

# UNIVERSITA KARLOVA V PRAZE

## PŘÍRODOVĚDECKÁ FAKULTA

### ÚSTAV PRO ŽIVOTNÍ PROSTŘEDÍ



## PTAČÍ SPOLEČENSTVA V POROSTECH INVAZNÍ KŘÍDLATKY (*REYNOUTRIA* SP. DIV.)

## BIRD COMMUNITIES IN THE INVASIVE KNOTWEED (*REYNOUTRIA* SP. DIV.)

Diplomová práce

**LENKA HAJZLEROVÁ**

školitel: Mgr. Jiří Reif, Ph.D.

Praha

září 2012

Děkuji Mgr. Jiřímu Reifovi, Ph.D., vedoucímu mé diplomové práce, za zájem, věcné rady a připomínky k tvorbě a organizaci práce.

Také bych velice ráda poděkovala Prof. RNDr. Petru Pyškovi, CSc. za ochotné poskytnutí informací a konkrétních dat o výskytu křídlatky (*Reynoutria* sp. div.) na území České republiky.

Děkuji své rodině za trpělivost.

Prohlašuji, že jsem tuto diplomovou práci vypracovala samostatně s využitím uvedené literatury a informací, na něž odkazuji. Svoluji k jejímu zapůjčení s tím, že veškeré (i přejaté) informace budou řádně citovány. Rovněž prohlašuji, že předložená diplomová práce je totožná s elektronickou verzí vloženou do SIS.

V Praze dne 20. 8. 2012

.....

# Obsah

Seznam obrázků a tabulek .....	5
Abstrakt.....	7
Abstract.....	8
1. Úvod.....	9
1.1. Cíle práce.....	15
2. Metodika.....	16
2.1. Sledované lokality.....	16
2.2. Mapování ptáků.....	18
2.3. Ekologické vlastnosti ptáků.....	20
2.4. Statistické zpracování.....	20
3. Výsledky.....	23
3.1. Vztah sledovaných ptačích druhů k jednotlivým biotopům.....	26
3.2. Vztah početnosti jednotlivých druhů ptáků a biotopového složení na jednotlivých úsecích.....	28
3.3. Vztah struktury ptačího společenstva a biotopového složení jednotlivých úseků.....	30
3.4. Analýza vlivu druhových vlastností ptáků na jejich početnost v křídlatce.....	33
4. Diskuse.....	35
5. Závěr.....	40
6. Literatura.....	41

## Příloha

A. Terminologie.....	49
B. Seznam lokalit.....	51
C. Fotografie.....	53
D. Soubor zdrojových dat a výsledků.....	CD

## Seznam obrázků

Obr. 1: Mapa sledovaných území.....	16
Obr. 2: Břehová vegetace s křídlatkou u řeky Rožnovská Bečva.....	17
Obr. 3: Mrazem spálené porosty křídlatky u řeky Ostravice.....	18
Obr. 4: Ordinační diagram z kanonické korespondenční analýzy ukazující vliv jednotlivých biotopů (keř, bylina, strom a křídlatka) na strukturu ptačího společenstva v hnízdním období v roce 2011.....	31
Obr. 5: Ordinační diagram kanonické korespondenční analýzy vyjadřující závislost jednotlivých druhů ptáků zaznamenaných v roce 2012 na vybrané biotopy (keř, bylina, strom, okolí a křídlatka).....	32
Obr. 6: Porosty křídlatky z roku 2011 podél toku Rožnovské Bečvy.....	53
Obr. 7. Náhled do porostu křídlatky.....	54
Obr. 8: Zničené porosty křídlatky z roku 2012 podél řeky Ostravice u obce Lískovec.....	54
Obr. 9: O něco méně poškozené porosty křídlatky z roku 2012 mezi obcemi Lískovec a Paskov u řeky Ostravice.....	55
Obr. 10: Řeka Morávka a okolní vegetace bez křídlatky z roku 2012.....	56

## Seznam tabulek

Tab. 1: Početnost a diverzita ptačích druhů v hnízdní sezóně 2011 podél toků Morávky, Ostravice a Rožnovské Bečvy s rozlišením na lokality s/bez křídlatky.....	24
---	----

Tab. 2: Početnost ptačích druhů na 10 km toku podél řek Morávka, Ostravice a Rožnovská Bečva odhadnutá na základě mapování v hnízdní sezóně 2011.....	24
Tab. 3: Početnost a diverzita ptačích druhů zaznamenaných v roce 2012 podél toků s rozlišením tří typů lokalit zaměřených na křídlatku.....	25
Tab. 4: Početnost ptačích druhů na 10 km toku podél řek Morávka, Ostravice a Rožnovská Bečva odhadnutá na základě mapování v hnízdní sezóně 2012.....	25
Tab. 5: Závislost početnosti jednotlivých druhů na přítomnosti porostů křídlatky v hnízdní sezóně 2011.....	27
Tab. 6: Závislost početnosti druhů na přítomnosti porostů křídlatky zaznamenaná podél toků v hnízdní sezóně 2012.....	27
Tab. 7: Vliv porostů křídlatky se zohledněním krajinného pokryvu okolí na početnost druhů ptáků v hnízdním období 2011.....	29
Tab. 8: Vliv porostů křídlatky se zohledněním krajinného pokryvu okolí na početnost druhů ptáků v hnízdním období 2012.....	29
Tab. 9: Vlastnosti druhů (vegetační patro výskytu a biotop výskytu) vysvětlující variabilitu ve vlivu křídlatky na jejich početnost v roce 2011.....	33
Tab. 10: Vliv křídlatky na početnost druhů ptáků v roce 2012 v závislosti na vegetačním patře.....	34

## Abstrakt

Mnohé invazní druhy rostlin jsou studovány pouze s ohledem na jejich dopad na původní druhy rostlin. O změnách způsobenými invazemi rostlin na organismy vyšších trofických úrovní, kam patří i ptáci, víme velmi málo. Tyto informace jsou přitom důležité k ucelení poznatků o vlivu invazních rostlin na původní společenstva, což je potřebné pro rozhodování o managementu na invadovaných plochách.

Tato práce se věnuje interakcím mezi invazní křídlatkou (*Reynoutria* sp. div., dále jen křídlatka) a ptačími společenstvy. Podél tří řek jsem zaznamenávala výskyt ptačích druhů v lokalitách s porosty křídlatky a zároveň i v lokalitách bez jejího výskytu. Mapování ptačích druhů probíhala v hnízdní sezóně v letech 2011 a 2012 v okolí měst Frýdek-Místek a Valašské Meziříčí. Zajímalo nás především, (i) jestli přítomnost porostů křídlatky ovlivňuje výskyt ptáků ve sledovaných lokalitách a (ii) jaké společné vlastnosti ptačích druhů jsou nejvíce ovlivněné rozšířením křídlatky.

Z výsledků vyplývá pozitivní vztah rákosníka zpěvného a sýkory koňadry na lokality s vysokým porostem křídlatky a negativní vztah konipasa horského. Mezidruhové srovnání společných vlastností ukázalo, že křídlatka více ovlivňuje početnost ptáků v nižších patrech vegetace, a to hlavně negativně, ale druhy žijící v bylinách reagují na křídlatku naopak pozitivně. Při mapování v dalším roce jsem zaznamenávala ptačí druhy také v mrazem poškozených porostech křídlatky. Pozitivní odpověď rákosníka zpěvného jsem tentokrát nezískala. Místo něj reagovala pěnkava obecná a sýkora koňadra. Naopak konipas horský měl v obou letech v lokalitách s porosty křídlatky prokazatelně nižší zastoupení.

Rákosník zpěvný preferoval porosty křídlatky, které mu pravděpodobně strukturně připomínaly jeho přirozený biotop. Reakce ostatních druhů (sýkora koňadra, pěnkava obecná a konipas horský) by bylo možné s jistotou vysvětlit až provedením dalších analýz. Křídlatka může ohrozit ty druhy ptáků, které se vyskytují výhradně v nižších patrech vegetace.

**Klíčová slova:** invazní křídlatka, *Reynoutria* sp., ptačí společenstva, břehová vegetace

## Abstract

Although it is widely recognized that exotic plant invaders can affect diversity of native plant communities, a few studies of natural systems concern about the nature abundance and diversity loss and the associated consequences for higher trophic levels. Little is known impact of exotic riparian plant on higher-order consumers, such as birds. Such is requirement to understand underlying mechanisms of invasive processes and formulating effective management strategies.

We examined interaction between invasive knotweed (*Reynoutria* sp. div., next only knotweed) and bird communities. We recorded occurrence of birds along three rivers in riverbanks that were either dominated by native vegetation or invaded by knotweed. Birds were recorded in breeding seasons in 2011 and 2012 near town Frýdek-Místek and Valašské Meziříčí. We interested especially in (i) how knotweed composition within riparian systems affects avian communities and (ii) what common bird characteristics are influenced by knotweed.

Our outcome found positive effect of Marsh Warbler (*Acrocephalus palustris*) and Great Tit (*Parus major*) in high knotweed cover and negative effect of Grey Wagtail (*Motacilla cinerea*). Interspecific comparison common avian characteristics suggest that knotweed invasion can impact avian abundance living in lower vegetation layer, exception species living in herb layer. In breeding season 2012 I register bird community in the same study site but half of knotweed cover was involved by frost. Positive effect of Marsh Warbler was not confirmed but I found conclusive positive effect by Common Chaffinch (*Fringilla coelebs*) and Great Tit (*Parus major*). At the other side abundance of Grey Wagtail correlated with native plant species cover.

Marsh Warbler likely prefers high knotweed cover reminding its nature habitat. Other species reaction (Great Tit, Common Chaffinch and Grey Wagtail) can be explained after another analysis. Knotweed invasion can impact avian community living in lower vegetation layer.

**Key words:** invasive knotweed, *Reynoutria* sp., bird community, riparian habitat



# 1. Úvod

S narůstajícími možnostmi cestování mezi kontinenty a rychlejším transportem zboží se mnohé druhy rostlin objevují mimo jejich přirozený biotop (Mack et al., 2000). Naštěstí většina zavlečených druhů není schopna přežívat a prospívat v cizím prostředí (Olden et al., 2004). Přesto však invaze organismů patří již několik desítek let mezi globální problémy světa (Dukes a Mooney, 1999). Mění charakter krajiny a působí na diverzitu prostředí. Můžeme říci, že neexistuje ekosystém, ve kterém by se nevyskytl zavlečený druh. Dopad invazních rostlin v podobě změn v ekosystému tak roste po celém světě (Mooney a Hoobs, 2000).

Proč vlastně některé nepůvodní rostliny v invadovaných ekosystémech dominují? Důvodů existuje několik. Jsou konkurenčně zdatné, dovedou efektivně využívat světlo i vodu a jsou odolné vůči disturbancím (MacDougall a Turkington, 2005). Richardson et al. (2007) uvádí, že každý nepůvodní druh, který v novém prostředí vytvoří životaschopnou populaci, změni do určité míry složení původních společenstev. Nejvíce invaze ohrožují ekologicky specializované druhy nebo biomy (Richardson et al., 2000a, Moran a Hoffmann, 2012). Šířením invazních druhů dochází k homogenizaci prostředí, což přispívá k poklesu biodiverzity v místě jejich působení (Stohlgren et al., 1999, Pyšek a Richardson, 2006).

Úspěšnost potlačení agresivních organismů je závislá na úrovni znalostí jejich ekologie na původním i nově invadovaném stanovišti. Obecně je totiž s rostoucím tempem globálních změn stále důležitější porozumět procesům, které jsou spouštěčem změny biodiverzity a funkcí ekosystémů (Tylianakis et al., 2008), a zvolit jasné priority chování v ochraně přírody (Clavero et al., 2009).

Ptáci patří, z hlediska ekologie a rozšíření, mezi nejlépe prozkoumané skupiny organismů. Jsou na vrcholu potravních řetězců a mají důležitou funkci v řadě ekosystémů (Sekercioglu, 2006). Zároveň patří mezi jednu z mála skupin, u níž je dobře známá většina vážných rizik způsobujících vymírání ohrožených druhů (Clavero et al., 2009). Díky tomu bývá početnost ptačích populací často využívána jako významný indikátor stavu biodiverzity (Gregory et al., 2005, Butchart et al., 2010).

Jak se ptáci s rozšířením nepůvodních druhů rostlin vyrovnávají? Jednak mohou zavlečené rostliny využívat stejně jako mnohé původní druhy rostlin, které jsou zdrojem potravy, místem pro odpočinek nebo ke hnízdění (Richardson et al., 2000a). Tamaryšek (*Tamarix* spp.) takto umožňuje hnízdění ptákům místo původních chybějících porostů, které

se nachází v blízkosti řeky Colorado v Arizoně (Brown a Trosset, 1989). Také v povodí řeky Muddy v Mohavské poušti v Americe na mnoha místech dominuje invazní tamaryšek. A opět některé druhy ptáků využívají jeho porosty jako úkryt a místo ke hnízdění, zvláště když v místě jejich výskytu zbývá již jen několik původních stromů. Zdá se, že pokud nemají ptačí druhy při hnízdění silnou preferenci pouze na jeden druh stromu, vyhledávají strukturně i ekologicky podobnou náhradu biotopu. Tak může být nepůvodní tamaryšek rovnocenným místem ke hnízdění jako některé původní dřeviny (Brown a Trosset, 1989, Fleishman et al., 2003).

