh seznamů druhů vyžadujících zvláštní přístup (černý a šedý seznam), Botanický ústav AV ČR v. v. i., Průhonice, Přírodovědecká fakulta UK, Praha, online: <http://invaznidruhy.nature.cz/res/data/151/019808.pdf>, cit. 14.9.2014.
 - POUROVÁ K., 2009: Přehled managementových studií lučních porostů na území Krkonošského národního parku. *Opera Corcontica* 46: 105 -132.
 - PRACH K., ŘEHOUNKOVÁ K., LENCOVÁ K., JÍROVÁ A., KONVALINKOVÁ P., MUDRÁK O., ŠTUDENT V., VANĚČEK Z., TICHÝ

- L., PETŘÍK P., ŠMILAUER P. et PYŠEK P., 2014: Vegetation succession in restoration of disturbed sites in Central Europe: the direction of succession and species richness across 19 seres, *Applied Vegetation Science* 17: 193–200.
- PYŠEK P., DANIHELKA J., SÁDLO J., CHRTEK JR. J., CHYTRÝ M., JAROŠÍK V., KAPLAN Z., KRAHULEC F., MORAVCOVÁ L., PERGL J., ŠTAJEROVÁ K. et TICHÝ L., 2012: Catalogue of alien plants of the Czech Republic (2nd edition): checklist update, taxonomic diversity and invasion patterns. *Preslia* 84: 155-255.
 - R Core Team, 2014: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. online: <http://www.R-project.org/>, cit. 14.9.2014
 - RAHMANOV O., CZYLOK A., ORCZEWSKA A., MAJGIER L. et PARUSEL T., 2014: Chemical composition of the leaves of *Reynoutria japonica* Houtt. and soil features in polluted areas. *Central European Journal of Biology* 9: 320-330.
 - ROUIFED S., BORNETTE G., MISTLER L. et PIOLA F., 2011: Contrasting Response to Clipping in the Asian Knotweeds *Fallopia japonica* and *Fallopia × bohemica*. *Ecoscience* 18: 110-114.
 - SHAW R. H., TANNER R., DJEDDOURD. et CORTAT G., 2011: Classical biological control of *Fallopia japonica* in the United Kingdom – lessons for Europe. *Weed Research* 51: 552–558.
 - SARUKHÁN J. et WHYTE A. (eds.), 2005: Millennium Ecosystem Assessment, Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. Island Press, Washington, DC.
 - SIMBERLOFF D., MARTIN J., GENOVESI P., MARIS V., WARDLE D. A., ARONSON J., COURCHAMP F., GAIL B., GARCIA-BERTHOU E., PASCAL M., PYŠEK P., SOUSA R., TABACHI E. et VILA M., 2013: Impacts of biological invasions: what’s what and the way forward. *Trends in Ecology & Evolution* 28: 58-66.
 - SKALICKÝ V., 1988: Regionálně fytogeografické členění. – In: Hejný S. & Slavík B. (eds.): Květena České socialistické republiky 1., Academia, Praha.

- SKINNER R. H., VAN DER GRINTEN M. et GOVER A. E., 2012: Planting Native Species to Control Site Reinfestation by Japanese Knotweed (*Fallopia japonica*). *Ecological Rest* 30: 192-199.
- StatSoft, Inc, 2010: STATISTICA (data analysis software system), version 12. online: www.statsoft.com, cit 18.4.2015.
- STOLL P., GATZSCH K., RUSTERHOLZ H. et BAUR B., 2012: Response of plant and gastropod species to knotweed invasion. *Basic and Applied Ecology* 13: 232-240.
- SUKOPP H. et SCHICK B., 1991: Zur Biologie neophytischer Reynoutria-Arten in Mitteleuropa I. Über Floral-und Extrafloralnektarien. *Verh. Bot. Ver. Berlin Brandenburg*. 124: 31-42.
- ŠRUBAŘ M., 2007: Návod na likvidaci tří druhů křídlatek. ZO ČSOP Kunčice p.O.
- TER BRAAK C. J. F., 1988: CANOCO – a FORTRAN program for canonical community ordination by partial detrended canonical correspondence analysis, principle components analysis and redundancy analysis. – Technical report: TNO Institute Wageningen, The Netherlands.
- TOLASZ R. (ed.), 2007: Atlas podnebí Česka. Český hydrometeorologický ústav, Praha.
- TŘEŠŇÁK M., 2004: Ekonomické aspekty biologické invaze rostlin rodu křídlatka – případová studie. Diplomová práce. Nепublikováno. Dep.: Katedra Sociální a kulturní ekologie, Fakulta humanitních studií, Karlova univerzita v Praze.
- United nations, 1992: Convention of biological diversity, online: <https://www.cbd.int/doc/legal/cbd-en.pdf>, cit.14.9.2014.
- URGENSON L. S., REICHARDB S. H. et HALPERNC CH. B., 2014: Habitat Factors and Species' Traits Influence Riparian Community Recovery Following Removal of Bohemian Knotweed (*Polygonum x bohemicum*). *Northwest Science* 88: 246-260.
- URGENSON L. S., REICHARD S. H. et HALPERN Ch. B., 2009: Community and ecosystem consequences of giant knotweed (*Polygonum sachalinense*)

