

Česká zemědělská univerzita v Praze  
Fakulta životního prostředí  
Katedra aplikované ekologie



**Zhodnocení efektivity likvidace  
invazních taxonů křídlatek pomocí  
totálního a selektivního herbicidu**

Diplomová práce

**Autor práce: Světlana Rayová**

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

2019

# ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta životního prostředí

## ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

Světlana Rayová

Aplikovaná ekologie

Název práce

**Zhodnocení efektivity likvidace invazních taxonů křídlatek pomocí totálního a selektivního herbicidu**

Název anglicky

**Evaluation of knotweed control effectiveness with total and selective herbicide**

---

### Cíle práce

1. Posoudit efektivitu eradikace křídlatek při použití letního postřiku totálním herbicidem (Roundup Aktiv)
2. Posoudit efektivitu eradikace křídlatek při použití podzimního postřiku totálním herbicidem (Roundup Aktiv)
3. Posoudit efektivitu eradikace křídlatek při použití letního postřiku selektivním herbicidem (Garlon New)
4. Posoudit efektivitu eradikace křídlatek při použití podzimního postřiku selektivním herbicidem (Garlon New)
5. Popsat působení vybraných herbicidů (Roundup Aktiv, Garlon New) na oddenkový systém rostlin
6. Vyhodnotit efektivnost testovaných metod a vybrat nejvhodnější postup likvidace křídlatek

### Metodika

Práce bude experimentálního charakteru, kdy bude na porosty křídlatek aplikován selektivní či totální herbicid. Postřiky budou provedeny v létě a na podzim. Následně bude zaznamenávána a zhodnocena reakce rostlin včetně popisu působení herbicidů na oddenkový systém. Součástí práce bude i vyhodnocení efektivity a finanční náročnosti testovaných metod.

**Doporučený rozsah práce**

50 stran, 2 grafy

**Klíčová slova**

Fallopia, Reynoutria, Roundup, Garlon, glyfosát, regenerace, eradikace, triclopyr, invazní rostliny

---

**Doporučené zdroje informací**

- BARTÁK R., KONUPKOVÁ KALOUSOVÁ Š. ET KRUPOVÁ B., 2010: Methods of elimination of invasive Knotweed species (*Reynoutria* spp.). Moravian-Silesian Region in cooperation with ČSOP Salamandr and with financial support from the European Union.
- BASHTANOVA U. B., BECKETT K. P., et FLOWERS T. J., 2009: Review: Physiological approaches to the improvement of chemical control of Japanese knotweed (*Fallopia japonica*). *Weed science*, 57(6), 584-592.
- BÍMOVÁ, K., MANDÁK, B. et PYŠEK, P. (2001): Experimental control of *Reynoutria* congeners: a comparative study of a hybrid and its parents.
- BÍMOVÁ K., MANDÁK B. et PYŠEK P., 2003: "Experimental Study of Vegetative Regeneration in Four Invasive *Reynoutria* Taxa (Polygonaceae)." *Plant Ecology* 166.1 (2003): 1-11.
- MANDÁK B., PYŠEK P. et BÍMOVÁ K., 2004: History of the invasion and distribution of *Reynoutria* taxa in the Czech Republic: a hybrid spreading faster than its parents. – *Preslia*, Praha, 76: 15–64.
- PYŠEK, P. – PRACH, K. – ČESKÁ BOTANICKÁ SPOLEČNOST, – INVAZNÍ ROSTLINY V ČESKÉ FLÓŘE (1995 : PRAHA, ČESKO). *Invazní rostliny v české flóře = Alien plants in the Czech flora : pracovní konference ČBS, 25. listopadu 1995, Praha*. Praha: Česká botanická společnost, 1997. ISBN 80-254-0851-5.
- ŠRUBAŘ, M., 2006: Konec vítězného tažení křídlatky. *Veronica*, roč. 20, č. 2, str. 15
- 

**Předběžný termín obhajoby**

2018/19 LS – FŽP

**Vedoucí práce**

doc. Ing. Kateřina Berchová, Ph.D.

**Garantující pracoviště**

Katedra aplikované ekologie

**Konzultant**

M. Kadlecová

Elektronicky schváleno dne 12. 3. 2019

**prof. Ing. Jan Vymazal, CSc.**

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 12. 3. 2019

**prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.**

Děkan

V Praze dne 09. 04. 2019

### **Prohlášení**

Prohlašuji, že jsem tuto diplomovou práci na téma **Zhodnocení efektivity likvidace invazních taxonů křídlatek pomocí totálního a selektivního herbicidu** vypracovala samostatně pod vedením doc. Ing. Kateřiny Berchové, Ph.D a konzultantky Ing. Marty Kadlecové a že jsem uvedla všechny použité zdroje a literaturu. Tato práce ani její podstatná část nebyla předložena k získání jiného nebo stejného akademického titulu.

V Praze dne:

---

Světlana Rayová

## **Poděkování**

Ráda bych poděkovala doc. Ing. Kateřině Berchové, Ph.D za vřelé přijetí a za poskytnutí cenných poznámek při vypracování této práce. Velký dík patří také mé konzultantce Ing. Martině Kadlecové, za její ochotu, trpělivost a volný čas, který mi věnovala. V neposlední řadě děkuji i své rodině a blízkým za velkou podporu během celého studia.

## Abstrakt

Tato práce se zabývá problematikou invazních taxonů křídlatek (*Fallopia*), které se nekontrolovatelně šíří nejen v České republice, ale i v dalších částech světa. Jejich invazní úspěšnost je mimo jiné ovlivněna výraznou schopností regenerace z lodyh i oddenků. Regulační management je z těchto důvodů velmi náročný a stále nebyl nalezen efektivní, a přitom ekonomicky přijatelný postup jejich likvidace.

Tato studie rozšiřuje informace o působení selektivního (Garlon New) a totálního herbicidu (Roundup Aktiv) na porosty křídlatek ve dvou ročních obdobích (léto, podzim), zároveň se snaží postihnout ekonomické aspekty související s eradikací. Do studie byly zahrnuty všechny tři invazní taxony – *Fallopia japonica* Houtt. var. *japonica*, *Fallopia sachalinensis* (F. Schmidt) Nakai a *Fallopia ×bohemica* Chrtěk et Chrtková. Reakce rostlin byla zkoumána in situ (záznamem nově přirůstajících rostlin) a ex situ (regenerací oddenků rostlin v experimentálních nádobách).

Výsledky prokázaly vyšší efektivitu a nižší ekonomickou náročnost u letního postřiku. Dále byla zjištěna odlišná reakce na postřik herbicidem u jednotlivých taxonů. U *F. ×bohemica* a *F. japonica* se ukázalo výhodnější použití herbicidu na bázi glyfosátu (Roundup Aktiv), u *F. sachalinensis* bylo dosaženo lepších výsledků aplikací selektivního herbicidu na bázi triclopyru (Garlon New).

**Klíčová slova:** Fallopia, Reynoutria, Roundup, Garlon, glyfosát, regenerace, eradikace, triclopyr, invazní rostliny

## Abstract

This thesis deals with invasive knotweeds (*Fallopia*), that are uncontrollable spreading in the Czech Republic as well as in other parts of the world. Their invasive success is influenced, among other things, by the ability to regenerate from stems and rhizomes. Therefore, the control management of invasive sites is very challenging and there is a need for an efficient but economically viable method.

This study extends the information on the effects of selective (Garlon New) and total herbicide (Roundup Aktiv) on the knotweeds in two seasons (summer, autumn) while considering economic aspects associated with eradication as well. The study included all three invasive taxa – *Fallopia japonica* Houtt. var. *japonica*, *Fallopia sachalinensis* (F. Schmidt) Nakai and *Fallopia ×bohemica* Chrtek et Chrtková. Plant responses were researched in-situ (by monitoring newly growing plants) and ex-situ (by regenerating plant rhizomes in experimental containers).

The results showed higher efficiency and cost-effectiveness for summer herbicide spraying. Furthermore, a different response to herbicide treatment by taxon was found. In the case of *F. ×bohemica* and *F. japonica*, the use of glyphosate-based herbicide (Roundup Aktiv) has been found to be more efficient, whereas *F. sachalinensis* was more responsive to the use of triclopyr (Garlon New).

**Key words:** Fallopia, Reynoutria, Roundup, Garlon, glyphosate, regeneration, eradication, triclopyr, alien plants

# Obsah

<b>1</b>	<b>Úvod</b> .....	10
<b>2</b>	<b>Cíle práce</b> .....	11
<b>3</b>	<b>Literární rešerše</b> .....	12
<b>3.1</b>	<b>Biologické invaze</b> .....	12
3.1.1	<i>Definice pojmů invazní ekologie</i> .....	15
3.1.2	<i>Faktory ovlivňující invazní úspěšnost rostlin</i> .....	16
3.1.3	<i>Vliv na původní společenstva a stanoviště</i> .....	18
<b>3.2</b>	<b>Ekologie studovaných taxonů křídlatek (<i>Fallopia</i>)</b> .....	20
3.2.1	<i>Původ a současné rozšíření v České republice</i> .....	20
3.2.2	<i>Rozmnožování křídlatek</i> .....	22
3.2.3	<i>Fenologie</i> .....	23
3.2.4	<i>Invadovaná stanoviště</i> .....	24
<b>3.3</b>	<b>Legislativní opatření</b> .....	26
3.3.1	<i>Evropská legislativa</i> .....	26
3.3.2	<i>Legislativa České republiky</i> .....	27
3.3.3	<i>Černý, šedý a varovný seznam významných nepůvodních druhů v České republice</i> .....	28
<b>3.4</b>	<b>Používané metody eradikace</b> .....	29
3.4.1	<i>Aplikace herbicidu postřikem na list</i> .....	29
3.4.2	<i>Aplikace herbicidu vpichy do lodyh</i> .....	30
3.4.3	<i>Aplikace do uříznutých lodyh</i> .....	31
3.4.4	<i>Kosení</i> .....	31
3.4.5	<i>Spásání</i> .....	32
3.4.6	<i>Vykopávání</i> .....	32
3.4.7	<i>Kombinovaná likvidace</i> .....	33
3.4.8	<i>Biologická kontrola</i> .....	33
<b>3.5</b>	<b>Glyfosát</b> .....	33
3.5.1	<i>Vliv na životní prostředí</i> .....	34



3.5.2	<i>Vliv na lidské zdraví</i> .....	35
3.5.3	<i>Legislativní/sociální problematika v ČR</i> .....	36
<b>3.6</b>	<b>Triclopyr</b> .....	<b>37</b>
3.6.1	<i>Vliv na životní prostředí</i> .....	38
3.6.2	<i>Vliv na lidské zdraví</i> .....	38
<b>3.7</b>	<b>Ekonomické aspekty likvidace nepůvodních druhů</b> .....	<b>39</b>
<b>3.8</b>	<b>Osvěta</b> .....	<b>41</b>
<b>4</b>	<b>Metodika</b> .....	<b>42</b>
<b>4.1</b>	<b>Charakteristiky studovaných invazních taxonů rodu Fallopia</b> .....	<b>42</b>
4.1.1	<i>Morfologie</i> .....	42
4.1.2	<i>Taxonomie</i> .....	44
<b>4.2</b>	<b>Charakteristika sledovaného území</b> .....	<b>44</b>
<b>4.3</b>	<b>Experimentální plochy</b> .....	<b>47</b>
<b>4.4</b>	<b>Chemické ošetření porostů</b> .....	<b>48</b>
<b>4.5</b>	<b>Sběr oddenků</b> .....	<b>49</b>
<b>4.6</b>	<b>Regenerace oddenků</b> .....	<b>49</b>
<b>4.7</b>	<b>Harmonogram prací</b> .....	<b>50</b>
<b>4.8</b>	<b>Statistické analýzy</b> .....	<b>50</b>
<b>5</b>	<b>Výsledky</b> .....	<b>52</b>
5.1	<i>Analýza počtu nových rostlin</i> .....	52
5.2	<i>Analýza procenta zregenerovaných oddenků</i> .....	56
5.3	<i>Vyhodnocení finanční náročnosti testovaných metod</i> .....	59
<b>6</b>	<b>Diskuse</b> .....	<b>61</b>
<b>7</b>	<b>Závěr</b> .....	<b>64</b>
<b>8</b>	<b>Přehled použité literatury a zdrojů</b> .....	<b>65</b>
<b>9</b>	<b>Přehled obrázků</b> .....	<b>78</b>
<b>10</b>	<b>Přehled tabulek</b> .....	<b>80</b>
<b>11</b>	<b>Přílohy</b> .....	<b>81</b>

# 1 Úvod

Křídlatky se vyskytují na našem území už od konce 19. století (Mandák et al. 2004). Původně byly do Evropy dovezené jako okrasné rostliny (Bailey and Conolly 2000), postupem času však začaly zplaňovat (Chrtek 1990) a šířit se do volné krajiny (Mandák and Pyšek 1997; Berchová-Bímová and Mandák 2008). Křídlatky představují významné ohrožení původní vegetace i ekosystémových služeb. Ovlivňují druhovou diverzitu stanovišť, světelné podmínky, složení půdního horizontu (Beerling et al. 1994; Mandák et al. 2004; Maurel et al. 2010), dle některých studií vykazují také alelopatické působení (Murrell et al. 2011). Vytváření rozsáhlých porostů způsobuje i změny ve vnímání krajiny a zhoršení kulturní funkce ekosystémů (Binimelis et al. 2008; Crowley et al. 2017). K šíření křídlatek významně přispívají železnice, silniční cesty, a zejména vodní toky (Brabec and Pyšek 2000; Mandák 2006a; Lamberti-Raverot et al. 2017), zplaňují také z parků a zahrad, kde se pěstují jako okrasné rostliny (Mandák and Pyšek 1997), vyhledávají nejčastěji eutrofní antropogenní stanoviště s pravidelným disturbančním režimem (Beerling et al. 1994; Mandák and Pyšek 1997).

Vzhledem ke svému vlivu na ekosystémy a zároveň plošnému výskytu je stále hledán vhodný postup, který by vedl k efektivnímu odstranění nebo alespoň eliminaci porostů těchto invazních rostlin v co nejkratším čase. Byla navržena celá řada postupů (Soll 2004; Crockett 2005; Šrubař 2006; Hagen and Dunwiddie 2008), je ale důležité najít pro konkrétní lokality vždy takový postup, který bude nejen efektivní, ale též ekonomicky přijatelný (Born et al. 2005; Barták et al. 2010).

Úplná eradikace křídlatek je velmi náročný a dlouhodobý proces, rostliny velmi dobře regenerují z oddenků a lodyh a jsou tak schopné se na lokalitě opětovně rozšířit hned další sezónu po managementovém zásahu (Brock and Wade 1992; Brock et al. 1995; Bímová et al. 2003; Schifflerthner and Essl 2016). Z tohoto důvodu je nezbytné, aby po těchto opatřeních následoval pravidelný monitoring lokality a v případě nutnosti eliminační zásah včas opakovat (Barták et al. 2010).

Práce shrnuje základní metody likvidace křídlatek a zároveň testuje metody nové, založené na sledování reakce rostlin (regenerace jejich oddenků a přirůstání nadzemní biomasy) na postřik selektivním (Garlon New) a totálním herbicidem (Roundup Aktiv) v odlišných ročních obdobích (léto, podzim).

## 2 Cíle práce

Hlavním cílem práce bylo experimentálně zhodnotit efektivitu likvidace tří invazních taxonů rodu *Fallopia* (*Fallopia japonica* Houtt. var. *japonica*, *Fallopia sachalinensis* (F. Schmidt) Nakai a *Fallopia ×bohemica* Chrtek et Chrtková) ve dvou ročních obdobích (léto a podzim) s využitím totálního a selektivního herbicidu. V rámci tohoto cíle pak bylo stanoveno několik dílčích cílů:

- posoudit efektivitu eradikace křídlatek při použití letního postřiku totálním herbicidem
- posoudit efektivitu eradikace křídlatek při použití podzimního postřiku totálním herbicidem
- posoudit efektivitu eradikace křídlatek při použití letního postřiku selektivním herbicidem
- posoudit efektivitu eradikace křídlatek při použití podzimního postřiku selektivním herbicidem
- popsat působení herbicidů na oddenkový systém (resp. na regeneraci oddenkového systému)
- vyhodnotit efektivitu testovaných metod a vybrat nejvhodnější postup likvidace

Dosažení cílů bylo zajištěno následujícím postupem:

- vytyčení experimentální plochy porostů pro postřiky *Fallopia japonica*, *Fallopia sachalinensis* a *Fallopia ×bohemica*
- aplikace selektivního herbicidu (Garlon New) v letním a podzimním období
- aplikace herbicidu (Roundup Aktiv) v letním a podzimním období
- kontrola ošetřených ploch (zaznamenání počtu nových rostlin) a vykopání oddenků pro nádobovou část experimentu
- statistické vyhodnocení získaných dat.

Zhodnocení efektivitu likvidace totálním a selektivním herbicidem může přinést nové vědomosti potřebné k výběru vhodného managementu a úspěšné eradikaci křídlatek na našem území.

## 3 Literární rešerše

### 3.1 Biologické invaze

Invazní (nepůvodní) druhy mohou svým šířením významně ohrozit skladbu a funkčnost ekosystémů. Jejich výskyt bývá spojen s poklesem biodiverzity, biologické invaze jsou považovány za druhý nejčastější důvod snížení biodiverzity na Zemi (MEA 2005). Rovněž mohou negativně ovlivňovat zemědělství, lesnictví, lidské zdraví a další lidské aktivity včetně ekonomických zájmů (Richardson and Pyšek 2006; Vilà et al. 2011; Pyšek et al. 2012b).

Antropogenní šíření druhů, ať už úmyslné či neúmyslné, se objevilo, když člověk začal ve větší míře měnit krajinu, tedy v době neolitické revoluce (Opravil 1984; Pyšek et al. 2002). Zvýšené množství antropogenních disturbancí umožnilo některým druhům rozšířit se na nová stanoviště. S každým dalším pokrokem se pak začal vliv člověka zvětšovat. Významným přelom v historii invazí bylo objevení Ameriky, tedy rok 1492. V důsledku objevných plaveb se začal rozvíjet světový obchod (Pyšek and Sádlo 2004). Rok 1500 tvoří myšlený přelom v šíření nepůvodních invazních druhů. Na základě tohoto data se zavlečené nepůvodní druhy rozdělují na archeofyty (tedy druhy zavlečené před rokem 1500) a neofyty (druhy zavlečené po tomto roce) (Rejmánek et al. 2005). Archeofyty si v minulosti velmi pravděpodobně prošly procesem podobným tomu, kterým dnes procházejí neofyty, a dnešní rozšíření archeofytů je tak pouze pozůstatkem jejich rozšíření v minulosti. Proto například Pyšek et al. (2002) definuje kategorii postinvazních druhů, jejichž populace jsou sice v současné době stabilní, ale v minulosti pravděpodobně patřily k dominantním druhům. Jako příklad může sloužit paradoxně zákonem chráněný archeofyt *Agrostemma githago*, který pochází z Přední Asie a jako plevel se rozšířil téměř v celé Evropě (Mandák and Sádlo 2006; Bakels 2012). Kdysi byl na českém území hojný, dnes se vykytuje už jen vzácně, proto je řazen mezi kriticky ohrožené taxony (C1) České republiky (Procházka et al. 2001; Mandák and Sádlo 2006).

Kromě antropogenního šíření lze v historii Země zaznamenat i šíření přirozené, většinou probíhající v periodických vlnách po zrušení geografických bariér nebo při výrazných změnách klimatu (Keeling and Stephens 2001; Ricciardi 2007). K velmi výrazným migračním vlnám docházelo například v pleistocénu. Toto klimaticky

nestabilní období, kdy se střídaly doby ledové a meziledové, výrazně ovlivňovalo přirozené šíření druhů včetně výskytu jejich refugií (Hewitt 1996; Keeling and Stephens 2001). Přežívání druhů v období glaciálu bylo zajištěno jižními refugii (např. refugia *Fagus sylvatica* L. v Itálii či Řecku nebo refugia *Picea abies* subsp. *abies* ve Francii či severní Itálii) (Lagercrantz and Ryman 1990; Pott 1997; Taberlet et al. 1998; Lehsten et al. 2014), odkud pak druhy migrovaly v dobách meziledových (Rybníček and Rybníčková 1994). V současné době je ovšem působením globalizačních aspektů (mezinárodní obchod, migrace osob) většina biologických invazí antropogenního původu (MMF 2002; Pyšek et al. 2002; Mlíkovský 2006b).

V důsledku nezastavitelné ekonomické globalizace se počty neofytů zvyšují a lze předpokládat, že se vzhledem k rozvíjejícímu se obchodu na globální úrovni budou zvyšovat i nadále (Plesník 2017). Druhy lze rozdělit na úmyslně a neúmyslně zavlečené. Největší procento druhů bylo do ČR úmyslně zavlečeno jako druhy okrasné (53,3 %), pro potravinářské účely (15,5 %) a pro lékařské účely (10,3 %). Další druhy pak byly do ČR úmyslně introdukovány např. jako krmivo, pro krajinářské účely, pro medonosné účely nebo jako efektivnější zdroj olejů či dřeva, než jaký poskytují druhy původní (Pyšek et al. 2002). Nelze s jistotou predikovat, které druhy neofytů budou v území figurovat jen jako druhy dočasně zavlečené, které znaturalizují a ze kterých se stanou opravdu invazní druhy s významným impaktem na přirozená společenstva (Pyšek et al. 2012a). Dle takzvaného „Tens rule“ (tedy Pravidla deseti) ale platí pro řadu skupin živočichů a rostlin statistická závislost, dle které se jeden z deseti zavlečených druhů objeví ve volné přírodě jako zavlečený nebo přechodně zavlečený. Jeden z deseti těchto druhů znaturalizuje a jeden z deseti znaturalizovaných se stane invazním (Williamson and Fitter 1996). Konkrétně se tedy nejedná vždy o přesných 10%, ale o rozmezí 5 – 20 %, v závislosti na přesnosti dat a stupni invaze (Williamson and Fitter 1996; Richardson and Pyšek 2006). V novějších výzkumech se pak ukázalo, že počty u zavlečených a znaturalizovaných druhů jsou ještě vyšší (Pyšek et al. 2012a).

První významnější zmínku o invazních druzích lze nalézt v knize *Géographie botanique raisonnée* Alphonse de Candolla, botanika francouzsko-švýcarského původu. Všiml si, že nepůvodní druhy, které znaturalizovaly, pocházejí častěji z rodů nezastoupených ve flóře invadovaného území (Pyšek and Sádlo 2004). Tuto domněnku poté rozpracoval Charles Darwin a později vešla ve známost jako Darwinova naturalizační hypotéza. Dílo, které položilo základy oboru invazní

ekologie, vzniklo ale až v roce 1958. Autorem knihy *The Ecology of Invasions by Animals and Plants* byl Charles Sutherland Elton, britský ekolog a zoolog (Richardson 2011; Pyšek 2018).

Úspěšná invaze probíhá obvykle v několika fázích. Nejprve dojde ke zplanění druhu, poté nastává takzvaná lag-fáze neboli období klidu. V této době se druh adaptuje na lokální podmínky. Po lag-fázi dochází k exponenciálnímu růstu a šíření. Celý proces je pak završen obsazením příhodných stanovišť. Přičemž platí, že čím méně je introdukcí, tím je lag-fáze delší. U každého druhu jsou ale jednotlivé fáze různě dlouhé (Pyšek and Hulme 2005).

Dle Richardsona et al. (2000b) je invaze procesem, při němž musí organismus překonávat různé bariéry – jak abiotické, tak biotické. Při samotné **introdukcí** překonává druh za pomoci člověka geografickou bariéru, po překonání geografické bariéry se druh tedy stává introdukovaným. Pokud se druh v novém území začne vegetativně či generativně rozmnožovat, ale jeho populace nejsou v nových podmínkách schopny dlouhodobě fungovat a jeho přežívání je tak závislé na opakovaném přísunu diaspor v důsledku lidské činnosti, jedná se o druh **přechodně zavlečený** (Richardson et al. 2000b; Pyšek et al. 2008). Pokud dojde k tomu, že se druh přizpůsobí environmentálním bariérám prostředí, je schopný dlouhodobě přežít a pravidelně se rozmnožovat (tedy je překonána i reprodukční bariéra), lze druh označit za **naturalizovaný**. Aby mohl druh invadovat další stanoviště, je nutné překonání bariéry šíření v rámci nového areálu. Druh musí být navíc schopný se vyrovnat s podmínkami abiotického prostředí a také se stávajícími druhy (Richardson et al. 2000b). Mnohé nepůvodní druhy poté začnou invadovat disturbovaná polopřirozená společenstva. Invaze úspěšně vyspělých stádií je totiž náročnější, protože závisí i na dalších faktorech (Richardson et al. 2000b; Richardson et al. 2000a). Richardsonova teorie může dobře popisovat rostlinné invaze, nehodí se však pro invaze zoologické, těmi se naopak zabýval ve své práci už čtyři roky předtím Mark Williamson. Williamson definuje sérii stádií, kterými musí organismus projít, aby se stal úspěšným invazním druhem, přičemž klade velký důraz na počet propagulí (popř. semen, rozmnožujících se jedinců; Williamson 1996; Williamson and Fitter 1996). Problémem těchto koncepcí je tedy, jak už bylo zmíněno, to, že Richardsonova nazírá invaze spíše z hlediska botanického, zatímco Williamsonova ze zoologického.