Na druhou stranu mohou nepůvodní rostliny ptáky lákat také do míst, která pro ně nemusí být bezpečná (Chace a Walsh, 2006). Nepůvodní rostliny mohou odstartovat behaviorální změnu, změnu využívání habitatu i fenologický posun (Richardson et al., 2000a). Několik příkladů uvádím níže.

Invaze exotických rostlin na některých místech prokazatelně omezuje dostupnost běžné potravní nabídky, jejíž dostatek je často zásadní pro úspěšné hnízdění. Nižší potravní nabídku nabízejí nepůvodní trávy v Texasu, milička (*Eragrostis lehmanniana*) a dochan (*Cenchrus ciliaris*), v porovnání s původními prérijními travinami (Flanders et al., 2006). K poklesu počtu členovců, a následného ochuzení potravy pro vyšší trofické skupiny, dochází v důsledku šíření invazivního druhu tolitý (*Vincetoxicum rossicum*) v Ontariu (Ernst a Cappuccino, 2005). Změny ve společenstvech členovců byly pozorovány také v místech s rozšířením vysoké traviny trsti rákosovité (*Arundo donax*) v břehových porostech (Herrera a Dudley, 2003).

V břehových porostech toků v Austrálii s výskytem nepůvodní vrby (*Salix × rubens*) byl zaznamenán mnohem nižší počet druhů ptáků i bezobratlých oproti původním porostům. Tento výsledek je přikládán jednodušší struktuře habitatu nebo k dosavadní absenci interakcí mezi bezobratlými a novým rostlinným druhem. Každopádně na původní porosty bylo vázáno 13 druhů ptáků a pokračováním šíření nepůvodní vrby opustí i tyto druhy ptáků sledovaný říční úsek (Holland-Clift et al., 2011). Další změnou v druhovém bohatství způsobenou dominancí zlatobýlu (*Solidago* sp.) se vyznačovala také ptačí společenstva na polských loukách. Zcela chyběly některé ochránářsky významné druhy a celkové druhové zastoupení ptáků bylo nižší (Skórka et al., 2010).

Nová struktura prostředí způsobená invazemi také mění kvalitu vhodných míst pro hnízdění a zároveň i intenzitu predace a ochranu před ní (Martin 1992, Borgman a Rodewald,

2004, Ortega et al., 2006). Ta je jedním z hlavních důvodů úmrtnosti vylíhnutých mláďat, zejména u otevřených hnízd (Martin 1992).

Další prokázanou změnou je načasování hnízdění u strnádky vrabcovité (*Spizella passerina*) v nepůvodním porostu chrpy (*Centaurea maculosa*) v západní části Montany v USA. Se zpožděním hnízdily páry v nepůvodním porostu až o tři týdny. Posun načasování hnízdění byl patrný nejvíce u mladých párů, v průměru o 8 dní. Navíc byl zaznamenán i nižší počet bezobratlých organismů v nepůvodních porostech vzhledem k těm původním. Strnádka vrabcovitá je druh, který hnízdí především ve stromovém patře. Nicméně potravu sbírá ze země. Kvalita hnízdního habitatu právě souvisela s dostupností potravy, protože nepůvodní chrpa na nových lokalitách produkuje semena až v pozdější části léta po vyhnízdění. Podobně mohou být právě ovlivněny i ostatní ptačí druhy, které hledají potravu na zemi (Ortega et al., 2006).

Zajímavou studii provedli Aslan a Rejmánek (2010). Formou dotazníků oslovili ornitology ze čtyř států USA. Dotazovali se na jimi pozorované chování ptáků v nepůvodních rostlinách. Bylo pozorováno přes tisíc interakcí mezi 168 druhy ptáků a 99 druhy rostlin. 47 % interakcí bylo spojeno s potenciální možností šíření, kdy ptáci konzumovali semena nebo plody rostlin. Ale některé studie nepotvrzují úspěšnost šíření semen ptáky (Conway et al., 2002). Ostatní interakce zahrnovaly hnízdění, posedávání a sbírání potravy. Studií byly prokázány nové interakce mezi ptáky a rostlinami. Bylo zaznamenáno sedm nepůvodních druhů rostlin, které se prozatím neprojevují jako invazní a podle pozorování jsou šířeny ptáky. Význam mutualistického vztahu představující konzumaci plodů může být významný zejména pro ty nepůvodní druhy rostlin vyskytující se v lag fázi (Aslan 2011), která představuje období stabilizace druhu v novém prostředí (viz příloha Terminologie).

Reakce organismů na změnu v prostředí nemusí ukazovat vždy jen jedním směrem. Podle práce ze Severní Dakoty v USA byly v prériích se zavlečeným pryšcem obecným (*Euphorbia esula*) zaznamenány druhově specifické odpovědi. Některé druhy ptáků nebyly schopné se porostům pryšce přizpůsobit, naopak jiné jej dovedly při hnízdění úspěšně využívat (Scheiman et al., 2003). U všech nepůvodních druhů rostlin není vždy prokázán negativní vliv na ptačí druhy. Tak např. v břehových porostech s výskytem stromu hlošiny úzkolisté neboli české olivy (*Elaeagnus angustifolia*) nebyl prokazatelný žádný negativní vliv na ptačí společenstva žijící v blízkosti řek Snake a Columbia v jihovýchodní části státu Washington. Naopak úplné odstranění tohoto stromu by pravděpodobně znamenalo snížení kvality habitatu pro ptáky (Fischer et al. 2012).

V otázce obnovy břehových porostů od nepůvodních druhů rostlin vzhledem k početnosti ptáků také není vždy zcela jasno. V případě porostů tamaryšku (*Tamarix* sp.) podél řeky Colorado v Arizoně by jejich úplné zničení znamenalo pokles početnosti ptáků. Naopak bylo pozorováno, že navýšení pokryvnosti původní vegetace o 20-40 % v porostech tamaryšku má velmi pozitivní odezvu na diverzitu i početnost ptáků. Proto bylo nejvyšší zastoupení ptačích druhů ve smíšených porostech, které nabízely vyšší diverzitu prostředí a potravy (Van Riper III et al., 2008).

Rostlinné invaze jsou v naprosté většině případů podporovány lidskou činností. Většina řek protéká v blízkosti lidských obydlí, kde je mnoho příležitostí pro zavlečení některých cizích propagulí. V rámci jednotlivých ekosystémů se zdá, že vedle sídel hostí nejvyšší počet invazních druhů právě poříční a pobřežní společenstva. V těchto ekosystémech dochází ke kombinaci intenzivního narušování s častými zdroji diaspor invazních druhů a jejich následným intenzivním transportem (Pyšek a Prach, 1994).

Příbřežní vegetace je z velké části zastoupena keři, stromy a lesní vegetací. Bylinné patro dominuje jen v některých případech, kdy klima, morfologie ani disturbance neumožňují růst stromům. Rostliny jsou uzpůsobené k využívání vody a zdrojů z ní a zároveň jsou odolné vůči disturbanci tekoucí vody (Richardson et al., 2007). Říční biotopy jsou organismy intenzivně využívané jako koridory (Pyšek a Prach, 1994). Šíření propagulí vodním prostředím je důležitý proces, který udržuje diverzitu příbřežního prostředí (Nilsson et al., 1991). Řeky ale zároveň působí i jako velké transportní potrubí pro šířící se propagule nepůvodních druhů rostlin z horního toku po proudu do nižších oblastí (Pyšek a Prach, 1993). Periodické záplavy navíc vždy zajistí nové prostředí pro nepůvodní druhy rostlin, kde jsou dostupné živiny i světlo. Jakmile klesne vodní hladina, objeví se i půda a tím i stanoviště pro růst nových druhů rostlin (Walker et al., 1986).

Již samotné pozměnění funkce říčního a příbřežního ekosystému může být zároveň spouštěcím systémem pro šíření nepůvodních druhů (Décamps et al., 1995, Levine a Stromberg, 2001, Richardson et al., 2007). Říční ekosystémy jsou vysoce náchylné k invazím cizích druhů rostlin. Podle některých výsledků mohou být organismy detritového řetězce ovlivněny pouhou změnou druhového složení rostlin v břehové vegetaci (Maerz et al., 2005).

Změny funkce ekosystému způsobuje nepůvodní keř *Sesbania punicea* v Jižní Africe, který zachycuje mnohem více sedimentu a tím umožňuje další expanzi rostlin (Hoffman a Moran, 1988). Tamaryšek (*Tamarix ramosissima*) v Severní Americe také zabírá celou příbřežní zónu, zužuje koryto řeky, zachycuje sediment a zanáší koryto (Zavaleta, 2000). Jeho výskyt ale lze regulovat podporou přirozených funkcí toků. Jedním příkladem je obnova

pravidelných jarních záplav, kdy se počet porostů tamaryšku sníží na úkor rychleji vyklíčených původních pionýrských druhů (Levine a Stromberg, 2001).

Rod křídlatka (*Reynoutria* sp.) je příkladem úspěšného zavlečení druhu, který pochází z oblasti východní Asie, z Číny a Japonska (Child a Wade, 2000). V původním areálu rozšíření se jedná o pionýrský druh vyskytující se na mnoha typech prostředí. Lze ji nalézt na osluněných místech, v blízkosti vulkánů ale také v blízkosti lidských obydlí a cest (Adachi et al., 1996).

V invadovaném prostředí se vyskytuje na disturbovaných ruderalních plochách a v okolí toků (Pyšek a Prach, 1993). To může být z části i důsledkem neupravenosti okolí řek (opuštěná, disturbovaná, špatně obhospodařovaná místa). U nás je zastoupena dvěma druhy *Reynoutria japonica* (pouze jediný samičí klon) a *Reynoutria sachalinensis*, které se mezi sebou kříží za vzniku nového druhu *Reynoutria x bohemica*.

Křídlatka japonská (*Reynoutria japonica*) byla do Evropy zavlečena v průběhu 19. století pouze jako samičí forma (Beerling et al., 1994, Mandák et al., 2004). Není tedy schopna se v nových podmínkách generativně rozmnožovat. Možnosti rozmnožování ale zůstávají v rámci rodu. V laboratorních podmínkách je toto rozmnožování sledováno (Bram a McNair, 2004) a semena v optimálních podmínkách úspěšně klíčí (Engler et al., 2011, Tiébré et al., 2007, Bram a McNair, 2004). V přírodě se jedná zatím o ojedinělý jev. V Evropě patří mezi nejběžnější invazní rostliny. Jsou známy dvě formy křídlatky japonské, a to *Reynoutria japonica* var. *compacta* a *Reynoutria japonica* var. *japonica*.

Podle projektu DAISIE (Projekt Delivering Alien Invasive Species In Europe dodává odborné informace ohledně biologických invazí v Evropě prostřednictvím mezinárodního týmu odborníků.) je křídlatka japonská zároveň s bolševníkem velkolepým (*Heracleum mantegazzianum*) a netýkavkou žláznatou (*Impatiens glandulifera*) v seznamu nejzávažnějších invazních druhů v Evropě (<http://www.europe-aliens.org/>).

Křídlatka sachalinská (*Reynoutria sachalinensis*) se do Evropy rozšířila také během 19. století. Je ale méně běžná a z druhů nejméně invazní, i když má možnost pohlavního rozmnožování. Důvodem může být nižší schopnost zpětného využití dusíku z tlejícího listí rostliny. Míra využití dusíku může být odpovědí na různou úspěšnost invazních rostlin v novém prostředí (Herpigny et al., 2012).

Křídlatka česká (*Reynoutria* × *bohemica*) je hybrid, který vzniká oplozením *R. japonica* var. *japonica* druhem *R. sachalinensis*. Nový druh se zdá být úspěšnějším invazním druhem, než jsou jeho rodiče. To také dokládá tvrzení z práce Vilá et al. (2011), že cizí druh

může s původním nebo jiným cizím druhem produkovat hybridní genotypy, které jsou schopné se rychleji šířit v novém prostředí.

Křídlatka patří mezi druhy s nejvýraznějším dopadem na rostlinná společenstva (Chytrý et al., 2009). Vzhledem k častému zplaňování a schopnosti nekontrolovatelně se šířit patří v současné době zároveň i mezi několik nejobtížnějších invazních druhů v Evropě (Mandák a Pyšek, 1997, Maurel et al., 2010). Je konkurenčně velmi zdatná díky rychlému růstu a velkému vzrůstu, který zajistí kompaktní porost zamezující přístup světla ostatním druhům. Pravděpodobně přítomnost jiných druhů omezuje i velké množstvím rhizomů v půdě (Brabec a Pyšek, 2000). Pro zakořenění stačí velmi malý kousek původní rostliny, která je pak ve vegetačním období schopná rychle růst a přerůst okolní byliny (Hejda et al., 2009).

