

Univerzita Karlova v Praze

Přírodovědecká fakulta

Ústav pro životní prostředí

Ekologie a ochrana životního prostředí

Kolonizace habitatů neofytem *Impatiens glandulifera* a faktory limitující jeho rozšíření

Habitat colonization by the neophyte *Impatiens glandulifera* and factors limiting its distribution



Zuzana Marková

Vedoucí práce: RNDr. Martin Hejda, PhD.

Praha, červen 2010

Prohlášení:

Prohlašuji, že jsem tuto práci vypracovala sama s použitím citované literatury za pomoci vedoucího práce.

Dne:

.....

Zuzana Marková

Poděkování:

Děkuji především svému školiteli Martinovi Hejdovi za jeho svědomitý a profesionální přístup při vedení této práce a jeho rady a připomínky. Dále děkuji Prof. Pavlovi Kindlmanovi, ze jeho statečný soubor se Studijním Informačním Systémem, svým rodičům za alternativní prostředí při práci a Medardovi a Ocatavianovi za podporu.

Abstrakt

Kolonizace habitatů neofytem *Impatiens glandulifera* a faktory limitující jeho rozšíření

Neofyt *Impatiens glandulifera* je přítomen na území České republiky více než sto let, obsadil již břehy všech větších toků a výzkumy naznačují, že jeho šíření bude pokračovat. Těžiště výskytu tohoto neofytu tvoří právě společenstva břehů toků bohatá na dominantní nitrofilní druhy. V těchto společenstvech je vliv invaze *Impatiens glandulifera* na diverzitu původních druhů poměrně malý. Není ovšem jasné, do jaké míry je preference těchto stanovišť dána specifickými podmínkami stanoviště nebo dynamikou toku., který i) funguje jako vektor šíření propagulí a ii) svou disturbanční činností vytváří stanoviště vhodná pro invazi *I. glandulifera*. . Spektrum stanovišť mimo bezprostřední okolí toku, na kterých byla *Impatiens glandulifera* pozorována, je poměrně široké (skalnaté svahy, lesní okraje a paseky, náspy, vlhké louky). Rostliny dosahují na těchto stanovištích menšího vzrůstu a pokryvnosti než na březích řek, ale jsou schopny kvést a produkovat semena, což je pro jejich další šíření klíčové. Výsledky dosud publikovaných studií naznačují, že se změnou invadovaných společenstev by se mohl změnit i dopad invazního druhu na původní druhy. Je zřejmé, že šíření neofytu *Impatiens glandulifera* stále pokračuje a že je tento neofyt schopen obsadit široké spektrum společenstev, ačkoliv je jeho šíření patrně limitováno určitými faktory prostředí, jako je délka vegetační sezóny nebo obsah živin a vláhy v půdě.

Klíčová slova: *Impatiens glandulifera*, invazní rostliny, rostlinná společenstva, typ stanoviště, dopady invazí

Abstract

Habitat colonization by the neophyte *Impatiens glandulifera* and factors limiting its distribution

The invasive alien *Impatiens glandulifera* has been present in the flora of The Czech Republic for more than one hundred years. It has colonized banks of all larger rivers and its spread is still in progress. The presence of *Impatiens glandulifera* is mostly reported from associations with nitrophilous dominant species, mainly riparian tall herb and scrub communities.. However, the impact on native vegetation is rather low in these types of invaded habitats. It cannot be distinguished unequivocally, if this alien's preference for riparian habitats is associated with the site conditions or with the specific dynamics of the river, which i) transports the seeds efficiently and ii) creates sites suitable for the invasion of *I. glandulifera* via its flooding regime. The spectrum of habitats further from the river that have been reported to be occupied by this invasive alien seems to be wide (rocks, forest edges and coppice, embankments, wet meadows). Plants tend to be smaller on these sites and generally do not create such dense stands as in riparian habitats, however, they do flower and produce seeds. That is crucial for their further spread. Studies suggest that if *I. glandulifera* changes its site and habitat preferences, its impact on native flora could increase. Although there are factors presumably limiting the spread of the neophyte *Impatiens glandulifera*, such as length of the growing season or the soil nutrient and moisture content, it is clear that potential distribution is still considerably wider than the present state.

Key words: *Impatiens glandulifera*, invasive plants, plant communities, site characteristics, impacts of invasions

OBSAH:

1. ÚVOD	5
2. ROTLINNÉ INVAZE A JEJICH DŮSLEDKY	6
2.1 Obecné zákonitosti průběhu rostlinných invazí	6
2.1.1 Darwinova naturalizační hypotéza	8
2.1.2 Pravidlo deseti	8
2.1.3 Čas od zavlečení	9
2.1.4 Hypotéza úniku před nepřáteli.....	9
2.1.5 Hypotéza evoluce zvýšené kompetiční schopnosti.....	9
2.2 Vliv invazí a jeho různé aspekty	10
2.2.1 Vliv invazí na ekosystémy	11
2.2.2 Vliv odlišné životní strategie v kontextu původních druhů	12
2.2.3 Působení odlišného živinového cyklu	13
2.2.4 Působení na dynamiku říčního ekosystému a charakteristiky toku	14
2.2.5 <i>Impatiens glandulifera</i> v kontextu výzkumu obecných rysů invazí....	15
3. CHARAKTERISTIKA NEOFYTU <i>Impatiens glandulifera</i>	16
3.1 Biologie	16
3.2 Výskyt	17
3.2.1 Ekologické nároky	17
3.2.2 Opylování květů a šíření semen.....	17
3.3 Historie invaze	18
3.3.1 Průběh invaze <i>I. glandulifera</i>	19
4. STANOVIŠTĚ A SPOLEČENSTVA S VÝSKYTEM <i>Impatiens glandulifera</i>	21
4.1 Hortikultura jako zdroj invazního druhu	21
4.2 Řeka jako koridor	21
4.3 Zápavy jako událost stimulující počátek invaze	22
4.4 Pronikání mimo říční břehy.....	23
4.5 Stanoviště a společenstva výskytu <i>Impatiens glandulifera</i>	24
5. DOPADY INVAZE <i>Impatiens glandulifera</i>	26
5.1 Kompetice o opylovače s původními druhy	26
5.2 Redukce počtu původních druhů	26
6. CÍLE NAVAZUJÍCÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE	28
7. ZÁVĚR	30
Literatura	31

1. ÚVOD

Fenomén invazí je spojen s působením člověka. Rostlinné invaze a pojem invaze jako takový je jednoznačně definován v kontextu s ním. Při procesu invaze dochází ke změně rozšíření a početnosti organismu (v našem případě rostliny) mimo původní areál výskytu následkem lidského působení (Pyšel et al. 2004, Pyšek et al 2008).

V zákoně 114/1992 Sb. o ochraně přírody a krajiny v části o obecné ochraně rostlin a živočichů a v základních ochranných podmínkách všech maloplošných i velkoplošných zvláště chráněných území je zmiňováno záměrné rozšiřování geograficky nepůvodních druhů rostlin a živočichů jako nežádoucí. Přesněji je na těchto zvláště chráněných územích, ale i ve správním obvodu obecních úřadů obcí s rozšířenou působností, záměrné rozšiřování geograficky nepůvodních druhů rostlin a živočichů zakázáno. Nelze však omezovat pěstování geograficky nepůvodních rostlin na soukromých pozemcích. Informovanost veřejnosti o problematice invazí a jejich důsledků je bohužel poměrně malá.

2. ROTLINNÉ INVAZE A JEJICH DŮSLEDKY

Problematika invazí je jako ekologický problém zkoumána zhruba 50 let. Za zásadní publikaci je považována kniha Charlese Eltona „The Ecology of Invasions by Animals and Plants“ (1958). Počty publikací, zabývajících se tematikou invazí, však podstatně rostly až v posledních dvou desetiletích. Stejně jako se rozrostly počty invazních druhů, kterými se publikace zabývají (Pyšek et al. 2008a).

2.1 Obecné zákonitosti průběhu rostlinných invazí

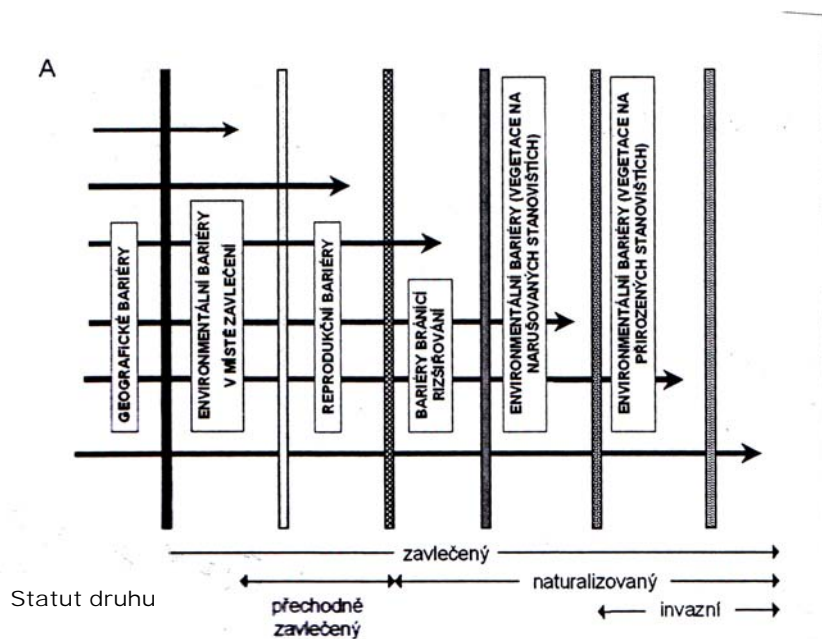
První zákonitosti a pravidla formuloval již Charles Elton ve své knize The Ecology of Invasions by Animals and Plants (1958). Ale ke sjednocení pojmů, které by umožnilo srovnávat data z různých studií, došlo teprve nedávno (Richardson et al. 2000, Pyšel et al. 2004, Chytrý & Pyšek 2008).