Komplexní moderní rámec biologických invazí poskytla až práce Blackburna et al. 2011, který integroval výše zmíněné koncepty do jednoho rámce aplikovatelného na všechny druhy invazí. Vznikl tak koncept stádií oddělených bariérami, kdy musí organismus překonat bariéry (socioekonomické, geografické, ekologické, přidal navíc bariéru chovu v zajetí/kultivace), poté následuje další stádium invaze definované dle populačně ekologických kritérií (Blackburn et al. 2011).

Většina ekosystémů se stává čím dál více náchylnými k rostlinným invazím. Jedním z důležitých faktorů, proč tomu tak je, je šíření mutualistických organismů v důsledku působení člověka. Tyto organismy (houby, opylovači, bakterie) spolu s dalšími změnami jako jsou disturbance nebo změny ve výživném režimu půdy, rostlinné invaze značně usnadňují (Richardson et al. 2000a).

### **3.1.1 Definice pojmů invazní ekologie**

V invazní ekologii existuje několik základních pojmů. Jejich správné vymezení je pro popis invazí nezbytné. Články, zabývající se terminologií, operují s pojmy dost často odlišně. Už k samotné definici invazního druhu přistupují autoři několika způsoby. Richardson et al. (2000) nazývá například invazními druhy ty, které překonaly bariéry a v nové území jsou schopny se šířit a produkovat plodné potomstvo, tedy bez konotace k jakémukoli vlivu. K úplnému sjednocení pojmů invazní ekologie, tak aby byly použitelné jak pro invaze rostlinné, tak i pro živočišné, došlo až (v již výše zmíněné) práci Blackburna et al. 2011.

V této práci je termín **invazní druh** použit dle Katalogu nepůvodních druhů ČR (Mlíkovský 2006a), tedy ve smyslu „nepůvodního druhu, jehož introdukce a/nebo šíření ohrožuje biologickou diverzitu.“

U další terminologie pak vychází tato práce z Návrhu české terminologie vztahující se k rostlinným invazím (Pyšek et al. 2008):

**Archeofyt** – druh zavlečený v období mezi počátkem neolitického zemědělství a rokem 1500

**Expanze** – proces šíření původního druhu,

**Impakt** – ekologické, ekonomické a sociální důsledky invaze, ovlivňující biodiverzitu, fungování ekosystémů a společenské hodnoty včetně lidského zdraví,

**Invaze** – proces šíření nepůvodního druhu zahrnující různá stadia, tj. od přechodného zavlečení po invazi v užším slova smyslu,

**Invazibilita** – vlastnost společenstva, stanoviště, biotopu nebo území, vyjadřující náchylnost či rezistenci vůči invazi, odhlédneme-li od vlivu přísunu diaspor

**Invazivnost** – vlastnost druhu; schopnost invadovat,

**Naturalizovaný druh** – zavlečený druh, který se v území pravidelně rozmnožuje po dlouhou dobu a nezávisle na činnosti člověka

**Neofyt** – druh zavlečený po roce 1500

**Nepůvodní druh** – druh, který se do území dostal v důsledku činnosti člověka z území, ve kterém je původní, anebo přirozenou cestou z území, ve kterém je nepůvodní

**Nepůvodní, sekundární areál** – oblast druhotného rozšíření, do které byl druh zavlečen

**Přechodně zavlečený druh** – druh, jehož přežívání v území závisí na opakovaném přísunu diaspor v důsledku lidské činnosti, pokud se rozmnožuje mimo kulturu, pak pouze přechodně

**Původní druh** – druh, který v území vznikl, nebo se na něj dostal bez přispění člověka z území, kde je původní

**Původní, primární areál** – oblast původního rozšíření

**Zavlečení, introdukce** – úmyslný nebo neúmyslný přenos druhu do oblasti mimo jeho původní areál

**Zplanění** – rozšíření záměrně pěstovaného druhu mimo zahradní, zemědělské nebo lesní kultury

### **3.1.2 Faktory ovlivňující invazní úspěšnost rostlin**

Invazní úspěšnost rostlin je určována mnoha faktory (Williamson and Fitter 1996). Rostliny se dostávají mezi druhy, s nimiž nemají společnou evoluční minulost – nemají tedy v novém prostředí tak silné konkurenty ani přirozené nepřátele, jako v původním areálu. Nepůvodní druhy se mohou také lépe prosadit z důvodu absence druhů s podobnými vlastnostmi v nové lokalitě, mohou mít též specifické vlastnosti (trny,



jedy, alelopatické látky, jednoduchý životní cyklus, vysoká plodnost, lépe klíčí, jsou euryekní apod.), které jim umožňují lepší schopnost konkurence a obrany proti herbivorům či patogenům. V neposlední řadě závisí na vlastnostech osidlovaných území (jejich sukcesním stádiu, existenci volných nik atd.) (Prach et al. 2008; Skálová et al. 2014).

Za velmi důležitý faktor ovlivňující invazní úspěšnost je považován přísun dostatečně velkého množství diaspor. I u relativně odolného společenstva může dojít při velkém přísunu diaspor k invazi. Vysoká plodnost spolu s určitou odolností organismu nepříznivým podmínkám je tedy také jednou z významných vlastností, která má vliv na úspěšnost invaze (Williamson and Fitter 1996; Simberloff 2009)

Nicméně překonání abiotických a biotických bariér (kap. 3.1 Biologické invaze; Richardson et al. 2000b) a velké množství diaspor (Williamson and Fitter 1996; Simberloff 2009) nemusí být jedinými hlavními faktory, na nichž je naturalizace a následná invaze druhu v novém areálu závislá. Velkou roli hraje také proměnlivost abiotických a biotických podmínek. Odolnost abiotického prostředí vůči invazi se může v čase významně měnit, což poskytuje nepůvodním druhům občasný prostor pro to snadněji znaturalizovat i při menší dotaci diaspor (Collinge et al. 2011). U biotických faktorů je ještě větší pravděpodobnost proměnlivosti v čase a prostoru vzhledem k tlaku herbivorů, disturbancím a proměnlivé vitalitě rostlin. Stejně jako u podmínek abiotických určuje proměnlivost biotických podmínek to, jak snadno dojde k naturalizaci druhu, tedy jestli k naturalizaci bude potřeba velké množství diaspor, nebo jich stačí výrazně méně (D Antonio et al. 2001). Další faktory, jako je vliv herbivorů a patogenů nebo klimatické extrémů, se snažil ve svém modelu invazibility druhu zohlednit také Lonsdale (1999). V základním konceptu předpokládá, že invazní úspěch určitého druhu závisí na šíření, uchycení a přežití. Ve svém modelu tedy zohledňuje konkurenční tlak v místě původních druhů, vliv herbivorů a patogenů, nepříznivé vnější vlivy a špatné přizpůsobení nepůvodnímu společenstvu.

Jak již bylo zmíněno výše, úvahy o naturalizaci nepůvodních druhů zahrnul do svého díla i Charles Darwin. Ve své knize *On the Origin of Species by Means of Natural Selection* se snažil předpovědět, které nepůvodní druhy znaturalizují a které nikoli. Darwinova naturalizační hypotéza předpokládá větší invadovanost ve fylogeneticky diverzifikovaných společenstvech (Darwin 1859), což některé studie

(Rejmánek and Richardson 1996) potvrzují. Opakem této teorie je teorie environmentálního filtrování, která předpokládá větší náchylnost k invazím u funkčně a fylogeneticky homogenních společenstev (Daehler 2001; Lososová et al. 2015) a studií dokazující spíše pravdivost environmentálního filtrování je více. Pravděpodobně ale existují společenstva, pro která Darwinova naturalizační hypotéza platí, nelze ale aplikovat plošně (Richardson and Pyšek 2006). Kromě těchto obecných faktorů hraje roli v invazním procesu i historický vliv člověka v území, geografická pozice, izolovanost území (Chytrý and Pyšek 2008).

Jak je ale uvedeno již v kapitole 3.1, v první řadě je důležité si uvědomit, že úspěšné invazní druhy jsou jen zlomkem všech zavlečených druhů (Williamson and Fitter 1996; Pyšek et al. 2012a).

### **3.1.3 Vliv na původní společenstva a stanoviště**

Nepůvodní druhy, které dosáhnou velké početnosti a stanou se dominantními druhy ekosystému, mohou potenciálně ovlivňovat původní druhy a jejich populační dynamiku, což se projeví na struktuře rostlinného společenstva a na celkovém fungování ekosystému (Levine et al. 2003; Vilà and Weiner 2004; Pyšek et al. 2012b).

Vliv invazních rostlin na původní společenstva může být různorodý, nezáleží totiž jen na impaktu zavlečených druhů, velkou roli hrají také charakteristiky původního společenstva a prostředí (D Antonio et al. 2001; Ehrenfeld 2010). Jednotlivé studie také používají různé parametry hodnocení vlivu, ať už na úrovni druhů, společenstev nebo celých ekosystémů (Parker et al. 1999; Vilà and Weiner 2004).

Invazní druhy rostlin redukují svým působením místní druhovou diverzitu (Pyšek et al. 2012b). Vliv invaze na původní společenstva rostlin se ukázal jako významný už na počátku invaze, na rozdíl od vlivu na koloběh živin, který je detekovatelný v pozdější fázi invaze (následuje až po ovlivnění původního rostlinného společenstva). Silně dominující nepůvodní druhy mohou způsobovat změny na úrovni druhů, společenstev i celých ekosystémů, což výrazně ovlivňuje ekosystémové služby (Binimelis et al. 2008; Vilà et al. 2010; Vilà et al. 2011). Rostlinné invaze často ovlivňují biomasu celého ekosystému. Existují v zásadě tři základní odpovědi rostlinného společenstva na invazi v souvislosti s přírůstkem biomasy. Pokud invaze *neovlivní* rostlinnou biomasu, může být považována za kompetici o zdroje (i druh, který zprvu produkuje pouze malé množství rostlinné biomasy, může postupem času

přerůst původní druhy). Když invaze výrazně zvýší produkci biomasy, pravděpodobně je invadující druh schopen tolerovat podmínky, které tvoří druhy původní a produkovat další biomasu. Tento nárůst může být umožněn diferenciací nik nebo kompetičním potlačením ostatních druhů v kombinaci s vysoce produktivním růstem invadujícího druhu. Jestliže invaze množství biomasy *sníží*, může to být například vlivem zvláštních vlastností, které mění prostředí, a tak původním druhům nepřímo škodí – např. alelopatie (Murrell et al. 2011), nebo kompetice o světlo, kdy invadující druh zastíní původní druhy, ale přitom sám nemá výrazné přírůstky biomasy (např. v důsledku nepříznivých půdních podmínek; Vilà and Weiner 2004; Vilà et al. 2011).

Při obecném pojetí vlivu invazí můžeme impakt invadujícího druhu měřit dle několika úrovní. *Efekt na jednotlivce* se často projevuje změnách v reprodukci jedinců nebo například sníženým nárůstem biomasy, u živočichů může dojít i ke změně chování (Brown and Moyle 1991). *Vlivy na genetickou strukturu populace* mohou být přímého nebo nepřímého charakteru. Nepřímé efekty mění podmínky přirozeného výběru nebo genový tok v rámci původní populace, přímo může invadující organismus působit prostřednictvím hybridizace či introgrese (Baumel et al. 2003; Castillo et al. 2010). Dalším možným impaktem je také *působení na populační dynamiku*. Invazní druh může způsobit například změny v abundanci populací některých druhů, v extrémním případě může vést invaze až k úplnému vyhynutí populace (Murray et al. 1988; Clavero and García-Berthou 2005; Wright et al. 2007). *Vliv na společenstvo* může mít různé podoby, velmi dobře měřitelný a často i viditelný je pokles diverzity společenstva nebo změna druhového složení (Holmes and Cowling 1997; Pyšek et al. 2012b). V případě větších invazí může dojít k ovlivnění procesů na úrovni celého ekosystému, což způsobují například změny v dostupnosti zdrojů (potravy, prvků, vody...) či například také změny disturbančního režimu (D'Antonio and Vitousek 1992; Mack and D'Antonio 1998).

Není žádoucí označovat veškerý vliv nepůvodních druhů a priori za špatný, je spíše důležité snažit se impakt na společenstva či populace v konkrétních společenstvech definovat, ideálně porovnat situaci před invazí a po ní, a zvážit, zda druh nepomohl vytvořit nový ekosystém, který může například díky novým mutualistickým vztahům nebo zvýšením množství původních druhů pomoci zlepšit ekosystémové služby (Schweiger et al. 2010; Pyšek et al. 2012b).

## 3.2 Ekologie studovaných taxonů křídlatek (*Fallopia*)

### 3.2.1 Původ a současné rozšíření v České republice

Křídlatky pocházejí z jihovýchodní Asie a do Evropy byly zavlečeny na konci 19. století jako okrasné rostliny. Každý z taxonů, které jsou u nás invazní, má ale původ v jiné její části (Dommanget et al. 2016).

*Fallopia japonica* Houtt. var. *japonica* (dále jen *F. japonica*) byla poprvé popsána Martinem Houttuynem v roce 1777 (Houttuyn et al. 1777), ze sušeného materiálu poslaného z Japonska Carlem Peterem Thunbergem (Bailey and Conolly 2000). Houttuyn rostlinu v knize *Natuurlijke Historie of uitvoerige Beschryving der Dieren, Planten en Mineraalen* nejen slovně popsal, přidal také přesné nákresy listů a květů.

Jako původní areál tohoto druhu jsou uváděny Japonsko, Korejský poloostrov, Čína a Taiwan (Chrtek 1990; Beerling et al. 1994). Sekundární areál tohoto druhu zahrnuje Severní Ameriku, Austrálii, Nový Zéland a Evropu (Beerling et al. 1994).

V roce 1847 *F. japonica* získala od utrechtské zemědělské a zahradnické společnosti zlatou medaili jako nejzajímavější nová okrasná rostlina roku, prodejní katalogy ji popisovaly jako rostlinu vynikající svou velkou silou, kterou lze využít jak pro okrasné, tak pro lékařské, krmné a další účely. Do Evropy byla úmyslně zavlečena Philippem von Sieboldem, nizozemským zahradníkem ve 40. letech 19. století, přímo do jeho vlastní zahradnické společnosti, odkud se pak šířila jako okrasná rostlina do dalších zemí. Pokus o zavlečení do Evropy proběhl ale už v roce 1825, kdy byla rostlina dovezena do zahrady k významné palladiánské budově Chiswick House v západním Londýně. Jelikož byla ale zasazena do umělé bažiny, uhynula, aniž by se stihla rozmnožit (Bailey and Conolly 2000).

První herbářová položka *F. japonica* v České republice pochází z roku 1883, sbírána byla v parku v jihočeských Netolicích Antonínem Weidmannem. Na začátku 20. století pocházela většina rostlin *F. japonica* v Česku z výsadeb, jen zřídka docházelo ke zplaňování. Velký vliv na následnou expanzi měl ale běžný prodej v několika zahradnictvích v meziválečném období (Mandák et al. 2004).

V sekundárním areálu je *F. japonica* rozlišovaná na dvě variety, na *F. japonica* var. *japonica* a *F. japonica* var. *compacta* Moldenke. *F. japonica* var. *compacta* byla v ČR

nalezena zplanělá pouze ve třech případech, navíc nevykazuje invazní charakter (Hlaváček et al. 1996; Mandák et al. 2004).

Původní areál rozšíření *Fallopia sachalinensis* (F. Schmidt) Nakai (dále *F. sachalinensis*) zahrnuje jižní Sachalin, ostrovy Hokkaido, Honšu a jihokorejský ostrov Ullung-do (Bailey and Conolly 2000; Mandák et al. 2004). Do Evropy byl tento druh zavlečen vícekrát. Poprvé ze Sachalinu v roce 1855 doktorem Heinrichem Weyrichem, poté v roce 1863 Friedrichem Schmidtem a Peterem von Glehnem, také ze Sachalinu. V roce 1864 dovezl *F. sachalinensis* Carl Johann Maximowicz, z japonských ostrovů. Všechny tyto rostliny se dostaly do botanické zahrady v Petrohradu, odkud se později rozšířily do dalších evropských botanických zahrad (Bailey and Conolly 2000). Sekundární areál rozšíření *F. sachalinensis* je podobný areálu rozšíření *F. japonica*, zahrnuje Evropu a Severní Ameriku (Mandák 2006b).

První herbářová položka *F. sachalinensis* v České republice pochází z roku 1921, byla sbírána nedaleko města Kolín ve středních Čechách Vojtěchem Vlachem (Mandák et al. 2004).

*Fallopia ×bohemica* Chrtek et Chrtková je křížencem *F. japonica* a *F. sachalinensis*. Primární areál tohoto druhu se sice nachází pravděpodobně někde v místě překryvu areálů druhů *F. japonica* a *F. sachalinensis* na ostrovech Hokkaido a Honšu, kde byl výskyt potvrzen (Bailey 2003), není však doposud dobře známý (Mandák 2006a). Sekundární areál zahrnuje Evropu a Severní Ameriku (Mandák 2006a).

V britských zahradách je kříženec pěstovaný s jistotou od roku 1872, jelikož právě z tohoto roku pochází herbářová položka sbírky muzea v Manchesteru. Místem sběru této položky byla botanická zahrada v Manchesteru (Bailey and Conolly 2000).

V České republice pochází nejstarší herbářová položka z roku 1950, kdy ji sebral Josef Dostál v botanické zahradě Karlovy univerzity v Praze. Poprvé byl kříženec popsán až v roce 1983 českými autory (Chrtek and Chrtková 1983). K dřívějšímu popisu nedošlo pravděpodobně z důvodu morfologické podobnosti s *F. sachalinensis* (Bailey and Conolly 2000; Mandák et al. 2004).

### 3.2.2 *Rozmnožování křídlatek*

Křídlatky se v Evropě rozmnožují převážně vegetativně. Využívají k tomu svou dobrou schopnost regenerace z oddenků nebo z úlomků oddenků a lodyh (Bímová et al. 2003; Pyšek et al. 2003; Sásik and Elias 2006; Bailey et al. 2009; Schiffler and Essl 2016), tato schopnost je velmi vysoká, dokáží regenerovat úlomků oddenků, které váží méně než 0,7 g (Brock and Wade 1992). Regenerace z úlomků oddenků a lodyh se mezi třemi invazními taxony liší, zatímco *F. japonica* a *F. ×bohemica* regenerují lépe z oddenku, *F. sachalinensis* projevila lepší regeneraci z lodyhy (Bímová et al. 2003; Pyšek et al. 2003). Vegetativní rozmnožování nezanedbatelně zvyšuje invazní potenciál křídlatek (Pyšek et al. 2003).

I když má tento druh nepohlavního rozmnožování své výhody (rychlost, dostupnost zásobních látek, efektivita), má samozřejmě velkou nevýhodu v genetické uniformitě potomstva. Genetickou variabilitu křídlatky tedy mohou získat generativním rozmnožováním (Bzděga et al. 2012).

*Fallopia. japonica* byla do Evropy zavlečena jednou, dostala se sem jedna samičí mateřská rostlina, v sekundárním areálu se tedy v důsledku nepřítomnosti samčí rostliny nemůže rozmnožovat generativně (Beerling et al. 1994; Bailey and Conolly 2000; Hollingsworth and Bailey 2000b). *F. sachalinensis* má v porovnání s *F. japonica* v Evropě genetickou diverzitu vyšší, což může být důsledek generativního rozmnožování, neboť samčí rostliny v Evropě přítomné jsou (Bzděga et al. 2012), ale také to může být způsobeno více introdukcemi z různých areálů (Bailey and Conolly 2000; Hollingsworth and Bailey 2000a; Mandák et al. 2004). Nejvyšší genetickou diverzitu v Evropě vykazuje kříženec *F. ×bohemica*, jelikož může vzniknout při opylení květů *F. japonica* pylem z *F. sachalinensis*. Kříženec se navíc také zpětně kříží s rodičovskými taxony. Generativním rozmnožováním může *F. ×bohemica* postupem času získat výraznou konkurenční výhodu a invazní potenciál tohoto druhu tak narůstá (Bailey et al. 2009; Parepa et al. 2014).



Obrázek 1 – Semena *F. japonica* (lokalita Plzeň – Lobzy, prosinec 2018).

### 3.2.3 Fenologie

Fenologie všech tří invazních taxonů křídlatek je dost podobná. Prýty vyrážejí na konci dubna, maximální výšky rostliny dosahují v červnu. Kvetení probíhá na konci léta (srpen, září). Vegetační sezóna končí prvními mrazy, kdy hynou nadzemní části rostliny. Zimní období pak rostliny přežívají díky rozsáhlému oddenkovému systému, do kterého si ukládají asimiláty. Ke zvýšené translokaci asimilátů do oddenkového systému dochází v podzimním období, čehož se někdy využívá při aplikaci herbicidů (Beerling et al. 1994; Horn 1997; Šrubař 2006).

Začátek vegetační sezóny je závislý na klimatických podmínkách. V důsledku čehož může dojít k tomu, že prýty začnou rašit za klimaticky příznivých podmínek v brzké sezóně, poté se objeví jarní mrazíky a rostliny umrznou (Beerling et al. 1994).





Obrázek 2 – Uhynulé prýty *F. japonica* v zimním období; fotografie ilustruje částečně i sociální problémy spojené s invazemi rostlin (lokalita Plzeň, prosinec 2018).

### 3.2.4 Invadovaná stanoviště

Křídlatky se vyskytují většinou na synantropních stanovištích, velmi často se šíří podél



Obrázek 3 – Navážka obsahující oddenky *F. japonica* byla použita jako inertní odpad při výstavbě gabionu (lokalita Plzeň – Lobzy, prosinec 2018).

břehů řek, železnic a silničních komunikací, vyhledávají živinami bohatší stanoviště s pravidelným disturbančním režimem a brzy po jejich obsazení se stávají rychle rostoucím kompetitorem původních druhů. Bývají navíc pěstované v parcích a zahradách, odtud také často zplaňují (Chrtek 1990; Beerling et al. 1994; Brabec and Pyšek 2000; Mandák et al. 2004; Lamberti-Raverot et al. 2017). Konkurenční vliv křídlatek na původní vegetaci je opravdu výrazný. Křídlatky vytváří husté zapojené porosty, které neumožňují kvůli svému rychlému růstu a extrémnímu zastínění

výskyt téměř žádných jiných bylinných druhů, představují tedy významné ohrožení diverzity rostlinných společenstev, především aluviálních (Bímová et al. 2004; Vilà and Weiner 2004; Murrell et al. 2011; Braun et al. 2016).



Dle studie Maurel et al. (2010) ovlivňuje kromě druhové diverzity přítomnost křídlatek také složení půdního horizontu. Na místech, kde se vyskytovala *F. japonica*, byla zjištěna mnohem větší vrstva A-horizontu a tmavší vrstva organického horizontu. Je to způsobeno pravděpodobně každoroční masivní produkcí nadzemní biomasy a dlouhotrvající produkcí biomasy podzemní. Opad z *F. japonica* se navíc rozkládá velice pomalu, a tak dochází k hromadění tlusté vrstvy spadaného materiálu (Maurel et al. 2010).



Obrázek 4 – *F. ×bohemica* invadující zemědělskou půdu; v důsledku invaze (a špatných klimatických podmínek) byla téměř celá úroda zničena (lokalita Nové Jirny, září 2018).



Obrázek 5 – *F. ×bohemica* invadující zemědělskou půdu; bližší pohled na zničenou úrodu kukuřice (lokalita Nové Jirny, září 2018).

### 3.3 Legislativní opatření

Legislativa zabývající se invazními druhy je v rámci veterinárních a rostlinolékařských zákonů řešena již několik desetiletí (např. Mezinárodní úmluva o ochraně rostlin z roku 1952). Pojednává ale o hospodářských dopadech druhů působících například škody v zemědělství. Teprve v 90. letech 20. století se zaměřila v rámci mezinárodních úmluv pozornost také na druhy, které nemají sice významný hospodářský dopad, mají ale vliv na ekosystémové služby.

Jedním z nejvýznamnějších dokumentů minulého století zabývajících se problematikou biologických invazí v kontextu ekosystémových služeb je Úmluva o biologické rozmanitosti (Convention on Biological Diversity) z roku 1992, v které se země zavazují zabránit zavlečení nepůvodních druhů. Pokud už k zavlečení dojde, jsou povinny kontrolovat či zcela eradikovat ty neofyty (druhy zavlečené po roce 1500), které ohrožují ekosystémy, stanoviště nebo původní druhy (United Nations 1992). Dnešní legislativa v této oblasti je sice obsáhlejší, pořád je ale nedostatečná (Kap. 3.3.1 a 3.3.2), vezmeme-li v úvahu, o jak důležitou problematiku jde. Unijní právo je v této otázce dost obecné (podrobněji v Kap. 3.3.1), z tohoto důvodu je pro konečnou volbu správných opatření nezbytné doplnění unijní legislativy tou státní.