Porosty křídlatky ale nemusí vždy omezovat pouze diverzitu rostlinných druhů. Provázaností v potravním řetězci nezůstávají výkyvy v dostupnosti potravy jen u některých skupin organismů. Její porosty přinášejí do toku i na břehy velké množství opadaného listí s nižší využitelnou kvalitou pro dekompozitory (Dangles et al., 2002), kteří ale nejspíš nemusí mít vždy problém s adaptací na nové rostlinné složení (Thompson a Townsed, 2003, Lecerf et al., 2007). V Německu se v porostech křídlatky japonské vyskytovaly druhově chudší bezobratlá společenstva v porovnání s přirozenými biotopy (Engler et al., 2011). Pomalu se rozkládající rostlinný opad z křídlatek může být ale na druhou stranu vhodným potravním zdrojem pro ty bentické organismy, které mají delší vývojový cyklus (Eggert a Wallace, 2003).

Druhově nižší zastoupení jedinců v invadovaných porostech s křídlatkou bylo prokázáno i na lokalitách břehové vegetace v jižní a východní části Švýcarska. Na okraji porostů křídlatky se vyskytovalo sice několik druhů rostlin, uvnitř však pouze kopřiva dvoudomá (*Urtica dioica*) a svízel přitula (*Galium aparine*). V porostech křídlatky bylo druhové zastoupení o 40% nižší a množství biomasy bylo až o 70 % méně v porovnání s původním porostem travin a keřů (Gerber et al., 2008).

Na druhou stranu jsou semena křídlatky pro některé druhy zdrojem potravy. Některá byla nalezena poškozená a nevypadala jako po konzumaci bezobratlých organismů. Zdá se, že se jimi živili někteří pěvci (Engler et al., 2011). Také v USA byla u vrabce domácího (*Passer domesticus*) prokázána konzumace semen z rodu *Reynoutria* (Bailey et al., 1995).

Spousta vědecké literatury zabývající se invazní ekologií se zaměřuje na možný negativní dopad šíření nepůvodních druhů na rostliny, přičemž opomíjí pohled i na ostatní skupiny organismů, které jsou nepochybně závislé na již zkoumaných primárních producentech (Gerber et al., 2008). O změnách způsobenými invazemi rostlin na organismy

vyšších trofických úrovní, jako jsou právě i ptačí společenstva, víme velmi málo (Holland-Clift et al., 2011, Vilá et al., 2011). Podle charakteru výskytu křídlatky lze zároveň usoudit, že se její porosty objevují v biotopech s vysokou diverzitou ptačích společenstev.

V této souvislosti jsem zkoumala využívání břehového porostu ptačími druhy s výskytem křídlatky podél řek Ostravice a Rožnovské Bečvy a zároveň i břehového porostu bez tohoto nepůvodního druhu podél řeky Morávky poblíž Beskyd na pomezí Moravy a Slezska v České republice.

Kromě toho došlo během shromažďování dat pro tuto studii k zajímavé situaci, která poskytla materiál pro jakýsi „přirozený experiment“. Na jaře v roce 2012 pravděpodobně pozdní mrazíky zřejmě částečně zničily vegetativní bázi nově rašících porostů křídlatky, takže se na některých sledovaných lokalitách, které byly v roce 2011 pokryté bujnou nepůvodní vegetací, vyskytovaly porosty křídlatky v omezené míře. Tato situace by mohla pomoci vysvětlit, jak by se ptačí společenstvo změnilo, pokud by se porosty křídlatky redukovaly např. pomocí herbicidu.

## 1.1. Cíle práce

1) Zmapovat výskyt ptačích druhů standardní metodou v hnízdním období v přibřežních porostech postižených výskytem křídlatky a na podobných místech bez křídlatky.

2) Zjistit, jaké parametry prostředí ovlivňují výskyt ptáků na sledovaných místech, a to zejména se zaměřením na přítomnost/nepřítomnost křídlatky.

3) Prozkoumat, zda existují nějaké vlastnosti ptačích druhů, které predikují prostorovou změnu jejich výskytu v závislosti na rozšíření křídlatky.

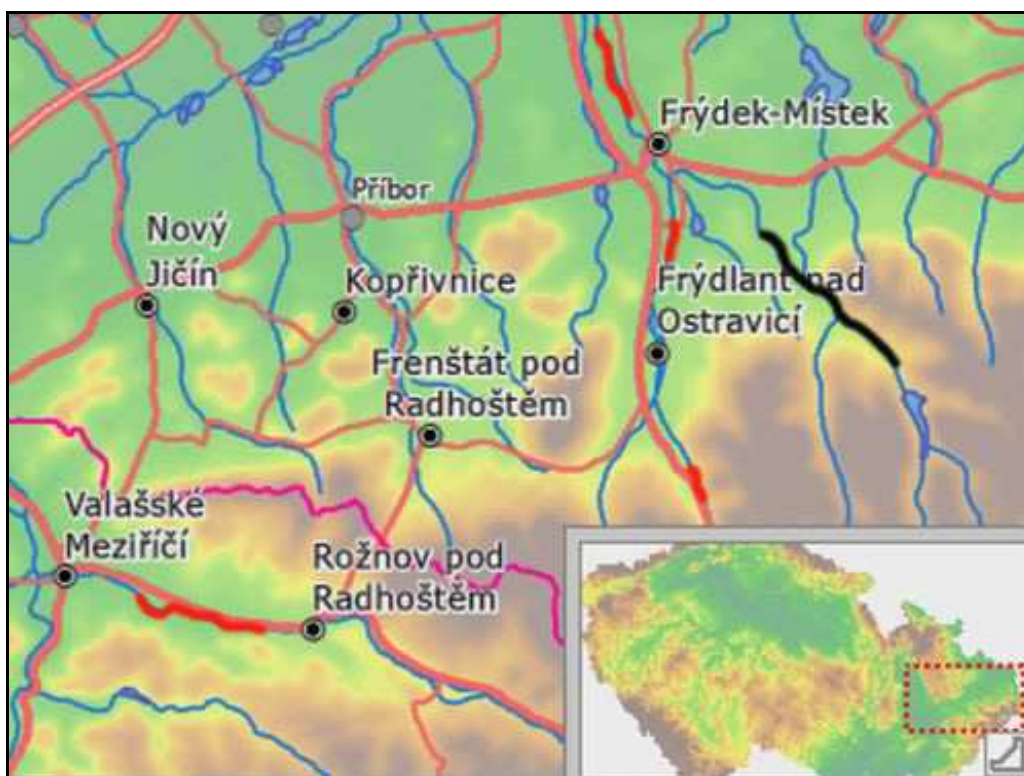
4) Zhodnotit vliv omezení porostů křídlatky, k němuž došlo na začátku vegetační sezóny 2012.

Porovnáním druhového zastoupení ptačích společenstev v porostech s vysokou dominancí křídlatky a v nezasažených porostech bude možné odpovědět na dvě hlavní otázky vyplývající z 2. a 3. bodu. Jaké druhy jsou na tuto invazní rostlinu citlivé a naopak jaké jsou vůči ní imunní? Lze tyto druhy rozdělit podle potravních nebo biotopových skupin?

## 2. Metodika

### 2.1. Sledované lokality

Výzkum byl prováděn v břehové vegetaci tří řek: Ostravice, Rožnovská Bečva a Morávka. Lokality se nachází v okolí Frýdku-Místku a Valašského Meziříčí ve východní části České republiky v blízkosti CHKO Beskydy (Obr. 1, Příloha B). Podkladem pro výběr území byla nepublikovaná data o výskytu křídlatky v České republice získaná od Prof. RNDr. Petra Pyška, CSc. Po vytipování oblasti vybrané podle této databáze jsem ověřila vhodnost lokalit kontrolou přímo v terénu.



Obr. 1: Mapa sledovaných území. Červená barva označuje mapované části Rožnovské Bečvy a Ostravice, kde se křídlatka místy hojně vyskytovala. Černá barva zobrazuje mapovanou část řeky Morávky, podél které se invazní křídlatka nevyskytuje. Zdroj mapy: Geoportal (<http://geoportal.gov.cz/web/guest/map?openNode=MapList>).



Řeky Ostravice a Rožnovská Bečva představovaly toky, jejichž břehy jsou místy silně invadovány křídlatkou s převahou křídlatky japonské, která zabírala minimálně polovinu rozlohy každé vybrané lokality. Ostatní břehová vegetace v těchto lokalitách byla zastoupena nižším bylinným a stromovým patrem (Obr. 2, další fotky viz Příloha C).

Řeka Morávka byla vybrána z toho důvodu, že jde o tok podobného charakteru nacházející se ve stejné oblasti jako dva výše uvedené, avšak se místo invazní křídlatky v břehové vegetaci vyskytovaly nízké keře a zároveň i stromové a bylinné patro.



Obr. 2: Břehová vegetace s křídlatkou u řeky Rožnovská Bečva, vlastní foto.

Nejčastější výskyt dalších druhů rostlin stromového, keřového a bylinného patra na lokalitách: vrba (*Salix* sp.), olše (*Alnus* sp.), topol (*Populus* sp.), lípa (*Tilia* sp.), javor (*Acer* sp.), jasan (*Fraxinus* sp.), trnovník akát (*Robinia pseudoacacia*), buk (*Fagus* sp.), bříza (*Betula* sp.), modřín (*Larix* sp.), bez černý (*Sambucus nigra*), kalina obecná (*Viburnum opulus*), bršlice kozí noha (*Aegopodium podagraria*), svízel přítula (*Galium aparine*), turan roční (*Erigeron annuus*), srha laločnatá (*Dactylis glomerata*), chrastice rákosovitá (*Phalaris arundinacea*) a kopřiva dvoudomá (*Urtica dioica*). Na štěrkovitých březích a náplavech řeky Morávky se vyskytoval místy i židovník německý (*Myricaria germanica*) a janovec metlatý (*Cytisus scoparius*).

Při návštěvě lokalit v hnízdní sezóně v roce 2012 jsem některé porosty křídlatky našla poškozené od mrazu. Listová část rostlin byla částečně či zcela spálená. Někde byly poškozené celé rostliny (Obr. 3). S otázkou, zda ztráta vegetačního pokryvu změnila složení ptačích společenstev, jsem provedla opakované mapování na všech lokalitách.



Obr. 3: Mrazem spálené porosty křídlatky u řeky Ostravice, vlastní foto.

V každé hnízdní sezóně jsem prošla 14,7 km podél toků, z toho 8,5 km bylo podél řek Rožnovská Bečva a Ostravice. Zbylých 6,2 km toku jsem prošla podél řeky Morávka. Šířku břehového porostu nebylo možné pevně stanovit, avšak vždy představovala vegetaci v bezprostřední blízkosti toku do deseti metrů.

## 2.2. Mapování ptáků

Druhy ptáků jsem zaznamenávala liniovou metodou sčítání (Bibby et al., 2000) v hnízdním období v květnu až červnu v letech 2011 a 2012 (zdrojová data viz příložené CD). Lokality jsem v každém období navštívila dvakrát s týdenní pauzou mezi návštěvami.



Návštěvy konkrétních lokalit probíhaly vždy v jinou hodinu, aby nebyla ani jedna z nich upřednostněna opakovanou návštěvou v brzkých ranních hodinách. Pozorování probíhalo v rozmezí pěti hodin od 5:00 do 10:00 dopoledne, vždy za vhodného počasí (bezvětří a bez deště). U zaznamenaných ptačích druhů jsem zapisovala jejich chování - zpěv/bez zpěvu a místo výskytu (koryto, břeh, bylina, keř, křídlatka nebo druh stromu). V průběhu mapování v roce 2012 jsem navíc rozlišovala ptačí druhy vyskytující se v poškozené/nepoškozené křídlatce.

Na každé ze sledovaných lokalit byla procházená trasa rozdělena na různě dlouhé úseky. Jeden takový úsek představoval určitý kontinuální břehový porost a od dalšího úseku jej dělila mezera bez vegetace.

Na každém úseku jsem hodnotila biotopové složení břehového porostu, kde byli sčítáni ptáci, i v jeho okolí do vzdálenosti 50 metrů, protože toto okolí může mít velký vliv na výskyt ptačích druhů ve sledovaném břehovém porostu. Rozlišovala jsem typy biotopů, u nichž se podle literatury uvádí výrazný vliv na složení ptačích společenstev ve střední Evropě (Reif et al., 2008), tedy bylina, keř, strom a křídlatka. Zastoupení jednotlivých typů biotopů na každém úseku (tj. zvlášť pro samotný břehový porost a zvlášť pro jeho okolí) jsem odhadovala pomocí jednoduché stupnice:

- 0 – biotop není přítomen,
- 1 – biotop se vyskytuje do 30 % rozlohy území,
- 2 – biotop se vyskytuje v rozmezí 30 – 70 % rozlohy území,
- 3 – biotop se vyskytuje na více než 70 % rozlohy území,
- 4 – vyskytuje se pouze tento biotop,

kde součet rozloh všech biotopů na každém úseku dával hodnotu 4. Tato charakteristika okolí mi umožnila další možnost vyhodnocení výsledků.