Invazní nepůvodní druhy jsou ty, které nevznikly na daném území ani do něj spontánně nemigrovaly. Naproti tomu původní druhy rostlin jsou ty, které na daném území buď vznikly evolucí nebo imigrovaly bez přispění člověka. Spontánní kříženci nepůvodních druhů se považují za nepůvodní, přestože vlastně vznikly na daném území. Toto platí i v případě, že došlo ke křížení původního druhu s nepůvodním, takový hybrid se rovněž považuje za nepůvodní. Původní druhy jsou tedy v evropském kontextu ty, jež se v oblasti objevily před obdobím neolitu nebo se vyvinuly na daném místě. Pokud byl druh na území přítomen před posledním zaledněním, během něho ustoupil, a pak byl opět člověkem reintrodukován, není považován za původní (Webb 1985 in Pyšek 1995, Pyšek 1995, Pyšek et al. 2004).

Invazní rostliny se podle doby zavlečení člení na archeofyty (zavlečené před rokem 1500) a neofyty (zavlečené po roce 1500, přesněji 1492 – objevení Ameriky). Archeofyty jsou původem hlavně z Předního Východu a Mediteránu, což jsou oblasti, které nejsou Střední Evropě geograficky tak vzdálené a k migracím druhů z těchto oblastí mohlo docházet i spontánně. Navíc jejich přítomnost v nových oblastech výskytu je poměrně dlouhá. Archeofyty jsou tedy již začleněny do rostlinných společenstev, která jim z ekologického hlediska vyhovují, nebo naopak již vymizely. Mnohé z těchto druhů jsou přítomny na zemědělsky obhospodařovaných půdách a v ruderální vegetaci, což jsou sekundární stanoviště, která vytvořil či ovlivnil člověk. Neofytů je v české flóře zhruba třikrát víc než archeofytů (Pyšek et al. 2002). Původ neofytů je z mnohem širšího spektra oblastí. Po objevení Ameriky a s rozvojem zámořských objevných plaveb v 15.-18. století jsou přiváženy exotické rostliny z různých kontinentů. Jedná se především o druhy okrasné, které jsou pěstovány v zámeckých parcích a

zahradách pro svůj výjimečný vzhled, ale přiváženy jsou i druhy pro zemědělské a lesnické využití (Pyšek et al. 2002, Chytrý & Pyšek 2008).

V současné době podíl zavlečených druhů neofytů i archeofytů činí zhruba 34% z celkového počtu druhů v České republice (Pyšek et al. 2002).



Obr.1 Koncept průběhu invaze jako překonávání bariér. (Pyšek et al. 2008 podle Richardson & Pyšek 2006)

Proces invaze začíná introdukcí - zavlečením rostliny nebo jejích propagulí mimo areál jejího původního rozšíření. Richardson et al. (2000) vycházejí z publikací různých autorů a přicházejí s konceptem bariér (Obr.1), které musí druh překonat, aby se stal invazním. Při transportu mimo areál původního výskytu dojde k překonání první bariéry - geografické. Takové druhy, které nejsou schopny dlouhodobě udržet v novém místě svou populaci, ač se rozmnožují, se nazývají přechodně zavlečené. Pokud se druh v daném místě dlouhodobě pravidelně rozmnožuje a jeho populace jsou schopny dlouhodobé existence, překonal bariéru environmentální a reprodukční, lze ho nazvat naturalizovaným. Aby druh mohl být nazván invazním, musí se mohutně šířit v oblasti své introdukce a překonávat tak environmentální bariéry bránící šíření (Richardson et al. 2000, Pyšek et al. 2008a).

V první části invazního stádia se druhy snadno šíří na disturbovaná stanoviště jako jsou břehy řek nebo na ruderalní stanoviště. V dalších fázích invaze se nepůvodní druhy často šíří do polopřirodních a přírodních stanovišť (Richardson et al. 2000).

Průběh invaze má svou charakteristickou dynamiku. Po zavlečení, během naturalizace, kdy se druh samostatně reprodukuje, ale nachází se stále ještě na malém počtu lokalit, probíhá tzv. lag-fáze. Je to doba, než se druh začne rychle šířit v nové oblasti a stane se invazním. V tomto období lag-fáze, kdy počet lokalit v čase narůstá pozvolna, u invazního druhu může probíhat adaptace na prostředí nebo selekce jedinců vybavených vhodnými vlastnostmi. Následující fáze rychlého šíření se nazývá exponenciální.

Typy evropských stanovišť a společenstev se liší svojí invazibilitou i invadovaností, přičemž invazibilita označuje náchylnost společenstva k invazi a invadovanost podíl výskytu nepůvodních invazních druhů ve společenstvu. Invadovanost je tedy závislá na invazibilitě a množství propagulí, které jsou na dané stanoviště importovány - pro tento jev je zaveden termín přísun diaspor (propagule pressure). Hlavním zdrojem přísunu diaspor je člověk a s ním spojené aktivity jako je zemědělství, stavebními činností, ale i rekreace a další (Chytrý & Pyšek 2008, van Wilgen et al. 2008).

V celosvětovém měřítku lze obecně říci, že tropická společenstva jsou méně invadována než např. společenstva mírného pásu, což ale neplatí o ostrovech, které jsou mnohem více invadovány v porovnání s pevninou, toto platí i pro ostrovy tropické (Chytrý & Pyšek 2008).

Invaze jsou již zavedeným ekologickým tématem. Byly a stále jsou tendence formulovat obecná pravidla jejich průběhu. Platnost hypotéz a pravidel je zkoumána na různých souborech dat v různých časových a prostorových měřítkách.

2.1.1 Darwinova naturalizační hypotéza (Darwin's naturalization hypothesis)

Se vznikem této hypotézy jsou spojena jména dvou významných přírodovědců: Augustin Pyrame de Candolle vznesl první domněnku o tom, že invazní druhy patří do rodů, které nemají zastoupení v místní vegetaci a Charles Darwin tuto tezi rozvedl a formuloval vlastní závěr, že mezi druhy stejného rodu probíhá intenzivnější kompetice, než mezi druhy rodů odlišných. Tuto hypotézu měl doloženou souborem dat. Platnost Darwinovy naturalizační hypotézy byla ověřována různými studiemi, a její pravdivost byla spíše vyvrácena než potvrzována (Richardson & Pyšek 2006).

2.1.2 Pravidlo deseti (Tens rule)

Pravidlo deseti bylo navrženo ke kvantitativnímu odhadu počtu druhů, které se stanou invazními. Jde o pravděpodobnost s jakou se určité množství zavlečených druhů dostane do dalšího stádia invaze. Pravidlo říká, že ze všech zavlečených druhů se 10% stane přechodně zavlečenými, z těchto se 10% stane naturalizovanými, a ze všech naturalizovaných se 10% stane invazními. Pravidlo platí pro zvířata i rostliny, samozřejmě jsou případy, ve kterých neplatí. Bylo stanoveno rozmezí 5–20%, ve kterém výsledky spadají do Pravidla deseti. Rozmezí zohledňuje nepřesnost dat a rozdílný pohled na stupeň invaze, ve kterém se druhy nacházejí (Williamson & Fitter 1996, Richardson & Pyšek 2006).

2.1.3 Čas od zavlečení (Minimum residence time)

Pravděpodobnost invaze roste s dobou od zavlečení. Dobou zavlečení je chápán čas, který uplynul od zavlečení druhu na dané území. Protože u většiny invazí není známa přesná doba zavlečení, bere se v úvahu nejstarší dochovaný údaj. Jedná se tedy spíš o minimální čas od zavlečení. Vhodným příkladem jsou archeofyty, které jsou přítomny na našem území od neolitu, jsou běžnější a mají širší spektrum výskytu než neofyty (Richardson & Pyšek 2006).

2.1.4 Hypotéza úniku před nepřáteli (Enemy release hypothesis)

V oblasti, kam byla rostlina zavlečena, by teoreticky měla mít méně herbivorů a přirozených nepřátel jako jsou obratlovci a bezobratlí, ale i bakterie a virová onemocnění. Nepřátelé se soustředí na rostliny původní a nepůvodní rostlina tak není omezována jejich působením, což se projeví větším růstem jejich populací. Únik před nepřáteli však nemusí zvýhodnit nepůvodní rostlinu, pokud je v místě introdukce nevhodné klima nebo nepřátelé nemají regulační funkci, tudíž neznevýhodňují populace původních rostlin. K projevu efektu úniku před nepřáteli nedojde rovněž, pokud je rostlina výrazně kompetičně slabší, protože není schopna se prosadit. Záleží také na tom, zda jsou nepřátelé generalisté nebo specialisté, což ovlivňuje pravděpodobnost napadnutí nepůvodního druhu. Hypotéza úniku před nepřáteli počítá také s tím, že specializovaní nepřátelé nepůvodního druhu v nové oblasti výskytu chybí. Spoléhá na to, že pravděpodobnost, že se zdejší specialisté zaměří na nový druh je nízká, a že generalisté budou mít větší dopad na rostliny původní (Keane & Crawley 2002).

2.1.5 Hypotéza evoluce zvýšené kompetiční schopnosti (Evolution of Increased competitive ability)

Tato hypotéza navazuje na únik před nepřáteli. Za předpokladu, že rostlina postrádá své přirozené nepřátele a herbivory, může energii, kterou by investovala na obranu proti nim, investovat do růstu a reprodukce. Tím zvyšuje svůj kompetiční potenciál. Jsou zde studie, které hypotézu potvrzují, ale existují i takové, které ji nepotvrdily (Richardson & Pyšek 2006).

2.2 Vliv invazí a jeho různé aspekty

Lze uvést mnoho důvodů, proč jsou v současnosti invaze nepůvodních druhů organismů důležitým tématem, a to nejen pro biology, ale i ekonomy, krajinné inženýry atd.. Jedním z hlavních jsou dopady, které rostlinné invaze přinášejí. Týkají se diverzity organismů, krajiny, ale i lidí, a to především ekonomickými následky, které mohou přímo či nepřímo působit (Zavaleta 2000). Některé invaze živočišné mají následky mnohem dalekosáhlejší než invaze rostlinné. Dosud chybí dokumentovaný příklad rostlinné invaze, která by zapříčinila zánik původního rostlinného druhu (Chytrý & Pyšek 2008). V případě invazí živočichů je známo poměrně dost takových případů (www.europe-aliens.org).

Hodnocení dopadů invazí je složité. Už jen proto, že výběr vhodného ukazatele dopadu invaze je subjektivní a nejednoznačný. Vědecké práce většinou volí jako ukazatel dopadu invaze změnu diverzity (Hulme & Bremner 2005, Hejda & Pyšek 2006).