invasion into riparian forest of western Washington, USA. *Biological Conservation* 142: 1536-1541.

- VAN WILGEN B.W., MORAN V.C. et HOFFMANN J.H., 2013: Some Perspectives on the Risks and Benefits of Biological Control of Invasive Alien Plants in the Management of Natural Ecosystems. *Environmental Management* 52: 531-540.
- VANDERHOEVEN S., DASSONVILLE N. et MEERTS P., 2005: Increased topsoil mineral nutrient concentrations under exotic invasive plants in Belgium. *Plant and Soil* 275: 169-179.
- VRCHOTOVÁ N. et ŠERÁ B. 2008: Allelopathic properties of knotweed rhizome extracts. *Plant, Soil and Environment* 54: 301-303.
- Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, 2013: Charakteristiky BPEJ, Praha, online: <http://geoportal.vumop.cz/index.php?projekt=zchbpej&s=mapa>, cit. 29.10.2014.
- WEIDENHAMER J. D. et CALLAWAY R. M., 2010: Direct and indirect effects of invasive plants on soil chemistry and ecosystem function. *Journal of Chemical Ecology* 36: 59-69.
- ZAVALETA E. S., HOBBS R. J. et MOONEY H. A., 2001: Viewing invasive species removal in a whole-ecosystem context. *Trends in Ecology & Evolution* 16: 454-459.

8 Přílohy

8.1 Příloha 1: Přehled druhů a zkratk

<i>Chelidonium majus</i>	<i>ChelMais</i>	<i>Rubus fruticosus</i>	<i>RubsFrut</i>
<i>Urtica dioica</i>	<i>UrtDioi</i>	<i>Stachys sylvatica</i>	<i>StacSylv</i>
<i>Taraxacum officinale</i>	<i>TarxOffc</i>	<i>Ficaria verna</i>	<i>FicrVern</i>
<i>Stellaria media</i>	<i>StelMedi</i>	<i>Veronica hederifolia</i>	<i>VernHedr</i>
<i>Geum urbanum</i>	<i>GeumUrbL</i>	<i>Chenopodium album</i>	<i>ChenAlbn</i>
<i>Alliaria petiolata</i>	<i>AlliPeti</i>	<i>Calystegia sepium</i>	<i>CalsSepi</i>
<i>Potentilla reptans</i>	<i>PotnRept</i>	<i>Malva sylvestris</i>	<i>MalvSylv</i>
<i>Geranium pratense</i>	<i>GernPrat</i>	<i>Rumex obtusifolius</i>	<i>RumxObtL</i>
<i>Vicia cracca</i>	<i>ViciCrclL</i>	<i>Ranunculus repens</i>	<i>RanuRepn</i>
<i>Glechoma hederacea</i>	<i>GlecHedr</i>	<i>Stellaria nemorum</i>	<i>StelNemr</i>
<i>Alopecurus pratensis</i>	<i>AlopPrat</i>	<i>Leontodon autumnalis</i>	<i>LeonAutm</i>
<i>Galium aparine</i>	<i>GaliApar</i>	<i>Persicaria maculosa</i>	<i>PersMacl</i>
<i>Aegopodium podagraria</i>	<i>AegpPodg</i>	<i>Lamium purpureum</i>	<i>LamiPurL</i>
<i>Poa pratensis</i>	<i>PoaPratn</i>	<i>Fraxinus excelsior</i>	<i>FraxExcl</i>
<i>Arrhenatherum elatius</i>	<i>ArrhElat</i>	<i>Juglans regia</i>	<i>JuglRegi</i>
<i>Bromus sterilis</i>	<i>BromSter</i>	<i>Hedera helix</i>	<i>HedrHelx</i>
<i>Dactylis glomerata</i>	<i>DactGlom</i>	<i>Corylus avellana</i>	<i>CorylAvel</i>
<i>Elytrigia repens</i>	<i>ElytRepn</i>	<i>Alnus glutinosa</i>	<i>AlnuGlut</i>
<i>Galeobdolon luteum</i>	<i>GaleLute</i>	<i>Acer pseudoplatanus</i>	<i>AcerPseu</i>
<i>Impatiens parviflora</i>	<i>ImpatParv</i>	<i>Acer platanoides</i>	<i>AcerPlat</i>