#### 3.3.1 Evropská legislativa

Do roku 2015 platila pro území Evropské unie (EU) jen velmi obecná právní úprava v rámci směrnic *2009/147/ES* – „O ptácích“ a *92/43/EHS* – „O stanovištích“, které ukládají zabezpečit ochranu nejcennějším druhům a typům stanovišť na úrovni EU a přijmout předpisy, kterými by se řídilo vysazování některých původních druhů živočichů a rostlin do původních areálů rozšíření a případné vysazování nepůvodních druhů (ES 1992; EP 2009). Významným krokem tak bylo až *Nařízení Evropského parlamentu a Rady (EU) č. 1143/2014 ze dne 22. října 2014 o prevenci a regulaci zavlékání či vysazování a šíření invazních nepůvodních druhů*, které nabylo platnosti v roce 2015 (EC 2014). Po implementaci nařízení byl v rámci jednání vypracován seznam invazních nepůvodních druhů s významným dopadem na Unii (Unijní seznam), na nějž je většina povinností Nařízení č. 1143/2014 vázána. Druhy na Unijním seznamu musí být nepůvodní v celé Evropské unii, dále musí mít schopnost šířit se a přežívat v oblasti zahrnující území alespoň dvou států a lze u nich předpokládat závažný nepříznivý dopad na biologickou rozmanitost, zdraví lidí či ekonomiku. Seznam čítal 37 druhů planě rostoucích rostlin a volně žijících živočichů

a byl publikován v srpnu 2016 jako *Prováděcí nařízení Komise (EU) 2016/1141*, rok nato bylo do seznamu přidáno dalších 17 druhů. V současné době tedy unijní seznam čítá 49 druhů, mezi nimiž ale chybí mnoho invazních druhů vyskytujících se na našem území, včetně křídlatek (EC 2016).

### 3.3.2 *Legislativa České republiky*

V české legislativě byla dosud problematika nepůvodních druhů řešena dosti obecně, v § 5 odst. 4 zákona č. 114/1992 Sb. o ochraně přírody a krajiny. Zde je v podstatě řečeno jen to, že záměrné rozšíření geograficky nepůvodního druhu na území České republiky je možné jen s povolením orgánu ochrany přírody. Větší regulace je u zvláště chráněných území, kde je vysazování těchto druhů (s některými výjimkami) zakázáno. Další část legislativy, týkající se invazních druhů je možno nalézt v zákoně č. 326/2004 Sb. o rostlinolékařské péči a o změně některých souvisejících zákonů. Tento zákon je ještě doplněn právně závazným seznamem invazních druhů rostlin, který je stanoven vyhláškou 215/2008 Sb. o opatřeních proti zavlékání a rozšiřování škodlivých organismů rostlin a rostlinných produktů. Je však třeba si uvědomit, že zákon o rostlinolékařské péči a vyhláška, která jej provádí, jsou dokumenty zabývající se invazními rostlinami z hospodářského a lékařského hlediska, tudíž jako celek sledují jiné cíle než zachování ekosystémových služeb a biodiverzity.

Invazních druhů se okrajově týkají i některé další české předpisy:

- zákon č. 449/2001 Sb. o myslivosti,
- zákon č. 99/2004 Sb. o rybníkářství, výkonu rybářského práva, rybářské strážní, ochraně mořských rybolovných zdrojů a o změně některých zákonů (zákon o rybníkářství),
- zákon č. 254/2001 Sb. o vodách a o změně některých zákonů (vodní zákon) a
- zákon č. 289/1995 Sb. o lesích a o změně některých zákonů (lesní zákon).

Součástí české legislativy jsou i zákony, které sice invazní druhy přímo nezmiňují, ale přesto se dají na tuto problematiku vztáhnout (např. zákon č. 123/1998 Sb. o právu na informace o životním prostředí).

Nařízení č. 1143/2014 se samozřejmě do našeho právního řádu díky přímé aplikovatelnosti dostalo, je však třeba zajistit i jeho začlenění do národní legislativy a stanovení prováděcích podrobností pro naše území. Nařízení se seznamem čítajícím pouze část druhů, které svými invazemi ohrožují území našeho státu, nemůže být ale

dostatečným podkladem pro řešení invazí v Česku. Unijní seznam obsahuje totiž pouze ty invazní druhy, které mají významný dopad na celou Unii. V současné době tedy unijní seznam obsahuje 49 druhů (EC 2016), chybí mezi nimi ale mnohé významné invazní druhy vyskytujících se na našem území, např. křídlatky, norek americký, trnovník akát či karas stříbřitý (Pergl et al. 2016). Nařízení ale přímo uvádí možnost vytvoření seznamu invazních nepůvodních druhů s významným dopadem na příslušný členský stát (EC 2014).

Za velký krok kupředu v legislativní otázce řešení invazí v Česku může být považován seznam prioritních invazních druhů pro ČR vytvořený na popud MŽP profesorem Janem Perglem a jeho spolupracovníky – Černý, šedý a varovný seznam významných nepůvodních druhů v České republice (Pergl et al. 2016). Proti seznamu se ale ozvali zástupci některých spolků – myslivců, rybářů, včelařů... Tito seznam ve svém prohlášení označují za přehnaný, vadí jim, že jeho vytvoření nebylo se spolky konzultováno a o některých druzích ze seznamu tvrdí, že jsou hospodářsky významné a užitečné a že se dávno staly součástí české krajiny a přírody (ČMMJ et al. 2016; ČMMJ et al. 2019).

### ***3.3.3 Černý, šedý a varovný seznam významných nepůvodních druhů v České republice***

Při zpracování seznamu vycházeli autoři zvláště ze seznamů nepůvodních druhů rostlin (Pyšek et al. 2012a) a živočichů (Šefrová and Laštůvka 2014) na území České republiky. Hodnocení druhů probíhalo i s ohledem na jejich aktuální stav populace, historii druhu na našem území, obývané habitaty, vliv na životní prostředí – to vše ale s přihlédnutím k socioekonomickým faktorům. Systém tedy rozděluje druhy do několika skupin – seznamů.

Černý seznam obsahuje invazní druhy, u kterých je zaznamenán výrazný negativní vliv, které ohrožují ekosystémy a stanoviště a měly by být eradikovány. Do šedého seznamu byly zařazeny druhy s menším vlivem, u nichž je žádoucí pravidelný monitoring a zvážení lokálního managementu. Varovný seznam obsahuje druhy, které by se v blízké budoucnosti mohly rozšířit na území České republiky a u nichž je doporučen monitoring a případný management vzhledem k jejich možnému budoucímu negativnímu působení (Pergl et al. 2016).

Seznam je tedy dobrým odborným podkladem pro připravovanou novelu zákona 114/1992 Sb, která by měla mimo jiné zajistit začlenění nařízení Evropské unie 1143/2014 a pomoci rozlišit priority v otázce nakládání s invazními (a vlastně všemi nepůvodními) druhy (Görner 2018).

### **3.4 Používané metody eradikace**

Vliv invazního taxonu křídlatek (*Fallopia japonica.*, *F. sachalinensis* , *F. ×bohemica*) na ekosystém může být klíčový (kapitola 3.2.4 Invadovaná stanoviště). V boji s invazními taxony křídlatek nebyl dosud nalezen postup, který by vedl k úplnému odstranění porostů a zároveň nevyžadoval aplikaci/kontrolu několikrát po sobě (často i více sezón). Celou problematiku navíc komplikuje fakt, že křídlatka velmi dobře regeneruje z lodyh i oddenků (Brock et al. 1995; Bímová et al. 2003; Sásik and Elias 2006; Schifflerthner and Essl 2016). Je velmi důležité zachytit počáteční stav výskytu v lokalitě, protože v případě, že se křídlatka na místě rozroste a utvoří větší zapojené plochy, je následná likvidace finančně náročná a mnohdy nemožná (Kroutil 2011, Schifflerthner and Essl 2016). Při volbě vhodného managementu je nutno také uvážit, že reakce invazních taxonů křídlatek na druh managementu mohou být rozdílné. Např. *F. ×bohemica* vykazuje vyšší odolnost vůči ořezu než její rodičovské taxony (Rouified et al. 2011).

#### **3.4.1 Aplikace herbicidu postřikem na list**

Metoda spočívá v rovnoměrné aplikaci herbicidu v souvislé vrstvě na listy rostliny. Herbicid může být aplikován postřikovačem nebo rosičem. U větších porostů je výhodnější použití motorového rosiče, u jednotlivých rostlin je lepší využít pístový ruční postřikovač. Je nutné dbát na to, aby byl herbicid aplikován rovnoměrně na celé ploše a aby byly zasaženy všechny listy. Nejčastěji používané jsou herbicidní látky s obsahem glyfosátu. Při aplikaci postřikem neplatí přímá úměrnost mezi koncentrací roztoku glyfosátu a účinností postřiku. Na koncentraci vyšší než 10 % reaguje totiž rostlina okamžitým shozem listů, nedojde tedy k transportu herbicidu ani v rámci lodyhy, ani do oddenkového systému (Barták et al. 2010). Velmi důležitým aspektem při aplikaci herbicidu je volba vhodného období pro postřik, v závislosti na fyziologickém období rostlin (Šrubař 2006). V zásadě existují dva hlavní přístupy –

aplikace v pozdním létě (na konci vegetačního období) a aplikace v průběhu vegetačního období.

U aplikace v pozdním létě dochází k postřiku kvetoucí rostliny. Po 14–30 dnech dochází ke kontrole ošetřeného území a v případě potřeby (přežití některých rostlin) je herbicid aplikován znovu. Tento postup se opakuje do úplného zničení porostu. Při postřiku je důležité postupovat v souladu s bezpečnostním listem používaného herbicidu (Barták et al. 2010). Aplikace na konci vegetační sezóny má tu výhodu, že rostlina se připravuje na zimu zatažením asimilátů do oddenkového systému. Tímto způsobem je herbicid dopraven přímo do zásobních orgánů (Šrubař 2006).

Při postřiku v průběhu vegetační sezóny (květen, červen), jsou ještě rostliny poměrně nízké (cca 1 m). Další postřik je pak doporučeno opakovat po 2 až 3 měsících (dle stavu lokality), dále dle potřeby. Tato metoda je ekonomicky výhodnější než aplikace na vzrostlé rostliny, neumožňuje však tak efektivní dopravu glyfosátu do oddenkového systému (Barták et al. 2010).

Aplikace glyfosátu na list může snížit počty životaschopných lodyh o 70–90 % (Soll et al. 2006). Obě metody aplikace herbicidu přímo na list jsou sice účinné, ale pouze v krátkodobém měřítku. Pro dosažení lepších výsledků je nutné postup opakovat několik sezón po sobě (Barták et al. 2010).

#### **3.4.2 Aplikace herbicidu vpichy do lodyh**

Nejčastěji používanou herbicidní látkou je u této metody také glyfosát. Aplikace je vhodná např. pro chráněné oblasti nebo citlivé oblasti, kde je žádoucí co nejmenší zatížení glyfosátem. Vzhledem k časové náročnosti se hodí spíše pro menší lokality. Aplikace se provádí za použití injekčních aplikátorů. Glyfosát se aplikuje vpichem do lodyh mezi nody ve spodní části lodyhy. Koncentrace použitého roztoku je vyšší než u aplikace na list (20–50 %) a celkový objem jedné dávky je cca 5 ml. Metoda se užívá u stonků většího průměru, minimálně 1,5 cm, u stonků menšího průměru není možné vpravit do lodyhy dostatečné množství herbicidu. Tato metoda je efektivní, v dalším roce však vyrostou slabé nebo špatně vyvinuté rostliny, které není možné injektovat a je tedy dobré tuto metodu kombinovat s postřikem na list (Crockett 2005; Barták et al. 2010). U 5 ml dávky 50% roztoku glyfosátu v prvním roce bylo touto metodou dosaženo v některých výzkumech až 95% efektivity (Hagen and Dunwiddie 2008; Delbart et al. 2012). Ač je jako její negativum často zmiňována

časová náročnost, v některých lokalitách může být výhodnější a při použití vhodných aplikátorů dokonce méně pracná než důkladný postřik na list (Delbart et al. 2012).

### **3.4.3 Aplikace do uříznutých lodyh**

Tato metoda spočívá v uříznutí celé rostliny, až na krátkou část lodyhy nad zemí (10–20 cm). Vhodné je uříznout rostlinu uprostřed internodia, vznikne pak prostor, do kterého lze roztok herbicidu nalít a nechat působit. Do takto připraveného zbytku rostliny se nalije asi 5–20 ml roztoku (dle délky zbytku lodyhy), ten by měl mít v případě glyfosátu 50% koncentraci. Tuto metodu je vhodné použít v pokročilé sezóně, kdy jsou rostliny vyšší než 120 cm. Pokud by k aplikaci došlo v rané fázi růstu, vede často pouze k částečnému úspěchu. V případě nutnosti opakování aplikace v další sezóně je opět nutné dbát na to, aby byly rostliny vyšší než 120 cm (Crockett 2005). V použití vhodné koncentrace se názory různí. Crockett (2005) doporučuje 50% roztok, Soll (2004) píše o neředěném herbicidu. Jelikož se jedná o málo rozšířenou metodu, pravděpodobně vzhledem k její pracnosti a časové náročnosti, je třeba více výzkumů, aby byla stanovena vhodná dávka a ředění roztoku glyfosátu.

### **3.4.4 Kosení**

Jedná se o postup likvidace bez užití herbicidu, což může být vhodné opět pro lokality v rámci chráněných území nebo pro ochranná pásma vodních zdrojů, kde není žádoucí užívání chemických látek. Pokud není tento postup užíván opakovaně a dlouhodobě, je málo účinný, vzhledem k již výše zmíněným regeneračním schopnostem křídlatek. Způsoby, jakými se kosení provádí, jsou různé – je možné použít kosy, mačety nebo křovinořezy. Křovinořezy jsou vzhledem k nejvyšší rychlosti práce nejčastější volbou. Navíc umožňují pokosit porost opravdu nízko u země, což je v případě této metody žádoucí. První seč je dobré provést v květnu, vzhledem k výšce porostu je v tomto období práce také snazší. Další kosení se pak odvíjí od frekvence růstu, je vhodné kosit vždy po dosažení optimální výšky 40 cm. V prvním roce může být výsledný počet sečí sedm až osm, v dalších letech je potřeba sečí méně (cca šest). Část sečí provádíme v období od května do června, další potom po letní „pauze“, do konce vegetační sezóny (Soll 2004; Barták et al. 2010). Rozložení sečí může být například čtyři seče v období od května do června a další tři (až čtyři) seče od konce léta do konce vegetační sezóny (Končecová et al. 2014). Dle Murrell et al. (2011) jedna seč může potlačit podzemní biomasu křídlatek až o 75 % a biomasu nových jedinců také o 75 %. Při třech sečích může dojít k ještě významnějšímu potlačení podzemní biomasy (až o 94 %) a biomasa

nových jedinců klesá až o 177 %. Schiffleithner and Essl (2016) ale naopak uvádějí, že jedna seč za rok akorát zvětšila velikost a hustotu porostu, růst byl dokonce větší než u porostů bez managementu. Existují i další varianty mechanické likvidace kosením, jedna z nich například využívá opakované kosení, po kterém následuje osázení lokality vrbami (Delbart et al. 2012).

Kosení je sice metoda citlivá k životnímu prostředí, je ovšem méně efektivní než metody využívající herbicidy, nevede k úplné eradikaci křídlatek. Navíc je kosení časově velmi náročné (Brabec and Pyšek 2000; Barták et al. 2010; Schiffleithner and Essl 2016).

#### **3.4.5 Spásání**

Alternativou ke kosení porostů křídlatky je spásání. Jedná se o metodu šetrnou k životnímu prostředí, je tedy možné ji využít i u přírodně hodnotných stanovišť, v citlivých lokalitách nebo například v místech ochranných pásem vod.

Ke spásání jsou využívány převážně ovce či kozy. Bylo sice pozorováno, že křídlatky spásají i koně nebo skot (ne však tak ochotně). Pastva vede k částečnému potlačení křídlatek, je ale nutné, aby byl porost zvířatům výškově dostupný, v opačném případě je rostliny nutné posekat. Při celoročním spásání je potřeba 10–20 zvířat na hektar (Kretz 1994). Tato metoda likvidace vyžaduje kromě samotných spásáčů také zázemí pro jejich pobyt v lokalitě (přístřešek, přístup k pitné vodě...), navíc je třeba lokalitu oplotit. Nevýhodou této metody může být, kromě nutnosti zařízení veškerého zázemí pro pobyt zvířat, zvýšený výskyt eroze v důsledku opakovaného přesunu stáda v rámci relativně malých ploch, což může mít velmi destruktivní vliv na lokalitu, obzvláště jedná-li se o lokalitu v blízkosti vodního toku (Kretz 1994; Barták et al. 2010).

#### **3.4.6 Vykopávání**

Tato metoda je vhodná v počátečním stádiu výskytu křídlatek, nebo při výskytu jednotlivých rostlin/polykormonů. Vykopávají se celé rostliny včetně oddenků (které mohou zasahovat do hloubky až 2 m). Vykopávání se provádí několikrát za sezónu. Vždy je třeba vykopanou biomasu vhodným způsobem zlikvidovat (usušit a spálit). Tato metoda má ale výraznou nevýhodu ve velkém riziku nařízkování rostlin během likvidace (Soll 2004; Barták et al. 2010).



### 3.4.7 *Kombinovaná likvidace*

Jedná se o kombinaci dvou výše uvedených metod, tedy o kombinaci chemického potlačení (pomocí herbicidu) a opakovaného mechanického zásahu. Prvním krokem je použití chemické složky v některé z výše zmíněných alternativ (postřik na list, injektáž), dále pak dochází k pravidelnému kosení 4–8krát za vegetační sezónu (stejným způsobem, jaký je popsán v kapitole Kosení) (Barták et al. 2010).

Existují ale různé postupy zahrnující kombinaci postřiků/injektáží a kosení. Jeden z nich například doporučuje kosení na jaře a následně postřiky v létě (Soll 2004), nebo mechanické narušení kosením na jaře, následované postřiky na konci vegetační sezóny (Berchová-Bímová and Mandák 2008).

### 3.4.8 *Biologická kontrola*

Tato metoda je založena na využití přirozeného nepřitele druhu k potlačení rostliny v novém areálu, kde je velký nárůst biomasy rostliny umožněn mimo jiné právě díky nepřítomnosti nepřitele (Maurel et al. 2013). V původním areálu *F. japonica* je s rostlinou spojeno asi 186 patogenů kmene členovců a 30 patogenních hub, zatímco v nepůvodním areálu Spojeného království bylo zaznamenáno pouze 14 členovců a žádné patogenní houby (Djeddour et al. 2008).

Využití biologické kontroly je v posledních letech předmětem mnohých výzkumů, některé z nich se zabývaly možným využitím askomycétní houby *Mycosphaerella polygona-cuspidata* (Kurose et al. 2016), jiné využitím mery *Aphalara itadori*, která je ale specifickým parazitem *F. japonica* (Djeddour et al. 2008; Gourley et al. 2016). K využití biologické kontroly křídlatek v Evropské unii ale určitě nedojde, dokud nebudou invazní taxony křídlatek přidány na Unijní seznam. Vzhledem k jednomu z pilířů práva životního prostředí – Principu předběžné opatrnosti – je problematika biologické kontroly nazírána skepticky, a proto je pro zlepšení situace nezbytné publikování nových vědeckých článků zabývajících se úspěšným využitím biologické kontroly (Shaw et al. 2018).

## 3.5 **Glyfosát**

Glyfosát je nejběžněji používaným totálním (neselektivním) herbicidem na světě (Duke and Powles 2008; Benbrook 2016). Byl vynalezen poprvé roku 1950 švýcarským chemikem Dr. Henri Martinem. Martin pracoval pro malou

farmaceutickou firmu Cilag a jelikož glyfosát neměl žádné medicínské využití, nikde se o něm nepsalo, tudíž jej Martin ani nepatentoval. Tato látka byla po splnutí firmy Cilag s větší firmou prodána dál, ovšem bez jasného určení. Historie glyfosátu jako herbicidu začala až v jedné z divizí firmy Monsanto, kde objevil Dr. Phil Hamm látku vykazující herbicidní účinek, účinek byl však příliš slabý, takže nebylo možné ji využít komerčně. Glyfosát byl po překonání počátečních neúspěchů syntetizován firmou Monsanto v květnu roku 1970, testován byl ve skleníkách v červnu téhož roku. Poprvé byl glyfosát představen jako Roundup® herbicid v roce 1971, komerčně byl na trh uveden v roce 1974 (Baird 1971; Dill et al. 2010). Dalším velkým mezníkem v historii glyfosátu byl rok 1996, kdy byly firmou Monsanto představeny tzv. Roundup ready plodiny (speciálně vyšlechtěné tak, aby byly rezistentní vůči glyfosátu), které umožnily masivní využívání glyfosátu i k jiným účelům než jen k hubení nežádoucích plevelů.

V současné době je tak glyfosát rozšířenou součástí agrotechnických postupů. Využívá se mimo hubení plevelů též k předsklizňové desikaci (postup usnadňující sklizeň plodin), v horším případě také k podzimní desikaci, která je levnější alternativou posklizňových úprav polí než jakou představuje orba (Hruška 2017).

N - (phosphonomethyl)glycine (*glyfosát*) je bílá krystalická pevná látka bez jakéhokoli charakteristického zápachu. Glyfosát funguje tak, že inhibuje enzym 5 - enolpyruvylšikimát - 3 - fosfát syntázu (EPSPS). Jedná se o enzym, který hraje klíčovou roli v syntéze aromatických aminokyselin, a vyskytuje se u rostlin, hub a bakterií, ale ne u živočichů. Rostlina tak umírá po cca 14 dnech v důsledku zablokování této metabolické dráhy (Kishore and Shah 1988; Dill et al. 2010).

### **3.5.1 Vliv na životní prostředí**

Glyfosát není v rostlinách nijak odbouráván. Poté, co rostlina umírá, se dostává v podstatě celá dávka do půdy. Bylo zjištěno, že mikrobiální aktivity vedou k rychlému a úplnému odbourání glyfosátu na jednotlivé rozkladné meziprodukty (Torstensson 1985). Velké množství výzkumů ale probíhalo pouze v laboratorních podmínkách, navíc se bakterie nacházely v prostředí, kde byl anorganický fosfát zcela vynechán (Pipke and Amrhein 1988).

Ve výzkumu z roku 1995 pracujícím se 163 kmeny bakterií izolovaných z prostředí se například ukázalo, že 26 z nich je schopných metabolizovat glyfosát. Nicméně

pokusné kmeny bakterií byly umístěny do prostředí s nedostatkem fosfátu (Dick and Quinn 1995). Glyfosát je však odbouráván bakteriálními kmeny i v prostředí, kde je fosfát dostupný (Sprankle et al. 1975; Forlani et al. 1999).

K úplnému odbourání glyfosátu ale pravděpodobně nedochází, a to zejména v chladnějších obdobích, v důsledku nižší aktivity půdních bakterií. Jeden z českých výzkumů prokázal výskyt glyfosátu a jeho metabolitu AMPA v moči zajíců intenzivně využívané zemědělské krajiny. Hlavním zdrojem glyfosátu v tělních tekutinách zajíců byla pravděpodobně podzimní desikace (Hruška 2017). Existují i další podobné studie, které se zaměřují na obsah glyfosátu v lidské moči, jeden z nich například poukazuje na to, že glyfosát má v moči obsaženo více než 60 % obyvatel Evropy (Hoppe 2013).

Jedna z dalších studií se věnovala vlivu glyfosátu na půdu. Zkoumala vlastnosti půdy v místě dlouhodobého pěstování glyfosát-rezistentních plodin. Výsledky prokázaly vyšší obsah uhlíku a dusíku na poli, kde byla pravidelně pěstovaná glyfosát-rezistentní kukuřice. Na poli, kde byla pěstovaná rezistentní bavlna nebyly zjištěny žádné změny v půdním složení oproti polím s běžnými plodinami. Žádné rozdíly nebyly zjištěny ani na poli, kde byla střídána rezistentní kukuřice s rezistentní bavlnou (Locke et al. 2008). Obsah dusíku měřený v půdě ovlivněné glyfosátem se ale mezi studiemi různí (Busse et al. 2001). Na čem se výzkumy shodují je to, že glyfosát má prokazatelný vliv na snížení růstu populace půdních bakterií (Busse et al. 2001; Locke et al. 2008).

Z výše popsaných skutečností vyplývá, že glyfosát má zanedbatelný vliv na půdní bakterie, což však neznamená, že nemůže docházet k negativnímu ovlivnění dalších organismů. Například laboratorní výzkumy na pulcích některých obojživelníků prokázaly významný negativní vliv glyfosátu. Při aplikaci ve venkovním prostředí zahynulo 98 % pulců v intervalu tří týdnů od aplikace herbicidu, při následných laboratorních testech zahynulo po aplikaci herbicidu 79 % juvenilních jedinců obojživelníků za jediný den. Vysoká mortalita obojživelníků je zřejmě způsobena přímou toxicitou glyfosátu na obojživelníky, pravděpodobně působením na epitelální buňky (Relyea 2005).