Další možností je peněžně vyčíslit škody invazí způsobené a také výdaje na případnou nápravu těchto škod. Tento ukazatel je dost subjektivní a výsledky jsou hodně ovlivněny použitou metodikou, ale jsou snadno prezentovatelné a laické veřejnosti i zodpovědným osobám srozumitelné (Zavaleta 2000).

Pergl (2008) poskytuje výčet studií a souhrnných prací, rozdělených podle úrovně studia (jednotlivec, populace, společenstvo, ekosystém atd.) a podle impaktu na těchto jednotlivých úrovních (ovlivnění reprodukce, růstu a přežívání na úrovni jedince a populace, režim sedimentací a požárů na úrovni ekosystémů atd.).

Většinou se dělají studie pouze na úrovni jednoho či dvou příbuzných invazních druhů (Ogle et al. 2003, Rothstein et al. 2004, Järger et al. 2007). Ne všude a ne vždy jsou totiž pro komplexní zkoumání dostupná data. Problém představují také nestejná měřítka či odlišné chápání pojmů invazní a naturalizovaný (Richardson et al. 2000). Řešením jsou nadnárodní databáze. Například Van Wilgen et al. (2008) využívá Atlas jihoafrických invazních druhů (SAPIA).

V Evropě vznikla taková databáze v rámci tříletého projektu Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe (DAISIE), který probíhal v letech 2005-2008 a byl financovaný ze zdrojů 6. rámcového programu Evropské unie. Cílem projektu byla inventarizace evropských nepůvodních druhů. V projektu jsou zahrnuty všechny skupiny organismů, suchozemské rostliny tvoří více než polovinu ze skoro 11 000 nepůvodních druhů. Botanická část databáze představuje první ucelený přehled složení a struktury nepůvodní flóry Evropy, není však definitivní. Součástí projektu je seznam 100 nejhorších invazních nepůvodních druhů z různých skupin organismů. Pro každý z těchto druhů je vytvořena mapa rozšíření v Evropě, jsou popsány důsledky jeho invaze, způsob zavlečení, doporučený management, biologie, ekologie a stanoviště výskytu. *Impatiens glandulifera* patří do této stovky (Pyšek et al. 2008b, www.europe-aliens.org).

Dalším zásadním počinem v zemích Evropské unie, jehož součástí bylo řešení problematiky invazí na obecnější úrovni, byl projekt ALARM (Assessing Large Scale Environmental Risk with Tested Methods). Proběhl v letech 2004-2009. Skládal se ze sedmi modulů, které se zabývaly negativním působením lidské činnosti na biodiverzitu. Modul biologických invazí se zabýval významem stanovišť a hodnocením jejich ivadovanosti a invazibility, způsoby a cestami zavlékání, vlastnostmi úspěšných invazních druhů, možnostmi predikce průběhu invazí a faktory, jež je ovlivňují (Pyšek et al. 2008b, www.alarmproject.net.ufz.de).

2.2.1 Vliv invazí na ekosystémy

Hodnotit dopad invaze jednoho druhu na jeden nebo několik málo typů společenstev je poměrně komplikovaná záležitost (Hulme & Bremner 2005, Hejda & Pyšek 2006, Hejda et al. 2009). Takové společenstvo je ohrožené ztrátou své diverzity, svých vlastností nebo vlastností svého stanoviště (di Tomaso 1998). Pokud se jedná o celé ekosystémy na větším prostorovém měřítku, možnosti následků jsou o dost větší, a o to komplikovanější je jejich dokumentace a hodnocení.

Van Wilgen et al. (2008) použili jako měřítko dopad invazí na služby, které lidem ekosystém poskytuje. Vybrali si pět hlavních terestrických ekosystémů v jižní Africe (křovinnou vegetaci – mediteránního typu (fynbos), travinné porosty, savanu, suché křoviny a sukulentní vegetaci (tzv. karroo). Za jednoznačné služby ekosystému, které přináší výhody obyvatelům jižní Afriky zvolili doplňování zásob podzemní vody, možnost pastvy dobytka a vznik povrchového odtoku. Studován byl i dopad na biodiverzitu, protože je nezbytná pro udržení ekosystému jako celku a souvisí se zachováním jeho funkcí důležitých pro obyvatele.

Výsledky hodnocení přinesly zhruba toto poselství: Současný stav není nějak kritický, dopady invazí se zdají být relativně malé, ale do budoucnosti mohou nabýt neočekávaných důsledků, a tudíž by měly být nadhodnoceny.

Množství nepůvodních druhů, jejichž četnost a hustoty jsou v současnosti malé, mohou s časem nabýt jiných parametrů. Některé nepůvodní druhy, které byly introdukovány relativně nedávno, se mohou stále nacházet v lag-fázi a jejich exponenciální šíření teprve propukne (Van Wilgen et al. 2008).

Proto je nezbytné dělat i třeba jen velmi hrubé predikce průběhu invazí a jejich následků, přestože tyto odhady a predikce v sobě skrývají velký podíl nejistoty. Nepředvídatelnost následků demonstrují některé invaze spojené s úmyslnou introdukcí. U studie van Wilgen et al. (2008) autoři uvádějí, že i kdyby se naplnila pouze jedna desetina z předpovídaných dopadů, půjde o podstatné ztráty výhod, které jihoafrické ekosystémy poskytují zdejšími obyvatelům.

2.2.2 Vliv odlišné životní strategie v kontextu původních druhů

Ačkoliv invazní úspěch jednoletých rostlin ve srovnání s ostatními je relativně malý, jsou druhy, které se této zákonitosti vymykají (Ogle et al. 2003). Takovou výjimkou je *Impatiens glandulifer* a nebo dva druhy rodu *Bromus*. To, že jsou tyto jednoleté druhy úspěšné v invazi ale neznamená, že jsou úspěšné i při ovlivňování společenstev a stanovišť. Ogle et al. (2003) se pokusili zjistit vliv dvou druhů rodu *Bromus* na růstovou dynamiku ve smíšené travnaté prérii v národním parku v Dakotě. Oba druhy rodu *Bromus* jsou jednoleté. V relativně nenarušené prerijské vegetaci tvořené především druhy vytrvalými (*Agropyron smithii*, *Stipa viridula*, *S. comata*), však jsou schopny díky své každoroční odumřelé biomase a jejímu rozkladu ovlivňovat své okolí.

Odstraňováním a pozorováním ploch s různou početností druhů rodu *Bromus*, byl zjištěn jejich prokazatelný negativní vliv na tvorbu biomasy domácích druhů. Nebyl zjištěn prokazatelný vliv na vlhkost půdy či koncentraci dusíku. Nejzajímavější výsledek této studie patrně představuje odhalení mechanismu pozitivní zpětné vazby, při které *Bromus* zlepšuje podmínky pro vývoj svých vlastních semenáčků (Ogle et al. 2003).

Stromy často invadují společenstva původních bylin a keřů, mnohdy endemických. Strom *Cinchona pubescens* na jednom z galapážských ostrovů (Santa Cruz) dominuje v zónách porostu endemického druhu *Miconia robinsoniana* a porostech kapradin a ostřic, které nejsou adaptované na přítomnost fanerofytů (Jäger et al. 2007).

Podrobná studie dopadu na vegetaci v okolí *Cinchona pubescens* v různých porostech ukazuje, že v průměru je celkové druhové složení směrem do kruhové zóny kolem *C. pubescens* redukováno o 33%. Celkový pokryv byl v okruhu stromu snížen až o 60% v porovnání s plochou

mimo dosah stromu. V případě endemických druhů dosahovalo toto snížení až 79%. Se změnami druhové pokryvnosti a poklesem druhového zastoupení dochází ke změnám na úrovni společenstev.

V zóně, kde byly před invazí dominantní porosty kapradin a ostřic, bylo snížení druhové pokryvnosti mnohem dramatičtější než v zónách s *M. robinsoniana*. V této zóně dominují keře *M. robinsoniana* dorůstající až 3 metry a rostliny v jeho okolí jsou preadaptovány na zastínění. V zóně náchylné k zastínění tedy hrozí při masovějším rozvoji porostu *C. pubescens* možná i úplné vymizení některých na světle závislých endemických druhů (Jäger et al. 2007).

Vliv dominance invazního druhu *C. pubescens* byl odhadován na základě sledování vlivu jednotlivých stromů, což ale umožňuje udělat si představu o následcích invaze při zapojeném porostu těchto stromů (Jäger et al. 2007).

Pokud se do specifického ostrovního ekosystému rozšíří nepůvodní druh s výhodnými vlastnostmi a životní strategií odlišnou od původních druhů, jsou obavy o osud původních a zejména endemických druhů na místě.

2.2.3 Působení odlišného živinového cyklu

Pokud se na ostrov, kde je růstová forma stromu běžná, dostane nepůvodní strom, lze očekávat nižší důsledky invaze v porovnání se situací, kdy dojde k introdukci nové a dominantní životní formy. I druh se životní formou, která je v invadované oblasti již etablována, ale může zásadně ovlivnit podmínky prostředí, např. díky schopnosti listového opadu měnit živinové cykly a vlastnosti půdy.

Nepůvodní druh *Fraxinus uhdei*, se dostal do deštného lesa na jednom z havajských ostrovů a svým opadem zde mění podmínky stanovišť, a tím ovlivňuje výskyt původních druhů. Tuto invazi z hlediska dekompozice opadu, živinového cyklu a dopadu na ekosystém zkoumali Rothstein et al. (2004) na ostrově Hawai.

Pro porovnání rozdílného průběhu dekompozice prováděli stejné experimenty s opadem původního v lese dominujícího druhu *Metrosideros polymorpha*. Předpokládal se rychlejší rozklad opadu *F. uhdei*, což by mělo za následek zásadní ovlivnění živinových vlastností substrátu. Po důkladných analýzách jak čerstvého, tak rozkládajícího se opadu dospěli Rothstein et al. (2004) k výsledkům poněkud rozporuplným vzhledem k původní hypotéze. Listy *F. uhdei* jsou tenčí, živinově bohatší, mají méně ligninu a dalších látek. Pokud se opad z *F. uhdei* rozkládal v porostu tvořeném druhem *M. polymorpha*, docházelo k plynulému upouštění fosforu během rozkladu. Pokud se opad rozkládal pod svým původcem, k vypuštění fosforu došlo až v pozdějším stadiu rozkladu.