Tab. 4: Přehled druhů a jejich zkratk, které se vyskytli na sledovaných lokalitách za celou dobu měření

8.2 Příloha 2: Podrobné výsledky analýz

Zobecněný lineární model (GLM), testování rozdílnosti invadovaných a neinvadovaných ploch a rozdílnosti lokalit se stromovým patrem a bez něj

Analysis of Deviance Table

Model: poisson, link: log

Response: druhy

Terms added sequentially (first to last)

	Df	Deviance	Resid. Df	Resid. Dev	Pr(>Chi)
NULL			863	377.37	
invad	1	0.00606	862	377.37	0.9379
stromy	1	2.30488	861	375.06	0.1290
invad:stromy	1	0.67257	860	374.39	0.4122

Efekt	SČ	Stupně (volnosti)	PČ	F	p
Absolutní člen	1244,827	1	1244,827	5274,379	0,000000
lokalita	38,984	7	5,569	23,597	0,000000
Invadovanost	0,215	1	0,215	0,913	0,341148
lokalita*Invadovanost	14,761	7	2,109	8,935	0,000000
Chyba	29,974	127	0,236		
TIME	14,947	5	2,989	45,500	0,000000
TIME*lokalita	24,320	35	0,695	10,576	0,000000
TIME*Invadovanost	2,248	5	0,450	6,845	0,000003
TIME*lokalita*Invadovanost	9,051	35	0,259	3,936	0,000000
Chyba	41,720	635	0,066		

Tab. 5: ANOVA při opakovaných měřeních, Sigma-omezená parametrizace, Dekompozice efektivní hypotézy

8.3 Příloha 3: Přehled druhů na lokalitách

Seznam druhů a jejich pokryvností na jednotlivých plochách, j – jarní měření, p – podzimní měření

Lokalita:	1	Souřadnice:	
čtverec:	invadovaný	N	E
sklon:	15°	50°03,143'	14°30,302'
expoziční:	jižní	nadmoř. výška:	198 m

Druh	2012 - j	2012 - p	2013 - j	2013 - p	2014 - j	2014 - p
<i>Chelidonium majus</i>	0,00	0,00	0,00	2,22	23,89	10,00
<i>Urtica dioica</i>	5,00	14,44	22,78	16,67	3,33	3,33
<i>Geum urbanum</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	3,33
<i>Galium aparine</i>	2,78	2,78	20,00	3,33	5,56	0,00
<i>Arrhenatherum elatius</i>	0,00	0,00	8,33	6,67	0,00	0,00
<i>Dactylis glomerata</i>	3,89	8,89	1,11	0,00	0,00	0,00
<i>Impatiens parviflora</i>	12,78	17,22	23,33	22,22	0,00	0,00
<i>Veronica hederifolia</i>	21,11	7,78	5,56	5,56	47,22	0,00
<i>Fraxinus excelsior</i>	1,11	2,22	1,11	0,00	6,67	21,11
<i>Juglans regia</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	12,22

Lokalita:	1	Souřadnice:	
čtverec:	neinvadovaný	N	E
sklon:	15°	50°03,143'	14°30,302'
expoziční:	jižní	nadmoř. výška:	197 m