### **3.5.2 Vliv na lidské zdraví**

Nejhorší případy přímé toxicity glyfosátu a jeho metabolitu (AMPA) při akutní otravě u dospělých lidí byly zaznamenány u hodnot 125 (glyfosát) a 5 (AMPA)

$\mu\text{g kg}^{-1}\cdot\text{den}^{-1}$ . Fatální následky se ale dostavily jen ve 3,2 % případů. K otravám dochází zejména při neopatrném zacházení s herbicidy (Williams et al. 2000; Bradberry et al. 2004). Genotoxicita u člověka nebyla potvrzena, vliv na plodnost byl prokázán jako zanedbatelný. Ačkoli některé studie tvrdí, že není statisticky signifikantní vztah mezi vznikem rakovin a expozicí glyfosátu (Williams et al. 2000), Federální soud ve Spojených státech rozhodl 27. března 2019, že koncern Bayer vlastnící společnost Monsanto, musí zaplatit odškodné ve výši 18 milionů amerických dolarů žalobci Edwinu Hadermanovi za to, že nebyl poučen o možném vlivu pravidelného použití herbicidu Roundup (účinná látka glyfosát) na vznik rakoviny (Knox and Bryce 2019). Česká republika ale vzhledem k vyjádření Evropského úřadu pro bezpečnost potravin a následně Výboru pro posuzování rizik Evropské Agentury pro chemické látky nehodlá svůj postoj ke glyfosátu nijak měnit (MZe 2019).

U toxicity Roundupu hraje ale kromě glyfosátu významnou roli ve vztahu k lidskému zdraví používání surfaktantů či plnidel, tedy látek, které zajišťují snadnější působení glyfosátu na rostlinné buňky. Tyto látky vykazují totiž vyšší akutní toxicitu než glyfosát, v kombinaci s glyfosátem navíc dochází k synergickému efektu. V praxi je tudíž těžké posoudit, do jaké míry se na případné otravě podílí přímo glyfosát (Cox 1995; Bradberry et al. 2004; Benachour and Séralini 2008). V testech chronické toxicity bylo u pokusných zvířat při pravidelném orálním podávání Roundupu (po dobu 3 měsíců) pozorováno snížení hmotnostního přírůstku, průjmy a léze slinných žláz. Celoživotní orální podávání způsobovalo nadměrný růst a smrt jaterních buněk, degenerace čoček, zvýšenou frekvenci některých nádorů a další příznaky (Cox 1995). Hlavní roli v toxicitě glyfosátu tedy hrají pomocné látky obsažené v konkrétních herbicidech (Cox 1995; Bradberry et al. 2004; Benachour et al. 2007; Benachour and Séralini 2008).

### ***3.5.3 Legislativní/sociální problematika v ČR***

V České republice byla ústředním kontrolním a zkušebním ústavem zemědělským vydána v březnu 2019 změna rozhodnutí o povolení přípravků na ochranu rostlin s účinnou látkou glyfosát. Změna platí pro všechny držitele povolení a na jejím základě už se na nových etiketách nesmí objevit možnost předsklizňového použití herbicidu. Změna zahrnuje ale odkladnou lhůtu pro prodej a distribuci těchto přípravků v délce 6 měsíců a navíc jeden rok pro odstranění, skladování a využití stávajících zásob

přípravku, které ještě v rozsahu použití umožňují před sklizňovou aplikaci (ÚKZÚZ 2019).

Vyjádření Ministerstva zemědělství k negativním účinkům na lidský organismus je (i přes rozhodnutí federálního soudu ve Spojených státech amerických) takové, že Evropský úřad pro bezpečnost potravin (EFSA) a následně Výbor pro posuzování rizik Evropské Agentury pro chemické látky (ECHA) v prosinci 2017 potvrdily, že nejde o látku s karcinogenním účinkem, v důsledku čehož byl glyfosát v Evropě povolen na pětileté období, do roku 2022. Do tohoto roku se tedy žádný plošný zákaz používání nechystá. Pokud by po uplynutí této doby Evropská komise k zakazu přistoupila, bude opět všem státům ponechána doba na spotřebování zásob (pravděpodobně v délce jednoho roku). Dále ministerstvo uvedlo, že je tato látka pro Českou republiku velmi důležitá z agrotechnického hlediska, protože vytváří podmínky pro kvalitní zemědělskou produkci (Jílek 2019; MZe 2019). Poněkud zvláštní je fakt, že v jednom z vyjádření ministerstvo zemědělství zároveň zdůraznilo nezbytnost aplikace glyfosátu před sklizní, přitom už v tu dobu byla zveřejněna výše zmíněná změna rozhodnutí o povolení přípravků na ochranu rostlin vydaná Ústředním kontrolním a zkušebním ústavem zemědělským spadajícím pod Ministerstvo zemědělství (ÚKZÚZ 2019; MZe 2019).

### **3.6 Triclopyr**

Jedná se o selektivní herbicid, který je používán ke kontrole dvouděložných rostlin a dřevin, jeho působení není toxické pro jednoděložné rostliny ani pro jehličnaté stromy (Lewer and Owen 1990; Sterling and Hal 1997). Dále není jeho působení účinné např. na brusnici borůvku a brusnici brusinku (Patočka et al. 2011).

Triclopyr (3,5,6-trichlor-2-pyridinyloxy-octová kyselina) je jantarově (medově) zbarvená kapalina. Na českém trhu je dle Registru přípravků pro ochranu rostlin (MZe 2018a) k dostání pouze pod obchodními názvy Garlon New a AGRO Nežádoucí dřeviny STOP, a to s ve směsi s fluxopyrem 2-[(4-amino-3,5-dichlor-6-fluor-2-pyridyl)oxy]octová kyselina (triklopyr 60 g/l, fluroxypyr 20 g/l; (Zhang et al. 2000; Růžička 2014).

Mechanismus účinku tohoto herbicidu spočívá v jeho podobnosti s auxinem, tedy s hormonem, který je zodpovědný za růst rostlin. Po aplikaci proniká do rostliny,

rostlinným tělem se dále šíří prostřednictvím floému, nakonec dochází k akumulaci v pletivech zodpovědných za dělení (meristémy). Působením triclopyru je narušena hormonální rovnováha, tím pádem i růstová schopnost meristémů, v důsledku čehož je znemožněn růst celé rostliny (Sterling and Hal 1997; Patočka et al. 2011). Triclopyr je v rostlinách rozkládán na trichlopyridinol a trichlormethoxyypyridin (Patočka et al. 2011).

### **3.6.1 Vliv na životní prostředí**

Triclopyr je v půdě špatně mobilní, váže se na půdní částice a je málo rozpustný ve vodě, průměrný rozklad v půdě bez přístupu světla trvá 138 dní (Johnson et al. 1995; Thompson 2011). Primární degradaci zajišťují půdní mikroorganismy (ve sterilní půdě není rozklad znatelný), hlavními metabolity rozkladu triclopyru jsou trichlopyridinol a trichlormethoxyypyridin. Rozklad může být velmi urychlován světlem, v takovém případě vzniká rozkladem triclopyru kyselina oxamová, oxid uhličitý a další organické látky (Cessna et al. 2002; Patočka et al. 2011; Thompson 2011).

Akutní toxicita různých forem triclopyru byla zkoumána např. na čeledi lososovitých. Jako nejtoxičtější se ukázaly estery triclopyru, zatímco jeho kyselina vykazovala stokrát nižší toxicitu (Wan et al. 1987). Zdá se tedy, že riziko pro životní prostředí představují hlavně estery, které mají významný vliv na ryby, obojživelníky, zooplankton i vodní bezobratlé, zejména však v lentických vodních ekosystémech (ekosystémy stojatých vod), kde nedochází k rozptylu a rozkladu těchto látek. V lotických vodních ekosystémech (ekosystémy tekoucích vod) estery triclopyru významný vliv na vodní živočichy nemají, zřejmě z toho důvodu, že dochází pouze ke krátkodobé expozici (Perkins et al. 2000; Thompson 2011).

### **3.6.2 Vliv na lidské zdraví**

Triclopyr je považován za bezpečnou látku z hlediska lidského zdraví, páry triclopyru mohou mírně dráždit oči, ale u zdravých jedinců nevyvolává triclopyr výraznější reakci, ani po kontaktu s kůží (Patočka et al. 2011).

Absorpce triclopyru kůží je velmi pomalá, navíc je přes pokožku absorbováno jen velmi malé procento látky. Při aplikaci do předloktí testovaných dobrovolníků se ukázalo, že maximální množství obsahu triclopyru v lidském těle bylo 12 hodin po aplikaci. Po 72 hodinách již nebyl triclopyr detekovatelný vůbec. Podobné výsledky prokázaly i studie na potkanech, většina podané látky se nacházela v moči, jen

minimum v exkrementech (stejně jako v pokusech s lidskými dobrovolníky; Dost 2003). Většina triclopyru je z organismu vylučována v nezměněné podobě (Eckerlin et al. 1987; Dost 2003). Zatím není popsán žádný věrohodný případ intoxikace člověka triclopyrem (Patočka et al. 2011).

V testech chronické toxicity byly zjištěny při pravidelném orálním podání u zvířat (psů, potkanů) známky toxického poškození jater, jedná se ale o testy chronického orálního účinku, kterému reálně žádný organismus v prostředí vystaven není (Dost 2003).

Při pokusech nebyly zjištěny známky teratogenity (Carney et al. 2007), mutagenity ani karcinogenity (Dost 2003; Patočka et al. 2011).

### **3.7 Ekonomické aspekty likvidace nepůvodních druhů**

Jen v Evropě existuje více než tisíc nepůvodních druhů, které mají ekologický či ekonomický dopad (Vilà et al. 2010). Mnohé invadující druhy způsobují různé škody na velkém území v rámci Evropy (Williams et al. 2010). Invaze křídlatek mají významný vliv na ekosystémové služby (Pejchar and Mooney 2009). Při výčtu vlivů ve vztahu k ekonomickým aspektům lze postupovat s odkazem na jednotlivé kategorie ekosystémových služeb definovaných MEA (2005) (Binimelis et al. 2008). Zásobovací služby jsou křídlatkami afektovány například v důsledku invazí do zemědělsky využívaných ploch, podpůrné služby mohou být křídlatkami narušeny změnou půdních poměrů (Maurel et al. 2010). Velkým nárůstem biomasy a vytvářením rozsáhlých porostů (Bímová et al. 2003) způsobujících odlišné vnímání krajiny, mění křídlatky také kulturní funkce ekosystémů (Binimelis et al. 2008).

Existuje pouze malé množství ekonomicko-ekologických studií s tematikou invazních rostlin, které by řešily prevenci – většina z nich se zaměřuje na pouhé zhodnocení nebo na kontrolu současné situace, navíc zahrnují dost často příliš malé území, zaměřují se pouze na zemědělství nebo naopak pouze na užitné hodnoty. Klíčem tedy může být orientace na preventivní opatření, na studie pokrývající větší území a vyvození závěrů pro obecnou ekonomicky efektivní ochranu ekosystémových služeb před invazemi a hlavně zahrnutí nepřímé užitelské hodnoty a neúžitné hodnoty do ekonomických studií zabývajících se vlivem invazí (Born et al. 2005; Binimelis et al. 2008; Vilà et al. 2010).

Pro ekonomicky i ekologicky efektivní postupy v likvidaci invazních druhů je ale nezbytná prioritizace vlivu invazních druhů, aby nedocházelo k nahodilým a nesystematickým akcím, které ve výsledku nemají téměř žádný pozitivní vliv na invadovaný ekosystém (Hulme et al. 2013). O prioritizaci pro Českou republiku se pokusili Jan Pergl a jeho kolegové v černém, šedém a varovném seznamu nepůvodních druhů v České republice (Kap. 3.3.3; Pergl et al. 2016). Žádná prioritizace invazních druhů ale zatím do legislativy České republiky zapracována nebyla, novela zákona č. 114/1992 Sb. o ochraně přírody a krajiny se zapracováním nařízení EU č. 1143/2014 je sice připravena k projednání, ale stále je bojkotována některými skupinami, které se bojí omezení svých dosavadních činností (ČMMJ et al. 2016; Görner 2018; ČMMJ et al. 2019).

Likvidace nebo alespoň částečná kontrola invazních rostlin je velmi nákladná záležitost. Například ve Spojeném království se na boj s invazními druhy vydá ročně v přepočtu 34,8 miliard korun (Williams et al. 2010). V případě systematické likvidace křídlatek je nutno postup opakovat několik sezón po sobě. Navíc je nutné zajistit též pravidelný monitoring lokality i po ukončení managementových zásahů. U větších porostů je také potřeba velké množství pracovníků. Z tohoto důvodu je dobré práci co nejvíce zjednodušit a zefektivnit, čemuž může pomoci i časná aplikace herbicidu, tedy aplikace herbicidu v době, kdy výška rostlin nepřesahuje 1m (Barták et al. 2010).



### 3.8 Osvěta

Management invazních druhů má za cíl předcházet vlivu nepůvodních invazních druhů na ekosystémové služby, případně jej alespoň zmírňovat. Tyto zásahy mohou mít však také sociální dopady, které je nutné pochopit a zohlednit už při rozhodování o vhodném managementu (Crowley et al. 2017).

Pokud některé zúčastněné strany nevidí v zásahu proti invazním druhům smysl, je potřeba lépe definovat cíle zásahu a vše patřičně diskutovat. Mezi zúčastněné strany totiž kromě úředníků, vědců a majitelů pozemku patří také politici, členové zájmových spolků a veřejnost. Proto musí být pro lepší přijetí dotčenými stranami vše dostatečně diskutováno a oficiálně schvalováno (Cottet et al. 2015).

Při diskotování o nutnosti managementu je nutné počítat i s tím, že veřejnost je jen velmi málo informována o invazní ekologii i invazních druzích jako takových. Práce Halforda et al. (2011) ukázala, že informovanost u údržbářů veřejné zeleně je asi 49 %, u amatérských zahradníků asi 70 %, obě skupiny uvádějí, že by uvítaly větší informovanost. Z průzkumu dále vyplývá, že 54 % školkařů (a majitelů lesních školek) by souhlasilo s ukončením prodávání invazních druhů rostlin, v České republice by však měl podobný sociologicko-ekologický průzkum pravděpodobně jiné výsledky, vzhledem k reakcím zájmových spolků na implementaci nařízení EU č. 1143/2014 do české legislativy, kam se připojil mimo jiných spolků také Svaz školkařů České republiky (ČMMJ et al. 2016; ČMMJ et al. 2019).

## 4 Metodika

### 4.1 Charakteristiky studovaných invazních taxonů rodu *Fallopia*

#### 4.1.1 Morfologie

Jedná se o vytrvalé gynodioekní (populace jsou tvořeny hermafroditními a samičími rostlinami) byliny s rozsáhlým oddenkovým systémem a silnými přímými dutými v horní části větvenými lodyhami (Chrtek 1990; Beerling et al. 1994; Mandák et al. 2004; Suda et al. 2010). Listy jsou celokrajné vejčité až obvejčité, na vrcholu zúžené ve špičku, na bázi často tupě uťaté nebo srdčité se zpeřenou žilnatinou. Pro zařazení rostlin do jednotlivých druhů jsou určující parametry spodních listů, horní listy mohou mít totiž jiné charakteristiky (Mandák and Pyšek 1997).

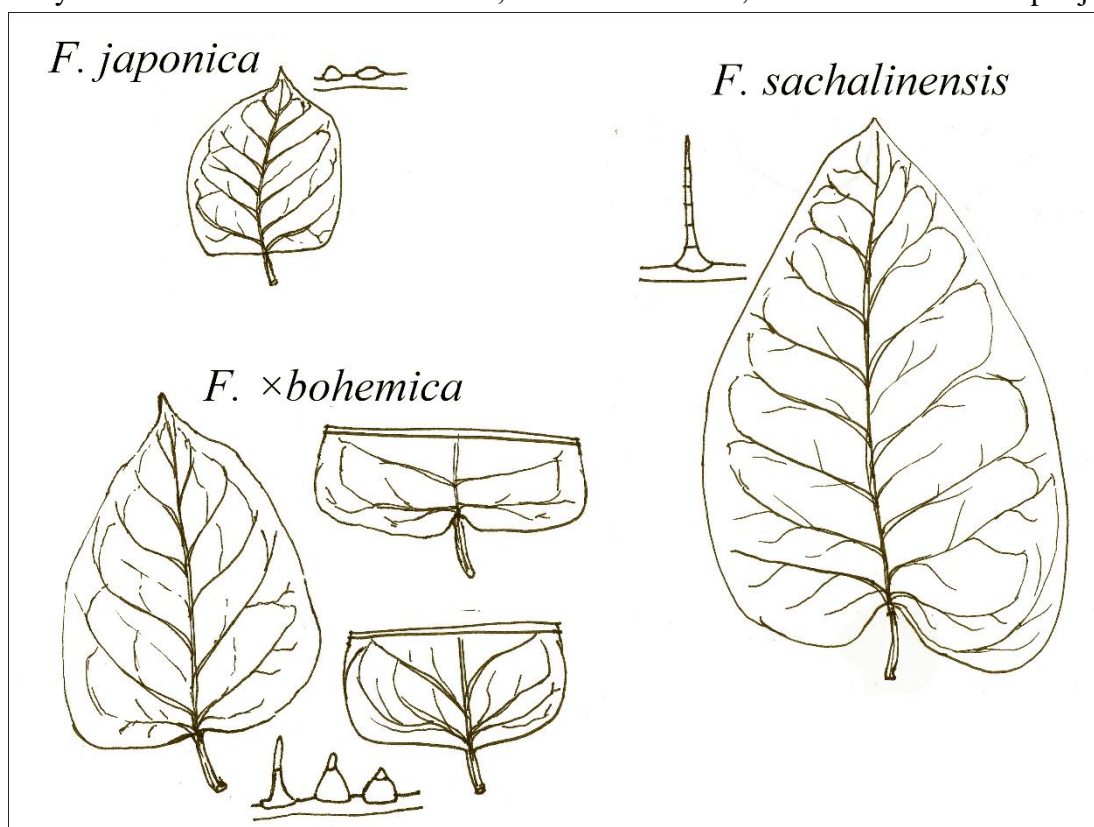
*Fallopia japonica* se v České republice vyskytuje ve dvou varietách *Fallopia japonica* var. *japonica* (v práci označovaná zjednodušeně jako *Fallopia japonica*) a *Fallopia japonica* var. *compacta*, z nichž druhá jmenovaná se na našem území vyskytuje vzácně (Hlaváček et al. 1996). *F. japonica* var. *compacta* dorůstá menší velikosti (0,7–1,3 m), také rozměry listů jsou obvykle menší (5–7 cm × 5–8 cm), listy působí téměř okrouhlým dojmem (Beerling et al. 1994; Mandák and Pyšek 1997). Velmi dobrým rozlišovacím znakem je barva křídel okvětí, která je u variety *compacta* narůžovělá, za plodu pak vínově červená (Mandák and Pyšek 1997).

*Fallopia japonica* (var. *japonica*) je 1,5 – 2 (3) m vysoká s 10–17 cm dlouhými a 8–12 cm širokými listy. Čepel listů zpravidla široce trojúhelníkovitá, na bázi nejčastěji kolmo uťatá. Na vrcholu spodních listů čepel zakončena tupou špičkou, na vrcholu horních listů je špička protáhlá a úzká. (Beerling et al. 1994; Mandák and Pyšek 1997). Lodyhy jsou v mládí zelenavé, později červeně skvrnité. Květenstvím je bílá lata mnohokvětých lichoklasů, která vyrůstá z úžlabí listů a je delší než řapík (nejdelší větve květenství sahají do  $\frac{3}{4}$  čepele listu). Plodem je nažka. (Chrtek 1990; Mandák and Pyšek 2002). Důležitým determinačním znakem je tvar a velikost trichomů na rubu spodních listů. U *F. japonica* jsou chlupy špatně viditelné (i lupou), redukované na krátké papily, které mají výrazně nafouklou bázi (Mandák and Pyšek 1997).

*Fallopia sachalinensis* má oproti předchozímu druhu mnohem větší listy, 25–35 cm dlouhé a 20–25 cm široké, na vrcholu zaokrouhlené, báze je obvykle hluboce srdčitá. Čepel je měkká, s nepříliš výraznou žilnatinou, proto mohou listy působit

„povadlým“ dojemem. Lodyhy dorůstají výšky až 4 m. Květenství tvoří husté lichoklasy, které dvou délkou přibližně odpovídají délce řapíku, nebo jsou o něco málo delší (sahají maximálně do ¼ čepele). Spolehlivým determinačním znakem jsou u tohoto druhu, stejně jako u předchozího, trichomy na rubu spodních listů, které jsou roztroušené, delší, na bázi neztlustlé (Chrtěk 1990; Mandák and Pyšek 1997; Mandák and Pyšek 2002).

*Fallopia ×bohemica* je křížencem *F. japonica* a *F. sachalinensis*. Listy jsou obvykle menší než u *F. sachalinensis*, dlouhé 15–23 cm, široké 12–20 cm. Čepel je



Obrázek 6 – Morfologické charakteristiky spodních listů jednotlivých druhů křídlatek, spolu se zvětšenými trichomy na rubu spodních listů; trichomy slouží jako důležitý determinační znak, vzhledem k morfológické variabilitě listů *F. ×bohemica*; vypracováno dle Chrtěk 1990; Mandák and Pyšek 1997; Cvachová et al. 2002; Mandák and Pyšek 2002; Bailey and Wisskirchen 2006.

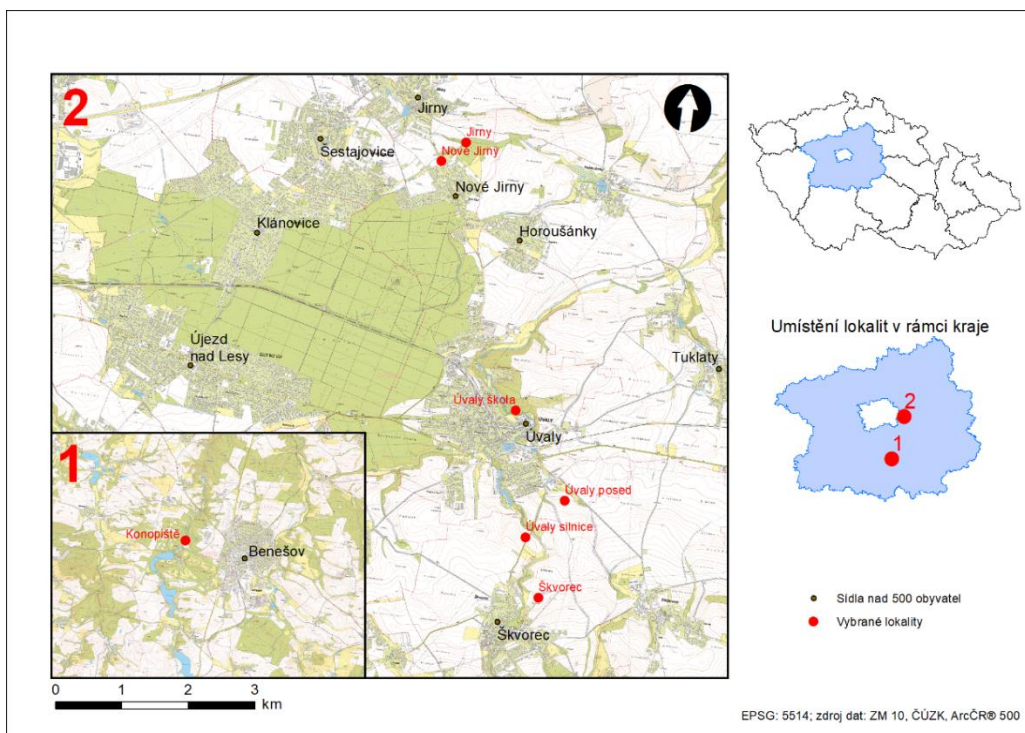
vejčítá, na vrcholu se zužující nebo vybíhající v dlouhou špičku. Báze listu tupě klínovitá nebo mělce srdčitá. Dorůstá výšky až 3 m. Květenství nahloučené v oválném tvaru, všechny větve květenství vzpřímené, nejdelší větve květenství sahají do ¼ čepele. Trichomy na rubu listů jsou při použití lupy dobře viditelné, krátké se silně nafouklou bází (Mandák and Pyšek 1997; Cvachová et al. 2002).

#### 4.1.2 Taxonomie

Na klasifikaci na obecné úrovni existuje v zásadě několik odlišných názorů. Někteří autoři řadí celou skupinu křídlatek do rodu *Reynoutria* (Brabec and Pyšek 2000), jiní ji nazývají pouze jako sekci rodu *Fallopia* (Suda et al. 2010), další považují označení *Fallopia* za taxonomické synonymum *Polygonum* (Kimura and Okuda 2001). Velké množství zahraničních autorů používá v dnešní době pro rod křídlatek označení *Fallopia* (Djeddour et al. 2008; Shaw et al. 2011; Bzdęga et al. 2012; Pogačnik et al. 2018), zatímco v České republice se často používá označení *Reynoutria*, ať už jako pojmenování celého rodu v rámci čeledi Polygonaceae nebo jen jako sekce rodu *Fallopia* (Bímová et al. 2003; Suda et al. 2010). V této práci je pro rod křídlatek použito rodové jméno *Fallopia*.