Introdukce nepůvodního jasanu *F. uhdei* do horského tropického lesa na Havaji způsobila změny v ekosystémovém chodu dekompozice a cyklu živin. Potvrdilo se, že jasan produkuje více opadu, který má jiné vlastnosti než původní *M. polymorpha*. Nebyly však nalezeny žádné důkazy o tom, že by členovci konzumující listový opad upřednostňovali opad jasanu. Ale i přes to introdukce vedla k dramatickému zvětšení rychlosti cirkulace živin ekosystémem (Rothstein et al. 2004).

Nejen přímý vliv rostliny samotné na její okolí během růstu a vývoje, ale i její opad může být nositelem vlastností působících nežádoucí změny v ekosystémech.

2.2.4 Působení na dynamiku říčního ekosystému a charakteristiky toku

Dobrým příkladem invaze s rozsáhlými vlivy na charakteristiku břehů toků je invaze druhů rodu *Tamarix* v jihozápadních státech USA. Di Tomaso (1998) poskytuje, díky zahrnutí mnoha studií, ucelený pohled na invaze několika druhů tamaryšků, které byly dovezeny do Spojených států v různou dobu za různými účely. Některé měly sloužit jako větrolamy, především v počátcích introdukce, jiné jako okrasné keře nebo stabilizační prvky říčních koryt. Introdukované druhy jsou od sebe, až na 2 výjimky, velmi těžko odlišitelné.

Tamaryšky byly introdukovány na břehy toků s narušenou původní vegetací za účelem stabilizace říčního koryta. Vzhledem k předpokládané rychlosti šíření podél řeky, zhruba 20km za rok (Graf 1978 in di Tomaso 1998), je zřejmé, že invaze druhů rodu *Tamarix* do suchých oblastí jihozápadu USA představuje rozsáhlý environmentální problém. Extenzivní kořenový systém je schopen měnit hydrologické poměry v celé oblasti. Jeho vlivem dochází sice k žádoucí stabilizaci, ale zároveň i zužování koryta. V užším korytu je rychlost proudící vody až o 30% větší než za normální šířky koryta, a je větší pravděpodobnost, že dojde při nadbytku vody k záplavám. Specifitou kořenového systému tamaryšku je, že hlavní kořen roste, dokud nedosáhne hladiny podzemní vody. Tu odsud odčerpává a vlivem velké transpirace poměrně velká množství vypařuje do atmosféry. Soli, které přes kořenový systém absorbuje, vylučuje pomocí solných žláz na spodní i svrchní straně listů. Opad z listů, podobně jako popel, který zůstane po shoření tamaryšku při požárech, tedy obsahuje velké množství solí, čímž jsou tamaryšky opět upřednostňovány před původními druhy.

Protože tamaryšek přežije působení různých stresových faktorů od dlouhého sucha po úplné zatopení, je schopen obsadit velké rozlohy s poměrně širokou škálou podmínek. Jsou oblasti, kde tvoří 70-80% vegetačního krytu, což vede ke snížení diverzity rostlinné, která je provázena diverzitou živočišnou (di Tomaso 1998).

2.2.5 *Impatiens glandulifera* v kontextu výzkumu obecných rysů invazí

Jak je patrné z uvedených příkladů, invaze jsou problematikou detailně zkoumanou především na úrovni působení jednotlivých nepůvodních druhů. Jde většinou o druhy vynikající nad ostatní svou agresivitou (Pyšek & Pyšek 1995) či specifickými vlastnostmi (di Tomaso 1998). Jsou zde ale i snahy porozumět obecným mechanismům a zákonitostem (Pyšek & Prach 1997).

Neofytu *Impatiens glandulifera* (Obr.2) bylo věnováno již poměrně značné množství samostatných studií (Grüll & Vaněčková 1982, Beerling & Perrins 1993, Pyšek & Prach 1995a, Kostečková 1996, Köppl 2002, Drescher & Prots 2003, Malíková & Prach 2003). Mnoho z nich se zabývá působením tohoto druhu v břehových porostech řek, což jsou stanoviště, která invaduje masově (Pyšek & Prach 1994, Drescher & Prots 2003). Objevuje se i ale v publikacích s dalšími neofyty, které jsou v Evropě považovány za problematické (Beerling 1993, Pyšek & Prach 1993).

Invaze neofytu *Impatiens glandulifera* stále ještě probíhá (Malíková & Prach 2003), je proto žádoucí se pokusit odhadnout její další průběh.



Obr.2 *Impatiens glandulifera*

3. CHARAKTERISTIKA NEOFYTU *Impatiens glandulifera*

Neofyt *Impatiens glandulifera* dorůstá mnohdy až 3 m, v průměru se však jeho výška pohybuje mezi 1- 2,5m (Beerlin & Perrins 1993, Slavík 1997). Na březích některých českých řek (Jizera, Vltava, Otava, Berounka), kde má těžiště svého současného výskytu, jsou jeho porosty nepřehlédnutelnou dominantou, která na sebe upozorňuje nejen svými růžově zbarvenými květy a vysokým vzrůstem, ale i svou medovou vůní (vlastní pozorování, léto 2009).

3.1 Biologie

Impatiens glandulifera Royle (netýkavka žláznatá) je jednoletá polykarpická rostlina čeledi *Balsaminaceae*. Vyznačuje se pro čeleď typickou lysou lodyhou, adventivními kořeny a plodem ve formě pukavé tobolky. Kořenový systém je tvořen tedy adventivními kořeny, které začínají vyrůstat z bazální části lodyhy se zánikem kořene primárního. Při sražení lodyhy k zemi nebo ve svažitém terénu vyrůstají adventivní kořeny i z dalších uzlin v nižší části stonku (Beerlin & Perrins 1993).

Lodyha je přímá, dutá, tupě hranatá, světle zelená až načervenalá, na bázi může mít až 5 cm v průměru. Velké květy zahrnují celou škálu barev od bílé přes růžovou až po červenofialovou a sladce voní ovocem či medem (Slavík 1997). Ve Velké Británii i v Evropě lze pozorovat v barvě květů velkou variabilitu (Beerlin & Perrins 1993). Pukavé tobolky jsou vřetenovité, lesklé a s nachovou špičkou. Pukají pěti zkrucujícími se chlopněmi. Velikost semen se pohybuje v řádu 3,5 – 6 mm. Semena jsou černohnědá se světlými skvrnami. Jedna rostlina může vyprodukovat kolem 2000 semen, avšak průměrná produkce u rostlin v Anglii se pohybuje kolem 500 na jednu rostlinu. Se zvyšující se hustotou rostlin klesá produkce semen na rostlinu (Beerlin & Perrins 1993, Slavík 1997). V Německu se průměrná produkce semen přesahuje 1600 ks na jednu rostlinu (Koenies & Glavač 1979 in Beerlin & Perrins 1993).

Od specifické stavby rostliny a jejích plodů se odvíjí její ekologické nároky.

3.2 Výskyt

Druh je původní v temperátním regionu západní Himaláje, odkud byl introdukován do Evropy. V oblasti svého původního výskytu se nachází v nadmořských výškách 1 800 – 3 000 metrů (Slavík 1997), nebo dokonce až 4 000 m.n.m. (Beerling & Perrins 1993). Na našem území je přítomen především v nížinách, ale má své zástupce i v podhorských oblastech, jako například v Krkonoších, kde leží i jeho výškové maximum výskytu na našem území - 830 m.n.m. (Procházka 1969 in Pyšek & Prach 1995a, Slavík 1997).

3.2.1 Ekologické nároky

I. glandulifera je tolerantní k mírnému zastínění. Rostliny v zástínu mají větší nárůst biomasy. Má schopnost růst na široké škále půdních struktur i hodnot pH, snáší slabě bazické i slabě kyselé substráty (Beerlin & Perrins 1993, Slavík 1997). Největší populační hustoty z pohledu různých substrátů byly zaznamenány na písčitých náplavech; tento jev není následkem preferencí rostliny, ale pravděpodobně důsledkem retence semen a umístění písčitých náplavů (Köppl 2002).

Druh se při různých podmínkách prostředí projevuje jako ruderalní, ale je vcelku odolný i vůči menšímu přísunu živin (Prach 2004).

Ve všech růstových fázích jsou rostliny citlivé vůči mrazu, ale mnohem méně než ostatní druhy rodu *Impatiens*. Semena klíčí na jaře. Doba mezi prvními a posledními mrazy ohraničuje jejich vegetační období. V tomto intervalu je pro jednoletou rostlinu životně důležité vykvést a vytvořit semena. Délka vegetačního období *I. glandulifera* je dána tedy počtem dnů než klesne teplota pod hraniční hodnotu. V Evropě limituje délka vegetační sezóny rozšíření *I. glandulifera* jak směrem na sever, tak s rostoucí nadmořskou výškou v horách. Rostliny jsou ale schopny se přizpůsobit kratšímu vegetačnímu období selekcí jedinců s vhodnými preadaptacemi (Beerling 1993).

Dalším extrémem, na který je rostlina citlivá, je sucho, reaguje na něj vadnutím. Je možné odhadnout podle známých vlastností příbuzného druhu *I. parviflora*, že k odumření listů dojde při ztrátách obsahu vody nad 40 % (Beerlin & Perrins 1993, Slavík 1997). V průběhu sezóny klesá odolnost rostlin proti vysychání. Kritickým obdobím je doba před a během kvetení. Při kompetici s dalšími druhy nejprve investuje rostlina energii do růstu za světlem, a pak teprve do asimilačních a reprodukčních orgánů. Vysoký obsah vody ve stonku (95% hmotnosti nadzemní části rostlin) napomáhá dosáhnout velké výšky, bez nadbytečné tvorby biomasy (Kostečková 1996). Rostlina je proto vázána především na vlhká místa.

3.2.2 Opylování květů a šíření semen

Rostliny kvetou od července do září (října), sprášení květů může být zajišťováno samoopylením, ale většinu opylení zajišťuje hmyz, zejména čmeláci a včely (Slavík 1997). Rostliny jsou atraktivní díky velké produkci nektaru. Jsou navštěvovány zejména mnoha druhy čmeláků rodu *Bombus* (Beerlin & Perrins 1993, Chittka 2001).