Druh	2012 - j	2012 - p	2013 - j	2013 - p	2014 - j	2014 - p
<i>Urtica dioica</i>	5,56	7,78	0,00	16,67	0,00	0,56
<i>Taraxacum officinale</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	1,11	0,00
<i>Galium aparine</i>	21,11	22,22	14,44	5,56	0,00	0,00
<i>Arrhenatherum elatius</i>	0,00	0,00	2,22	0,00	0,00	0,00
<i>Impatiens parviflora</i>	6,67	3,89	32,78	15,56	0,00	1,11
<i>Veronica hederifolia</i>	24,44	26,11	21,67	22,22	75,56	0,00
<i>Fraxinus excelsior</i>	8,89	6,67	7,78	6,67	0,00	1,11
<i>Juglans regia</i>	0,00	0,00	2,22	2,22	2,22	1,11
<i>Hedera helix</i>	1,11	1,11	0,00	0,00	0,00	0,00

Lokalita:	3	Souřadnice:	
čtverec:	invadovaný	N	E
sklon:	15°	50°03,094'	14°31,733'
expoziční:	jižní	nadmoř. výška:	238 m

Druh	2012 - j	2012 - p	2013 - j	2013 - p	2014 - j	2014 - p
<i>Chelidonium majus</i>	21,67	35,56	16,67	13,33	11,11	3,33
<i>Urtica dioica</i>	11,11	11,11	20,56	18,89	12,22	1,11
<i>Taraxacum officinale</i>	6,11	6,67	1,67	7,78	1,67	0,00
<i>Geum urbanum</i>	5,56	3,33	3,33	5,56	8,33	11,67
<i>Galium aparine</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,56	0,00
<i>Poa pratensis</i>	3,33	1,11	7,22	10,00	3,33	0,00
<i>Arrhenatherum elatius</i>	17,22	17,22	11,67	22,22	20,00	17,22
<i>Bromus sterilis</i>	1,67	6,67	16,67	0,00	29,44	22,78
<i>Veronica hederifolia</i>	6,67	5,00	2,22	3,33	0,56	0,00
<i>Calystegia sepium</i>	1,67	1,11	5,56	0,00	3,89	16,11

Lokalita:	3	Souřadnice:	
čtverec:	neinvadovaný	N	E
sklon:	12°	50°03,094'	14°31,733'
expoziční:	jižní	nadmoř. výška:	237 m

Druh	2012 - j	2012 - p	2013 - j	2013 - p	2014 - j	2014 - p
<i>Chelidonium majus</i>	11,11	22,22	0,00	2,22	1,11	0,56
<i>Urtica dioica</i>	16,67	16,11	6,67	21,11	20,00	18,33
<i>Taraxacum officinale</i>	21,11	17,22	3,89	6,67	6,11	10,56
<i>Geum urbanum</i>	6,67	6,67	0,00	2,22	0,00	3,33
<i>Glechoma hederacea</i>	17,78	11,11	3,33	4,44	4,44	17,22
<i>Aegopodium podagraria</i>	12,78	21,11	71,11	52,22	48,89	4,44
<i>Poa pratensis</i>	10,00	4,44	2,78	6,67	5,56	0,00
<i>Arrhenatherum elatius</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	1,67	5,56
<i>Bromus sterilis</i>	0,00	0,00	3,33	0,00	3,33	0,00
<i>Rumex obtusifolius</i>	0,00	0,00	2,22	0,00	0,00	0,00
<i>Ranunculus repens</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	8,89	0,00

Lokalita:	4	Souřadnice:	
čtverec:	invadovaný	N	E
sklon:	15°	50°03,059'	14°31,656'
expoziční:	severní	nadmoř. výška:	231 m

Druh	2012 - j	2012 - p	2013 - j	2013 - p	2014 - j	2014 - p
<i>Urtica dioica</i>	0,00	0,00	7,78	10,00	3,33	5,56
<i>Taraxacum officinale</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,78
<i>Geum urbanum</i>	4,44	3,33	2,22	0,00	10,00	7,22
<i>Alliaria petiolata</i>	6,67	10,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Galium aparine</i>	11,11	14,44	5,56	0,00	15,56	0,00
<i>Poa pratensis</i>	2,22	5,00	47,78	18,89	44,44	49,44