#### 4.2 Charakteristika sledovaného území

Zvolené experimentální plochy se nacházejí ve Středočeském kraji v katastrálních územích obcí Jirny, Konopiště, Nové Jirny, Škvorec a Úvaly (Obr. 7). Základní informace o lokalitách jsou uvedeny v tabulce níže (Tabulka 1). V rámci každé z lokalit bylo vytyčeno více experimentálních ploch pro aplikaci herbicidů (podrobněji níže).



Obrázek 7 – Lokality zvolené pro následné vytyčení experimentálních ploch; použitý software ArcMap 10.6.1.

Dle upravené Končekovy klasifikace (Tolasz 2007) se zvolené lokality nacházejí v mírně teplé oblasti, konkrétně lze pak lokality rozdělit do dvou klimatických okrsků, B2 a B3. Do okrsku B2 patří lokality Jirny, Konopiště, Nové Jirny a Úvaly-škola. Okrsek je charakterizován jako mírně teplý, mírně suchý, převážně s mírnou zimou, lednová teplota okrsku je vyšší než  $-3^{\circ}\text{C}$  (Tolasz 2007). Zbývající lokality, tedy Škvorec, Úvaly-posed a Úvaly-silnice se nacházejí v okrsku B3, který se vyznačuje mírnou teplotou, mírnou vlhkostí a mírnou zimou. Jedná se o pahorkatinné oblasti do 500 m. n. m. Také v případě tohoto okrsku přesahují lednové teploty  $-3^{\circ}\text{C}$  (Tolasz 2007). Co se týče charakteru lokalit: Jirny, Nové Jirny a Úvaly-posed se nacházejí na okraji polí; Škvorec, Úvaly-silnice a Úvaly-škola jsou navážky vedle cest a lokalita Konopiště se je situována v prostředí lesoparku.

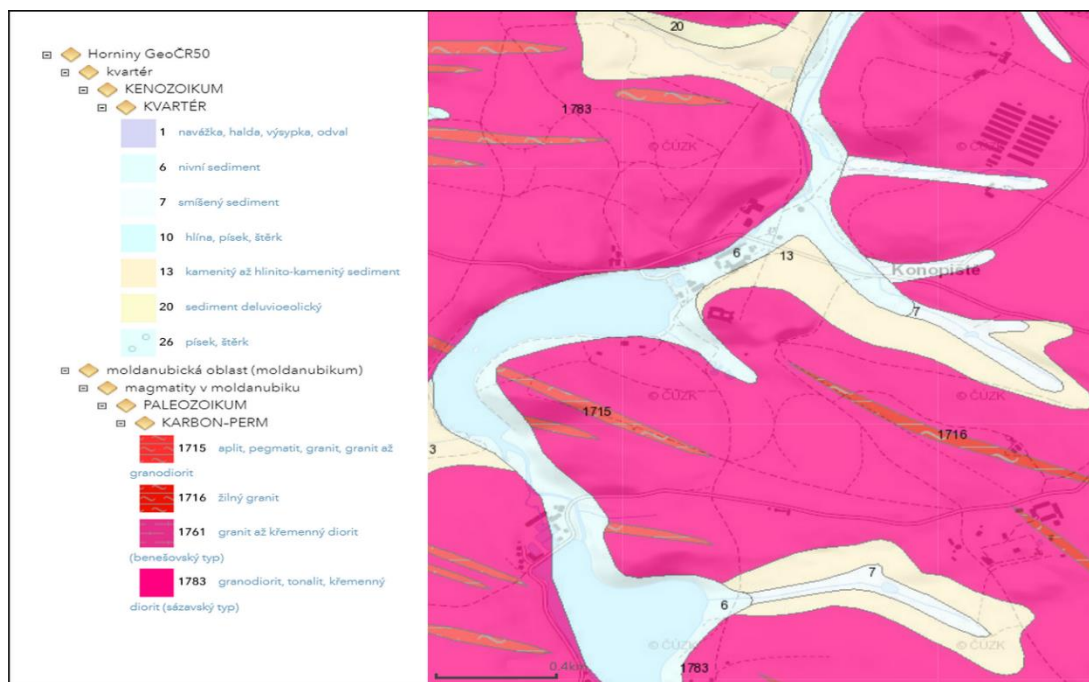
Lokalita	Koordináty	Druh (druhy)	Nadmořská výška[m.n.m.]	Fytogeo grafická oblast	Fytogeografický okres
Jirny	50.1112361N, 14.7117803E	FB	227	CT	Jenštejnská tabule
Konopiště	49.7852344N, 14.6600792E	FB, FS	332	CMM	Střední Povltaví
Nové Jirny	50.1083914N, 14.7070414E	FB	232	CT	Jenštejnská tabule
Škvorec	50.0515581N, 14.7393364E	FJ	302	CMM	Průhonická plošina
Úvaly – posed	50.0649731N, 14.7422647E	FJ	241	CMM	Průhonická plošina
Úvaly – silnice	50.0603700N, 14.7352714E	FS	279	CMM	Průhonická plošina
Úvaly – škola	50.0762817N, 14.7295561E	FJ	245	CMM	Průhonická plošina

Tabulka 1 – FB: *Fallopia ×bohemica*; FJ: *Fallopia japonica*; FS: *Fallopia sachalinensis*; CMM: českomoravské mezofytikum; CT: české termofytikum.

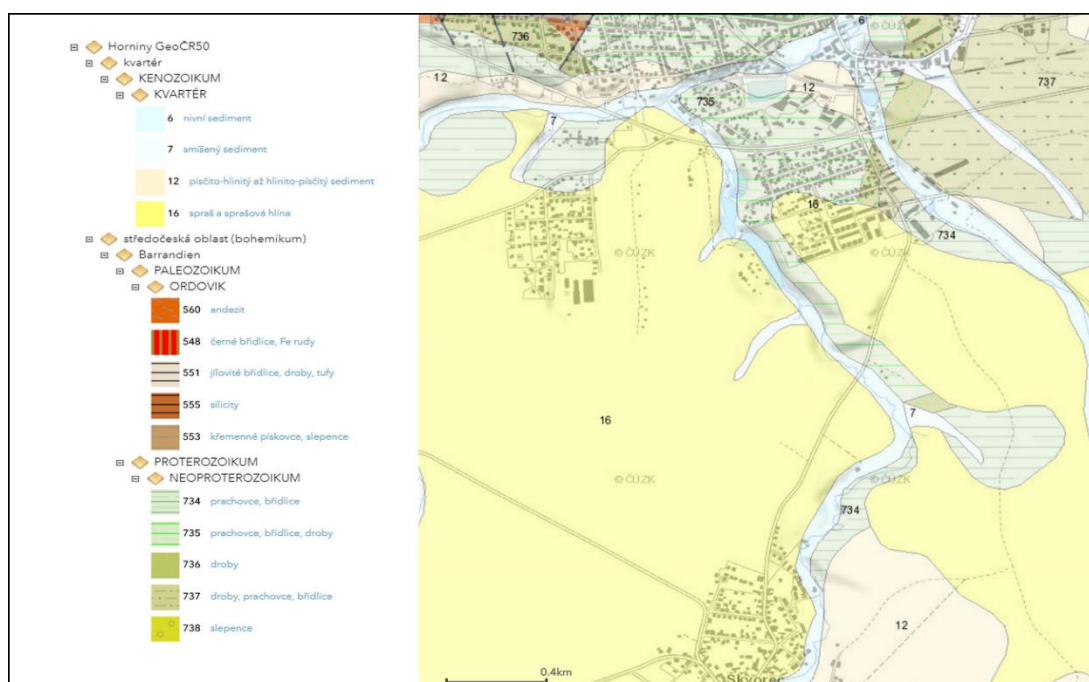
Geologické podloží experimentálních ploch, respektive jednotlivých lokalit, je velmi různorodé. Od nivních sedimentů (Konopiště, Úvaly-silnice...), přes písčito-hlinitý až hlinito-písčité sediment (Nové Jirny), jílovce (Jirny) až po grandiorit sázavského



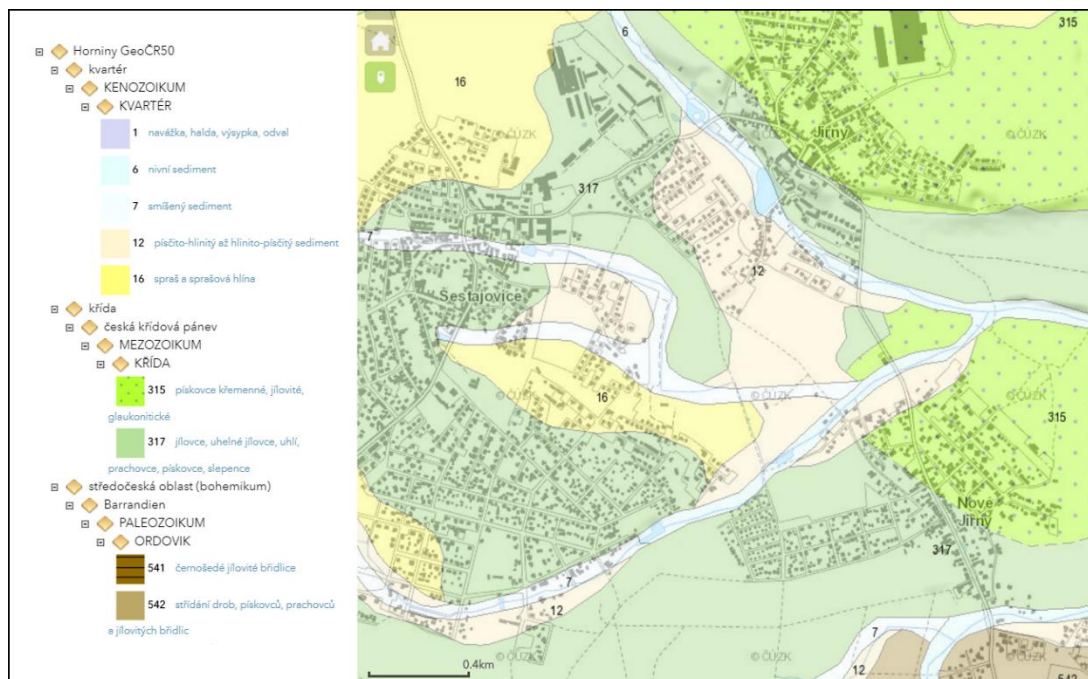
typu (Konopiště). Podrobně lze situaci vidět na geologických mapách (Obr. 8 – 10). Je třeba ještě dodat, že lokality Úvaly-škola, část lokality Úvaly-silnice a Škvorec jsou velmi pravděpodobně situovány v místě navážek inertního odpadu. Tato skutečnost samozřejmě v geologických mapách zaznamenána není, mohla hrát ovšem roli v rozšíření rostlin na příslušné lokality.



Obrázek 8 – Geologická mapa lokality Konopiště



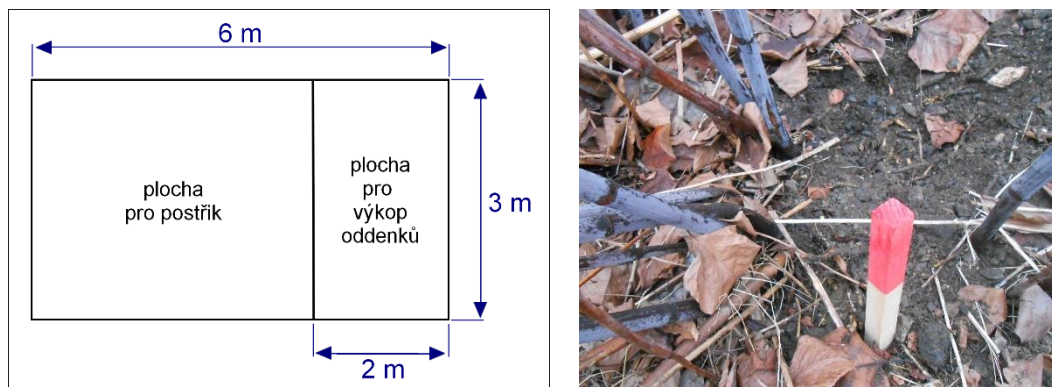
Obrázek 9 – Geologická mapa lokalit Jirny a Nové Jirny



Obrázek 10 – Geologická mapa lokalit Úvaly a Škvorec

### 4.3 Experimentální plochy

V rámci každé z lokalit bylo vytyčeno více experimentálních ploch, aby bylo možné testovat účinky obou postřiků a kontrolovat také změny na neošetřeném porostu. Experimentální plochy byly určeny nejen k odečítání účinků herbicidů přímo na lokalitách, ale také k získání vzorků oddenkového systému rostlin. Z tohoto důvodu byla v rámci každé plochy vytyčena zvláštní část pro výkop. Velikost ploch pro každý z postřiků byla  $6 \times 3$  m, z čehož byl ke kopání oddenků určen obdélník o rozměrech  $2 \times 3$  m (Obr. 11). Pro každý druh, v rámci každé lokality, bylo vytyčeno více experimentálních ploch – plocha pro postřik glyfosátem letní, plocha pro postřik



Obrázek 11 – Vlevo: Plánek experimentální plochy ukazující rozložení části určené k postřiku; vpravo: K vytyčování ploch byly použity dřevěné vytyčovací kolíky.



glyfosátem podzimní, plocha pro postřik triclopyrem letní, plocha pro postřik triclopyrem podzimní, plochy kontrolní. Byly vytyčeny také plochy pro jarní postřik. Výsledky jarního postřiku nejsou v této práci uvedeny, neboť data budou sbírána a vyhodnocována až po odevzdání této diplomové práce. K vytyčení ploch byly použity dřevěné vytyčovací kolíky, vzdálenost byla měřena pásmem.

#### 4.4 Chemické ošetření porostů

Chemické ošetření probíhalo ve dvou termínech – letním a podzimním (podkapitola 4.7 Harmonogram prací). Byly testovány účinky dvou herbicidních látek, neselektivní a selektivní. Neselektivním herbicidem byl glyfosát, konkrétně přípravek Roundup Aktiv (resp. jeho 8% roztok), selektivním herbicidem látka triclopyr, přípravek Garlon New (4% roztok). Oba roztoky byly namíchány dle pokynů příbalových letáků. Volba experimentálních ploch pro ošetření herbicidem Garlon New proběhla s ohledem na rizika pro vodní organismy, necílové rostliny a životní prostředí stanovených Registrem přípravků na ochranu rostlin (MZe 2018a). Porosty na zvolených experimentálních plochách byly ošetřeny rovnoměrným postřikem na list. Tento byl realizován pomocí pístového ručního postřikovače s kapacitou 8 l. Postřik byl proveden celkem dvakrát v rozestupu 3 týdnů. Z důvodu stanovení ekonomické



Obrázek 12 – Vlevo: Pístové ruční postřikovače; Vpravo: Měření správné hloubky odběru oddenků

náročnosti metod bylo po každém postřiku zaznamenáno spotřebované množství herbicidu. Postřik porostů probíhal zcela v souladu s pokyny stanovenými návody



přípravků a jejich bezpečnostními listy. Množství herbicidu spotřebovaného na postřiky bylo pro účely porovnání přepočteno na 1 m<sup>2</sup>. Dle aktuální ceny přípravku byla vypočtena cena za ošetření 1 m<sup>2</sup>. Stav porostů byl kontrolován a zaznamenáván 1 × za 14 dní. Během pravidelných kontrol byl vždy odečítán a zaznamenáván počet nových rostlin ve vnitřním čtverci o rozměrech 1 × 1 m.

#### 4.5 Sběr oddenků

Pro zjištění informací o působení herbicidů na oddenkový systém rostlin byla v rámci každé experimentální plochy vytyčena 2 × 3 m velká část (Obr. 11), určená k odběru vzorků oddenkového systému z různých hloubek (10–50 cm). Oddenky byly vykopány rýčem, hloubka odběru byla měřena pásmem (Obr. 12). Oddenky byly uloženy do označených igelitových sáčků, označeny a převezeny z lokalit na místo regenerace.

#### 4.6 Regenerace oddenků

Oddenky byly očištěny (omyty vodou) a po odstranění kořenů následně rozděleny pomocí zahradních nůžek na jednotlivé části tak, aby každá část obsahovala



Obrázek 13 – Vlevo nahoře: oddenek po vykopání, vpravo nahoře: očištění oddenku, dole: rozdělení na jednotlivé nody

neporušený nod s přilehlými internodii. Pokud byly nody příliš těsně nahloučeny vedle sebe, byly ponechány pohromadě, aby nedošlo ke snížení schopnosti regenerace v důsledku mechanického poškození. Poté byly části oddenků umístěny do experimentálních nádob o rozměrech 40 cm × 17 cm × 4,5 cm naplněných destilovanou vodou, a to tak, aby přibližně horní polovina nodu vyčnívala nad hladinu. Destilovaná voda v nádobách byla pravidelně (1 × za 2 dny) měněna. Oddenky byly ponechány v nádobách po dobu 30 dní při teplotě 21°C. Při každé výměně vody v nádobách bylo zaznamenáváno množství zregenerovaných segmentů. Po 30 dnech bylo množství zregenerovaných nodů pro každou experimentální plochu sečteno.

#### **4.7 Harmonogram prací**

Práce na projektu probíhaly, vzhledem k nutnosti 2 sezónních postřiků, ve dvou etapách. Letní postřiky byly spolu s vytyčením experimentálních ploch realizovány 17. a 25. května, opakované postřiky pak 5. a 18. června. Poté byly lokality monitorovány v intervalu 14 dní. 16. a 17. července byly vykopány oddenky pro následné zjištění účinku herbicidu na oddenkový systém. Regenerace oddenků trvala 30 dní. Obdobně se postupovalo při podzimní části experimentu. Vytyčení a první postřiky probíhaly 11. a 12. září, opakované postřiky 9. října, poté docházelo k monitorování lokalit. Oddenky byly vykopány 30. října. Veškeré podzimní postřiky byly provedeny na kvetoucích rostlinách.

V časně vegetační sezóně tohoto roku (tj. cca duben 2019) je plánováno pokračování tohoto experimentu, za použití herbicidních látek (glyfosát a triclopyr) k ošetření mladých porostů (výška <1 m), které nevytvořily ještě tak velké množství biomasy, tato aplikace by mohla značně snížit množství potřebného herbicidu a také čas potřebný k aplikaci, čímž by došlo ke snížení finančních nákladů na zásah.

#### **4.8 Statistické analýzy**

Statistické zpracování dat bylo provedeno v programu R, s rozšířením RStudio (ver. 1.1.463), dále byl k tvorbě některých grafických výstupů využit program Statistica (ver. 12).

Pro výpočet závislosti počtu nových rostlin na druhu ošetření, období a taxonu byl použit zobecněný lineární model (generalized linear model, GLM) s Poissonovou distribucí závislé proměnné. Jako výsledný byl vybrán model, kdy byly interakce vyloučeny v průběhu jeho zjednodušování.

Pro zjištění závislosti procenta regenerace oddenkových segmentů na druhu ošetření, období, taxonu a hloubce oddenků v zemi byla použita vícefaktorová analýza variance (ANOVA) bez interakcí, následovaná Tukeyho testem. Vzhledem k povaze hodnocených údajů (procentuální vyjádření) byla použita arcsinová transformace dat (Lepš and Šmilauer 2016).

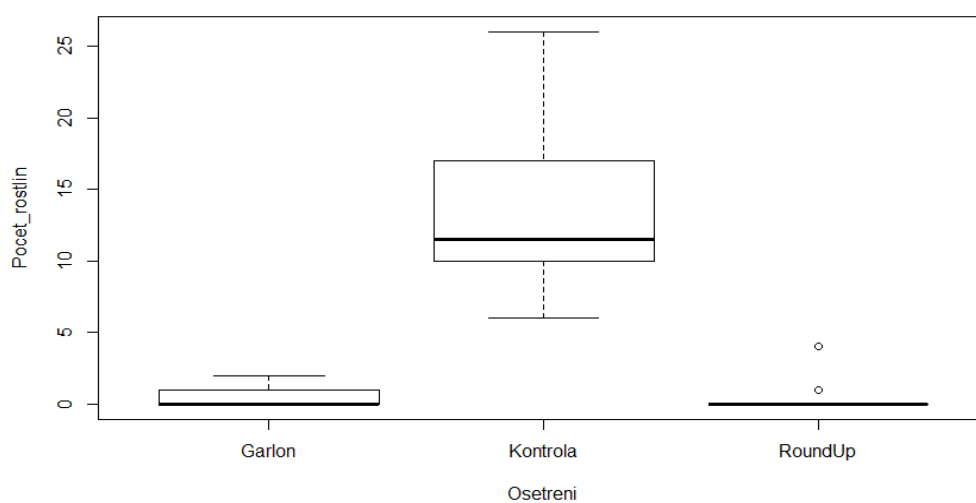
Nejvhodnější model byl vybrán pomocí tzv. Akaikeho informačního kritéria (AIC, Akaike's information criterion). Všechny hypotézy byly testovány na hladině významnosti  $\alpha = 0,05$ .

## 5 Výsledky

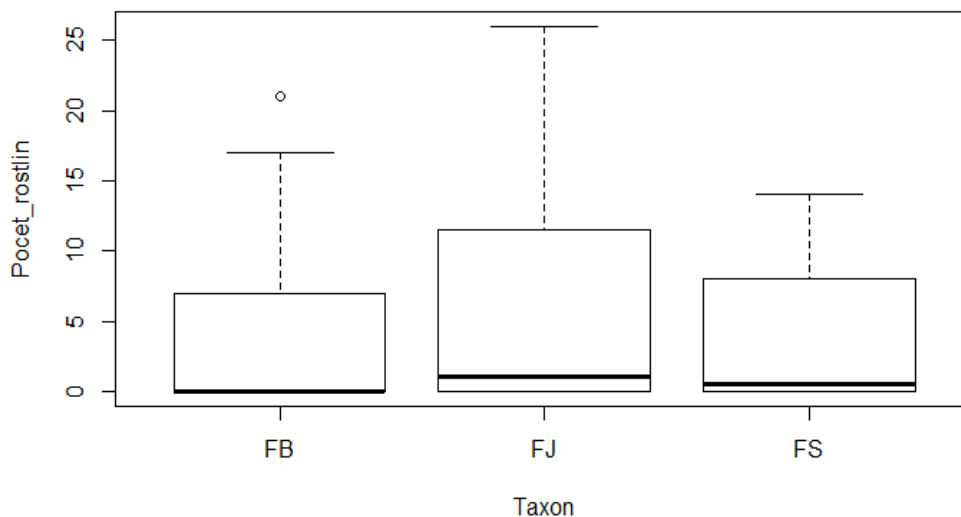
### 5.1 Analýza počtu nových rostlin

Analýza počtu nových rostlin pomocí zobecněného lineárního modelu (dále jen GLM; podrobněji o tvorbě modelu pojednává kap. Statistická analýza dat) prokázala signifikantní rozdíl v počtu nových rostlin u ploch ošetřených herbicidem oproti kontrolním plochám (GLM,  $z = 8,504$ ,  $df = 41$ ,  $p < 10^{-6}$ ) ale neprokázala statisticky významný rozdíl v počtu rostlin dle typu herbicidu (GLM,  $z = -0,575$ ,  $df = 41$ ,  $p = 0,566$ ) – Obr. 14 a 15.

Dále byl prokázán statisticky významný rozdíl mezi počtem nových rostlin v létě oproti podzimu (GLM,  $z = -2,688$ ,  $df = 41$ ,  $p = 0,007$ ) – Obr. 17. Rovněž byl prokázán statisticky významný rozdíl v počtu rostlin v závislosti na taxonu.