V pukavých tobolkách dozrávají semena a tvoří se během celého zbývajících vegetačního období. Semena tvoří semennou banku, která vytrvává 18 měsíců (Beerlin & Perrins 1993).

Šíření semen je na krátké vzdálenosti zajišťováno autochorií – vystřelováním semen z tobolek do průměrné vzdálenosti v okruhu 260 cm (Köppl 2002). Jiné zdroje uvádějí schopnost vystřelovat do vzdálenosti nad 5 m (Beerlin & Perrins 1993). Vzdálenost se odvíjí od výšky rostliny a převažující síly větru během vystřelování. Rychlost šíření na krátké vzdálenosti pouze autochorií je zhruba 2, 47 m za rok (Beerlin & Perrins 1993).

Na velké vzdálenosti po proudu se semena šíří vodou. Plavou jen chvíli, pak jsou unášena spolu s pískem a dalším drobným materiálem po dně toku. Mohou se usadit v nánosech písku nebo bahně na dně řeky. Na jaře, se zvýšenou hladinou vody nebo při záplavách, se mohou semena dostat do vyšších břehových úrovní (Slavík 1997). Voda však není ideálním prostředkem pro šíření. Při setrvání ve vodním prostředí trvajícím víc než půl roku dochází k zásadnímu snížení klíčivosti semen (Drescher & Prots 2003).

V menší míře jsou semena šířena proti proudu náhodnou zoochorií, třeba malými savci nebo ptáky, a také úmyslnou či neúmyslnou antropochorií. Nezáměrné šíření člověkem při užívání těžké techniky při úpravě říčního koryta, hraje roli především na lokální a regionální úrovni (Grüll & Vaněčková 1982, Pyšek & Prach 1993, Drescher & Prots 2003, Malíková & Prach 2003).

3.3 Historie invaze

Ze všech možných rostlin, co k nám byly uměle zavedeny člověkem, se staly naturalizovanými či invazními většinou ty, jež byly introdukovány před rokem 1955 a původ mají mimo Evropu (Hejda et al. 2009).

První záznam o druhu *Impatiens glandulifera* v Evropě pochází z Anglie. Do Královské botanické zahrady v Kew ji poslal doktor Royle ze západní Himaláje roku 1839 (Beerlin & Perrins 1993), měla sloužit jako okrasná a nektarodárná rostlina (Slavík 1997). V České republice je její nejstarší výskyt doložen ze severních Čech ze zámecké zahrady v Červeném Hrádku u Jirkova z roku 1846. Nicméně informace o prvním zplanění pochází až z roku 1896 z Kandratic u Litoměřic (Pyšek & Prach 1995a, Slavík 1997), z Anglie pochází záznamy o naturalizaci již po patnácti letech po jejím importu (Britten 1900 in Beerlin & Perrins 1993).

Zásadním milníkem v invazi *I. glandulifera* na území Čech jsou údaje o jejím zplanění a její první naturalizaci na březích Jizery u Turnova, pocházející z roku 1903 (Slavík 1997). Slavík (1997) uvádí *I. glandulifera* jako nejrozšířenější zavlečenou rostlinu na Jizeře, kde je dnes její výskyt značný nejen podél toku a přítoků, ale i podél železničního náspu a na podobných narušených stanovištích (vlastní pozorování, léto 2009). Ze Svitavy je uváděn dokonce výskyt o tři roky dříve (1900) než z Jizery (Polívka in Pyšek & Prach 1995a).

Od roku 1950 se *I. glandulifera* roztroušeně objevuje v záznamech z celé Republiky. Je to také doba, kdy hlavní roli v šíření začaly hrát břehová stanoviště. Rychlost šíření byla menší v parcích a polopřírodních typech stanovišť (Pyšek & Prach 1995b).

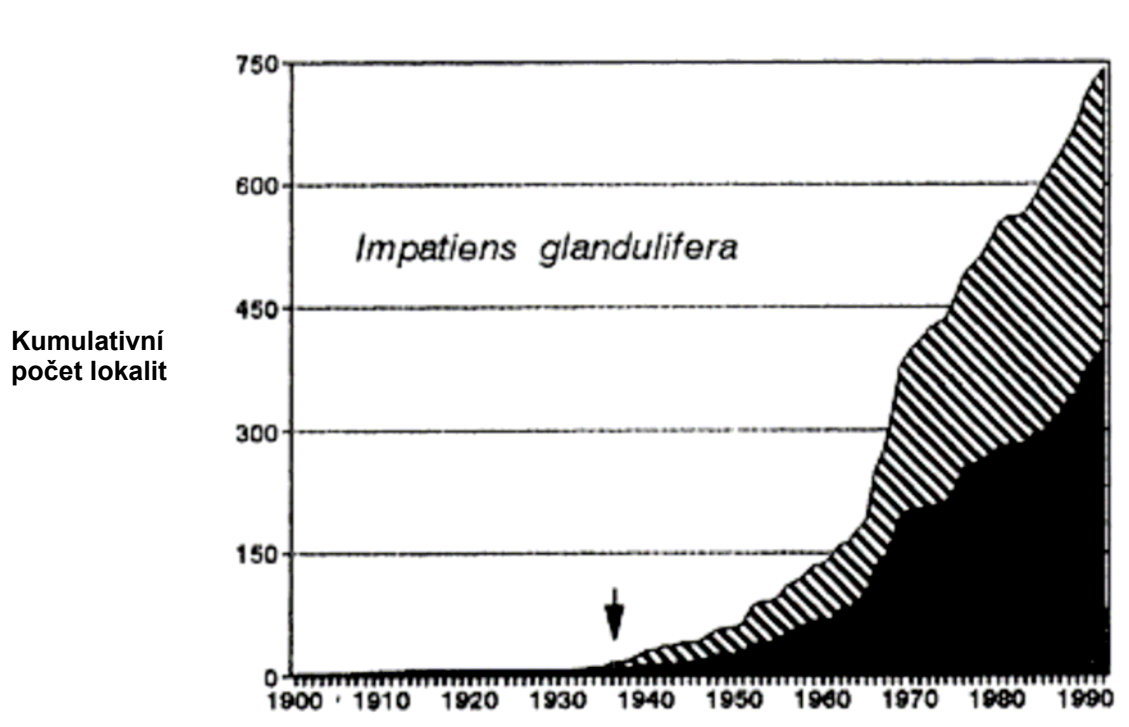
V době, kdy Pyšek a Prach (1994) prováděli rekonstrukci šíření, zabírala *I. glandulifera* 56 % délky větších řek v ČR. Autoři také odhadovali, že při stejné míře invaze budou všechny velké řeky úplně obsazeny do roku 2025. Nicméně k roku 2007 bylo dosaženo již 84 % délky všech velkých českých řek bez přehradních nádrží (Malíková & Prach 2003), což znamená, že postup šíření je rychlejší, než bylo očekáváno. Rydlo přichází se stejným tvrzením v roce 1999, v kontextu s obsazením břehů poslední velké české řeky Berounky po povodních v roce 1995 a 1996 (Rydlo 1999).

3.3.1 Průběh invaze *I. glandulifera*

Čtyři nápadné a rozšířené neofyty na našem území (*Reynoutria sachalinensis*, *Reynoutria japonica*, *Heracleum mantegazzianum*, *Impatiens glandulifera*) započaly exponenciální fázi přibližně ve stejnou dobu: 30.-50.léta minulého století. Lag-fáze *I. glandulifera* (Obr.3) a *R. japonica* trvala zhruba 40 let, zároveň *I. glandulifera* a *H. mantegazzianum* se začaly šířit po dosažení poměrně malého počtu lokalit v dané oblasti. (Pyšek & Prach 1993).

Jedním z faktorů, které nepřímo pomohly urychlit invazi *I. glandulifera* během 60.-80. let, byla pravděpodobně změna managementu (pravidelné kosení, spásání) luk v zaplavovaných oblastech. Nedostatek péče spojený se zvýšenou mírou znečištění řek dal na těchto lokalitách vzniknout nitrofilní ruderalní vegetaci, tvořené společenstvy snadno invadovatelnými pro druh *I. glandulifera* (Pyšek & Prach 1995b). Další důvody rychlého nárůstu počtu lokalit *I. glandulifera* během exponenciální fáze mohou být úpravy říčních koryt a využívání rostlin medaří (Drescher & Prots 2003).

Preference stanovišť se ale v průběhu invaze mění (Pyšek & Prach 1993, Višňák 1997) a je typické pro neofyty, které dosáhnou invazního stádia, že obsazují širší spektrum habitatů v novém areálu než v areálu domovském (Hejda et al. 2009).



Obr.3 Nárůst počtu lokalit *Impatiens glandulifera* od roku jejího prvního zplanění. Šipkou je vyznačen počátek exponenciální fáze (Pyšek & Prach 1993).

4. STANOVIŠTĚ A SPOLEČENSTVA S VÝSKYTEM *Impatiens glandulifera*

Rostlinná společenstva na území České republiky se utvářela od posledního zalednění pod přímým či nepřímým vlivem člověka. Na člověkem využívaných biotopech se vytvořila nová specifická společenstva. Pohyb člověka i zvířat a plodin, která člověk využívá, byly a stále jsou novými vektory k šíření diaspor (Neuhäsl 1997). Roste však vzdálenost i intenzita dálkového přesunu propagulí.

Společný výskyt rostlin není náhodný. Rostlinná společenstva jsou formována stanovištními podmínkami, historií flóry a vegetace, migračními proudy (zmiňované šíření diaspor) a také působením populací jednotlivých druhů na sebe navzájem. Společenstva rostlin se tedy rozlišují na základě druhového složení, které odráží nejen stanovištní podmínky, ale i florogenetické jevy (Moravec 1997).

Invazní druhy rostlin jsou specifické mimo jiné rychlou dynamikou vývoje. Selektce jedinců či populací poskytují jedinečnou možnost sledovat chování nejen konkrétního invazního druhu, ale i společenstev, do kterých proniká.

4.1 Hortikultura jako zdroj invazního druhu

Velké množství lokalit *I. glandulifera* v okolí sídel, především v ranných fázích invaze, je částečně pozůstatkem zplanění a úniku ze zahrad, kde byly rostliny pěstovány jako okrasné nebo nektarodárné (Pyšek & Prach 1995b, Slavík 1997). V současnosti jsou taková stanoviště k nalezení stále, a to třeba i v podhorských oblastech (Trenčanská 2000). V Anglii ještě před necelými dvaceti lety některé společnosti, obchodující se semeny rostlin, semena *I. glandulifera* prodávaly (Beerlin & Perrins 1993).