<i>Arrhenatherum elatius</i>	0,00	0,00	9,44	4,44	11,11	24,44
<i>Galeobdolon luteum</i>	0,00	0,00	15,56	10,56	10,00	9,44
<i>Impatiens parviflora</i>	8,33	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Ficaria verna</i>	4,44	0,00	5,56	0,00	5,56	0,56
<i>Veronica hederifolia</i>	43,89	45,00	2,78	2,78	0,00	0,00
<i>Leontodon autumnalis</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,56
<i>Acer platanoides</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	1,11	0,00

Lokalita:	4	Souřadnice:	
čtverec:	neinvadovaný	N	E
sklon:	15°	50°03,059'	14°31,656'
expoziční:	severní	nadmoř. výška:	231 m

Druh	2012 - j	2012 - p	2013 - j	2013 - p	2014 - j	2014 - p
<i>Urtica dioica</i>	6,67	8,89	10,00	2,22	3,33	2,22
<i>Taraxacum officinale</i>	0,00	0,00	1,67	0,00	8,33	2,22
<i>Geum urbanum</i>	7,22	5,56	6,67	0,00	0,00	0,00
<i>Alliaria petiolata</i>	0,00	0,00	3,33	0,00	3,89	11,11
<i>Galium aparine</i>	23,33	22,78	7,78	0,00	7,78	0,00
<i>Aegopodium podagraria</i>	2,22	3,33	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Poa pratensis</i>	0,00	0,00	28,33	5,56	19,44	14,44
<i>Arrhenatherum elatius</i>	28,89	25,56	6,11	0,00	1,11	0,00
<i>Galeobdolon luteum</i>	12,22	14,44	7,22	0,00	17,22	32,22
<i>Impatiens parviflora</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,56	2,78
<i>Stachys sylvatica</i>	5,56	8,33	7,78	0,00	2,22	2,22
<i>Veronica hederifolia</i>	0,00	0,00	3,33	0,00	10,56	0,00
<i>Leontodon autumnalis</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	3,89
<i>Fraxinus excelsior</i>	1,11	2,22	3,33	3,33	1,11	3,33
<i>Corylus avellana</i>	1,11	0,00	1,11	1,11	1,11	3,33
<i>Alnus glutinosa</i>	0,00	0,00	2,22	2,22	2,22	2,22
<i>Acer pseudoplatanus</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	2,22	0,00
<i>Acer platanoides</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,11

Lokalita:	7	Souřadnice:	
čtverec:	invadovaný	N	E
sklon:	0°	50°02,993'	14°31,451'
expoziční:	-	nadmoř. výška:	225 m

Druh	2012 - j	2012 - p	2013 - j	2013 - p	2014 - j	2014 - p
<i>Urtica dioica</i>	4,44	4,44	12,22	4,44	0,00	0,00
<i>Taraxacum officinale</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	5,56	5,00
<i>Geum urbanum</i>	48,33	46,67	25,56	7,22	1,67	2,78

<i>Potentilla reptans</i>	2,22	3,33	12,22	0,00	19,44	15,56
<i>Vicia cracca</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,56	0,00
<i>Galium aparine</i>	5,56	5,00	1,11	2,22	2,22	0,00
<i>Poa pratensis</i>	0,00	0,00	6,67	0,00	13,89	7,78
<i>Arrhenatherum elatius</i>	0,00	7,78	13,33	0,00	13,89	15,56
<i>Bromus sterilis</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	2,22	0,00
<i>Dactylis glomerata</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	10,00	13,33
<i>Elytrigia repens</i>	14,44	10,00	10,00	65,56	0,00	0,00
<i>Galeobdolon luteum</i>	0,00	0,00	0,00	2,22	0,00	0,00
<i>Rubus fruticosus</i>	0,56	5,56	0,00	2,78	6,67	17,78
<i>Stachys sylvatica</i>	6,11	2,22	1,11	0,00	6,67	8,89
<i>Veronica hederifolia</i>	7,78	5,00	5,56	0,00	2,78	0,00
<i>Rumex obtusifolius</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,56
<i>Leontodon autumnalis</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	5,00
<i>Fraxinus excelsior</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	2,22	2,22