Protože biotopů je poměrně velké množství a naopak počet statistických jednotek použitelných k analýze byl poměrně omezený, použila jsem pro shrnutí biotopového složení okolí sledovaných úseků (tj. ne samotných břehových porostů) analýzu hlavních komponent (PCA). Tu jsem provedla pro každou lokalitu zvlášť. Jako proměnné byly použity jednotlivé biotopy, jako základní jednotky sloužily úseky a v políčkách datové matice figurovaly výše popsané „rozlohy“ jednotlivých biotopů na jednotlivých úsecích. První dvě ordinační osy z PCA uchopily 67,00 %, resp. 30,81 % variability v biotopovém složení okolí a byly používány pro další analýzy místo původních biotopových proměnných. První osa

vyjadřovala gradient v pokryvnosti bylinných druhů vůči pokryvnosti dřevin a druhá gradient stromů vůči keřům.

## **2.3. Ekologické vlastnosti ptačích druhů**

Jedním z cílů práce bylo otestovat, zdali některé vlastnosti ptačích druhů mohou ovlivňovat vztah početnosti ptáků na výskyt invazní rostliny. Každý ptačí druh jsem charakterizovala podle terénních zkušeností školitele a údajů v monografiích zaměřených na českou avifaunu (Hudec a Šťastný, 2005, Šťastný a Hudec, 2011) podle (i) vegetačního patra jeho výskytu (1 – bylinné či keřové patro do 3 m nad zemí, 2 - keřové až stromové patro 3-7 m nad zemí a 3 – stromové patro nad 7 m nad zemí; u druhů využívajících více pater jsem z těchto hodnot spočítala průměr), (ii) nejčastěji využívaného biotopu (bylina, keř, říční koryto, strom) a (iii) preferovaného místa sběru potravy (větve, říční koryto, kmen, zem, vzduch).

## **2.4. Statistické zpracování**

Statistickou analýzu jsem prováděla v několika krocích, přičemž každý z nich poskytoval informace o významu křídlatky pro výskyt ptáků z jiného úhlu pohledu. Zároveň jsem každou z obou sezon hodnotila zvlášť, protože meziročně došlo k výrazným změnám v rozloze i kvalitě porostů křídlatky (viz výše). Zdrojová data i výsledky statistického zpracování jsou k dispozici v příloženém CD.

### **1. Záznamy ptáků z jednotlivých biotopů**

V této části jsem využila informace o tom, ve kterém biotopu se vyskytl každý sledovaný jedinec. Zjišťovala jsem, jestli je v křídlatce zjištěno více (resp. méně) jedinců než v jiných biotopech. Vztahy jsem testovala pro každý druh zvlášť pomocí zobecněných linearizovaných modelů s Poissonovým rozdělením, které se používají pro data s početností jedinců. Vysvětlovaná proměnná byla početnost daného druhu a vysvětlující proměnné byly biotop, přítomnost křídlatky, řeka a délka mapovaného úseku, kde se daný biotop nacházel.

## **2. Vztah početnosti ptáků a biotopového složení na jednotlivých úsecích**

Zde jsem vztahovala početnost jednotlivých druhů ptáků k biotopovému složení nepřímo, a to přes jednotlivé mapované úseky. Pro každý druh jsem sečetla všechny jedince zjištěné na daném úseku a tuto početnost jsem modelovala jako funkci rozloh jednotlivých biotopů pokrývajících daný úsek. Jako další proměnné byly použity: přítomnost křídlatky na daném úseku, první dvě PCA osy popisující okolí daného úseku a délka úseku.

Analýza opět využívala zobecněných linearizovaných modelů s Poissonovým rozdělením. Protože mohou být úseky z hlediska biotopového složení i přítomnosti ptačích druhů navzájem závislé, zopakovala jsem tuto analýzu ještě pomocí modelů s náhodnými efekty, kdy jako náhodné faktory byly použity úsek a lokalita v hierarchickém třídění. Ostatní proměnné s pevnými efekty byly stejné jako v modelech popsaných výše.

Modely bez zohlednění i se zohledněním vzájemné závislosti úseků poskytly odhad vlivu křídlatky na početnost každého ptačího druhu za současného odfiltrování vlivu ostatních biotopů v břehovém porostu i biotopů v jeho okolí. Tyto odhady byly použity k další analýze.

## **3. Vztah složení ptačího společenstva a biotopového složení jednotlivých úseků**

Analýza ve výše popsaném kroku umožnila přesně kvantifikovat vliv křídlatky na početnost každého ptačího druhu. Nicméně vliv křídlatky může být patrný i na úrovni společenstva. Ten jsem se pokusila odhadnout pomocí kanonické korespondenční analýzy (CCA). Ta kvantifikuje nejvýznamnější parametry prostředí (z těch, které si zvolím), jež způsobují hlavní gradienty v druhovém složení ptačích společenstev. Já jsem se zaměřila na otázku, zda mezi těmito parametry bude i křídlatka.

Vzhledem k charakteru výskytu ptáků je CCA vhodnější než jiné nepřímé mnohorozměrné metody (např. redundanční analýza). Analýza byla velmi podobná té provedené v kroku 2., pouze početnost všech ptačích druhů tam vstupovala najednou a délka úseku byla zahrnuta jako kovariáta. Ostatní proměnné (biotop, křídlatka) byly mezi vysvětlujícími. Vzájemná závislost úseků byla v modelech opět zohledněna.

## **4. Analýza vlivu druhových vlastností ptáků na jejich početnost v křídlatce**

Zde jsem použila odhady vlivu křídlatky na početnost jednotlivých druhů ptáků vyskytujících se ve zkoumaných břehových porostech, které jsou spočítané v kroku 2 jako

vysvětlované proměnné. Ekologické vlastnosti jednotlivých ptačích druhů jsem použila jako vysvětlující proměnné (viz výše).

Pro tuto analýzu jsem použila jak odhady vlivu křídlatky získané pomocí modelů bez náhodných efektů, tj. bez zohlednění vzájemné závislosti jednotlivých úseků, tak i odhady získané pomocí modelů s náhodnými efekty, které do jisté míry odfiltrovaly prostorovou autokorelaci. Proměnnou „vliv křídlatky na početnost“ jsem vyjádřila dvěma způsoby (i) jako nezměněné hodnoty odhadů parametru z kroku 2 a (ii) jako absolutní hodnoty těchto odhadů.

První způsob rozděluje druhy na ty, které byly křídlatkou ovlivněny pozitivně, a ty, které byly ovlivněny negativně. Druhý způsob zachycuje gradient síly odpovědi početnosti druhu na křídlatku od neutrálních odpovědí po druhy silně ovlivněné (ať už pozitivně či negativně). Pro vlastní analýzu jsem opět použila zobecněné lineární modely a také analýzu rozptylu. Do každého modelu vstupovala jako váha převrácená hodnota směrodatné odchylky „vlivu křídlatky na početnost“ z kroku 2, která oslabovala vliv druhů s horším datovým materiálem.

### 3. Výsledky

V břehové vegetaci toků jsem v hnízdním období v roce 2011 zaznamenala 385 jedinců a 29 druhů ptáků. V lokalitách s výskytem křídlatky jsem na 8,5 km zaznamenala 241 jedinců a 25 druhů, tedy 28 jedinců v průměru na 1 km. Podél řeky Morávky bez invazní křídlatky jsem na 6,2 km zaznamenala 144 jedinců a 18 druhů, což je 23 jedinců na 1 km (Tab. 1).

V lokalitách, kde rostla křídlatka, se nejčastěji vyskytovaly tyto druhy: sýkora koňadra, pěnice černošlá, kos černý, rákosník zpěvný, pěnkava obecná, drozd zpěvný a sýkora modřinka. V lokalitách bez porostu invazní křídlatky jsem nejčastěji zaznamenala konipasa horského, pěnici hnědokřídrou, pěnici černošlou, sýkoru koňadru, kosa černého, strnada obecného, skorce vodního a pěnkavu obecnou (Tab. 2). Přímo v porostech křídlatky jako biotopu se vyskytovali: rákosník zpěvný, pěnice černošlá, kos černý, sýkora koňadra a sedmihlášek hajní.

Při mapování v hnízdní sezoně 2012 jsem zaznamenala 346 jedinců a 27 druhů ptáků na stejných lokalitách jako před rokem. Na lokalitách s křídlatkou byly, na rozdíl od minulého roku, její porosty více než z poloviny poškozené mrazem (4,5 km). Druhá polovina představovala zdravé porosty křídlatky (4 km). Nejvyšší průměrná početnost ptačích druhů na km byla v lokalitách s výskytem zničené křídlatky (33 jedinců na km). V lokalitách se zdravými porosty křídlatky se vyskytovalo v průměru 27 jedinců na km a v lokalitách bez křídlatky 14 jedinců na km. Průměrná diverzita se ve všech typech lokalit pohybovala kolem 3 druhů na km (Tab. 3).

Přímo v poškozených porostech křídlatky se vyskytovaly tyto druhy ptáků: rákosník zpěvný, sýkora koňadra, pěnice černošlá, červenka obecná, kos černý a pěnice hnědokřídla. V porostech zdravé křídlatky jsem zaznamenala rákosníka zpěvného, pěnici černošlou, sýkoru koňadru a kosa černého (Tab. 4).

..

Tab. 1: Početnost a diverzita ptačích druhů v hnízdní sezoně 2011 podél toků Morávky, Ostravice a Rožnovské Bečvy s rozlišením na lokality s/bez křídlatky (R)

Lokality	Celková délka lokalit (km)	Početnost	Diverzita	Průměrná početnost na km	Průměrná diverzita na km
Bez R	6,2	144	18	23,2	2,9
R	8,5	241	25	28,4	2,9

Tab. 2: Početnost ptačích druhů na 10 km toku podél řek Morávka, Ostravice a Rožnovská Bečva odhadnutá na základě mapování v hnízdní sezoně 2011, R – křídlatka

Druh	Lokality s R							Lokality bez R					
	R	keř	strom	cesta	břeh	koryto	celkem	keř	strom	cesta	břeh	koryto	celkem
budníček menší			4,7				4,7						0,0
budníček větší			2,4				2,4						0,0
červenka obecná			1,2				1,2						0,0
drozd zpěvný		2,4	14,1				16,5						0,0
konipas bílý					2,4		2,4				7,1		7,1
konipas horský					7,1		7,1				22,4	9,4	31,8
kos černý	4,7	1,2	17,6		4,7		28,2	1,2	8,2	1,2	3,5		14,1
lejsek bělokříký			1,2				1,2						0,0
mlýnařík dlouhoocasý		2,4					2,4						0,0
pěnice černohlavá	10,6	18,8	31,8				61,2	5,9	9,4				15,3
pěnice hnědokřídla		2,4					2,4	4,7	12,9		4,7		22,4
pěnice slavíková		2,4	3,5				5,9		2,4				2,4
pěnkava obecná		7,1	8,2	3,5			18,8		9,4		2,4		11,8
rákosník obecný			2,4				2,4						0,0
rákosník zpěvný	21,2	4,7					25,9	2,4					2,4
sedmihlásek hajní	2,4						2,4						0,0
skorec vodní							0,0					12,9	12,9
sojka obecná			2,4				2,4						0,0
strakapoud velký		3,5	1,2				4,7		2,4				2,4
strnad obecný			2,4				2,4	1,2	11,8				12,9
střízlík obecný							0,0				2,4		2,4
sýkora babka		1,2	2,4				3,5		3,5				3,5
sýkora koňadra	3,5	25,9	36,5				65,9	3,5	11,8				15,3
sýkora lužní			1,2				1,2						0,0
sýkora modřínka		8,2	5,9				14,1	1,2	1,2				2,4
volavka popelavá							0,0				5,9		5,9
vrabec domácí							0,0		1,2				1,2
zvonohlík zahradní		2,4					2,4		3,5				3,5
žluna zelená			2,4				2,4						0,0



Tab. 3: Početnost a diverzita ptačích druhů zaznamenaných v roce 2012 podél toků s rozlišením tří typů lokalit zaměřených na křídlatku (R)

Lokality	Celková délka lokalit (km)	Početnost	Diverzita	Průměrná početnost na km	Průměrná diverzita na km
Bez R	6,2	89	18	14	2,9
Zdravá R	4	108	14	27	3,5
Zničená R	4,5	149	15	33	3,3

Tab. 4: Početnost ptačích druhů na 10 km toku podél řek Morávka, Ostravice a Rožnovská Bečva odhadnutá na základě mapování v hnízdní sezóně 2012, R – křídlatka