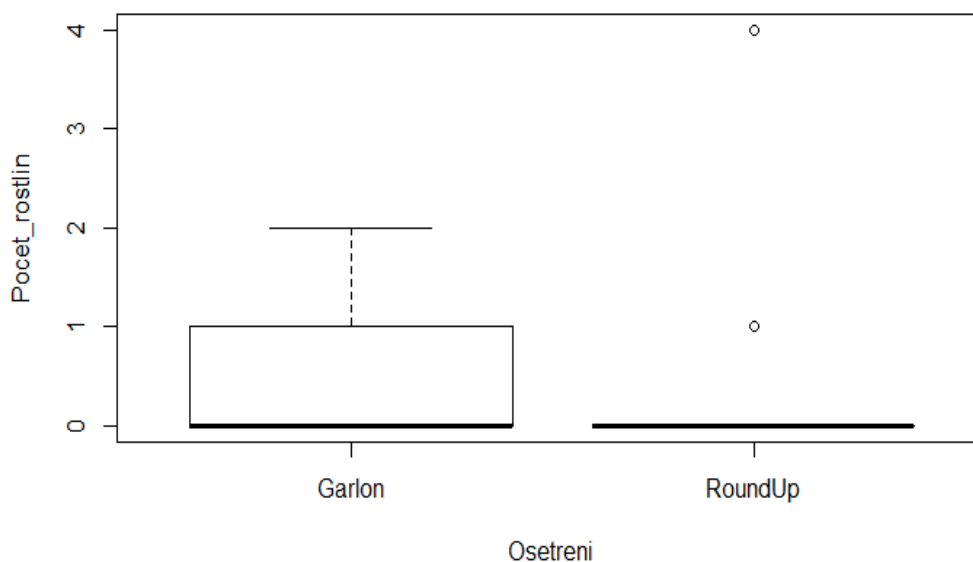


Obrázek 14 – Počet nových rostlin na základě ošetření dvěma herbicidy a na kontrolních plochách; střední „krabicová“ část diagramu obsahuje 50 % dat, shora je ohraničená 3. kvartilem, zespodu 1. kvartilem. Zesílené linie mezi nimi značí medián. Kolmé linie vycházející ze střední části diagramu vyjadřují variabilitu dat nad kvartily (25 %, 25 % dat). Body znázorňují odlehle hodnoty.



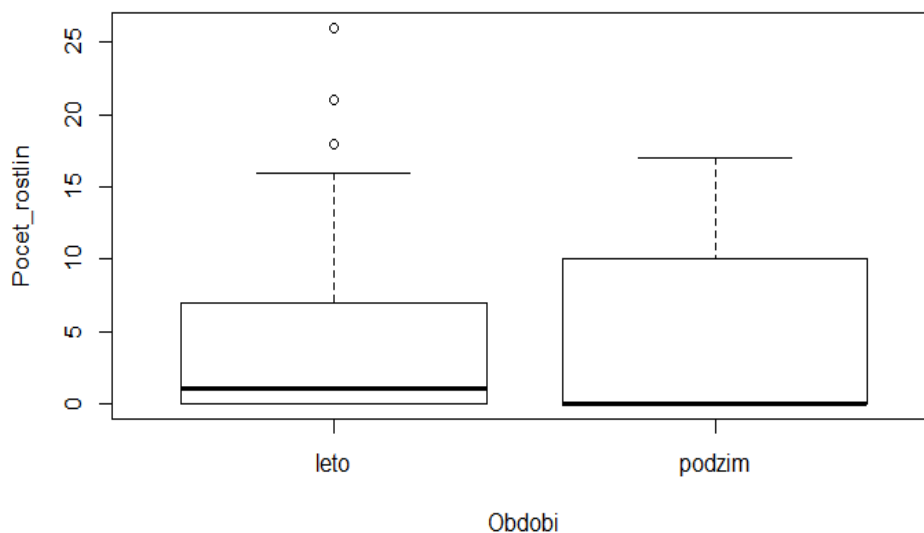
Obrázek 15 – Počet nových rostlin dle taxonu v obou obdobích, u všech typů ošetření; Střední „krabicová“ část diagramu obsahuje 50 % dat, shora je ohraničená 3. kvartilem, zespodu 1. kvartilem. Zesílené linie mezi nimi značí medián. Kolmé linie vycházející ze střední části diagramu vyjadřují variabilitu dat nad kvartily (25 %, 25 % dat). Bod znázorňuje odlehlou hodnotu.

Nebyl prokázán signifikantní rozdíl v počtu nových rostlin mezi taxony *F. ×bohemica* a *F. sachalinensis* (GLM,  $z = 0,684$ ,  $df = 41$ ,  $p = 0,494$ ), avšak oba tyto taxony se signifikantně liší od *F. japonica* (GLM,  $z = 2,095$ ,  $df = 41$ ,



Obrázek 16 – Počet nových rostlin na základě ošetření dvěma herbicidy Garlon New (účinná látka triclopyr) a Roundup Aktiv (účinná látka glyfosát); střední „krabicová“ část diagramu obsahuje 50 % dat, shora je ohraničená 3. kvartilem, zespodu 1. kvartilem. Zesílené linie mezi nimi značí medián. Kolmé linie vycházející ze střední části diagramu vyjadřují variabilitu dat nad kvartily (25 %, 25 % dat). Body znázorňují odlehlé hodnoty.

$p = 0,036$ ) (Obr. 16). Průměrný počet rostlin dle taxonu, období a ošetření shrnuje Tabulka 2. Analýza neprokázala statisticky významný rozdíl v počtu rostlin dle lokality (GLM,  $z = -0,295$ ,  $df = 41$ ,  $p = 0,768$ ).



Obrázek 17 – Znázornění počtu nových rostlin po aplikaci herbicidu ve dvou sledovaných obdobích; Střední „krabicová“ část diagramu obsahuje 50 % dat, shora je ohraničená 3. kvantilem, zespodu 1. kvantilem. Zesílené linie mezi nimi značí medián. Kolmé linie vycházející ze střední části diagramu vyjadřují variabilitu dat nad kvantily (25 %, 25 % dat). Body znázorňují odlehlé hodnoty.

Použitý GLM model:

**model = glm (Počet rostlin ~ Období + Taxon2 + Lokalita + Ošetření, family = poisson).**

*Počet rostlin* – počet nově vytvořených rostlin na experimentálních plochách.

*Období* – období postřiku (léto, podzim).

*Taxon2* – *F. japonica*, *F. ×bohemica*, *F. sachalinensis* (FB a FS byly spojeny do jedné vysvětlující proměnné, protože mezi nimi nebyl prokázán statisticky významný rozdíl – GLM,  $z = 0,684$ ,  $df = 41$ ,  $p = 0,494$ ).

*Lokalita* – proměnná vyjadřující jednotlivé lokality.

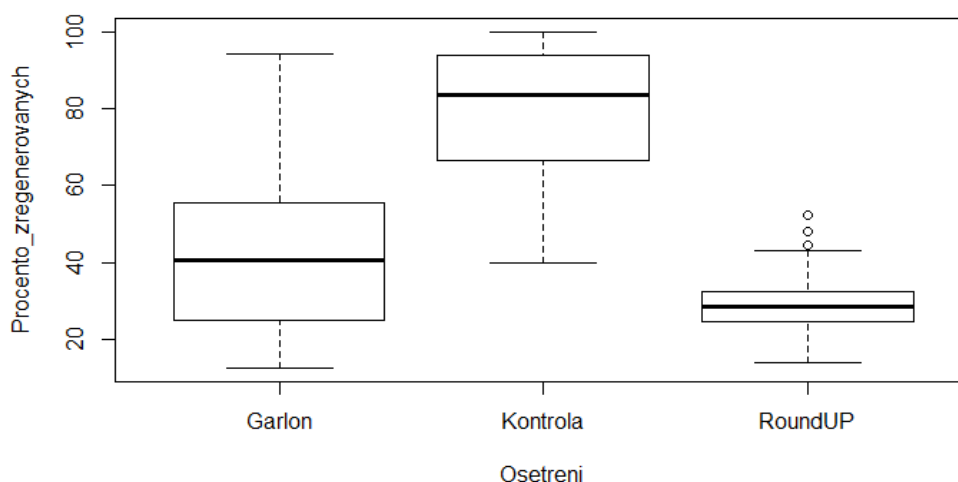
*Ošetření* – postřiky herbicidy a kontrolní plochy.

<b>Taxon</b>	<b>Období</b>	<b>Ošetření</b>	<b>Průměrný počet rostlin</b>
FB_FS	léto	Postřik	0,6
FB_FS	léto	Kontrola	12,8
FB_FS	podzim	Postřik	0,0
FB_FS	podzim	Kontrola	10,8
FJ	léto	Postřik	1,5
FJ	léto	Kontrola	22,0
FJ	podzim	Postřik	0,0
FJ	podzim	Kontrola	11,5

*Tabulka 2 – Průměrný počet nově vytvořených rostlin; F. ×bohemica a F. sachalinensis spojeny do jedné vysvětlující proměnné FB\_FS; F. japonica – FJ; Postřik – společná vysvětlující proměnná pro herbicidy Roundup a Garlon*

## 5.2 Analýza procenta zregenerovaných oddenků

Analýza procenta zregenerovaných oddenků pomocí metody ANOVA prokázala signifikantní rozdíl v úspěšnosti regenerace oddenků u rostlin na experimentálních plochách ošetřených herbicidem oproti kontrolním plochám (ANOVA,  $F = 205,410$ ,  $df = 2$ ,  $p < 10^{-6}$ ) – Obrázek 18. Dále byl prokázán statisticky významný rozdíl v úspěšnosti regenerace oddenků dle zvoleného herbicidu (ANOVA, TukeyHSD,  $t = 5,255$ ,  $df = 2$ ,  $p < 10^{-6}$ ).

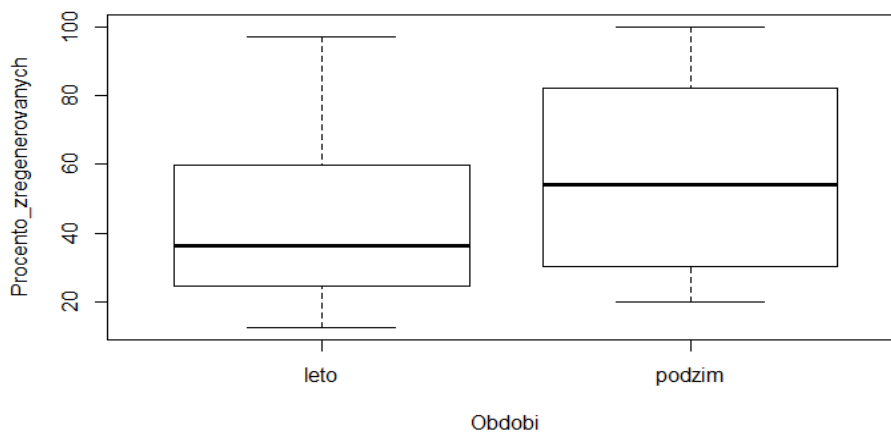


Obrázek 18 – Znázornění rozložení variability dat procenta zregenerovaných nodů dle typu ošetření; Střední „krabicová“ část diagramu obsahuje 50 % dat, shora je ohraničená 3. kvartilem, zespodu 1. kvartilem. Zesílené linie mezi nimi značí medián. Kolmé linie vycházející ze střední části diagramu vyjadřují variabilitu dat nad kvartily (25 %, 25 % dat). Body znázorňují odlehlé hodnoty.

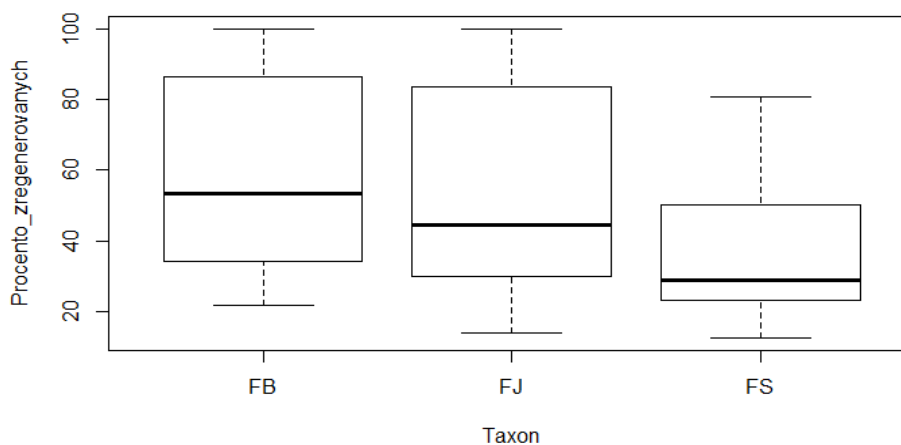
Rovněž byl prokázán statisticky významný rozdíl mezi úspěšnostmi regenerace oddenků u rostlin ošetřených v létě oproti rostlinám ošetřeným na podzim (ANOVA,  $F = 11,822$ ,  $df = 1$ ,  $p = 0,0008$ ; Obr. 19). Dále byl prokázán statisticky významný rozdíl v úspěšnosti regenerace oddenkových segmentů v závislosti na taxonu. Nebyl prokázán signifikantní rozdíl v úspěšnosti regenerace mezi taxony *F. ×bohemica* a *F. japonica* (ANOVA, TukeyHSD,  $t = 0,124$ ,  $df = 2$ ,  $p = 0,902$ ), avšak oba tyto taxony se signifikantně liší od *F. sachalinensis* (ANOVA,  $F = 102,465$ ,  $df = 1$ ,  $p < 10^{-6}$ ) – Obr. 20. U *F. ×bohemica* a *F. japonica* byla zjištěna vyšší míra regenerace ( $57,54 \pm SD 25,02$  %), u *F. sachalinensis* byla průměrná míra regenerace výrazně nižší ( $35,22 \pm SD 16,25$  %), Podrobnější výsledky míry regenerace oddenkových segmentů dle způsobu ošetření a taxonu jsou uvedeny v Tabulce 3.



Vliv vysvětlujících proměnných lokalita výskytu rostlin (ANOVA,  $F = 7.025$ ,  $df = 6$ ,  $p = 0,820$ ) a rozdílná hloubka oddenků v zemi (ANOVA,  $F = 0,081$ ,  $df = 3$ ,  $p = 0,970$ ) nebyl potvrzen.



Obrázek 19 – Procento zregenerovaných oddenkových segmentů v jednotlivých obdobích experimentu; střední „krabicová“ část diagramu obsahuje 50 % dat, shora je ohraničená 3. kvartilem, zespodu 1. kvartilem. Zesílené linie mezi nimi značí medián. Kolmé linie vycházející ze střední části diagramu vyjadřují variabilitu dat nad kvartily (25 %, 25 % dat).



Obrázek 20 – Procento zregenerovaných segmentů oddenku dle taxonu; FB – *F. ×bohemica*, FJ – *F. japonica*, FS – *F. sachalinensis*; střední „krabicová“ část diagramu obsahuje 50 % dat, shora je ohraničená 3. kvartilem, zespodu 1. kvartilem. Zesílené linie mezi nimi značí medián. Kolmé linie vycházející ze střední části diagramu vyjadřují variabilitu dat nad kvartily (25 %, 25 % dat).

Použitý GLM model:

**modelreg = aov (asin (sqrt (Procento zregenerovaných oddenků v setinách)) ~  
Období + Taxon2 + Lokalita + Ošetření + Hloubka cm).**

*Procento zregenerovaných oddenků v setinách* – počet zregenerovaných nodů k celkovému množství nodů na oddencích vyjádřený v setinách.

*Období* – období postřiku (léto, podzim).

*Taxon2* – *F. japonica*, *F. ×bohemica*, *F. sachalinensis* (FB a FJ byly spojeny do jedné vysvětlující proměnné, protože mezi nimi nebyl prokázán statisticky významný rozdíl – ANOVA, TukeyHSD,  $t = 0,124$ ,  $df = 2$ ,  $p = 0,902$ ).

*Lokalita* – proměnná vyjadřující jednotlivé lokality.

*Ošetření* – postřiky herbicidy a kontrolní plochy.

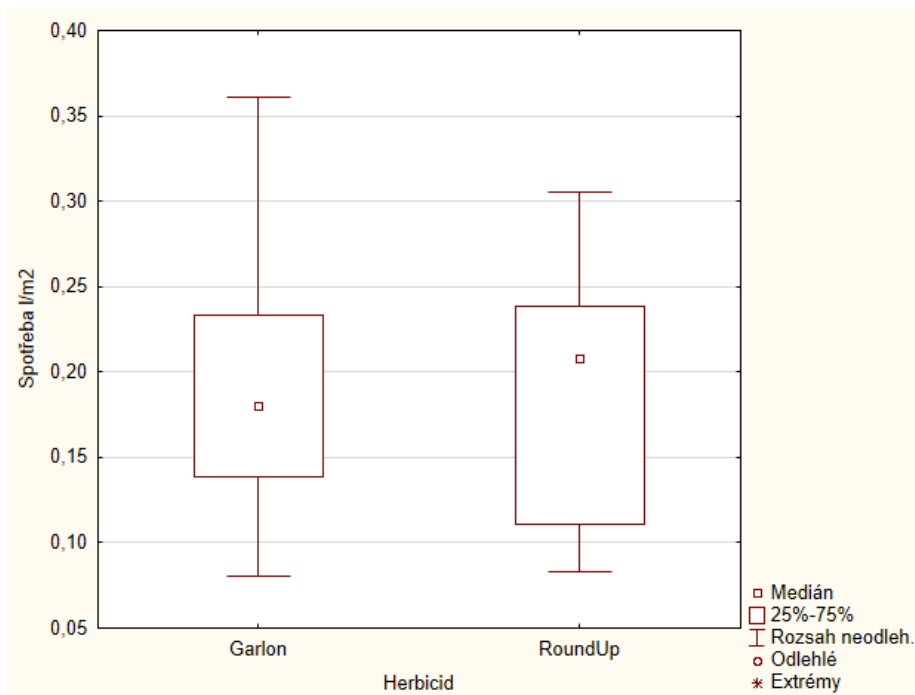
*Hloubka cm* – hloubka (v centimetrech), ze které byly oddenky kopány.

<b>Taxon</b>	<b>Období</b>	<b>Ošetření</b>	<b>Průměrné % zregenerovaných nodů ± SD</b>
FB_FJ	léto	Roundup	28,43 ± 6,18
FB_FJ	léto	Garlon	41,66 ± 10,92
FB_FJ	léto	Kontrola	88,06 ± 5,94
FB_FJ	podzim	Roundup	33,00 ± 9,10
FB_FJ	podzim	Garlon	63,56 ± 16,10
FB_FJ	podzim	Kontrola	90,50 ± 8,40
FS	léto	Roundup	24,14 ± 6,40
FS	léto	Garlon	17,96 ± 5,52
FS	léto	Kontrola	51,58 ± 7,95
FS	podzim	Roundup	29,83 ± 2,59
FS	podzim	Garlon	24,97 ± 2,73
FS	podzim	Kontrola	62,81 ± 9,81

Tabulka 3 – Průměrné procento zregenerovaných nodů; *F. ×bohemica* a *F. japonica* sloučeny do jedné proměnné FB\_FJ; FS – *F. sachalinensis*

### 5.3 Vyhodnocení finanční náročnosti testovaných metod

Po každém postřiku bylo zaznamenáno množství spotřebovaného herbicidu dle odměrné stupnice nádrže mechanického postřikovače. Na základě toho pak bylo vypočteno množství herbicidu aplikované na 1 m<sup>2</sup>, které bylo přepočteno na cenu za m<sup>2</sup> dle současné ceny koncentráту na trhu.

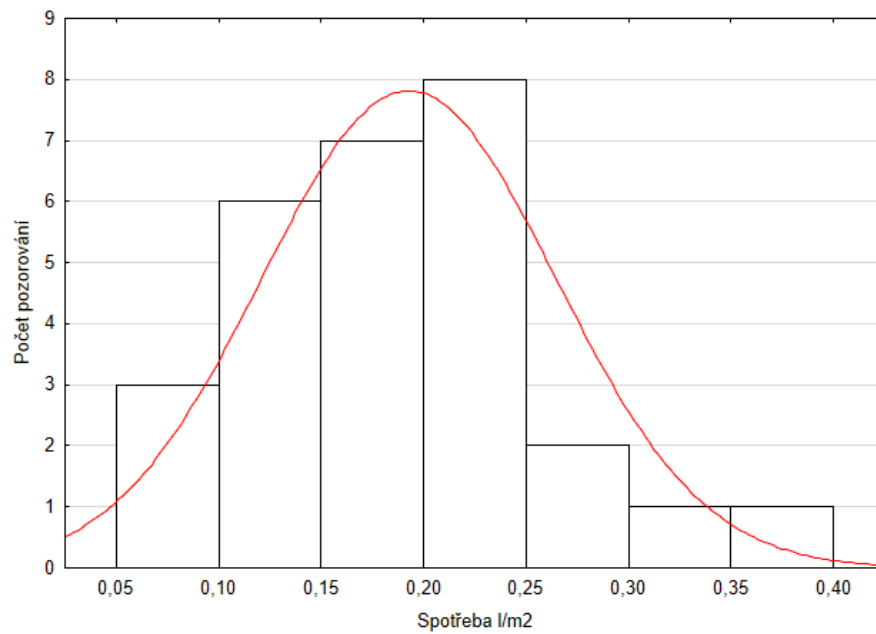


Obrázek 21 – Množství spotřebovaného roztoku herbicidu v litrech na m<sup>2</sup> dle typu herbicidu.

Během experimentů bylo spotřebováno průměrně 0,19 l postřikové jichy na 1 m<sup>2</sup> u obou herbicidů, což při přepočtu z ceny koncentráту (Agromanuálshop.cz 2018; SuperDISKONT 2018) vychází cca na 5,-Kč/m<sup>2</sup> u spotřeby Garlon New a přes 7,-Kč u Roundup Aktiv.

	Garlon New	Roundup Aktiv
<b>Průměrná spotřeba (l/m<sup>2</sup>)</b>	0,1942	0,1897
<b>Cena (Kč/m<sup>2</sup>)</b>	5,25	7,57
<b>Průměrný čas (s/m<sup>2</sup>)</b>	15	15

Tabulka 4 – Průměrná spotřeba a cena roztoku herbicidů a čas potřebný k aplikaci postřikové jichy



Obrázek 22 – Histogram znázorňující rozložení dat spotřebovaného množství obou herbicidů.

## 6 Diskuse

Tento experiment zkoumal reakce invazních taxonů křídlatek (*F. japonica*, *F. ×bohemica* a *F. sachalinensis*) na postřik neselektivním a selektivním herbicidem. Rovněž sledoval množství spotřebovaného herbicidu. Reakce rostlin na ošetření byla pozorována in situ (počet nových rostlin po postřicích) a poté ex situ zkoumáním regenerace jejich oddenků vykopaných z různých hloubek (10–50 cm).

Výsledky práce prokázaly rozdíly mezi částí in situ a ex situ. Pozorování počtu nových rostlin vykazovalo větší efektivitu postřiků v létě oproti podzimu, zatímco během regenerace oddenků ex situ došlo ke zjištění, že oddenky regenerovaly více po podzimních postřicích.

Experiment in situ bude pokračovat v jarních měsících roku 2019. Prozatímní výsledky přirůstání nadzemní biomasy poukazují na vyšší efektivitu beskydského postupu, protože na podzim byla tvorba nových rostlin výrazně nižší než po letních postřicích. Tato skutečnost může být nicméně zapříčiněna nastupujícím podzimním obdobím, kdy rostlina neinvestuje do tvorby nových výhonů tolik energie jako v létě, naopak dochází k přípravě na překonání zimního období translokací asimilátů do oddenků (Šrubař 2006). V tomto období navíc klesají průměrné denní teploty a mění se světelné podmínky, což jsou klíčové faktory růstu křídlatek (Beerling 1993; Beerling et al. 1994; Bashtanova et al. 2009). Pro potvrzení úspěšnosti beskydského postupu tak bude prioritní monitoring v následujících letech.

Experimentální část práce ex situ (pozorování regenerace oddenků) naopak efektivitu beskydského postupu vyvrací (oddenky po letní části postřiku regenerovaly o 9 % méně). Rozdíly byly kromě období i v regeneraci jednotlivých taxonů. *F. sachalinensis* regenerovala výrazně méně než ostatní taxony, což potvrzují i předchozí studie (Bímová et al. 2003; Parepa et al. 2014). Reakce taxonů se lišila i v závislosti na postřiku. U *F. sachalinensis* účinkoval lépe triclopyr (Garlon New), a to o 6 % v porovnání s glyfosátem (Roundup Aktiv), u *F. ×bohemica* a *F. japonica* se ukázalo efektivnější použití herbicidu na bázi glyfosátu (Roundup Aktiv), který byl v jejich případech účinnější o 22 %. Vyšší efektivitu účinku glyfosátu u *F. japonica* v porovnání s triclopyrem potvrdila také studie Delbart et al. (2012). Ta testovala kromě samotného

triclopyru i postřik směsí glyfosátu a triclopyru. Efektivita této směsi dosahovala ale stejných hodnot jako samotný postřik glyfosátem.

Jak již bylo uvedeno, křídlatky mají rozsáhlý oddenkový systém (Brock et al. 1995; Soll 2004), navíc jsou schopny regenerovat i z nepatrných oddenkových fragmentů (Brock and Wade 1992; Soll 2004; Sásik and Elias 2006). Je tedy důležité se v eradikačním managementu zaměřit na hodnocení účinku likvidačních postupů nejen na nadzemní biomasu, ale také na působení herbicidu v oddencích a posuzovat jejich životaschopnost.

Vyšší míra regenerace po podzimní aplikaci, která nekoresponduje s beskydským postupem, může mít důvod v časovém harmonogramu. Šrubař (2006) ve svém postupu zmiňuje, že výsledky metody jsou viditelné až na jaře následující sezóny, oddenky byly ovšem vykopány už po 30 dnech od aplikace herbicidů. Je tedy možné, že přesto, že byly herbicidy aplikovány při odkvětu rostlin, nedošlo ještě k úplné translokaci asimilátů do oddenkového systému. Při kontrolách experimentálních ploch tuto vegetační sezónu (2019) bude možno výsledky potvrdit či vyvrátit.