Lokalita:	7	Souřadnice:	
čtverec:	neinvadovaný	N	E
sklon:	0°	50°02,993'	14°31,451'
expoziční:	-	nadmoř. výška:	225 m

Druh	2012 - j	2012 - p	2013 - j	2013 - p	2014 - j	2014 - p
<i>Chelidonium majus</i>	3,33	3,89	7,78	2,78	0,56	0,00
<i>Urtica dioica</i>	46,67	52,22	29,44	47,78	23,89	20,00
<i>Taraxacum officinale</i>	0,00	0,00	1,11	0,00	0,00	0,00
<i>Geum urbanum</i>	0,00	1,11	0,00	0,00	3,89	1,67
<i>Galium aparine</i>	42,78	31,11	38,33	15,56	2,22	0,00
<i>Poa pratensis</i>	0,00	0,00	1,67	0,00	5,56	3,33
<i>Arrhenatherum elatius</i>	0,00	2,78	3,89	0,00	37,78	31,11
<i>Dactylis glomerata</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	4,44	2,22
<i>Elytrigia repens</i>	0,00	0,00	0,00	17,22	0,00	0,00
<i>Rubus fruticosus</i>	3,33	7,78	17,78	7,78	3,33	23,33
<i>Stachys sylvatica</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	18,33	11,67
<i>Veronica hederifolia</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	3,89
<i>Leontodon autumnalis</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,56

Lokalita:	10	Souřadnice:	
čtverec:	invadovaný	N	E
sklon:	0°	50°02,886'	14°31,999'
expoziční:	-	nadmoř. výška:	232 m

Druh	2012 - j	2012 - p	2013 - j	2013 - p	2014 - j	2014 - p
<i>Urtica dioica</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,11

<i>Geum urbanum</i>	1,11	1,11	20,00	6,11	2,22	5,56
<i>Alliaria petiolata</i>	30,00	18,33	7,78	0,00	5,56	11,11
<i>Galium aparine</i>	31,11	27,22	6,67	0,00	8,89	0,00
<i>Poa pratensis</i>	6,67	21,11	14,44	48,89	13,33	8,89
<i>Arrhenatherum elatius</i>	0,00	0,00	7,22	0,00	10,00	8,89
<i>Bromus sterilis</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	2,22	0,00
<i>Dactylis glomerata</i>	0,00	0,00	7,78	0,00	17,78	20,00
<i>Impatiens parviflora</i>	2,22	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Ficaria verna</i>	3,89	0,00	5,56	0,00	0,00	0,00
<i>Veronica hederifolia</i>	5,56	6,67	8,33	0,00	22,22	0,00
<i>Chenopodium album</i>	0,00	3,33	0,00	7,78	0,00	0,00
<i>Stellaria nemorum</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,22

Lokalita:	10	Souřadnice:	
čtverec:	neinvadovaný	N	E
sklon:	0°	50°02,886'	14°31,999'
expoziční:	-	nadmoř. výška:	232 m

Druh	2012 - j	2012 - p	2013 - j	2013 - p	2014 - j	2014 - p
<i>Chelidonium majus</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	1,11	0,00
<i>Urtica dioica</i>	1,11	5,56	2,22	0,00	0,00	2,22
<i>Taraxacum officinale</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,67
<i>Geum urbanum</i>	5,56	2,22	0,00	7,22	0,00	1,11
<i>Alliaria petiolata</i>	17,78	6,67	1,11	0,00	1,11	0,00
<i>Galium aparine</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	1,11	0,00
<i>Aegopodium podagraria</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,67
<i>Poa pratensis</i>	17,78	38,89	77,22	16,67	80,00	82,78
<i>Arrhenatherum elatius</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	4,44	2,22
<i>Bromus sterilis</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Dactylis glomerata</i>	45,56	40,00	7,22	61,11	6,67	3,89
<i>Stachys sylvatica</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	3,33	0,00
<i>Veronica hederifolia</i>	0,00	0,00	0,00	3,33	0,00	0,00
<i>Chenopodium album</i>	0,00	1,11	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Stellaria nemorum</i>	6,67	4,44	12,22	0,00	2,22	2,22
<i>Fraxinus excelsior</i>	2,22	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