Druh	Lokality se zdravou/zničenou R						Lokality bez R				
	R	keř	strom	cesta, zem	břeh	celkem	keř	strom	cesta, zem	břeh	celkem
brhlík lesní		0,0/2,2	0,0/2,2			0,0/4,4	3,2	1,6			4,8
budníček menší						0,0/0,0				1,6	1,6
červenka obecná	0,0/2,2	5,0/0,0	2,5/0,0			7,5/2,2	3,2				3,2
drozd zpěvný		5,0/2,2	5,0/0,0	0,0/2,2		10,0/4,4	3,2	1,6	1,6		6,4
konipas bílý			0,0/2,2			0,0/2,2				8,1	8,1
konipas horský					12,5/0,0	12,5/0,0				21,0	21,0
kos černý	5,0/2,2	12,5/0,0	5,0/11,1	5,0/2,2	2,5/0,0	30,0/15,5		1,6	8,1		9,7
lejsek bělokrký		5,0/0,0	0,0/4,4			5,0/4,4					0,0
lejsek šedý		5,0/0,0				5,0/0,0					0,0
mlynařík dlouhoocasý		5,0/0,0				5,0/0,0					0,0
pěnice černohlavá	25,0/11,1	15,0/44,4	22,5/11,1			62,5/66,6	4,8	11,3		8,1	24,2
pěnice hnědokřídlá			0,0/4,4			0,0/4,4	3,2				3,2
pěnkava obecná		42,5/8,9	15,0/6,7		0,0/4,4	57,5/20,2	3,2	4,8			8,0
rákosník zpěvný	20,0/42,2	0,0/8,9				20,0/51,1					0,0
rehek domácí			5,0/0,0			5,0/0,0				1,6	1,6
sedmihlásek hajní		0,0/8,9	0,0/4,4			0,0/13,3		3,2			3,2
skorec vodní						0,0/0,0				1,6	1,6
stehlík obecný						0,0/0,0		6,5			6,5
strakapoud velký						0,0/0,0		6,5			6,5
strnad luční			2,5/0,0			2,5/0,0					0,0
strnad obecný			0,0/4,4			0,0/4,4	6,5	1,6		1,6	9,7
střízlík obecný						0,0/0,0			1,6		1,6
sýkora koňadra	2,5/11,1	35,0/20,0	40,0/33,3			77,5/64,4	21,0	12,9	4,8	4,8	43,5
sýkora lužní	2,5/2,2	5,0/4,4	0,0/4,4			7,5/11					0,0
sýkora modřinka			5,0/0,0			5,0/0,0					0,0
šoupálek krátkoprstý		0,0/2,2				0,0/2,2					0,0
vrabec domácí				5/0		5,0/0,0					0,0

### 3.1. Vztah sledovaných ptačích druhů k jednotlivým biotopům

Ačkoliv se druhové bohatství ptáků z výsledů mapování v roce 2011, po zohlednění délky úseku mezi místy s křídlatkou a bez ní, nelišilo (Estimate = 0,01, Standard error = 0,04, P-value = 0,833), početnost některých druhů vykazovala statisticky průkazné rozdíly (Tab. 5, všechny výsledky viz příložené CD). U rákosníka zpěvného a sýkory koňadry jsem zjistila pozitivní vztah k přítomnosti křídlatky, kdy jejich početnost byla vyšší v invadovaných porostech než v jiných biotopech. U konipasa horského, strnada obecného a pěnice slávkové ukazovala jejich početnost statisticky průkaznou negativní odezvu. Další jiný vliv vybraných biotopů na ptačí druhy nebyl statisticky průkazný.

Druhové bohatství mezi jednotlivými typy lokalit se v dalším hnízdním období v roce 2012 opět průkazně nelišilo (rozdíl mezi místy bez křídlatky a místy se zdravými porosty křídlatky: Estimate = 0,02, Standard error = 0,06, p-value = 0,736; rozdíl mezi místy bez křídlatky a místy se zničenými porosty křídlatky: Estimate = 0,06, Standard error = 0,06, p-value = 0,262). Přesto byly pozorovány rozdíly v početnosti u některých ptačích druhů (Tab. 6).

Pozitivní vztah na přítomnost porostů zdravé i zničené křídlatky byl zaznamenán u pěnkavy obecné a sýkory koňadry, zatímco u zdravých porostů byl výsledek zejména u pěnkavy vysoce signifikantní, u zničené křídlatky byl vliv na hranici průkaznosti (Tab. 6). Tyto druhy na druhou stranu odpovídaly negativně na nepřítomnost porostů křídlatky (rozdíl mezi místy se zdravou křídlatkou a místy bez křídlatky: pěnkava obecná: Estimate = -2,12, SE = 0,61, p-value < 0,001, sýkora koňadra: Estimate = -0,61, SE = 0,30, p-value = 0,042).

Na hranici průkaznosti leží odpověď konipasa horského, který reagoval na přítomnost zdravých porostů křídlatky (Tab. 6).

Tab. 5: Závislost početnosti jednotlivých druhů na přítomnost porostů křídlatky v hnízdní sezóně 2011

Druh	Estimate	SE	p-value
rákosník zpěvný	1,92	0,75	0,011
sýkora koňadra	0,94	0,32	0,004
konipas horský	-1,80	0,47	< 0,001
strnad obecný	-3,05	0,85	< 0,001
pěnice slavíková	-3,35	0,81	< 0,001

Pozn.: SE – standard error, n= 108.

Tab. 6: Závislost početnosti druhů na přítomnosti porostů křídlatky (R) zaznamenaná podél toků v hnízdní sezóně 2012

Druh	Zdravá R			Zničená R		
	Estimate	SE	p-value	Estimate	SE	p-value
Pěnkava obecná	2,11	0,61	< 0,001	1,37	0,66	0,039
Sýkora koňadra	0,61	0,30	0,042	0,60	0,31	0,050
Konipas horský	- 1,06	0,59	0,071	n.s.	n.s.	n.s.

Pozn.: SE – standard error, n.s.= not significant, n = 94.

### 3.2. Vztah početnosti jednotlivých druhů ptáků a biotopového složení na jednotlivých úsecích

Tato analýza již nepracuje přímo se záznamy ptačích jedinců v jednotlivých biotopech, ale srovnává početnost ptáků mezi jednotlivými úseky sledovaných toků, které se liší svým biotopovým složením, což bylo v analýze vyjádřené relativním zastoupením bylin, keřů, stromů a křídlatky. Zde bylo možné zohlednit i vliv biotopového složení v okolí mapovaných úseků.

Přes odlišný metodický přístup jsem při vyhodnocení dat z roku 2011 získala podobné výsledky na výskyt ptáků (Tab. 7a). Po zohlednění vzájemné prostorové závislosti jednotlivých úseků říčního toku pomocí náhodných efektů neukázal rákosník zpěvný ani pěníce slavíková statisticky průkazný výsledek (Tab. 7b). Po použití náhodných efektů byl statisticky prokazatelný pozitivní vliv na porosty křídlatky u dvou druhů – sýkory koňadry a pěníce černohlavé. Konipas horský opět reagoval negativně na přítomnost křídlatky.

Pozitivní vliv vyššího podílu bylinné vegetace v okolí mapovaných úseků (vyjádřený jako první osa z PCA vegetačního složení v okolí mapovaných úseků, podrobnosti viz 2.3. Statistické zpracování, část 2.) byl statisticky průkazný u sýkory koňadry, a to v obou případech testování – bez zohlednění prostorové závislosti úseků říčního toku (Estimate = 0,27, Standard error = 0,13, p-value = 0,036) a i s tímto zohledněním (Estimate = 0,38, Standard error = 0,15, p-value = 0,013). U strnada obecného vycházel průkazně tento vliv pouze se zohledněním vzájemné prostorové závislosti úseků (Estimate = 2,15, Standard error = 0,92, p-value = 0,019).

Při testování vztahu početnosti druhů ptáků a porostů křídlatky na jednotlivé úseky v roce 2012 byla bez zohlednění vzájemné prostorové závislosti úseků průkazná pozitivní odpověď pouze u pěníkavy obecné a kosa černého. Pozitivní odpověď sýkory koňadry se vyskytovala nad hranicí průkaznosti (Tab. 8a). Po zohlednění vzájemné prostorové závislosti jednotlivých úseků říčního toku jsem získala pouze jedinou průkaznou odpověď, a to opět pozitivní u pěníkavy obecné. Výsledek kosa černého se ocitl nad hranicí průkaznosti (Tab. 8b).

Tab. 7: Vliv porostů křídlatky se zohledněním krajinného pokryvu okolí na početnost druhů ptáků v hnízdním období 2011

	a)			b)		
Druh	Est_glm	SE_glm	p-value	Est_lmer	SE_lmer	p-value
rákosník zpěvný	1,68	0,76	0,027	n.s.	n.s.	n.s.
sýkora koňadra	0,59	0,19	0,003	0,54	0,19	0,005
pěnice černohlavá	0,43	0,19	0,022	0,42	0,19	0,030
konipas horský	-0,73	0,19	< 0,001	-0,95	0,28	< 0,001
pěnice slavíková	-1,41	0,47	0,003	n.s.	n.s.	n.s.

Pozn.: a) glm – bez zohlednění vzájemné prostorové závislosti jednotlivých úseků; b) lmer – zahrnuje zohlednění vzájemné závislosti jednotlivých úseků; Est. – Estimate, SE – standard error, n.s. – not significant

Tab. 8: Vliv porostů křídlatky se zohledněním krajinného pokryvu okolí na početnost druhů ptáků v hnízdním období 2012

	a)			b)		
Druh	Est_glm	SE_glm	p-value	Est_lmer	SE_lmer	p-value
Pěnkava obecná	0,49	0,14	< 0,001	0,62	0,18	<0,001
Kos černý	0,36	0,17	0,033	0,33	0,19	0,086
Sýkora koňadra	0,17	0,1	0,083	n.s.	n.s.	n.s.

Pozn.: viz Tab. 7.

### 3.3. Vztah struktury ptačího společenstva a biotopového složení jednotlivých úseků

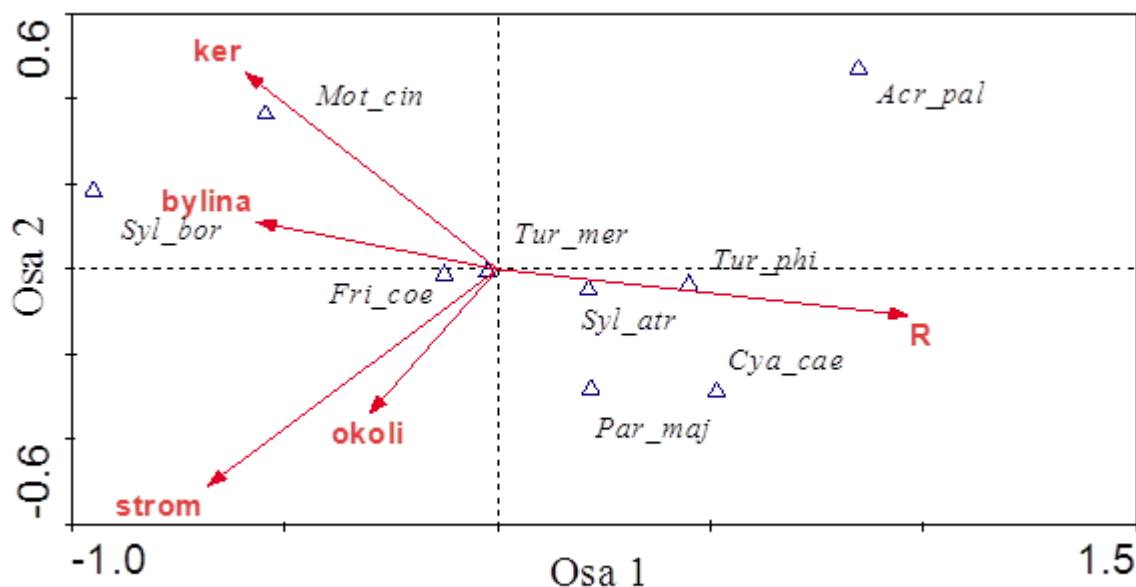
Použitím kanonické korespondenční analýzy jsem získala ordinační diagram vyjadřující závislost početnosti těch ptačích druhů mapovaných v roce 2011, které se v testu nejčastěji vyskytovaly a nejlépe korelovaly se zvolenými biotopy (Obr. 4).

První osa vyčleňuje druhy ptáků (drozd zpěvný, pěnice černohlavá, rákosník zpěvný a sýkora koňadra, sýkora modřínka) preferující porosty křídlatky vůči ostatním druhům, které upřednostňují jiné typy biotopů. První osa vysvětluje 9,3 % variability v početnosti ptáků a druhá osa vysvětluje 5,4 % variability. Průkazně vychází vliv pouze u porostů křídlatky ( $p\text{-value} = 0,002$ ).

K zobrazení závislosti nejčastěji se vyskytujících ptačích druhů na vybrané biotopy v hnízdní sezoně v roce 2012 jsem opět využila kanonickou korespondenční analýzu (Obr. 5). Podle ní, stejně jako v minulém roce, koreluje několik druhů s porosty křídlatky.