Množství spotřebovaného herbicidu lze brát pouze jako velmi orientační. Mechanické pístové ruční postřikovače se zdají být pro postřiky velmi neefektivní. Jejich použití je dostačující pro porosty menší rozlohy, na větších plochách je ale už při samotné aplikaci nemožno uhlídat efektivitu postřiku, navíc je celá aplikace časově náročná. Čtverec porostu o rozměrech  $10 \times 10$  m by tempem pozorovaným při experimentu trvalo ošetřit cca 25 minut, v závislosti na hustotě porostu. Množství spotřebovaného herbicidu během experimentu bylo opravdu velké – jako důkaz lze uvést porovnání spotřeby herbicidu Roundup Aktiv během experimentu, která tvořila  $0,19 \text{ l/m}^2$  s tabulkovou hodnotou. Množství, které bylo během experimentu spotřebováno pro postřik jednoho  $\text{m}^2$ , by mělo být dle etikety použito pro ošetření  $9,5 \text{ m}^2$  velké plochy (MZe 2018b), u triclopyru (Garlon New) by množství herbicidu spotřebovaného při postřiku dle etikety mělo vystačit na plochu  $7,5 \text{ m}^2$  (MZe 2017). Výrazná spotřeba mohla být způsobena nejen nízkou efektivitou používaného ručního pístového postřikovače ale i značnou hustotou a výškou porostu křídlatek, kdy se průměrná hmotnost biomasy (v sušině) obvykle pohybuje okolo  $1000 \text{ g/m}^2$  (Horn and Prach 1994; Horn 1997; Aguilera et al. 2010), za příznivých podmínek může dosahovat až  $2500 \text{ g/m}^2$  (Streikus et al. 2017), k největší produkci biomasy dochází

u taxonu *F. ×bohemica* (Bímová et al. 2003; Parepa et al. 2014). Doporučené množství dle etikety (bez stanovení specifických cílových rostlin) herbicidu mohlo být určeno pro plevel menších rozměrů (a tedy menší nadzemní biomasy).

V rámci finančního hodnocení na základě spotřebovaného herbicidu byla stanovena cena 7,5 Kč/m<sup>2</sup> u neselektivního herbicidu Roundup a 5 Kč/m<sup>2</sup> u selektivního herbicidu Garlon New. Ošetření větší plochy bylo tedy v rámci tohoto experimentu ekonomicky dosti náročné. V jedné z publikovaných prací se lze sice dočíst v souvislosti s managementovými zásahy na potlačení porostů křídlatky herbicidem o ceně cca 25 Kč/m<sup>2</sup>, v té je ale zahrnuto i další vybavení (náklady na postřikovač, ochranný oděv, rukavice, holínky), pohonné hmoty a mzda pro herbicid aplikujícího pracovníka, navíc je použit jiný druh Roundupu (FLEX) v odlišné (nižší) koncentraci (Petránková 2016).

Významnější vliv na ekonomickou stránku experimentu bude mít spíše jeho pokračování v jarních měsících roku 2019. V této fázi totiž proběhne první aplikace herbicidu vždy na rostliny o maximální výšce 1 m, dojde tak k rapidnímu snížení množství spotřebovaného herbicidu a tím i výsledné ceny na 1 m<sup>2</sup> ošetřeného porostu. Navíc bude aplikace herbicidu na menší rostliny časově méně náročná, což by metodu pro případné užití v praxi také výrazně zlevnilo. Pokud se tedy v pokračování experimentu ukáže, že postřik v jarních měsících je více nebo stejně efektivní jako postřik podzimní či letní, popř. že je efektivita sice nižší, ale je vyvážena výrazným snížením ceny postřiku, bude ekonomicky výhodnější aplikovat postřik v časné vegetační sezóně a ušetřit tak finance potřebné k pořízení herbicidu a čas nutný k ošetření porostů.

## 7 Závěr

Tato experimentální studie sledovala efektivitu likvidace invazních taxonů křídlatek herbicidními látkami triclopyr (přípravek Garlon New) a glyfosát (Roundup Aktiv) v letním a podzimním období in situ (zjišťováním přírůstku nových rostlin) a ex situ (regenerací oddenků v experimentálních nádobách).

Z výsledků vyplývá, že je vhodnější aplikovat postřik v letním období, kdy biomasa rostlin nedosahuje takových rozměrů jako na podzim, likvidace je tedy ekonomicky výhodnější a dochází k menší dotaci herbicidních látek do půdy. Navíc jsou průměrné denní teploty vyšší než v podzimním období, tudíž dochází i k efektivnější degradaci herbicidu v půdě. Pro taxony *F. ×bohemica* a *F. japonica* se ukázalo efektivnější použití neselektivního herbicidu na bázi glyfosátu (Roundup Aktiv), u *F. sachalinensis* je výhodnější použít selektivní triclopyr (Garlon New), pokud je použití v konkrétní lokalitě v souladu s etiketou přípravku.

Výsledky studie ukázaly, že nelze použít jednotnou metodu likvidace na invazní taxony křídlatek. Při výběru likvidační metody je třeba zohlednit i charakter stanoviště a poté plochy pravidelně monitorovat. Například dle Soll (2004) nemá užití 4% postřikové jichy triclopyru dlouhodobý efekt a při jeho použití je potřeba dlouhodobého managementu. Dále je nutné brát v potaz, že při užívání přípravku Garlon New (obsahující účinné látky triclopyr a fluxopyr) platí přísnější omezení pro aplikaci v ochranném pásmu vod, než je tomu u glyfosátu, což může aplikaci v některých oblastech (např. v ochranném pásmu II. stupně zdrojů povrchových vod) celoročně vyloučit (MZe 2017).



## 8 Přehled použité literatury a zdrojů

- Agromanualshop.cz (2018) Garlon New 11. <https://agromanualshop.cz/cz-detail-1369-garlon-new-11.html>
- Aguilera AG, Alpert P, Dukes JS, Harrington R (2010) Impacts of the invasive plant *Fallopia japonica* (Houtt.) on plant communities and ecosystem processes. *Biol Invasions* 12:1243–1252
- Bailey J (2003) Japanese knotweed sl at home and abroad. *Plant Invasions Ecol Threats Manag Solut* 183–196
- Bailey J, Conolly A (2000) Prize-winners to pariahs-a history of Japanese knotweed sl (*Polygonaceae*) in the British Isles. *Watsonia* 23:93–110
- Bailey JP, Bímová K, Mandák B (2009) Asexual spread versus sexual reproduction and evolution in Japanese Knotweed sl sets the stage for the “Battle of the Clones.” *Biol Invasions* 11:1189–1203
- Baird D (1971) Introduction of a new broad spectrum post emergence herbicide class with utility for herbaceous perennial weed control. In: Proceedings of the 26th North Central Weed Conference (Kansas City, USA, 7-9 December 1971). North Central Weed Science Society
- Bakels CC (2012) The early history of Cornflower (*Centaurea cyanus* L.) in the Netherlands. *Acta Palaeobot* 52:7
- Barták R, Konupková Kalousová Š, Krupová B (2010) Methods of elimination of invasive knotweed species (*Reynoutria* spp.). Morav-Silesian Reg Coop C˘SOP Salamandr Financ Support Eur Union
- Bashtanova U, Paul Beckett K, J. Flowers T (2009) Review: Physiological Approaches to the Improvement of Chemical Control of Japanese Knotweed (*Fallopia japonica*). *Weed Sci* 57:584–592 . doi: 10.1614/WS-09-069.1
- Baumel A, Ainouche M, Misset M, Gourret J, Bayer R (2003) Genetic evidence for hybridization between the native *Spartina maritima* and the introduced *Spartina alterniflora* (*Poaceae*) in South-West France: *Spartina* ×*neyrautii* re-examined. *Plant Syst Evol* 237:87–97
- Beerling DJ (1993) The impact of temperature on the northern distribution limits of the introduced species *Fallopia japonica* and *Impatiens glandulifera* in north-west Europe. *J Biogeogr* 45–53
- Beerling DJ, Bailey JP, Conolly AP (1994) *Fallopia japonica* (Houtt.) ronse decaene. *J Ecol* 82:959–979
- Benachour N, Séralini G-E (2008) Glyphosate formulations induce apoptosis and necrosis in human umbilical, embryonic, and placental cells. *Chem Res Toxicol* 22:97–105

- Benachour N, Sipahutar H, Moslemi S, Gasnier C, Travert C, Séralini G (2007) Time- and dose-dependent effects of roundup on human embryonic and placental cells. *Arch Environ Contam Toxicol* 53:126–133
- Benbrook CM (2016) Trends in glyphosate herbicide use in the United States and globally. *Environ Sci Eur* 28:3
- Berchová-Bímová K, Mandák B (2008) Všechno zlé je k něčemu dobré: evoluce křídlatek (*Fallopia*) v sekundárním areálu. *Zprávy Čes. Bot Spol Mater* 23:121–140
- Bímová K, Mandák B, Kašparová I (2004) How does *Reynoutria* invasion fit the various theories of invasibility? *J Veg Sci* 15:495–504
- Bímová K, Mandák B, Pyšek P (2003) Experimental study of vegetative regeneration in four invasive *Reynoutria* taxa (*Polygonaceae*). *Plant Ecol* 166:1–11 . doi: 10.1023/A:1023299101998
- Binimelis R, Born W, Monterroso I, Rodríguez-Labajos B (2008) Socio-economic impact and assessment of biological invasions. In: *Biological invasions*. Springer, pp 331–347
- Blackburn TM, Pyšek P, Bacher S, Carlton JT, Duncan RP, Jarošík V, Wilson JR, Richardson DM (2011) A proposed unified framework for biological invasions. *Trends Ecol Evol* 26:333–339
- Born W, Rauschmayer F, Bräuer I (2005) Economic evaluation of biological invasions—a survey. *Ecol Econ* 55:321–336
- 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 Geobot* 35:27–42
- Bradberry SM, Proudfoot AT, Vale JA (2004) Glyphosate poisoning. *Toxicol Rev* 23:159–167
- Braun M, Schindler S, Essl F (2016) Distribution and management of invasive alien plant species in protected areas in Central Europe. *J Nat Conserv* 33:48–57
- Brock J, Wade M (1992) Regeneration of Japanese knotweed (*Fallopia japonica*) from rhizomes and stems: observation from greenhouse trials. In: *IXe Colloque international sur la biologie des mauvaises herbes*, 16-18 September 1992, Dijon, France. ANPP, pp 85–94
- Brock JH, Child LE, de Waal L, Wade M, a další (1995) The invasive nature of *Fallopia japonica* is enhanced by vegetative regeneration from stem tissues. *Invasive Nat Fallopia Jpn Enhanc Veg Regen Stem Tissues* 131–139
- Brown LR, Moyle PB (1991) Changes in habitat and microhabitat partitioning within an assemblage of stream fishes in response to predation by Sacramento squawfish (*Ptychocheilus grandis*). *Can J Fish Aquat Sci* 48:849–856

- Busse MD, Ratcliff AW, Shestak CJ, Powers RF (2001) Glyphosate toxicity and the effects of long-term vegetation control on soil microbial communities. *Soil Biol Biochem* 33:1777–1789
- Bzdega K, Janiak A, Tarlowska S, Kurowska M, Tokarska-Guzik B, Szarejko I (2012) Unexpected genetic diversity of *Fallopia japonica* from Central Europe revealed after AFLP analysis. *Flora-Morphol Distrib Funct Ecol Plants* 207:636–645
- Carney E, Billington R, Barlow S (2007) Developmental toxicity evaluation of triclopyr butoxyethyl ester and triclopyr triethylamine salt in the CD rat. *Reprod Toxicol* 23:165–174
- Castillo J, Ayres D, Leira-Doce P, Bailey J, Blum M, Strong D, Luque T, Figueroa E (2010) The production of hybrids with high ecological amplitude between exotic *Spartina densiflora* and native *S. maritima* in the Iberian Peninsula. *Divers Distrib* 16:547–558
- Cessna AJ, Grover R, Waite DT (2002) Environmental fate of triclopyr. In: *Reviews of environmental contamination and toxicology*. Springer, pp 19–48
- Chrtek J (1990) *Reynoutria Houtt.* – křídlatka. In: Hejný S, Slavík B, Hrouda L, Skalický V (eds) *Květena České republiky 2*. Academia, Praha, pp 362–366
- Chrtek J, Chrtková A (1983) *Reynoutria × bohemica* nový kříženec z čeledi rdesnovitých. *Čas Nár Muz Praha Ser Nat* 152:120
- Chytrý M, Pyšek P (2008) Invaze nepůvodních druhů v rostlinných společenstvech. *Zprávy Čes Bot Spol* 43:17–40
- Clavero M, García-Berthou E (2005) Invasive species are a leading cause of animal extinctions. *Trends Ecol Evol* 20:110
- ČMMJ Č. myslivecká jednota, ČRS Č. rybářský svaz, ČSV Č. svaz včelařů, ČZS Č. zahrádkářský svaz, a další hospodáři v krajině (2016) Prohlášení Hospodářů v krajině k legislativě nepůvodních druhů
- ČMMJ Č. myslivecká jednota, ČRS Č. rybářský svaz, MRS Mor. rybářský svaz, ČSV Č. svaz včelařů, ČZS Č. zahrádkářský svaz, a další hospodáři v krajině (2019) Prohlášení Hospodářů v krajině k novele zákona o ochraně přírody a krajiny a k aktuálním tématům
- Collinge SK, Ray C, Gerhardt F (2011) Long-term dynamics of biotic and abiotic resistance to exotic species invasion in restored vernal pool plant communities. *Ecol Appl* 21:2105–2118
- Cottet M, Piola F, Le Lay Y-F, Rouifed S, Riviere-Honegger A (2015) How environmental managers perceive and approach the issue of invasive species: the case of Japanese knotweed s. l. (Rhône River, France). *Biol Invasions* 17:3433–3453
- Cox C (1995) Glyphosate, part 1: toxicology. *J Pestic Reform* 15:14–20

- Crockett RP (2005) Controlling knotweed (Control Strategies and Recommendation 2005). Tech Dev
- Crowley SL, Hinchliffe S, McDonald RA (2017) Invasive species management will benefit from social impact assessment. *J Appl Ecol* 54:351–357
- Cvachová A, Chromý P, Gojdičová E, Leskovjanská A, Pietorová E, Šimková A, Zaliberová M (2002) Průručka na určovanie vybraných invázných druhov rastlín. ŠOP SR Bratisl
- D Antonio C, Levine J, Thomsen M, a další (2001) Ecosystem resistance to invasion and the role of propagule supply: a California perspective. *J Mediterr Ecol* 2:233–246
- Daehler CC (2001) Darwin's naturalization hypothesis revisited. *Am Nat* 158:324–330
- D'Antonio CM, Vitousek PM (1992) Biological invasions by exotic grasses, the grass/fire cycle, and global change. *Annu Rev Ecol Syst* 23:63–87
- Darwin CR (1859) On the origin of species. John Murray, London
- Delbart E, Mahy G, Weickmans B, Henriët F, Crémer S, Pieret N, Vanderhoeven S, Monty A (2012) Can land managers control Japanese knotweed? Lessons from control tests in Belgium. *Environ Manage* 50:1089–1097
- Dick R, Quinn J (1995) Glyphosate-degrading isolates from environmental samples: occurrence and pathways of degradation. *Appl Microbiol Biotechnol* 43:545–550
- Dill GM, Sammons RD, Feng PC, Kohn F, Kretzmer K, Mehrsheikh A, Bleeke M, Honegger JL, Farmer D, Wright D, a další (2010) Glyphosate: discovery, development, applications, and properties. *Glyphosate Resist Crops Weeds Hist Dev Manag* 1–33
- Djeddour D, Shaw R, Evans H, Tanner R, Kurose D, Takahashi N, Seier M, a další (2008) Could *Fallopia japonica* be the first target for classical weed biocontrol in Europe. In: Proceedings of the XII International Symposium on biological control of Weeds. CABI Wallingford, UK, pp 463–469
- Dommanget F, Cavaillé P, Evette A, Martin F (2016) Asian knotweeds - an example of a raising threat? In: Krumm F, Vítková L (eds) Introduced tree species in European forests: opportunities and challenges. European Forest Institute, pp 202–211
- Dost FN (2003) Risk to workers using triclopyr formulations (Release® or Garlon®). Toxicol Potential Health Risk Chem May Be Encount Work Using For Veg Manag Options
- Duke SO, Powles SB (2008) Glyphosate: a once-in-a-century herbicide. *Pest Manag Sci* 64:319–325

- EC (2014) Regulation (EU) No 1143/2014 of the European Parliament and of the Council of 22 October 2014 on the prevention and management of the introduction and spread of invasive alien species. *Off J Eur Union* 2014:35–55
- EC (2016) Prováděcí nařízení komise (EU) 2016/1141, kterým se přijímá seznam invazních nepůvodních druhů s významným dopadem na Unii podle nařízení Evropského parlamentu a Rady (EU) č. 1143/2014. *Off J Eur Union* 2016:4–8
- Eckerlin RH, Ebel JG, Maylin GA, Muscato TV, Gutenmann WH, Bache CA, Lisk DJ (1987) Excretion of triclopyr herbicide in the bovine. *Bull Environ Contam Toxicol* 39:443–447
- Ehrenfeld JG (2010) Ecosystem consequences of biological invasions. *Annu Rev Ecol Evol Syst* 41:59–80
- EP (2009) Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2009/147/ES ze dne 30. listopadu 2009 o ochraně volně žijících ptáků. *Off J Eur Union* 2010:7–25
- ES (1992) Směrnice Rady 92/43/EHS ze dne 21. května 1992 o ochraně přírodních stanovišť, volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin. *Off J Eur Union* 1992:7–50
- Forlani G, Mangiagalli A, Nielsen E, Suardi C (1999) Degradation of the phosphonate herbicide glyphosate in soil: evidence for a possible involvement of unculturable microorganisms. *Soil Biol Biochem* 31:991–997
- Görner T (2018) Problematika invazních druhů a novelizace zákona 114/1992 Sb
- Gourley SA, Li J, Zou X (2016) A mathematical model for biocontrol of the invasive weed *Fallopia japonica*. *Bull Math Biol* 78:1678–1702
- Hagen EN, Dunwiddie PW (2008) Does stem injection of glyphosate control invasive knotweeds (*Polygonum* spp.)? A comparison of four methods. *Invasive Plant Sci Manag* 1:31–35
- Halford M, Heemers L, Mathys C, Vanderhoeven S, Mahy G (2011) Socio-economic survey on invasive plants and ornamental horticulture in Belgium
- Hewitt GM (1996) Some genetic consequences of ice ages, and their role in divergence and speciation. *Biol J Linn Soc* 58:247–276
- Hlaváček R, Mandák B, Pyšek P (1996) Několik poznámek k nálezu *Reynoutria japonica* var. *compacta* v České republice [Several notes on the find of *Reynoutria japonica* var. *compacta* in the Czech Republic]. *Zpr Čes Bot Společ* 31:167–171
- Hollingsworth M, Bailey J (2000a) Hybridisation and clonal diversity in some introduced *Fallopia* species (Polygonaceae). *Watsonia* 23:111–122
- Hollingsworth ML, Bailey JP (2000b) Evidence for massive clonal growth in the invasive weed *Fallopia japonica* (Japanese Knotweed). *Bot J Linn Soc* 133:463–472

- Holmes PM, Cowling RM (1997) Diversity, composition and guild structure relationships between soil-stored seed banks and mature vegetation in alien plant-invaded South African fynbos shrublands. *Plant Ecol* 133:107–122
- Hoppe HW (2013) Determination of glyphosate residues in human urine samples from 18 European countries. *Med Lab Brem* -28357 BremenGermany
- Horn P (1997) Sezónní dynamika nadzemní biomasy *Reynoutria japonica*. *Zprávy Čes Bot Spol Praha* 32:59–62
- Horn P, Prach K (1994) Aerial biomass of *Reynoutria japonica* and its comparison with that of native species. *Preslia* 66:345–348
- Houttuyn M, von Linné C, Philips JC (1777) *Natuurlyke Historie of uitvoerige Beschryving der Dieren, Planten en Mineraalen, volgens het Samenstel van der Heer Linnaeus II: De Kruiden*. Erven Van F Houttuyn Amst 639–640
- Hruška J (2017) Zjištění koncentrací totálního herbicidu glyfosát v organismech zvířat zemědělské krajiny
- Hulme PE, Pyšek P, Jarošík V, Pergl J, Schaffner U, Vila M (2013) Bias and error in understanding plant invasion impacts. *Trends Ecol Evol* 28:212–218
- Jílek P (2019) ČJ 17799/2019-MZE-18144: Odpověď na dotaz ve věci postupu Ministerstva zemědělství ve věci glyfosátu
- Johnson WG, Lavy TL, Gbur EE (1995) Sorption, mobility and degradation of triclopyr and 2, 4-D on four soils. *Weed Sci* 43:678–684
- Keeling RF, Stephens BB (2001) Antarctic sea ice and the control of Pleistocene climate instability. *Paleoceanography* 16:112–131
- Kimura Y, Okuda H (2001) Resveratrol isolated from *Polygonum cuspidatum* root prevents tumor growth and metastasis to lung and tumor-induced neovascularization in Lewis lung carcinoma-bearing mice. *J Nutr* 131:1844–1849
- Kishore GM, Shah DM (1988) Amino acid biosynthesis inhibitors as herbicides. *Annu Rev Biochem* 57:627–663
- Knox MF, Bryce JA (2019) Transcript of proceedings: Edward Hardeman, plaintiff, vs. Monsanto company
- Končerková L, Šebová H, Pintér E (2014) Evaluation of population regulation of invasive species *Fallopia × bohemica* by repeated mowing. *Acta Horti Regiotectuarum* 17:13–15
- Kretz M (1994) Kontrolle des Japan-Knöterichs an Fließgewässern, I. Erprobung Ausgewählter Methoden *Handb Wasser* 2:

- Kurose D, Furuya N, Saeki T, Tsuchiya K, Tsushima S, Seier MK (2016) Species-specific detection of *Mycosphaerella polygoni-cuspidati* as a biological control agent for *Fallopia japonica* by PCR assay. *Mol Biotechnol* 58:626–633
- Lagercrantz U, Ryman N (1990) Genetic structure of Norway spruce (*Picea abies*): concordance of morphological and allozymic variation. *Evolution* 44:38–53
- Lamberti-Raverot B, Piola F, Thiébaud M, Guillard L, Vallier F, Puijalon S (2017) Water dispersal of the invasive complex *Fallopia*: The role of achene morphology. *Flora* 234:150–157.
- Lehsten D, Dullinger S, Hülber K, Schurgers G, Cheddadi R, Laborde H, Lehsten V, François L, Dury M, Sykes MT (2014) Modelling the Holocene migrational dynamics of *Fagus sylvatica* L. and *Picea abies* (L.) H. K. *arst. Glob Ecol Biogeogr* 23:658–668
- Lepš J, Šmilauer P (2016) *Biostatistika*. Nakladatelství Jihočeské univerzity v Českých Budějovicích
- Levine JM, Vila M, Antonio CMD, Dukes JS, Grigulis K, Lavorel S (2003) Mechanisms underlying the impacts of exotic plant invasions. *Proc R Soc Lond B Biol Sci* 270:775–781
- Lewer P, Owen WJ (1990) Selective action of the herbicide triclopyr. *Pestic Biochem Physiol* 36:187–200
- Locke MA, Zablotowicz RM, Reddy KN (2008) Integrating soil conservation practices and glyphosate-resistant crops: impacts on soil. *Pest Manag Sci Former Pestic Sci* 64:457–469
- Lonsdale WM (1999) Global patterns of plant invasions and the concept of invasibility. *Ecology* 80:1522–1536
- Lososová Z, de Bello F, Chytrý M, Kühn I, Pyšek P, Sádlo J, Winter M, Zelený D (2015) Alien plants invade more phylogenetically clustered community types and cause even stronger clustering. *Glob Ecol Biogeogr* 24:786–794
- Mack MC, D'Antonio CM (1998) Impacts of biological invasions on disturbance regimes. *Trends Ecol Evol* 13:195–198
- Mandák B (2006a) *Reynoutria × bohémica* Chrtek et Chrtková, 1983. In: Mlíkovský J, Stýblo P (eds) *Nepůvodní druhy fauny a flóry České republiky*. ČSOP, Praha
- Mandák B (2006b) *Reynoutria sachalinensis* (F. Schmidt) Nakai 1919. In: Mlíkovský J, Stýblo P (eds) *Nepůvodní druhy fauny a flóry České republiky*. ČSOP, Praha
- Mandák B, Pyšek P (1997) Druhy rodu *Reynoutria* na území České republiky [Species of the genus *Reynoutria* in the Czech Republic]. *Invazní Rostl V Čes Flóře Invasive Plants Czech Flora Zpr Čes Bot Společ* 32:45–57