Lokalita:	12	Souřadnice:	
čtverec:	invadovaný	N	E
sklon:	0°	50°00,705'	14°33,206'
expoziční:	-	nadmoř. výška:	247 m

Druh	2012 - j	2012 - p	2013 - j	2013 - p	2014 - j	2014 - p
-------------	-----------------	-----------------	-----------------	-----------------	-----------------	-----------------

<i>Urtica dioica</i>	1,67	1,67	2,22	0,00	4,44	2,22
<i>Taraxacum officinale</i>	1,11	0,56	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Stellaria media</i>	0,00	0,00	2,22	0,00	8,89	3,33
<i>Geum urbanum</i>	6,67	3,33	3,33	4,44	1,11	0,00
<i>Potentilla reptans</i>	7,78	3,33	11,11	10,00	0,00	0,00
<i>Geranium pratense</i>	5,00	1,67	0,00	0,00	0,00	1,67
<i>Glechoma hederacea</i>	12,22	8,33	7,78	0,00	16,67	8,33
<i>Poa pratensis</i>	47,22	60,56	47,22	16,67	2,22	0,00
<i>Arrhenatherum elatius</i>	13,89	19,44	20,00	64,44	53,33	77,78
<i>Dactylis glomerata</i>	0,00	0,00	3,33	0,00	7,78	6,67
<i>Veronica hederifolia</i>	3,33	1,11	2,78	4,44	0,00	0,00
<i>Fraxinus excelsior</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,22

Lokalita:	12	Souřadnice:	
čtverec:	neinvadovaný	N	E
sklon:	0°	50°00,705'	14°33,206'
expoziční:	-	nadmoř. výška:	247 m

Druh	2012 - j	2012 - p	2013 - j	2013 - p	2014 - j	2014 - p
<i>Urtica dioica</i>	0,00	1,11	2,22	0,00	1,67	0,00
<i>Taraxacum officinale</i>	0,00	0,00	0,56	0,00	0,00	0,00
<i>Geum urbanum</i>	4,44	4,44	3,89	2,22	5,00	3,89
<i>Potentilla reptans</i>	12,22	11,11	11,11	15,56	24,44	29,44
<i>Geranium pratense</i>	4,44	2,22	2,22	0,00	1,11	1,67
<i>Glechoma hederacea</i>	4,44	2,22	2,78	0,00	1,67	3,33
<i>Alopecurus pratensis</i>	3,33	2,78	1,67	0,00	6,67	0,00
<i>Poa pratensis</i>	57,78	59,44	68,89	11,11	36,11	35,56
<i>Arrhenatherum elatius</i>	5,56	5,56	3,33	67,22	21,11	25,56
<i>Dactylis glomerata</i>	5,56	8,89	0,00	0,00	2,22	0,00
<i>Veronica hederifolia</i>	2,22	2,22	0,56	3,89	0,00	0,00
<i>Calystegia sepium</i>	0,00	0,00	2,78	0,00	0,00	0,00
<i>Stellaria nemorum</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,56

Lokalita:	13	Souřadnice:	
čtverec:	invadovaný	N	E
sklon:	5°	50°03,558'	14°35,245'
expoziční:	západní	nadmoř. výška:	249 m

Druh	2012 - j	2012 - p	2013 - j	2013 - p	2014 - j	2014 - p
<i>Chelidonium majus</i>	0,00	1,67	5,56	0,00	0,00	0,00
<i>Urtica dioica</i>	83,33	61,11	55,56	15,56	26,11	30,00
<i>Taraxacum officinale</i>	0,00	1,11	1,11	10,00	0,00	3,33
<i>Stellaria media</i>	0,00	7,78	0,00	0,00	0,00	0,00

<i>Vicia cracca</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	1,11	0,00
<i>Glechoma hederacea</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	10,56
<i>Galium aparine</i>	3,33	0,00	15,56	0,00	0,00	0,00
<i>Poa pratensis</i>	6,67	6,67	16,67	0,00	17,78	2,22
<i>Dactylis glomerata</i>	4,44	3,89	3,33	11,11	0,00	0,00
<i>Veronica hederifolia</i>	0,00	5,56	2,22	8,89	0,00	0,00
<i>Chenopodium album</i>	0,00	0,00	0,00	14,44	0,00	0,00
<i>Malva sylvestris</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	2,22	1,11
<i>Rumex obtusifolius</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	7,78	8,89
<i>Stellaria nemorum</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	45,00	35,56
<i>Persicaria maculosa</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	8,33