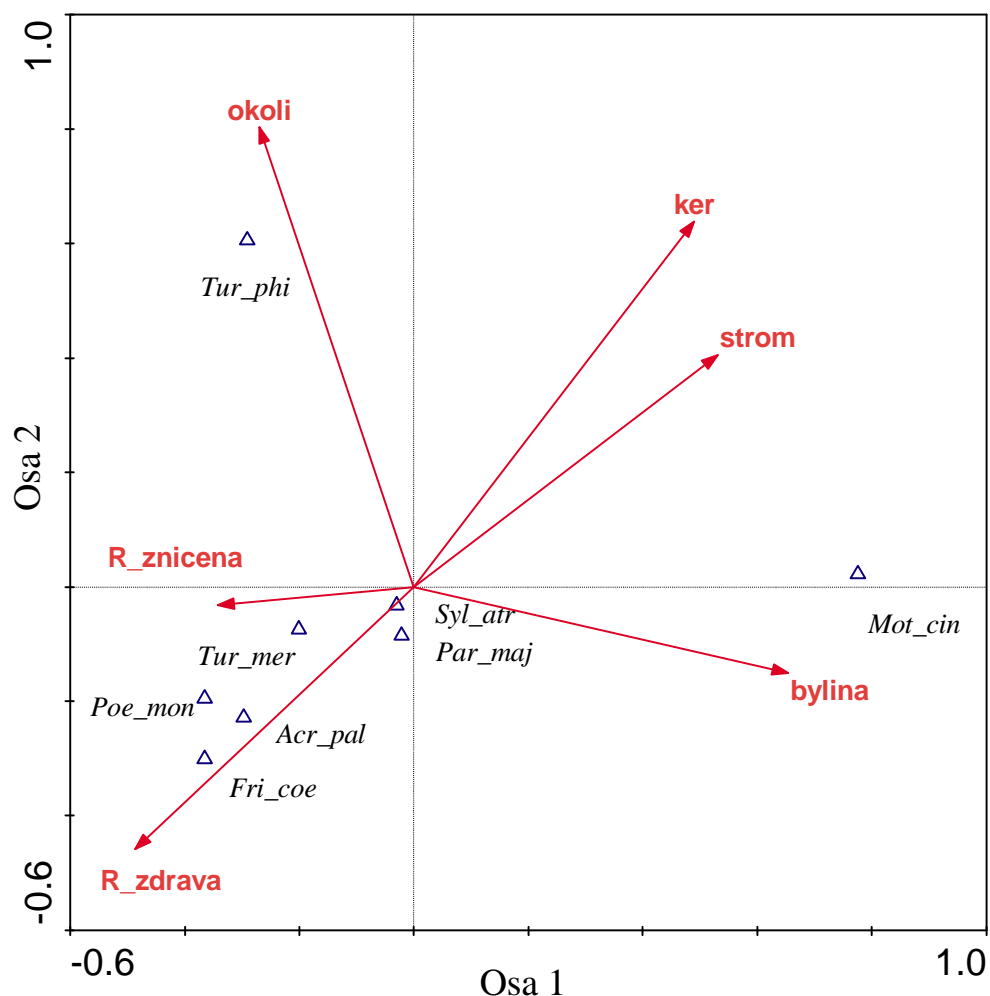
K častému záznamu v porostech křídlatek došlo u kosa černého, sýkory lužní, rákosníka zpěvného, pěnkavy obecné, pěnice černohlavé a sýkory koňadry. Konipas horský naopak preferoval místa bez porostů křídlatky. První osa vysvětluje 9,6 % variability v početnosti ptáků a druhá osa vysvětluje 7,9 % variability. Průkazný byl vliv pouze u porostů zdravé ( $p\text{-value} = 0,026$ ) a zničené křídlatky ( $p\text{-value} = 0,006$ ).

Obr. 4: Ordinační diagram z kanonické korespondenční analýzy ukazující vliv jednotlivých biotopů (keř, bylina, strom a křídlatka) na strukturu ptačího společenstva v hnízdním období v roce 2011. Zobrazeny jsou pouze druhy, které nejčastěji korelovaly s uvedenými biotopy.



Pozn.: Acr\_pal – rákosník zpěvný (*Acrocephalus palustris*), Cya\_cae – sýkora modřinka (*Cyanistes caeruleus*), Fry\_coe – pěnkava obecná (*Fringilla coelebs*), Mot\_cin – konipas horský (*Motacilla cinerea*), Par\_maj – sýkora koňadra (*Parus major*), Syl\_atr – pěnice černohlavá (*Sylvia atricapilla*), Syl\_bor – pěnice slavíková (*Sylvia borin*), Tur\_mer – kos černý (*Turdus merula*), Tur\_phi – drozd zpěvný (*Turdus philomelos*), okoli – PCA osa popisující okolí, R – křídlatka.

Obr. 5: Ordinační diagram kanonické korespondenční analýzy vyjadřující závislost jednotlivých druhů ptáků zaznamenaných v roce 2012 na vybrané biotopy (keř, bylina, strom, okolí a křídlatka). Zobrazeny nejčastěji se vyskytující druhy ptáků.



Pozn.: Acr\_pal – rákosník zpěvný (*Acrocephalus palustris*), Fry\_coe – pěnkava obecná (*Fringilla coelebs*), Mot\_cin – konipas horský (*Motacilla cinerea*), Par\_maj – sýkora koňadra (*Parus major*), Poe\_mon – sýkora lužní (*Poecile montana*), Syl\_atr – pěnice černohlavá (*Sylvia atricapilla*), Tur\_mer – kos černý (*Turdus merula*), Tur\_phi – drozd zpěvný (*Turdus philomelos*), okoli – PCA osa popisující okolí, R – křídlatka.



### 3.4. Analýza vlivu druhových vlastností ptáků na jejich početnost v křídlatce

Mezidruhové srovnání ukázalo, že křídlatka více ovlivňuje početnost druhů v nižších patrech vegetace, a to hlavně negativně, ale druhy žijící v bylinách reagují na křídlatku pozitivně (Tab. 9). Srovnání vlastností ptačích druhů v hnízdní sezoně 2012 bez zohlednění vzájemné závislosti úseků ukázalo, že křídlatka ovlivňuje více negativně ty druhy, které žijí v nižších patrech vegetace (Tab. 10).

Tab. 9: Vlastnosti druhů (vegetační patro výskytu a biotop výskytu) vysvětlující variabilitu ve vlivu křídlatky na jejich početnost v roce 2011, a) absolutní hodnota vlivu (ukazuje, jak moc druhy na křídlatku reagují; čím nižší hodnota, tím menší vliv), b) směr vlivu působení křídlatky (ukazuje, které druhy reagují pozitivně a které negativně; čím nižší hodnota, tím je její vliv více negativní).

	Estimate	SE	p-value	Pozn.
a)				
patro výskytu	-0,51	0,16	0,004	
biotop[bylina]	1,68	0,55	0,005	referenční hladina
biotop[ker]	-1,14	0,56	0,052	rozdíl od ref. hladiny
biotop[koryto]	-0,95	0,56	0,104	rozdíl od ref. hladiny
biotop[strom]	-1,37	0,55	0,020	rozdíl od ref. hladiny
b)				
patro výskytu	0,82	0,25	0,003	
biotop[bylina]	1,68	0,81	0,049	referenční hladina
biotop[ker]	-1,60	0,83	0,065	rozdíl od ref. hladiny
biotop[koryto]	-2,41	0,84	0,008	rozdíl od ref. hladiny
biotop[strom]	-1,45	0,82	0,089	rozdíl od ref. hladiny

Tab. 10: Vliv křídlatky na početnost druhů ptáků v roce 2012 v závislosti na vegetačním patru, ukazuje směr vlivu působení křídlatky.

	Estimate	SE	p-value
patro výskytu	0,49	0,12	< 0,001

## 4. Diskuse

Početnost ani diverzita ptáků se podle výsledků mapování v letech 2011 a 2012 mezi lokalitami s výskytem porostů křídlatky a lokalitami bez těchto porostů výrazně nelišila. Naproti tomu například původní břehové porosty u řeky Tarago v Austrálii měly oproti nepůvodním porostům vrby (*Salix* × *rubens*) dvakrát vyšší zastoupení ptačích druhů (Holland-Clift et al., 2001). Rozdíl může být způsoben tím, že křídlatka netvoří na všech místech tak rozsáhlé kompaktní porosty, naopak bývá promísena s původními dřevinnými druhy břehových porostů.

Nicméně jsem analýzou zjistila, že některé druhy ptáků projevily specifickou odpověď na sledované parametry. Během hnízdního období v roce 2011 byla prokázána pozitivní odpověď na přítomnost porostů křídlatky u rákosníka zpěvného a sýkory koňadry. Naopak negativní odpověď na porosty křídlatky jsem získala u konipasa horského, strnada obecného a pěnice slavíkové.

Po zohlednění vzájemné prostorové závislosti úseků jsem dostala pozitivní odpověď na přítomnost porostů křídlatky u sýkory koňadry a pěnice černohlavé a negativní odpověď znovu u konipasa horského. U rákosníka zpěvného a pěnice slavíkové již nebyl prokázán vliv křídlatky. Může to být způsobeno tím, že se tyto druhy vyskytovaly v porostech křídlatky jen na několika sousedních úsecích vodního toku, což po zohlednění prostorové závislosti statistický vliv výrazně oslabilo. K jeho prokázání by tedy bylo nutné více prostorově oddělených vzorků s výskytem těchto druhů. Závěrečná analýza společných vlastností ptačích druhů potvrdila negativní vliv porostů křídlatky na ty druhy ptáků, které se vyskytují v nižších patrech vegetace s výjimkou druhů žijících v bylinném patře.

V roce 2012 jsem vlivem pomrznutí mnohých porostů křídlatky získala poněkud odlišné výsledky. V souladu s představou, že po zničení porostů již nebude křídlatka pro ptáky tak významná jako v předešlém roce, byl její vliv signifikantní v daleko menším počtu případů. Zaznamenala jsem negativní odpověď na přítomnost zdravých i zničených porostů u konipasa horského a pozitivní reakci u sýkory koňadry a pěnkavy obecné, která jako jediná měla průkazný výsledek v modelu se zohledněním vzájemné prostorové závislosti úseků. Opět jsem však při srovnávání společných vlastností ptačích druhů získala výsledek potvrzující negativní vliv porostů křídlatky na ptačí druhy vyskytující se v nižších vegetačních patrech. Ve statistické analýze jsem nezaznamenala rozdílnou reakci na zdravé a

zničené porosty křídlatky. To může být způsobené malým počtem vzorkovacích ploch, které by zachycovaly buď jeden, anebo druhý typ porostů.

Pozitivní reakce výše zmíněných ptačích druhů mohla nastat z důvodu preference pro strukturálně podobné přirozené biotopy, např. u rákosníka zpěvného a pěníce černohlavé. Tyto druhy se podle Skórky et al. (2010), na rozdíl od ostatních druhů ptáků žijících na loukách v Polsku, dokázaly přizpůsobit i nepůvodním vysokým porostům zlatobýlu (*Solidago* sp.). Protože přirozeným hnízdním biotopem rákosníka zpěvného jsou porosty kopřiv nebo terestrické rákosiny s roztroušenými keříky (Šťastný a Hudec, 2011), je možné, že mu struktura porostů invazní křídlatky a zlatobýlu tento přirozený biotop připomíná. Vyhledávání strukturně i ekologicky podobných porostů ptačími druhy při omezené přítomnosti původních porostů není novinkou. Může tak fungovat např. tamaryšek (*Tamarix* sp.) v místech svého nepůvodního výskytu v Arizoně (Brown a Trosset 1989, Fleishman et al., 2003). K podobnému výsledku dospěli při mapování hnízd v porostech nepůvodního pryšce na loukách v Severní Dakotě v USA (Scheiman et al., 2003). Čtyři z 21 druhů ptáků se v porovnání s původní vegetací při hnízdění nevyhýbaly nepůvodnímu pryšci (*Euphorbia esula*).

Na druhou stranu vysoká početnost nějakého druhu v jistém biotopu ještě nemusí znamenat, že je tento biotop pro dané druhy vhodný (Vanhorne, 1983), což zejména platí pro invazní rostliny. Řada prací popisuje invazní porosty jako ekologické pasti, které díky své strukturální podobnosti v přirozeném prostředí přitahují některé ptáky, kteří tam dokonce mohou mít vyšší zastoupení než jinde (Remeš, 2003, Ortega et al., 2006). Hnízdní úspěšnost může být však v těchto porostech mizivá, třeba v důsledku jejich snazší dostupnosti pro predátory nebo odlišným vývojem během hnízdní sezóny. Bylo by zajímavé zhodnotit, jakou mají úspěšnost hnízdění ty ptačí druhy, u kterých jsem zjistila vyšší početnost v porostech křídlatky.