Impatiens glandulifera se v zahradách ale nezdržela dlouho. Z okrasné rostliny se během pár desetiletí stala rostlina invazní, rychle se šířící podél říčních toků.

4.2 Řeka jako koridor

Říční koryto svým liniovým charakterem v krajině připomíná dálniční nebo železniční koridor. Plní funkci koridoru pro rostliny a živočichy, kterým slouží jako významná migrační cesta. Výhodou tohoto migračního koridoru je obrovská transportní schopnost proudící vody. Živočichové u vody žijící slouží navíc jako další vektor pro transport propagulí.

Vegetace břehů řek patří mezi nejvíce invadovaná evropská společenstva, protože řeka zde působí nepravidelné disturbance a poskytuje nárazově nadbytek živin. Díky vysokému obsahu živin a nízké intenzitě konkurence představují obnažená disturbovaná místa ideální prostředí pro rostlinné druhy s oportunistickou životní strategií (Chytrý & Pyšek 2008, Ellenberg 2009). Není

divu, že i *I. glandulifera* se začala podél řek šířit. Stejný průběh invaze je patrný i v ostatních zemích v Evropě, kde se *I. glandulifera* vyskytuje - v Rakousku (Drescher & Prots 2003), v Polsku (Dajdok et al. 2003), v Anglii (Beerlin & Perrins 1993).

Úspěch při následném uchycování na březích po proudu řeky je závislý na geomorfologických charakteristikách říčního koryta a břehů, na povodňovém režimu a na managementu pozemků navazujících na břehy (Drescher & Prots 2003, Hejda 2004, vlastní pozorování 2009).

Během exponenciální fáze, za jejíž začátek se považuje rok 1936 (Pyšek & Prach 1995b), se *I. glandulifera* šířila břehovými stanovišti rychleji než ostatními (Pyšek & Prach 1993). Višňák (1997) nachází na severu Čech břehová společenstva, která jsou neofytem *I. glandulifera*, jak sám píše, ovládána, a její působení zde nazývá agresivním. Podél Odry na polské straně jsou až stovky metrů dlouhé pásové porosty, kde ve společenstvu as. *Impatiens-Calystegietum* (Moor 1958) *I. glandulifera* spolu s dalšími dvěma druhy (*Urtica dioica*, *Glechoma hederacea*) převládá. Společenstva as. *Impatiens-Calystegietum* se nacházela nejčastěji při okrajových částech lesa (Dajdok et al. 2003). Masivní pásové porosty na březích řek tvoří *I. glandulifera* také v asociaci *Rorippo – Phalaridetum arundinaceae* (Kopecký 1961), jedná se o porosty s převažujícím druhem *Phalaris arundinacea* (Kolbek a kol. 1999, Hejda ústní sdělení, vlastní pozorování Vltava 2009)

Podél Jizery jsou záznamy o souvislých porostech *I. glandulifera* od 60.let (Pyšek & Prach 1995a, 1995b). Pásový výskyt podél řeky je v současnosti k vidění již na všech větších českých řekách, např. na Vltavě od Českého Brodu (Teplá Vltava nad Lipnem není invazí dotčena vůbec) (vlastní pozorování, léto 2009).

Zásadním faktorem, napomáhajícím šíření *I. glandulifera*, jsou kromě lidských zásahů povodně a záplavy.

4.3 Záplavy jako událost stimulující počátek invaze

Záplavové oblasti jsou extrémně dynamickým systémem, navíc výjimečné svým obsahem živin. Živinově bohaté naplaveniny, které po ústupu vody jen málokdy úplně zarostou travinami a dalšími rostlinami, jsou příležitostí pro rychle rostoucí jednoleté rostliny, jakou je *I. glandulifera*. Logicky platí, že čím výš je půdní horizont nad průměrnou hladinou vody v řece, tím méně často jsou jeho společenstva zasažena zaplavením, což s sebou nese menší pravidelnost přísunu živin (Ellenberg 2009).

I. glandulifera dosahuje vysokých pokryvností v místech, jež jsou zaplavována, ale nepatří přímo mezi rostliny, které by byly závislé na přísunu živin (Prach 1994, Drescher & Prots 2003).

Náhlé masové rozšíření *I. glandulifera* po záplavách v roce 1995 a 1996 bylo sledováno na Berounce, odkud do té doby nebyly o jejím výskytu žádné záznamy (Rydlo 1999). V roce 2002 byla pak *I. glandulifera* pozorována především v blízkosti toku na narušených stanovištích, vlhkých loukách a podél cest, ne však ve větší vzdálenosti než 50 m od břehu (Hejda 2004). Průměrná doba od prvního nálezu do šíření proti proudu přítoků je zhruba 20let (Malíková & Prach 2003), je tedy logické, že se zde *I. glandulifera* neprosazuje ve větší vzdálenosti.

Záplavy ovšem mohou fungovat také jako faktor, jež výskyt *I. glandulifera* omezuje. Při sledování plochy zhruba 20m² u řeky Odry, tvořené asociací *Impatiens-Calystegietum*, kde *I. glandulifera* dominovala, nezbyla po záplavách v červenci roku 1997 ani jedna rostlina. Rok na to se objevily jednotlivci ve společnosti dalších druhů (*Chaerophyllum bulbosum*, *Agrostis gigantea*, *Carduus crispus*). V následujících dvou letech pak došlo k velkému nárůstu počtu jedinců, kteří se v okrajových částech šířili do sousední přilehlé vegetace (Dajdok et al. 2003).

4.4 Pronikání mimo říční břehy

I. glandulifera není jedinou nepůvodní rostlinou šířící se podél řek, doprovází ji např. *Reynoutria japonica*. I když je vazba *I. glandulifera* na břehová stanoviště silná, již před 15 lety tvořily ostatní lokality takřka polovinu z celkového výskytu (Pyšek & Prach 1993). Průnik mimo břehovou zónu je závislý na době po kterou se zde *I. glandulifera* vyskytuje, na charakteru a managementu navazující vegetace a na geomorfologii říčního koryta (Malíková & Prach 2003).

Čtyři řeky našeho území se od sebe prokazatelně lišily v průniku *I. glandulifera* mimo břehy (jak v rámci údolí toků, tak v rámci jejich přítoků). Na Jizeře a Svitavě proniká *I. glandulifera* už i podél břehů přítoků nižšího řádu, od prvního nálezu *I. glandulifera* na těchto dvou řekách uplynulo již víc než sto let (Pyšek & Prach 1995b).

Invaze mimo břehovou zónu je logicky pomalejší, než invaze dolů podél toků. Možnost šíření na souši je omezena dosahem při vystřelování tobolek (zhruba 2, 5 m za rok). Dalšími náhodnými či nenáhodnými šířiteli do údolí hlavních řek a proti proudu jejich přítoků jsou zvířata a lidé (Malíková & Prach 2003).

Nárůst počtu břehových stanovišť je očekáván, ale stejně tak se předpokládá další šíření *I. glandulifera* do vlhkých okrajů silnic, do vlhkých lesů s nezapojeným porostem a do vlhkých nesečených luk (Pyšek & Prach 1995b, Drescher & Prots 2003, Hejda 2004).

4.5 Stanoviště a společenstva výskytu *I. glandulifera*

Těžištěm současného výskytu jsou lemová a zaplavovaná společenstva břehů řek svazu *Convolvuletalia sepium* (Tüxen 1950). Jedná se o vysokobylinná nitrofilní společenstva s převládajícím druhem *U. dioica*. *Impatiens glandulifera* vstupuje i do porostů svazů *Salicion albae* (Oberdorfer 1953), *Salicion triandae* (Th. Mülleret Görst 1958) a dalších i mimo pobřežní zónu např. svazu *Aegopodion podagrariae* (Tüxen 1967em. Hilbig, Heinrich & Niemann 1972). Škála společenstev, ve kterých se může vyskytovat, je ovšem mnohem širší (Slavík 1997, Pyšek & Prach 1995a, Hejda 2004).

Tolerance *I. glandulifera* k zastínění, menšímu množství živin, různým druhům půdní struktury a poměrně široké škále hodnot pH (Beerling & Perrins 1993) jí umožňuje se objevovat v rozmanitých společenstvech a stanovištích, jako jsou např. rašeliniště (Prach 1994) nebo naopak suché okraje lesa (Dajdok et al. 2003) či stanoviště skalní (Hejda 2004).

Dajdok et al. (2003) zaznamenali podél Odry na polské straně shluky *I. glandulifera* v mnoha různých společenstvech s rozdílnými živinovými, světelnými a vlhkostními podmínkami. Z roku 2002 z Křivoklátska jsou podrobné záznamy široké škály stanovišť s výskytem *I. glandulifera*. Snímky zahrnují zejména vlhká a do určité míry ruderalizovaná stanoviště, ale i sušší místa, jako jsou okraje silnic (Hejda 2004).

Drescher & Prots (2003) v Rakousku pozorovali výskyt v nadmořských výškách 900 - 1180 m, u nás je výškové maximum 830 m.n.m. (Procházka 1969 in Pyšek & Prach 1995a). *I. glandulifera* se zatím vyskytuje v horských oblastech a rozsáhlejších územích bez větších vodních toků jen vzácně (Slavík 1997, Pyšek & Prach 1995b). Ale záznamy o jejím výskytu v takových oblastech jsou (Trenčanská 2000), a při řekách v podhorských oblastech se v menších skupinkách vyskytuje celkem běžně, např. v podkrkonoší malé skupinky roztroušeně u potoků a v blízkosti luk (vlastní pozorování léto 2009).

Dlouhodobě se vyskytující populace v blízkosti řek mohou sloužit jako zdrojové pro šíření do okolní krajiny. V okolí Turnova, v kraji, kterým protéká Jizera, se dají potkat malé skupinky *I. glandulifera* na místech od řeky vzdálených až několik kilometrů. Příkladem jsou Příhrazy v CHKO Český ráj, kde v blízkosti kempu na ruderalním stanovišti *I. glandulifera* evidentně prospívala. Dalším místem ve stejné CHKO je Vesecký rybník, lokalita z roku 1966 (Slavík 1968 in Pyšek & Prach 1995a), kde pod managementem pravidelného sečení *I. glandulifera* ustoupila z okolí rybníka pouze k jeho odtoku; vzrostlí jedinci byly pozorováni na druhé straně silnice, pod kterou výpusť z rybníka vede (vlastní pozorování, červenec 2009).