Lokalita:	13	Souřadnice:	
čtverec:	neinvadovaný	N	E
sklon:	8°	50°03,558'	14°35,245'
expoze:	západní	nadmoř. výška:	249 m

Druh	2012 - j	2012 - p	2013 - j	2013 - p	2014 - j	2014 - p
<i>Chelidonium majus</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	1,11	1,11
<i>Urtica dioica</i>	61,11	56,67	59,44	26,67	8,89	19,44
<i>Taraxacum officinale</i>	0,00	0,00	0,00	1,11	0,56	0,56
<i>Stellaria media</i>	0,00	3,33	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Geum urbanum</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,11
<i>Alliaria petiolata</i>	20,00	10,00	16,67	0,00	0,00	0,00
<i>Geranium pratense</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,78
<i>Vicia cracca</i>	1,67	0,00	7,78	0,00	31,11	0,00
<i>Galium aparine</i>	5,00	1,11	1,67	0,00	0,00	0,00
<i>Poa pratensis</i>	4,44	7,78	4,44	0,00	19,44	11,11
<i>Bromus sterilis</i>	0,00	0,00	10,00	0,00	14,44	1,11
<i>Dactylis glomerata</i>	3,33	3,33	0,00	13,33	0,00	0,00
<i>Ficaria verna</i>	1,11	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Veronica hederifolia</i>	0,00	5,56	0,00	2,22	0,00	4,44
<i>Chenopodium album</i>	0,00	0,00	0,00	20,00	0,00	0,00
<i>Calystegia sepium</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,22
<i>Rumex obtusifolius</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,78
<i>Ranunculus repens</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	2,78	0,00
<i>Stellaria nemorum</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	18,33	23,89
<i>Leontodon autumnalis</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	4,44
<i>Lamium purpureum</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,78

Lokalita:	14	Souřadnice:	
čtverec:	invadovaný	N	E
sklon:	8°	50°03,695'	14°35,609'

expoziční:	severní	nadmoř. výška:	273 m
-------------------	---------	-----------------------	-------

Druh	2012 - j	2012 - p	2013 - j	2013 - p	2014 - j	2014 - p
<i>Urtica dioica</i>	24,44	28,89	28,89	37,78	40,00	40,56
<i>Taraxacum officinale</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,11
<i>Alliaria petiolata</i>	2,22	2,22	12,22	7,78	15,00	9,44
<i>Galium aparine</i>	54,44	43,33	42,22	32,22	34,44	7,78
<i>Poa pratensis</i>	0,00	4,44	1,67	0,00	4,44	16,67
<i>Impatiens parviflora</i>	18,89	12,22	5,56	22,22	1,67	2,78
<i>Veronica hederifolia</i>	0,00	0,00	3,89	0,00	0,00	0,00
<i>Rumex obtusifolius</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	3,89

Lokalita:	14	Souřadnice:	
čtverec:	neinvadovaný	N	E
sklon:	10°	50°03,695'	14°35,609'
expoziční:	severní	nadmoř. výška:	273 m

Druh	2012 - j	2012 - p	2013 - j	2013 - p	2014 - j	2014 - p
<i>Urtica dioica</i>	37,78	43,33	23,33	10,00	21,11	25,00
<i>Taraxacum officinale</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,22
<i>Geum urbanum</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	11,11	3,33
<i>Alliaria petiolata</i>	2,22	3,33	2,22	1,11	2,22	1,67
<i>Galium aparine</i>	17,78	7,78	16,11	2,22	5,56	0,56
<i>Poa pratensis</i>	0,00	0,00	0,00	1,11	8,89	12,78
<i>Arrhenatherum elatius</i>	13,33	12,22	17,22	16,67	10,00	7,78
<i>Dactylis glomerata</i>	10,00	11,11	11,11	5,56	14,44	15,56
<i>Impatiens parviflora</i>	6,11	5,56	11,67	0,00	0,00	0,00
<i>Veronica hederifolia</i>	2,78	3,33	2,78	3,33	0,00	0,00