Na rozdíl od rákosníka, a obecně silnější pozitivní reakce na křídlatku u druhů častěji se vyskytujících v bylinném patře, jsou časté záznamy sýkory koňadry a pěníkavy obecné v křídlatce ne příliš intuitivní. Ačkoliv jde primárně o stromové druhy, mohou porosty křídlatky využívat třeba pro snadnější získání potravy či vhodného místa k odpočinku (Richardson et al., 2000). Přesné závěry by bylo možné potvrdit až další doprovodnou analýzou např. výskytu bezobratlých organismů. Ta by ukázala, zda křídlatka skutečně disponuje takovou potravní nabídkou, která by přitáhla pozornost i u druhů vyhledávajících potravu spíše ve stromovém patře.

Negativní odpovědi na přítomnost porostů křídlatky u konipasa horského, strnada obecného a pěníce slávkové se zdají být z důvodu preference jiné části toku či jiného typu

okolní krajiny než té, která se vyskytovala kolem porostů křídlatky. Konipasa horského jsem často nacházela na kamenitém břehu řeky Morávky, který na tocích Ostravice a Rožnovské Bečvy nebyl vždy k dispozici, nebo byl zakryt porosty křídlatky. V jeho případě tedy může křídlatka výrazně omezit nabídku vhodného prostředí. Pěnice slavíková a strnad obecný potřebují ke hnízdění keřové porosty, ať už kompaktnější v případě pěnice, či spíše rozptýlené v případě strnada (Šťastný a Hudec, 2011). Je možné, že křídlatka neposkytuje dostatek prostoru pro rozvoj keřové vegetace na postižených místech, takže ta potom není těmito druhy vyhledávána. Zcela jasně negativní vliv nepůvodních rostlin byl například prokázán na loukách v Texasu a to jak při mapování ptačích druhů, tak i při zastoupení bezobratlých organismů (Flanders et al., 2006).

V mezidruhovém porovnání společných vlastností ptačích druhů jsem v obou letech zjistila zvyšující se negativní odezvu v nižších vegetačních patrech, i když tento trend v roce 2011 nepodporovaly druhy žijící v bylinném patře. Flanders et al. (2006) také upozornily na znevýhodněné ptačí druhy, které hledají potravu převážně u země v nepůvodních porostech. Opět kvůli nedostatku potravy, kterou hledá strnádka vrabcovitá také na zemi, hnízdí její mladé páry v nepůvodních porostech chrpy až o týden později v porovnání s ostatními (Ortega et al., 2006).

Výběr liniové metody sčítání ptačích druhů zvolilo také několik dalších autorů zabývajících se podobnou tematikou (Sutter et al., 1995, Gan et al., 2009, Skórka et al., 2010, Holland-Clift et al., 2011). Další naopak využili bodovou metodu sčítání (Fleishman et al., 2003, Van Riper III et al., 2008, Dures a Cumming, 2010, Fischer et al., 2012). Mapování zastoupení ptačích druhů probíhalo buď na loukách (Flanders et al., 2006, Skórka et al., 2010), nebo jako v mém případě podél toků řek (Brown a Trosset, 1989, Holland-Clift et al., 2011), které patří mezi nejčastěji zasažené ekosystémy invazními rostlinami (Prach a Pyšek, 1997). Často se u obou metod sčítání účastnilo více mapovatelů, kteří zajistili data ve stejnou dobu. Shodné byly podmínky, za jakých byly ptačí druhy zaznamenávány (Bibby et al., 2000).

Podobné práce často používaly mezi jednotlivými lokalitami pravidelné rozestupy přibližně 100 m (Scheiman et al., 2003, Holland-Clift et al., 2011), což jsem ale ve svém mapování nepoužila. Tento metodický aspekt lze pokládat za největší nedostatek této práce. Jednak tím došlo k omezení počtu statistických vzorků, které jsem mohla použít v analýze, kdy samozřejmě platí, že čím větší množství replikací, tím je vyšší pravděpodobnost, že se podaří odhalit nějaký statistický průkazný jev. Další problém v absenci pravidelně rozmístěných vzorkovacích plošek spočíval v tom, že moje mapované úseky byly poměrně

velké (místa až kolem 1 km), což se projevilo v nezanedbatelné heterogenitě prostředí v rámci těchto úseků. Ačkoliv jsem se ji snažila při statistické analýze uchopit a odfiltrvat, nelze vyloučit, že některé výsledky jsou dány vlivem biotopových faktorů, které se vyskytovaly shodně s výskytem křídlatky, ale ve výsledcích nejsou podchyceny. To může mít za následek některé obtížně vysvětlitelné jevy jako pozitivní vliv křídlatky a početnost pěnky nebo sýkory koňadry. Na druhou stranu většina výsledků je ekologicky intuitivních, takže problém terénního vzorkování nelze pokládat za fatální.

Posledním problémem, na který je nutné v této práci upozornit, je omezený počet lokalit, na nichž byl výzkum prováděn. Vyšší počet lokalit by jistě přinesl více výsledků o výskytu ptačích druhů v porostech křídlatky a pomohl by potvrdit či vyvrátit, respektive zjistit míru všeobecnosti zde popsaných jevů. Nález nových vyhovujících lokalit je však celkem obtížný. Přestože jsem prošla řadu oblastí (střední a západních Čechy, Moravskoslezsko), kde jsem na základě dat z botanického průzkumu Prof. RNDr. Petra Pyška, CSc., předpokládala rozsáhlé porosty křídlatky, zjistila jsem, že jejich rozsah je příliš omezený na to, aby bylo možné nějaký měřitelný vliv na ptáky předpokládat.

Při dalším pokračování mapování ptačích druhů bych tedy volila vyšší počet sledovaných lokalit. Délka lokalit by měla stanovené standardní rozpětí. V případě jejich dostatečného počtu by bylo vhodné mezi nimi ponechat rozestupy minimálně 100 m. Osvědčilo se používání GPS souřadnic v terénu, které umožní i návrat na stejná místa po delší době. Mapování ve vyšším počtu lidí se zdá být nejsnadnějším způsobem, jak přibližně ve stejnou dobu zajistit data pro všechny lokality.

V nepůvodních areálech se křídlatka vyskytuje především na disturbovaných ruderalních plochách (kolem cest a naspů železničních tratí) a také v okolí toků (Pyšek a Prach, 1993), které jsou z hlediska diverzity ptačích druhů zajímavější. I když se běžně vyskytuje v České republice, nemusí svým rozšířením bránit výskytu některým ptačím druhům, které mohou vyhledávat jiná území bez jejího výskytu. I tak má křídlatka potenciál k tomu být závažným druhem, který omezuje diverzitu původních organismů (Chytrý et al., 2009). Z toho důvodu bych nepodceňovala její schopnosti zejména v lokalitách, kde by mohla ovlivnit početnost chráněných druhů ptáků preferujících nižší vegetační patro pro hnízdění či sběr potravy.

Vzhledem k pouhému mapování ptačích společenstev v porostech křídlatky bez dalších doprovodných analýz výskytu jiných organismů lze její vliv usuzovat podle několika prokazatelných odpovědí ptačích druhů. Při záměrném odstraňování porostů křídlatky by vliv na rákosníka zpěvného mohl být opět jiný, protože by došlo k úplnému odstranění invazní

rostliny, která v mém mapování i po zmrznutí zanechala alespoň vzrostlé stonky poskytující úkryt. V případě dostupnosti vhodných náhradních porostů místo křídlatky by ale nemuselo dojít k žádné změně početnosti. U dalších ptačích druhů by ztráta porostů křídlatky neznamenal žádný snížení početnosti. Sýkora koňadra, pěnice černohlavá i pěnkava obecná preferují zároveň i jiné biotopy. Naopak nepřítomnost křídlatky může zvýšit početnost těch druhů ptáků, které měly na její porosty negativní odezvu.

## 5. Závěr

Podle výsledků jsem nezískala odlišnou diverzitu ptačích druhů v lokalitách s křídlatkou a v lokalitách bez ní, zato bylo potvrzeno několik individuálních odpovědí ptačích druhů na přítomnost porostů křídlatky (Tab. 5, Tab. 6), a to pozitivní u rákosníka zpěvného, sýkory koňadry a pěnkavy obecné a negativní u konipasa horského, strnada obecného a pěnice slavíkové. Při zvolení testování vztahu početnosti druhů ptáků a biotopového složení na jednotlivých úsecích jsem u všech zmiňovaných druhů dostala stejný směr vlivu na porosty křídlatky (Tab. 7, Tab. 8). Navíc přibyla pozitivní odpověď na přítomnost porostů křídlatky také u pěnice černohlavé a kosa černého. Testováním společných vlastností ptačích druhů bylo potvrzeno, že křídlatka má negativní vliv na druhy ptáků žijící v nižších patrech vegetace, i když výjimku tvoří druhy vyhledávající bylinné porosty (Tab. 9, Tab. 10). Spálené porosty křídlatky v roce 2012 představovaly několik změn oproti výsledkům z roku 2011 v odpovědích jedinců (Tab. 6, Tab. 8). Společné vlastnosti ptačích druhů, které mohou být ovlivněny porosty křídlatky, byly i v tomto roce potvrzeny (Tab. 10).

Odstraněním porostů křídlatky by nemělo dojít ke snížení početnosti druhů ptáků v lokalitách. U druhů s negativní odpovědí na přítomnost porostů křídlatky by naopak mohlo dojít k navýšení početnosti. Jediný druh, rákosník zpěvný, který se v křídlatce vyskytoval nejčastěji, by mohl přijít o vhodný biotop. Ten ale může nahradit okolními původními vrbami či vzrostlými travinami.

V případě záměrného odstranění porostů křídlatky by mělo docházet mimo hnízdní sezónu a proces by měl být rozumně realizován tak, aby nedocházelo k opakovanému šíření křídlatky např. z přítoků či z horní části toku, a aby byla zajištěna pravidelná kontrola ošetřených lokalit, která by včas podchytila nedostatky ošetření. Tím by nedocházelo k plýtvání vynaloženého úsilí. Bez těchto opatření stojí za zvážení, zda má smysl odstranit invazní porosty.



## 6. Literatura

Adachi, N., Terashima, I., Takahashi, M. (1996) Central die-back of monoclonal stands of *Reynoutria japonica* in an early stage of primary succession on Mount Fuji. *Annals of Botany*, 77, 477–486.

Aslan, C. E., Rejmánek, M. (2010) Avian use of introduced plants: Ornithologist records illuminate interspecific associations and research needs. *Ecological Applications*, 20 (4), 1005 – 1020.

Aslan, C. E. (2011) Implications of newly-formed seed-dispersal mutualisms between birds and introduced plants in northern California, USA. *Biol. Invasions*, 13, 2829-2845.

Bailey, J. P., Child, L. E., Wade, M. (1995) Assessment of the genetic variation and spread of British populations of *Fallopia japonica* and its hybrid *Fallopia x bohemica*. In: *Plant Invasions - General Aspects and Special Problems*, 141-150, ed. Pyšek, P., Prach, K., Rejmánek M., Wade, M., SPB Academic Publishing, Amsterdam, 274.

Beerling, D. J., Bailey, J. P., Conolly, A. P. (1994) *Fallopia japonica* (Houtt.) Ronse Decraene. *J. Ecol.*, 82, 959-979.

Bibby, C. J., Burgess, N. D., Hill, D. A., Mustoe, S. (2000) *Bird Census Techniques*. Academic Press, 257.

Borgmann, K. L., Rodewald, A. D. (2004) Nest predation in an urbanizing landscape: the role of exotic shrubs. *Ecol. Appl.*, 14, 1757-1765.

Brabec, J., 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.

- Bram, M. R., McNair, J. N. (2004) Seed germinability and its seasonal onset of Japanese knotweed (*Polygonum cuspidatum*). *Weed Science* 52 (5), 759-767.
- Brown, B. T, Trosset, M. W. (1989) Nesting-habitat relationships of riparian birds along the Colorado River in Grand Canyon, Arizona. *Southwestern Naturalist*, 34, 260-270.
- Butchart, S. H. M., Walpole, M., Collen, B., van Strien, A., Scharlemann, J. P. W., Almond, R. E. A., Baillie, J. E. M., Bomhard, B., Brown, C., Bruno, J. (2010) Global biodiversity: indicators of recent declines. *Science*, 328, 1164-1168.
- Clavero, M., Brotons, L., Pons, P., Sol, D. (2009) Prominent role of invasive species in avian biodiversity loss. *Biological Conservation*, 142, 2043-2049.
- Conway, W. C., Smith, C. L., Bergan, J. F. (2002) Avian use of Chinese tallow seeds in coastal Texas. *Southwestern Naturalist*, 47, 550 – 556.
- Dangles, O., Jonsson, M., Malmqvist, B. (2002) The importance of detritivore species diversity for maintaining stream ecosystem functioning following the invasion of a riparian plant. *Biol. Invasions*, 4, 441-446.
- Décamps, H., Planty-Tabacchi, A. M., Tabacchi, E. (1995) Changes in the hydrological regime and invasions by plant species along riparian systems of the Adour River, France. *Regulated Rivers: Research and Management*, 11, 23-33.
- di Castri, F. (1989) History of Biological Invasions with special emphasis on the Old World. biological invasions: a global perspective. In Drake, J., A., Mooney, H., A., di Castri, F., Groves, R., H., Kruger, F., J., Rejmánek, M., Williamson, M. *Biological Invasions: a Global Perspective*. John Wiley & Sons Ltds, New York, 1-30.
- Dukes, J. S., Mooney, H. A. (1999) Does global change increase the success of biological invaders? *Trends in Ecology and Evolution*, 14 (4), 135–139.