Výskyt na ruderalních stanovištích, jako jsou násypy železnic (Grüll & Vaněčková 1982, vlastní pozorování léto 2009), může znamenat, že v budoucnu se i dopravní síť stane koridorem pro šíření tohoto invazního druhu.

Zvláštními místy výskytu jsou okraje lesních porostů, skalní stanoviště, vlhké louky s nepravidelným managementem a průřezy v jehličnatém lese, kde při vhodných podmínkách převyšuje vysazené starší smrčky (Hejda 2004, Dajdok et al. 2003, vlastní pozorování Jizera 2009, Hejda & Pyšek 2006).

Na všech jmenovaných stanovištích je *I. glandulifera* schopná se reprodukovat, ač dosahuje většinou malých pokryvností a její výška nepřesahuje 1 m. Tvorba semen je pro její další šíření klíčová. Dominanci přebírá pouze na stanovištích břehových, záplavových a některých ruderalních. Nelze ovšem zbývajícím společenstvem a stanovištěm přehlížet, protože právě na těchto méně evidentních místech svého výskytu by při vhodných podmínkách *I. glandulifera* mohla dále expandovat (Drescher & Prots 2003, Hejda 2004).

5. DOPADY INVAZE *Impatiens glandulifera*

Vhledem k tomu, že se jedná pouze o jednoletou rostlinu, nemůže její působení mít takový dosah jako například invaze druhu *Heracleum mantegazzianum*, který navíc během exponenciální fáze přeskočil šíření podél řek a rovnou se rozšířil do lesů, k okrajům cest a sídlům (Pyšek & Prach 1993). Ačkoli *I. glandulifera* vychází z analýz jako druh s největší mírou invaze, panuje přesvědčení, že jeho invazní možnosti jsou omezeny typem stanovišť (Pyšek & Pyšek 1995b).

Některé aspekty vlivu invaze *I. glandulifera* na společenstva však není lehké odkrýt a vliv invaze se může projevit až po delší době.

5.1 Kompetice o opylovače s původními druhy

To, zda jednoletá rostlina množící se generativně bude prosperovat i nadále, závisí na mnoha faktorech. Jedním z nich je dostatek vhodných opylovačů.

Západně od naší republiky, u města Würzburg v Německu, byl proveden pokus, kde se zjišťovalo, zda *I. glandulifera* může přes nepřímou kompetici o opylovače snižovat zdatnost okolních rostlin. Při pokusném přenesení deseti vzrostlých jedinců *I. glandulifera* v květináčích do porostu *Stachys palustris* se počet návštěv opylovačů *S. palustris* snížil o 50% a výsledný počet jejich vyprodukovaných semen byl zredukován o 25%, v porovnání s čistým porostem *S. palustris* bez přítomnosti *I. glandulifera*. Autoři (Chittka et al. 2001) přirovnávají rostliny k výrobcům a prodejčům a opylovače k zákazníkům, kteří si vybírají nabízené zboží dle kvality. Mechanismem, který lákal větší množství opylovačů nebylo větší množství cukru v nektaru, ale jeho rychlejší produkce za hodinu.

Jde pouze o jeden případ při kompetici s jedním druhem, nicméně výsledky se zdají být jednoznačné a demonstrují jednu z možností negativního působení druhu *I. glandulifera* na své okolí.

5.2 Redukce počtu původních druhů

Invazní druh může redukovat četnost i počet původních druhů různými mechanismy (Ogle et al. 2003, Rothstein et al. 2004). U *I. glandulifera* připadá v úvahu mechanismus stínění.

Hulme & Bremner (2005) prováděly pokus na břehu jedné řeky blízko města Durham. Zde se *I. glandulifera* vyskytuje již od počátku 20. století, takže autoři očekávali, že se ve zdejších společenstvech již etablovala. Pokusné plochy se nacházely v záplavových zónách, na mezotrofních trávnících a v mokřinách. Na části ploch byla *I. glandulifera* vytrháváním odstraněna, a na těchto plochách během zbývajících sezóny přibyly v průměru 4 druhy. Mimo jiné

vzrostla diverzita ostatních nepůvodních druhů, ale jejich početnost klesla. U domácích druhů diverzita vzrostla bez poklesu početnosti.

Ve výsledku proporce nepůvodních druhů na plochách s odstraněnou *I. glandulifera* byla větší, než na plochách, kde byla ponechána. Takže se zdá, že kompenzační růst ostatních nepůvodních druhů při odstraňování *I. glandulifera*, by mohl mařit snahu o zachování původních společenstev. Navíc většina rostlin, které byly invazí *I. glandulifera* ovlivněny, jsou běžně rozšířené ruderalní druhy (Hulme & Bremner 2005), stejně tomu bylo i u podobného pokusu, který se byl prováděn na území ČR (Hejda 2004, Hejda & Pyšek 2006).

Je nutné si uvědomit, že tyto výzkumy se odehrávají pouze v rámci jedné vegetační sezóny, a že pokud by byl sledován vývoj dlouhodobější, mohly by se projevit jiné trendy.

Také jsou důležitá společenstva ve kterých se sledování odehrávala, protože pokud by se podobný pokus uskutečnil na více odlišných místech, výsledky by mohly být jiné (Hejda 2004).

V porovnání s ostatními invazními druhy v České republice má *I. glandulifera* spolu s druhem *Mimulus guttatus* minimální dopad na počet druhů a diverzitu invadovaných společenstev. Na základě empirického srovnání invadované a přilehlé neinvadované vegetace s podobnými stanovištními podmínkami se ukázalo, že pouze 5 ze 13 zkoumaných široce rozšířených nepůvodních druhů působilo prokazatelné změny v druhovém bohatství invadovaných společenstev (Hejda et al. 2009).

Jak bylo již zmíněno, u *I. glandulifera* jsou důvody jejího malého vlivu na zkoumaná společenstva dány jejich charakterem. Při zjišťování faktorů určujících vliv invaze na druhovou diverzitu zjistili Hejda et al.(2009), že pokles druhové diverzity závisí na rozdílu v dominanci invazního druhu a původního dominantního druhu přítomného před invazí. Dominanci druhu rozumíme jeho výšku a pokryvnost, pro vliv invaze je tedy rozhodující rozdíl těchto charakteristik mezi invazním neofytem a původním dominantním druhem daného společenstva. Porovnáme-li v těchto parametrech *I. glandulifera* a domácí druhy (*Urtica dioica*, *Chaerophyllum bulbosum*, *Phalaris arundinacea*) dominující ve společenstvech jejího masového výskytu, je patrné, že vliv invazního druhu se příliš neliší od vlivu původních dominant.

Mechanismus, který jednoleté *I. glandulifera* umožňuje obstát v kompetici s vytrvalými druhy, je investice veškeré energie do růstu stonku a listové plochy. Díky tomu může získat dominanci nad vytrvalým druhem, který je naopak nucen investovat do podzemních orgánů, zajišťujících jeho přežívání (Kostečková 1996).

Ačkoliv ve společenstvech svého současného nejmasovějšího výskytu nepůsobí *I. glandulifera* zásadní změny, má stále možnost expandovat do společenstev nových, kde se nacházejí kompetičně slabší druhy (Hejda & Pyšek 2006).

6. CÍLE NAVAZUJÍCÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

Po inventarizaci informací o ekologii neofytu *I. glandulifera* a charakteru výskytu na různých stanovištích a různých společenstvech v České republice a ostatních státech střední Evropy, je zřejmé, že invaze bude pokračovat (Malíková & Prach, 2003, Hejda & Pyšek 2006, Drescher & Prots 2003). Proto si navazující diplomová práce klade za cíl:

- a) Zachytit aktuální škálu společenstev, ve kterých se *I. glandulifera* vyskytuje. V průběhu vegetační sezony 2010 a 2011 bude snímkována vegetace do různé míry invadovaná tímto neofytem. Plochy pro snímky budou vybírány tak, aby soubor obsahoval i snímky invadované vegetace mimo těžiště výskytu tohoto neofytu, tj. výskyt mimo koridory toků nebo neobvyklá stanoviště v jejich okolí.
- b) Srovnat charakter výskytu *I. glandulifera* v různých typech invadovaných stanovišť a prostředí, tj. to, zda se na daných stanovištích tento neofyt vyskytuje ve formě solitérních jedinců, skupin rostlin a nebo souvislých porostů. Během sezóny 2010 bude nutné vytvořit dostatečně obsáhlý datový soubor, který bude možné rozdělit na základě hrubé klasifikace invadované vegetace (např. břehová nitrofilní společenstva, luční společenstva mimo bezprostřední okolí toku, ruderalní a synantropní stanoviště). Klasifikace snímků bude upravena na základě škály snímkových společenstev získané v roce 2010, při klasifikaci snímkového souboru do podskupin bude patrně využito metod nepřímé gradientové analýzy nebo shlukové analýzy. Vznik podskupin pro srovnání tedy bude mít objektivní matematický základ. Takto vymezené podsoubory budou následně použity pro srovnání, jak se *I. glandulifera* daří na různých typech stanovišť.
- c) Během sezóny 2010 získat data pro srovnání fitness jedinců *I. glandulifera* v různých typech invadovaných stanovišť s použitím populačních charakteristik jako výška jedinců, průměrný počet květů na rostlinu, průměrný počet semen na rostlinu (popř. i jejich klíčivost).
- d) Na základě výsledků získaných postupem popsáním v bodech a), b), c) odhadnout v hrubých rysech faktory limitující výskyt *I. glandulifera* (sucho, živiny, konkurence ostatních druhů). Tyto otázky je třeba zkoumat v kontextu invadované vegetace, protože faktory prostředí jako živiny či voda pravděpodobně interagují s konkurencí ostatních druhů, výsledky získané *ex situ* by proto mohly být zatížené těžko kvantifikovatelnými artefakty. *I.*

glandulifera může za méně příznivých podmínek celkem dobře růst *ex situ* v pokusné zahradě BÚ AVČR, ale nemusí být schopná obstát v konkurenci původních dominantních druhů, jako např. *Urtica dioica*, *Chaerophyllum bulbosum*, *Chenopodium album* agg. atd. Stanovištní parametry budou odhadovány nepřímo na základě stanovištních preferencí ostatních přítomných druhů, s využitím Ellenbergových indikačních hodnot (Ellenberg 2009).