Dures, S. G., Cumming, G. S. (2010) The confounding influence of homogenising invasive species in a globally endangered and largely urban biome: Does habitat quality dominate avian biodiversity? *Biological Conservation*, 143, 768-777.

Eggert, S. L., Wallace, J. B. (2003) Reduced detrital resources limit *Pycnopsyche gentilis* (Trichoptera: Limnephilidae) production and growth. *J. North Am. Benthol. Soc.*, 22, 388-400.

Engler, J., Abt, K., Buhk, C. (2011) Seed characteristics and germination limitations in the highly invasive *Fallopia japonica* s.l. (Polygonaceae). *Ecol. Research*, 26 (3), 555-562.

Ernst, C. M., Cappuccino, N., (2005) The effect of an invasive alien vine, *Vincetoxicum rossicum* (Asclepidaceae) on arthropod populations in Ontario old fields. *Biological Invasions*, 7, 417-425.

Fischer, R. A., Valente, J. J., Guilfoyle, M. P., Kaller, M. D., Jackson, S. S., Ratti, J. T. (2012) Bird community response to vegetation cover and composition in riparian habitats dominated by Russian Olive (*Elaeagnus angustifolia*), *Northwest Science*, 86 (1), 39-52.

Flanders, A. A., Kuvlesky Jr., W. P., Ruthve, D. C., Zaiglin, R. E. (2006) Effects of invasive exotic grasses on south Texas rangeland breeding birds. *The Auk*, 123 (1), 171-182.

Fleishman, E., McDonal, N., MacNally, R., Murphy, D. D., Walters, J., Floyd, T. (2003) Effects of floristics, physiognomy and non-native vegetation on riparian bird communities in a Mojave Desert watershed. *Journal of Animal Ecology*, 73, 484-490.

Gan, X., Cai, Y., Choi, Ch., Ma, Z., Chen, J., Li, B. (2009) Potential impacts of invasive *Spartina alterniflora* on spring bird communities at Chongming Dongtan, a Chinese wetland of international importance. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 83, 211-218.

Gerber, E., Krebs, Ch., Murell, C., Moretti, M., Rocklin, R., Schaffner, U. (2008) Exotic invasive knotweeds (*Fallopia* spp.) negatively affect native plant and invertebrate assemblages in European riparian habitats. *Biological Conservation*, 141, 646-654.

Gregory, R. D., van Strien, A., Vorisek, P., Gmelig Meyling, A. W., Noble, D. G., Foppen, R. P. B., Gibbons, D. W. (2005) Developing indicators for European birds. Philosophical Transactions of The Royal Society of London B 360, 269-288.

Hejda, M., Pyšek, P., Jarošík, V. (2009) Impact of invasive plants on the species richness, diversity and composition of invaded communities. Journal of Ecology, 97, 393-403.

Herpigny, B., Dassonville, N., Ghyseis, P., Mahy, G., Meerts, P. (2012) Variation of growth and functional traits of invasive knotweeds (*Fallopia* spp.) in Belgium, Plant Ecol., 213, 419-430.

Herrera, A. M., Dudley, T. L. (2003) Reduction of riparian arthropod abundance and diversity as a consequence of giant reed (*Arundo donax*) invasion. Biological Invasions, 5, 167–177.

Hoffmann, J. H. a Moran, V. C. (1988) The invasive weed *Sesbania punicea* in South Africa and prospects for its biological control. South African Journal of Science, 84, 740-742.

Holland-Clift, S., O'Dowd, D. J., MacNally, R. (2011) Impacts of an invasive willow (*Salix rubens*) on riparian bird assemblages in south-eastern Australia. Austral Ecology, 36, 511-520.

Hudec, K. a Štátný, K. (2005) Fauna ČR, Ptáci II/1–2, (2. vydání). Academia Praha, 1-1204.

Chace, J. F., Walsh, J. J. (2006) Urban effects on native avifauna: a review. Landscape and Urban Planning, 74, 46 – 69.

Child, L., Wade, M. (2000) The Japanese knotweed manual: the management and control of an invasive alien weed. Packard Publishing Ltd, 152.

Chytrý, M., Wild, J., Pyšek, P., Tichý, L., Danihelka, J., Knollová, I. (2009) Maps of the level of invasion of the Czech Republic by alien plants. Preslia, 81, 187-207.

Lecerf, A., Patfield, D., Boiché, A., Riipinen, M. P., Chauvet, E., Dobson, M. (2007) Stream ecosystems respond to riparian invasion by Japanese knotweed (*Fallopia japonica*). Can. J. Fish. Aquat. Sci., 64, 1273-1283.

Levine, C. M., Stromberg, J. C. (2001) Effects of flooding on native and exotic plant seedlings: implications for restoring south-western riparian forests by manipulating water and sediment flows. Journal of Arid Environments, 49, 111-131.

MacDougall, A. S., Turkington, R., (2005) Are invasive species the drivers or passengers of change in degraded ecosystems? Ecology, 86 (1), 42-55.

Mack, R. N., Simberloff, Ch. D., Lonsdale, W. M., Evans, H., Clout, M., Bazzaz, F. (2000) Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences and control. Ecological applications, 10, 689-710.

Maerz, J. C., Blossey, B., Nuzzo, V. (2005) Green frogs show reduced foraging success in habitats invaded by Japanese knotweed. Biodivers. Conserv., 14, 2901-2911.

Mandák, B., Pyšek, P. (1997) Druhy rodu *Reynoutria* na území České republiky. In: Pyšek, P., Prach, K. Zprávy České botanické společnosti, Materiály 14: Invazní rostliny v české flóře. Česká botanická společnost, Praha, 45-58.

Mandák, B., Pyšek, P., Bímová, K. (2004) History of the invasion and distribution of *Reynoutria* taxa in the Czech Republic: a hybrid spreading faster than its parents. Preslia, 76, 15-64.

Martin, T. E. (1992) Breeding productivity considerations: what are the appropriate habitat features for management? In: Hagan J. M., Johnson, D. W. (eds) Ecology and conservation of Neotropical migrant landbirds. Smithsonian Institution Press, Washington, D. C., 101-114.

Maurel, N., Ponge, J. F., Moret, J. (2010) Does the invasive species *Reynoutria japonica* have an impact on soil and flora in urban wastelands? Biological Invasions, 12, 1709-1719.

Mooney, H., Hoobs, J. (2000): Invasive species in a changing world. D.C. and Covelo , Island Press Washington, 457.

Moran, V. C., Hoffmann, J. H. (2012) Conservation of the fynbos biome in the Cape Floral Region: the role of biological control in the management of invasive alien trees. *BioControl*, 57, 139–149.

Nilsson, C., Gardfjell, M., Grelsson, G. (1991) Importance of hydrochory in structuring plant communities along rivers. *Canadian Journal of Botany*, 69, 2631-2633.

Olden, J. D., Poff, N. L., Douglas, M. R., Douglas, M. E., Fausch, K. D. (2004) Ecological and evolutionary consequences of biotic homogenization. *Trends in Ecology and Evolution*, 19 (1), 18-24.

Ortega, Y. K., McKelvey, K. S., Six, D. L. (2006) Invasion of an exotic forb impacts reproductive success and site fidelity of a migratory songbird, *Oecologia*, 149, 340-351.

Pyšek, P., Prach, K. (1993) Research into plant invasions in a cross-roads region: history and focus. *Biological Invasions*, 5, 337-348.

Pyšek, P., Prach, K. (1994) How important are rivers for supporting plant invasions? In: De Wall, L. C., Child, L., Wade, P. M., Brock, J. H. (Eds), *Ecology and Management of Invasive Riverside Plants*. John Wiley & Sons, New York. 232.

Pyšek, P., Richardson, D. M., Williamson, M. (2004) Predicting and explaining plant invasions through analysis of source area floras: some critical considerations. *Diversity and Distributions*, 10, 179-187.

Pyšek, P. (2005) Survival rates in the Czech Republic of introduced plants known as wool aliens. *Biological Invasions*, 7, 567-576.

Pyšek, P., Richardson, D., M. (2006) The biogeography of naturalization in alien plants. *Journal of Biogeography*, 33, 2040-2050.

Reif, J., Storch, D., Šímová, I. (2008) Scale-dependent habitat gradients structure bird assemblages: a case study from the Czech Republic. *Acta Ornithologica*, 43, 197–206.

Remeš, V. (2003) Effects of exotic habitat on nesting success, territory density, and settlement patterns in the Blackcap (*Sylvia atricapilla*). *Conservation biology*, 17 (4), 1127-1133.

Richardson, D. M., Allsopp, N., D'Antonio, C. M., Milton, S. J., Rejmánek, J. (2000a) Plant invasions: the role of mutualisms. *Biological Reviews*, 75, 65 – 93.

Richardson, D. M., Pyšek, P., Remánek, M., Barbour, M. G., Panetta, F. D., West, C. J. (2000b) Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and Distributions*, 6 (2), 93-107.

Richardson, D. M., Holmes, P. M., Esler, K. J., Galatowitsch, S. M., Stromberg, J. C., Kirkman, S. P., Pyšek, P., Hobbs, R. J. (2007) Riparian vegetation: degradation, alien plant invasions, and restoration prospects. *Diversity and Distributions*, 13, 126-139.

Sekercioglu, C. H. (2006) Increasing awareness of avian ecological function. *Trends in Ecology and Evolution*, 21, 464-471.

Scheiman, D. M., Bollinger, E. K., Johnson, D. H. (2003) Effects of leafy spurge infestation on grassland birds. *Journal of Wildlife Management*, 67, 114-121.

Skórka, P., Lenda, M., Tryjanowski, P. (2010) Invasive alien goldenrods negatively affect grassland bird communities in Eastern Europe. *Biological conservation*, 143, 856-861.

Stohlgren, T. J., Binkley, D., Chong, G. W. (1999) Exotic plant species invade hot spots of native plant diversity. *Ecol. Monogr.*, 69, 25-46.

Sutter, G. C., Troupe, T., Forbes, M. (1995) Abundance of Baird's sparrows, *Ammodramus bairdii*, in native prairie and introduced vegetation. *Écoscience*, 2 (4), 344-348.

Šťastný, K., Hudec, K. a kol. (2011) *Fauna ČR Ptáci 3/II*. Praha: Academia, 1189.

Thompson, R. M., Townsend, C. R. (2003) Impacts on stream food webs of native and exotic forest: intercontinental comparison. *Ecology*, 84, 145-161.

Tiébré, M. S., Vanderhoeven, S., Saas, L., Mahy, G. (2007) Hybridization and sexual reproduction in the invasive alien *Fallopia* (Polygonaceae) complex in Belgium. *Annals of Botany*, 99 (1), 193-203.

Tylianakis, J. M., Didham, R. K., Bascompte, J., Wardle, D. A. (2008) Global change and species interactions in terrestrial ecosystems. *Ecol. Lett.*, 11, 1-13.

Vanhorne, B. (1983) Density as a misleading indicator of habitat quality. *Journal of wildlife management*, 47 (4), 893-901.

Van Riper, III, C., Paxton, K. L., O'Brien, C., Shafroth, P. B., McGrath, L. J. (2008) Rethinking avian response to *Tamarix* on the lower Colorado river: a threshold hypothesis. *Restoration Ecology*, 16 (1), 155-167.

Vilá, M., Espinar, J. L., Hejda, M., Hulme, P. E., Jarošík, V., Maron, J. L., Pergl, J., Schaffner U., Sun. Y., Pyšek, P. (2011) Ecological impacts of invasive alien plants: a meta-analysis of their effects on species, communities and ecosystems. *Ecology Letters*, 14, 702-708.

Walker, L. R., Zasada, J. C., Chapin, F. S. (1986) The role of life history processes in primary succession on an Alaskan floodplain. *Ecology*, 67, 753-761.

Williamson, M. a Fitter, A. (1996) The varying success of invaders. *Ecology*, 77, 1661-1666.

Zavaleta, E. (2000) Valuing ecosystem services lost to *Tamarix* invasion in the United States. In: *Invasive species in a changing world* by Mooney, H. A., Hobbs, R. J., Island Press, Washington, D.C., 261-300.

Internet

<http://www.europe-aliens.org/> DAISIE

<http://geoportal.gov.cz/web/guest/map?openNode=MapList> GeoPortal