- e) Odhadnout další invazní potenciál *I. glandulifera* ve smyslu dalšího šíření do společenstev na základě její fitness v různých typech prostředí a faktorů pravděpodobně limitujících její výskyt a konkurenceschopnost – tzn. faktorů prostředí výrazně negativně korelujících s abundancí a fitness *I. glandulifera*.

7. ZÁVĚR

Neofyt *Impatiens glandulifera* se za dobu své přítomnosti na území České republiky stal dominantní součástí břehových porostů našich velkých řek. V porostech svého masového výskytu má malý vliv na původní vegetaci, protože v zásadních růstových a kompetičních charakteristikách je velmi podobný původním dominantním druhům těchto nitrofilních společenstev. Nicméně rozsah stanovišť a společenstev, na kterých je druh schopen kvést a produkovat semena (tudíž se i šířit) je poměrně široký. Protože lze předpokládat, že invaze *Impatiens glandulifera* do nových stanovišť a společenstev bude probíhat i nadále (Malíková & Prach, 2003, Hejda & Pyšek 2006, Drescher & Prots 2003), bylo by vhodné se pokusit na základě terénních dat odhadnout, do jakých stanovišť a společenstev bude další invaze *I. glandulifera* směřovat a které faktory prostředí naopak tvoří bariéru šíření tohoto neofytu.

Literatura:

- Beerling, D.J. (1993): The impact of temperature on the northern distribution limits of the introduced species *Fallopia japonica* and *Impatiens glandulifera* in north-west Europe. *Journal of Biogeography* 20: 45-53.
- Beerling, D.J. & Perrins, J.M., (1993): *Impatiens glandulifera* Royle (*Impatiens Roylei* Walp.). *Journal of Ecology* 81: 367–382.
- Chittka, L. & Schürkens, S. (2001): Successful invasion of a floral market: an exotic plant has moved in on Europe's river banks by bribing pollinators. *Nature* 411: 653–653.
- Dajdok, Z., Aniol-Kwiatkowska, J. & Kacki, Z. (2003): Distribution of *Impatiens glandulifera* along the Odra River. In: *Phytogeographical problems of synanthropic plants*: 125- 130.
- Di Tomaso (1998): Impact, Biology, and Ecology of Saltcedar (*Tamarix* spp.) in the Southwestern United States. *Weed Technology* 12: 326-336.
- Drescher, A. & Prots, B. (2003): Distribution patterns of Himalayan balsam (*Impatiens glandulifera* Royle) in Austria. In: *Phytogeographical problems of synanthropic plants*. 137-146
- Ellenberg, H. H. (2009): *Vegetation Ecology Of Central Europe*. 248 – 274. Cambridge University Press.
- Grüll, F. & Vaněčková, L. (1982): Příspěvek k charakteristice společenstva s *Impatiens glandulefera* na březích Svitavy u Blanska. *Zprávy Čs. Bot. Spol.* 17:135-138.
- Hejda, M. (2004): Charakteristika populací a výskytu *Impatiens glandulefera* na Křivoklátsku. článek z Magisterské DP. Depon. In: knihovna Ústavu pro životního prostředí PřF UK, Praha.
- Hejda, M. & Pyšek, P. (2006): What is the impact of *Impatiens glandulifera* on species diversity of invaded riparian vegetation?. *Biological conservation* 132: 143-152.
- Hejda, M., Pyšek, P. & Janošík, V. (2009): Impact of invasive plants on species richness, diversity and composition of invaded communities. *Journal of Ecology*, 97: 393-403

Hulme, P.E. & Bremner, E.T. (2005): Assessing the impact of *Impatiens glandulifera* on riparian habitats: partitioning diversity components following species removal. *Journal of Appl. Ecol.* 43: 43–50.

Chytrý, M. & Pyšek, P. (2008): Invaze nepůvodních druhů v rostlinných společenstvech. *Zprávy Čes. Bot. Spol.* 43, Mater. 23: 17- 40

Jäger, H., Tye, A. & Kowarik, I. (2007): Tree invasion in naturally treeless environments: Impacts of quinine (*Cinchona pubescens*) trees on native vegetation in Galápagos. *Biological conservation* 140: 297-307

Keane, R.M. & Crawley M. J. (2002): Exotic plant invasions and the enemy release hypothesis. *Trends in Ecology & Evolution* 17: 164-170.

Kostečková, V. (1996): Ekofyziologická studie invazního druhu *Impatiens glandulifera* Royle. Magisterská DP. Depon. In: Knihovna katedry botaniky PřF UK, Praha.

Köppl, T. (2002): Expanze *Impatiens glandulifera* ROYLE po povodni z roku 1997 v prostoru říční nivy. Magisterská DP. Depon. In: Knihovna katedry botaniky PřF UK, Praha.

Kolbek, J. a kol. (1999): Vegetace Chráněné krajinné oblasti a Biosférické rezervace Křivoklátsko. 1. Vývoj krajiny a vegetace, vodní, pobřežní a luční společenstva. AOPK ČR, Praha.

Malíková, L. & Prach, K. (2003): Šíření a perzistence druhu *Impatiens glandulifera* v krajině. Článek z Magisterské DP. Depon. In: Biologická fakulta JU, České Budějovice.

Moravec, J. (1997): Přehled vyšších vegetačních jednotek. In: Hejný, S., Slavík, B. (Ed), *Květena České republiky* 1. Academia, Praha, 52.

Neuhäsl, R. (1997): Rostlinstvo. In: Hejný, S., Slavík, B. (Ed), *Květena České republiky* 1. Academia, Praha, 36.

Ogle, S. M., Reiners, W. A. & Gerow, K.G. (2003): Impact of Exotic Annual Brome Grasses (*Bromus* spp.) on Ecosystem Properties of Northern Mixed Grass Prairie. *Am. Midl. Nat.* 149: 46-58.

Pergl, J. (2008): Co víme o vlivu zavlečených rostlinných druhů? *Zprávy Čes. Bot. Spol.* 43, Mater. 23: 183-192.

Prach, K. (1994): Seasonal Dynamics of *Impatiens glandulifera* in Two Riparian Habitats in Central England. In: de Waal, L.C., Child, L.E., Wade, P.M., Brocka J.H (Eds.). *Ecology and Management of Invasive Riverside Plants*, 127-134. John Wiley & Sons, London, UK.

Pyšek, P. (1995): On the terminology used in plant invasion studies. In: Pyšek, P., Prach, K. & Wade, M. (Eds): *Plant Invasions- General Aspects and Special Problems*: 71-81.

Pyšek, P., Chytrý, M. & Prach, K. (2008a): Dvanáct let výzkumu rostlinných invazí v České republice a ve světě. *Zprávy Čes. Bot. Spol.* 43, Mater., 23: 3-15.

Pyšek, P. & Prach, K. (1993): Plant invasions and the role of riparian habitats: a comparison of four species alien to central Europe. *Journal of Biogeography* 20: 13 – 420.

Pyšek, P. & Prach, K. (1995a) Historický přehled lokalit *Impatiens glandulifera* na území České republiky a poznámky k dynamice její invaze. *Zprávy Čes. Bot. Spol.* 29 (1994): 11-31.

Pyšek, P. & Prach, K. (1995b): Invasion dynamics of *Impatiens glandulifera* – a century of spreading reconstructed. *Biol. Conserv.* 74: 41–48.

Pyšek, P. & Prach, K. (1997): Invazibilita společenstev a ekosystémů. *Zprávy Čes. Bot. Spol.* 32, Mater., 14: 1-5.

Pyšek, P. & Pyšek, A. (1995): Invasion by *Heracleum mantegazzianum* in different habitat in Czech republic. *Journal of Vegetation Science* 6: 711-718.

Pyšek, P., Richardson, D., Rejmánek, M., Webster, G. L., Williamson, M. & Kirschner, J. (2004): Alien plants in checklists and floras: towards better communication between taxonomists and ecologists. *Taxon*, 53: 131–143.

Pyšek P., Sádlo J. & Mandák B. (2002): Catalogue of alien plants of the Czech Republic. – *Preslia* 74: 97–186.

Pyšek, P., Janošík, V., Chytrý, M. & Pergl, J. (2008b): Projekty 6. rámcového programu Evropské unie zaměřené na biologické invaze: DAISIE a ALARM. *Zprávy Čes. Bot. Spol.* 43, *Mater.* 23: 3-15.

Richardson, D.M. & Pyšek, P. (2006): Plant invasions: merging the concepts of species invasiveness and community invasibility. *Progress in Physical Geography* 30: 409–431

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

Rothstein D. E., Vitousek P. M. & Simmons B. L. (2004): An Exotic Tree Alter Decomposition and Nutrient Cycling in A Hawaiian Montane Forest. *Ecosystems* 7: 805-814

Rydlo, J. (1999): *Impatiens glandulifera* na dolní Berounce. *Muzeum a současnost*, 13: 155-156.

Slavík B. (1997): *Impatiens glandulifera* Royle – I. glandulifera žláznatá. In: Slavík B. [eds.]: *Květena České republiky* 5; 238–239. Academia, Praha.

Trenčanská B. (1997): Rozšíření invazních druhů podél vybraných toků v Krkonoších. *Magisterská DP. Depon.* In: *Knihovna katedry botaniky PřF UK, Praha.*

Van Wilgen, B.W., Revers, B., Le Maitre, D.C., Richardson, D.M. & Schonegevel, L. (2008): A biome-scale assessment of the impact of invasive alien plants on ecosystem services in South Africa. *Journal of Environmental Management* 89: 336–349.

Višňák, R. (1997): Invazní neofyty v severní části České republiky. *Zprávy Čes. Bot. Spol.* 32, *Mater.* 14:105-115.

Zavaleta, E. (2000): The economic Value of controlling an Invasive Shrub. *Ambio* 29: 462 – 467.

Williamson, M. & Fitter, A. (1996): The varying success of invaders. *Ecology* 77: 61–66.

Internetové zdroje:

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

ALARM: <http://www.alarmproject.net.ufz.de/index.php?pid=4110>