- Mandák B, Pyšek P (2002) *Reynoutria Houtt.* – křídlatka. In: Kubát K, Hrouda L, Chrtek Jr. J, Kaplan Z, Kirschner J, Štěpánek J (eds) *Klíč ke květeně České republiky*. Academia, Praha
- Mandák B, Pyšek P, Bímová K, a další (2004) History of the invasion and distribution of *Reynoutria taxa* in the Czech Republic: a hybrid spreading faster than its parents. *Preslia* 76:15–64
- Mandák B, Sádlo J (2006) *Agrostemma githago* L., 1753. In: Mlíkovský J, Stýblo P (eds) *Nepůvodní druhy fauny a flóry České republiky*. ČSOP, Praha
- Maurel N, Fujiyoshi M, Muratet A, Porcher E, Motard E, Gargominy O, Machon N (2013) Biogeographic comparisons of herbivore attack, growth and impact of Japanese knotweed between Japan and France. *J Ecol* 101:118–127
- Maurel N, Salmon S, Ponge J-F, Machon N, Moret J, Muratet A (2010) Does the invasive species *Reynoutria japonica* have an impact on soil and flora in urban wastelands? *Biol Invasions* 12:1709–1719
- MEA MEA (2005) *Ecosystems and human well-being: synthesis*. Island. Wash DC
- Mlíkovský J (2006a) *Nepůvodní druhy: Terminologie a definice*. Mlíkovský J Stýblo P *Nepůvodní Druhy Fauny Flóry Čes Repub ČSOP Praha* 12–13
- Mlíkovský J (2006b) Úvod. In: Mlíkovský J, Stýblo P (eds) *Nepůvodní druhy fauny a flóry české republiky*. ČSOP
- MMF (2002) *Globalization: Threat or Opportunity?* IMF Publ
- Murray J, Murray E, Johnson M, Clarke B, a další (1988) The extinction of *Partula* on Moorea. *Pac Sci* 42:150–153
- Murrell C, Gerber E, Krebs C, Parepa M, Schaffner U, Bossdorf O (2011) Invasive knotweed affects native plants through allelopathy. *Am J Bot* 98:38–43
- MZe (2019) *Vyjádření Ministerstva zemědělství k negativním účinkům glyfosátu na lidský organismus*
- MZe (2018a) Registr přípravků na ochranu rostlin. In: eAGRI. <http://eagri.cz/public/app/eagriapp/POR/>
- MZe (2018b) ROUNDUP® AKTIV. In: Registr Přípr. Na Ochr. Rostl. [eagri.cz/public/app/srs\\_pub/pp\\_public/rpg10a\\_util.download\\_i?xid=5662](http://eagri.cz/public/app/srs_pub/pp_public/rpg10a_util.download_i?xid=5662)
- MZe (2017) Garlon New – rozsah povoleného použití přípravku. In: Registr přípravků na ochranu rostlin [eagri.cz/public/app/srs\\_pub/pp\\_public/rpg10a\\_util.download\\_i?xid=5662](http://eagri.cz/public/app/srs_pub/pp_public/rpg10a_util.download_i?xid=5662)
- Opravil E (1984) *Poznámky k rekonstrukci přírodního prostředí v neolitu ČSSR*
- Parepa M, Fischer M, Krebs C, Bossdorf O (2014) Hybridization increases invasive knotweed success. *Evol Appl* 7:413–420



- Parker IM, Simberloff D, Lonsdale W, Goodell K, Wonham M, Kareiva P, Williamson M, Von Holle B, Moyle P, Byers J, a další (1999) Impact: toward a framework for understanding the ecological effects of invaders. *Biol Invasions* 1:3–19
- Patočka J, Hon Z, Procházka P, Kuča K (2011) Toxicology and environmental toxicology of herbicide triclopyr. *KONTAKT* 11:242–249
- Pejchar L, Mooney HA (2009) Invasive species, ecosystem services and human well-being. *Trends Ecol Evol* 24:497–504
- Pergl J, Sádlo J, Petrušek A, Laštůvka Z, Musil J, Perglová I, Šanda R, Šefrová H, Šíma J, Vohralík V, a další (2016) Black, Grey and Watch Lists of alien species in the Czech Republic based on environmental impacts and management strategy. *NeoBiota* 28:1
- Perkins PJ, Boermans HJ, Stephenson GR (2000) Toxicity of glyphosate and triclopyr using the frog embryo teratogenesis assay—*Xenopus*. *Environ Toxicol Chem* 19:940–945
- Petránková E (2016) Technika pro likvidaci nežádoucí vegetace. Bakalářská práce, Mendelova univerzita v Brně
- Pipke R, Amrhein N (1988) Degradation of the phosphonate herbicide glyphosate by *Arthrobacter atrocyaneus* ATCC 13752. *Appl Env Microbiol* 54:1293–1296
- Plesník J (2017) Šíření nepůvodních organismů ve světě bude pokračovat. 2017:
- Pogačnik L, Ulrich N, a další (2018) Invasive knotweed species as a rich source of antioxidants. *J EcoAgriTourism* 14:5–10
- Pott R (1997) Invasion of beech and establishment of beech forests in Europe. *Ann Bot* 55:27–57
- Prach K, Řehouňková K, Konvalinková P, Trnková R (2008) Invaze a sukcese [Invasion and succession]. *Zpr Čes Bot Společ* 43:41–49
- Procházka F, Bureš P, Čerovský J, Danihelka J, Grulich V, Hadinec J, a další (2001) Černý a červený seznam cévnatých rostlin České republiky (stav v roce 2000). *Příroda* 18:1–166
- Pyšek P (2018) Charles Elton a jeho šedesátiletá kniha. *Živa Časopis Biol Prác* 66:CXVII–CXVIII
- Pyšek P, Brock JH, Bímová K, Mandák B, Jarošík V, Koukolíková I, Pergl J, Štěpánek J (2003) Vegetative regeneration in invasive *Reynoutria* (Polygonaceae) taxa: the determinant of invasibility at the genotype level. *Am J Bot* 90:1487–1495
- Pyšek P, Chytrý M, Moravcová L, Pergl J, Perglová I, Prach K, Skálová H (2008) Návrh české terminologie vztahující se k rostlinným invazím. *Zprávy Čes Bot Spol* 43:219–221

- Pyšek P, Danihelka J, Sádlo J, Chrtek Jr J, Chytrý M, Jarošík V, Kaplan Z, Krahulec F, Moravcová L, Pergl J, a další (2012a) Catalogue of alien plants of the Czech Republic (2nd edition): checklist update, taxonomic diversity and invasion patterns. *Preslia* 84:155–255
- Pyšek P, Hulme PE (2005) Spatio-temporal dynamics of plant invasions: linking pattern to process. *Ecoscience* 12:302–315
- Pyšek P, Jarošík V, Hulme PE, Pergl J, Hejda M, Schaffner U, Vilà M (2012b) A global assessment of invasive plant impacts on resident species, communities and ecosystems: the interaction of impact measures, invading species' traits and environment. *Glob Change Biol* 18:1725–1737
- Pyšek P, Sádlo J (2004) Zavlečené rostliny: Sklízíme, co jsme zaseli. *Vesmír* 83:35–40
- Pyšek P, Sádlo J, Mandák B, a další (2002) Catalogue of alien plants of the Czech Republic. *Preslia* 74:97–186
- Rejmánek M, Richardson DM (1996) What attributes make some plant species more invasive? *Ecology* 77:1655–1661
- Rejmánek M, Richardson DM, Pyšek P, a další (2005) Plant invasions and invasibility of plant communities. *Veg Ecol* 33:235–255
- Relyea RA (2005) The lethal impact of Roundup on aquatic and terrestrial amphibians. *Ecol Appl* 15:1118–1124
- Ricciardi A (2007) Are modern biological invasions an unprecedented form of global change? *Conserv Biol* 21:329–336
- Richardson DM (2011) Fifty years of invasion ecology: the legacy of Charles Elton. John Wiley & Sons
- Richardson DM, Allsopp N, D'Antonio CM, Milton SJ, Rejmánek M (2000a) Plant invasions—the role of mutualisms. *Biol Rev* 75:65–93
- Richardson DM, Pyšek P (2006) Plant invasions: merging the concepts of species invasiveness and community invasibility. *Prog Phys Geogr* 30:409–431
- Richardson DM, Pyšek P, Rejmánek M, Barbour MG, Panetta FD, West CJ (2000b) Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Divers Distrib* 6:93–107
- Rouifed S, Bornette G, Mistler L, Piola F (2011) Contrasting response to clipping in the Asian knotweeds *Fallopia japonica* and *Fallopia × bohemica*. *Ecoscience* 18:110–114
- Růžička J (2014) Rozhodnutí o povolení - Garlon New
- Rybníček K, Rybníčková E (1994) Historie vegetace. Moravec J Kol Fytocenologie—Academia Praha

- Sásik R, Elias P (2006) Rhizome regeneration of *Fallopia japonica* (Japanese knotweed) (Houtt.) Ronse Decr. I. Regeneration rate and size of regenerated plants. *Folia Oecologica* 33:57–63
- Schiffleithner V, Essl F (2016) Is it worth the effort? Spread and management success of invasive alien plant species in a Central European National Park. *NeoBiota* 31:43
- Schweiger O, Biesmeijer JC, Bommarco R, Hickler T, Hulme PE, Klotz S, Kühn I, Moora M, Nielsen A, Ohlemüller R, a další (2010) Multiple stressors on biotic interactions: how climate change and alien species interact to affect pollination. *Biol Rev* 85:777–795
- Šefrová H, Laštůvka Z (2014) Catalogue of alien animal species in the Czech Republic. *Acta Univ Agric Silvic Mendel Brun* 53:151–170
- Shaw R, Tanner R, Djeddour D, Cortat G (2011) Classical biological control of *Fallopia japonica* in the United Kingdom—lessons for Europe. *Weed Res* 51:552–558
- Shaw RH, Ellison CA, Marchante H, Pratt CF, Schaffner U, Sforza RF, Deltoro V (2018) Weed biological control in the European Union: from serendipity to strategy. *BioControl* 63:333–347
- Simberloff D (2009) The role of propagule pressure in biological invasions. *Annu Rev Ecol Evol Syst* 40:81–102
- Skálová H, Štajerová K, Hejda M, Pergl J, Moravcová L, Perglová I, Čuda J, Jahodová Š, Marková Z, Sádlo J, Pyšek P (2014) Invaze ve faktech a termínech. *Aktuální Stav Invazních Druhů V ČR* 2–5
- Soll J (2004) Controlling knotweed (*Polygonum cuspidatum*, *P. sachalinense*, *P. polystachyum* and hybrids) in the Pacific Northwest. *Nat Conserv Va USA*
- Soll J, Kreuzer D, Strauss K, Dumont J, Jeidy L, Krass M, Aldassy C, Nemens D (2006) Sandy River Riparian Habitat Protection Project Report 2006. *Nat. Conserv U S*
- Sprankle P, Meggitt W, Penner D (1975) Adsorption, mobility, and microbial degradation of glyphosate in the soil. *Weed Sci* 23:229–234
- Šrubař M (2006) Konec vítězného tažení křídlatky. *Veronica* 20:15
- Sterling TM, Hal J (1997) Mechanism of action of natural auxins and the auxinic herbicides. *Rev. Toxicol* 1:111–142
- Streikus D, Jasinskas A, Domeika R, Čekanauskas S, Pedišius N, Vonžodas T, Annuk A (2017) Evaluation of giant knotweed and miscanthus as perspective energy plants and assessment of produced biofuel quality indicators. In: International scientific conference RURAL DEVELOPMENT 2017. pp 448–452

- Suda J, Trávníček P, Mandak B, Berchová-Bímová K, a další (2010) Genome size as a marker for identifying the invasive alien taxa in *Fallopia* section *Reynoutria*. *Preslia* 82:97–106
- SuperDISKONT (2018) Roundup AKTIV 1000 ml 4700. <https://www.superdiskont.cz/roundup-aktiv-1000-ml-4700>
- Taberlet P, Fumagalli L, Wust-Saucy A-G, Cosson J-F (1998) Comparative phylogeography and postglacial colonization routes in Europe. *Mol. Ecol.* 7:453–464
- Thompson DG (2011) Ecological impacts of major forest use pesticides. *Ecol Impacts Toxic Chem Ed F Sanchez-Bayo P Van Den Brink RM Mann Bentham Publ.* 88–110
- Tolasz R (2007) Atlas podnebí Česka. Český hydrometeorologický ústav; Univerzita Palackého v Olomouci, Praha
- Torstensson L (1985) Behaviour of glyphosate in soils and its degradation. *Herbic Glyphosate* edited E Grossbard Atkinson
- ÚKZÚZ MZe (2019) Omezení použití přípravků na ochranu rostlin s účinnou látkou glyfosát
- United Nations (1992) Convention on Biological Diversity, Article 8 h. In-situ Conservation.
- Vilà M, Basnou C, Pyšek P, Josefsson M, Genovesi P, Gollasch S, Nentwig W, Olenin S, Roques A, Roy D, a další (2010) How well do we understand the impacts of alien species on ecosystem services? A pan-European, cross-taxa assessment. *Front Ecol Environ* 8:135–144
- Vilà M, Espinar JL, Hejda M, Hulme PE, Jarošík V, Maron JL, Pergl J, Schaffner U, Sun Y, Pyšek P (2011) Ecological impacts of invasive alien plants: a meta-analysis of their effects on species, communities and ecosystems. *Ecol Lett* 14:702–708
- Vilà M, Weiner J (2004) Are invasive plant species better competitors than native plant species?—evidence from pair-wise experiments. *Oikos* 105:229–238
- Wan M, Moul D, Watts R (1987) Acute toxicity to juvenile pacific salmonids of Garlon 3A™, Garlon 4™, triclopyr, triclopyr ester, and their transformation products: 3, 5, 6-trichloro-2-pyridinol and 2-methoxy-3, 5, 6-trichloropyridine. *Bull Environ Contam Toxicol* 39:721–728
- Williams F, Eschen R, Harris A, Djeddour D, Pratt C, Shaw R, Varia S, Lamontagne-Godwin J, Thomas S, Murphy S, a další (2010) The economic cost of invasive non-native species on Great Britain. CABI Proj No VM10066 1–99
- Williams GM, Kroes R, Munro IC (2000) Safety evaluation and risk assessment of the herbicide Roundup and its active ingredient, glyphosate, for humans. *Regul Toxicol Pharmacol* 31:117–165

- Williamson M (1996) *Biological invasions*. Springer Science & Business Media
- Williamson M, Fitter A (1996) The varying success of invaders. *Ecology* 77:1661–1666
- Wright JT, McKenzie LA, Gribben PE (2007) A decline in the abundance and condition of a native bivalve associated with *Caulerpa taxifolia* invasion. *Mar Freshw Res* 58:263–272
- Zhang J, Weaver SE, Hamill AS (2000) Risks and reliability of using herbicides at below-labeled rates. *Weed Technol* 14:106–115
- Vyhláška č. 215/2008 Sb. o opatřeních proti zavlečení a rozšiřování škodlivých organismů rostlin a rostlinných produktů
- Zákon č. 114/1992 Sb. o ochraně přírody a krajiny
- Zákon č. 289/1995 Sb. o lesích a o změně některých zákonů (lesní zákon)
- Zákon č. 123/1998 Sb. o právu na informace o životním prostředí
- Zákon č. 254/2001 Sb. o vodách a o změně některých zákonů (vodní zákon)
- Zákon č. 449/2001 Sb. o myslivosti
- Zákon č. 99/2004 Sb. o rybníkářství, výkonu rybářského práva, rybářské stráž, ochraně mořských rybolovných zdrojů a o změně některých zákonů (zákon o rybářství)
- Zákon č. 326/2004 Sb. o rostlinolékařské péči a o změně některých souvisejících zákonů

## 9 Přehled obrázků

<b>Obrázek 1</b> – Semena <i>F. japonica</i> (lokalita Plzeň – Lobzy, prosinec 2018). .....	23
<b>Obrázek 2</b> – Uhynulé prýty <i>F. japonica</i> v zimním období; fotografie ilustruje částečně i sociální problémy spojené s invazemi rostlin (lokalita Plzeň, prosinec 2018). .....	24
<b>Obrázek 3</b> – Navážka obsahující oddenky <i>F. japonica</i> byla použita jako inertní odpad při výstavbě gabionu (lokalita Plzeň – Lobzy, prosinec 2018). .....	24
<b>Obrázek 4</b> – <i>F. ×bohemica</i> invadující zemědělskou půdu; v důsledku invaze (a špatných klimatických podmínek) byla téměř celá úroda zničená (lokalita Nové Jirny, září 2018). .....	25
<b>Obrázek 5</b> – <i>F. ×bohemica</i> invadující zemědělskou půdu; bližší pohled na zničenou úrodu kukuřice (lokalita Nové Jirny, září 2018). .....	25
<b>Obrázek 6</b> – Morfologické charakteristiky spodních listů jednotlivých druhů křídlatek, spolu se zvětšenými trichomy na rubu spodních listů; trichomy slouží jako důležitý determinační znak, vzhledem k morfologické variabilitě listů <i>F. ×bohemica</i> ; vypracováno dle Chrtek 1990; Mandák and Pyšek 1997; Cvachová et al. 2002; Mandák and Pyšek 2002; Bailey and Wisskirchen 2006. ....	43
<b>Obrázek 7</b> – Lokality zvolené pro následné vytyčení experimentálních ploch; použitý software ArcMap 10.6.1. ....	44
<b>Obrázek 8</b> – Geologická mapa lokality Konopiště .....	46
<b>Obrázek 9</b> – Geologická mapa lokalit Jirny a Nové Jirny .....	46
<b>Obrázek 10</b> – Geologická mapa lokalit Úvaly a Škvorec .....	47
<b>Obrázek 11</b> – Vlevo: Plánek experimentální plochy ukazující rozložení části určené k postřiku; vpravo: K vytyčování ploch byly použity dřevěné vytyčovací kolíky. ...	47
<b>Obrázek 12</b> – Vlevo: Pístové ruční postřikovače; Vpravo: Měření správné hloubky odběru oddenků .....	48
<b>Obrázek 13</b> – Vlevo nahoře: oddenek po vykopání, vpravo nahoře: očištění oddenku, dole: rozdělení na jednotlivé nody .....	49
<b>Obrázek 14</b> – Počet nových rostlin na základě ošetření dvěma herbicidy a na kontrolních plochách; střední „krabicová“ část diagramu obsahuje 50 % dat, shora je ohraničená 3. kvartilem, zespuďu 1. kvartilem. Zesílené linie mezi nimi značí medián. Kolmé linie vycházející ze střední části diagramu vyjadřují variabilitu dat nad kvartily (25 %, 25 % dat). Body znázorňují odlehlé hodnoty. ....	52

- Obrázek 15** – Počet nových rostlin na základě ošetření dvěma herbicidy Garlon New (účinná látka triclopyr) a Roundup Aktiv (účinná látka glyfosát); střední „krabicová“ část diagramu obsahuje 50 % dat, shora je ohraničená 3. kvartilem, zespodu 1. kvartilem. Zesílené linie mezi nimi značí medián. Kolmé linie vycházející ze střední části diagramu vyjadřují variabilitu dat nad kvartily (25 %, 25 % dat). Body znázorňují odlehlé hodnoty. .... 53
- Obrázek 16** – Počet nových rostlin dle taxonu v obou obdobích, u všech typů ošetření; Střední „krabicová“ část diagramu obsahuje 50 % dat, shora je ohraničená 3. kvartilem, zespodu 1. kvartilem. Zesílené linie mezi nimi značí medián. Kolmé linie vycházející ze střední části diagramu vyjadřují variabilitu dat nad kvartily (25 %, 25 % dat). Bod znázorňuje odlehlou hodnotu. .... 53
- Obrázek 17** – Znázornění počtu nových rostlin po aplikaci herbicidu ve dvou sledovaných obdobích; Střední „krabicová“ část diagramu obsahuje 50 % dat, shora je ohraničená 3. kvartilem, zespodu 1. kvartilem. Zesílené linie mezi nimi značí medián. Kolmé linie vycházející ze střední části diagramu vyjadřují variabilitu dat nad kvartily (25 %, 25 % dat). Body znázorňují odlehlé hodnoty. .... 54
- Obrázek 18** – Znázornění rozložení variability dat procenta zregenerovaných nodů dle typu ošetření; Střední „krabicová“ část diagramu obsahuje 50 % dat, shora je ohraničená 3. kvartilem, zespodu 1. kvartilem. Zesílené linie mezi nimi značí medián. Kolmé linie vycházející ze střední části diagramu vyjadřují variabilitu dat nad kvartily (25 %, 25 % dat). Body znázorňují odlehlé hodnoty. .... 56
- Obrázek 19** – Procento zregenerovaných oddenkových segmentů v jednotlivých obdobích experimentu; střední „krabicová“ část diagramu obsahuje 50 % dat, shora je ohraničená 3. kvartilem, zespodu 1. kvartilem. Zesílené linie mezi nimi značí medián. Kolmé linie vycházející ze střední části diagramu vyjadřují variabilitu dat nad kvartily (25 %, 25 % dat). .... 57
- Obrázek 20** – Procento zregenerovaných segmentů oddenku dle taxonu; FB – F. ×bohemica, FJ – F. japonica, FS – F. sachalinensis; střední „krabicová“ část diagramu obsahuje 50 % dat, shora je ohraničená 3. kvartilem, zespodu 1. kvartilem. Zesílené linie mezi nimi značí medián. Kolmé linie vycházející ze střední části diagramu vyjadřují variabilitu dat nad kvartily (25 %, 25 % dat). .... 57
- Obrázek 21** – Množství spotřebovaného roztoku herbicidu v litrech na m<sup>2</sup> dle typu herbicidu. .... 59

<b>Obrázek 22</b> – Histogram znázorňující rozložení dat spotřebovaného množství obou herbicidů.....	60
--	----

## 10 Přehled tabulek

<b>Tabulka 1</b> – FB: Fallopia ×bohemica; FJ: Fallopia japonica; FS: Fallopia sachalinensis; CMM: českomoravské mezofytikum; CT: české termofytikum. ....	45
<b>Tabulka 2</b> – Průměrný počet nově vytvořených rostlin; F. ×bohemica a F. sachalinensis spojeny do jedné vysvětlující proměnné FB_FS; F. japonica – FJ; Postřik – společná vysvětlující proměnná pro herbicidy Roundup a Garlon .....	55
<b>Tabulka 3</b> – Průměrné procento zregenerovaných nodů; F. ×bohemica a F. japonica sloučeny do jedné proměnné FB_FJ; FS – F. sachalinensis .....	58
<b>Tabulka 4</b> – Průměrná spotřeba a cena roztoku herbicidů a čas potřebný k aplikaci postřikové jíchy.....	59



## 11 Přílohy

**Příloha č. 1** – Mladé prýty *F. japonica* (lokalita Plzeň – Lobzy, duben 2019).



**Příloha č. 2** – V městském prostředí mohou být porosty křídlatky hnízdni příležitostí, opuštěné hnízdo v porostu *F. japonica* (Plzeň, únor 2019).





**Příloha č. 3** – Porost *F. ×bohemica* na zemědělské půdě (lokalita Nové Jirny, červen 2018).



**Příloha č. 4** – Porost *F. ×bohemica* na zemědělské půdě, o 3 měsíce později (lokalita Nové Jirny, září 2018).





**Příloha č. 5** – Reakce porostu *F. ×bohemica* na postřik herbicidem Roundup (lokalita Jirny – hřbitov, říjen 2018).



**Příloha č. 6** – Regenerující segmenty *F. ×bohemica* (letní postřik, Roundup).





**Příloha č. 7** – Regenerující segmenty *F. japonica* v experimentální nádobě (podzim).



**Příloha č. 8** – Regenerující segmenty *F. japonica* – detail (podzim).



**Příloha č. 9 – Souhrnná tabulka výsledků regenerace oddenků (léto).**

Lokalita	Taxon	Osetreni	Hloubka_cm	Počet_nodu	Počet_zregenerovanych	% zregenerovanych
Konopiste	FS	Garlon	20-30	8	1	12,5
Konopiste	FS	Garlon	10-20	45	8	17,8
Konopiste	FB	RoundUP	20-30	18	4	22,2
Konopiste	FS	Garlon	30-40	18	4	22,2
Konopiste	FS	RoundUP	20-30	21	5	23,8
Konopiste	FS	Garlon	40-50	7	2	28,6
Konopiste	FS	RoundUP	30-40	7	2	28,6
Konopiste	FS	RoundUP	10-20	33	11	33,3
Konopiste	FB	RoundUP	10-20	20	8	40
Konopiste	FS	Kontrola	20-30	49	24	49
Konopiste	FB	Garlon	20-30	12	6	50
Konopiste	FS	Kontrola	10-20	22	11	50
Konopiste	FS	Kontrola	30-40	13	7	53,8
Konopiste	FB	Garlon	10-20	9	5	55,6
Konopiste	FB	Kontrola	30-40	6	5	83,3
Konopiste	FB	Kontrola	10-20	25	21	84
Konopiste	FB	Kontrola	20-30	34	32	94,1
Novelirny_hrbitov	FB	RoundUP	20-30	23	5	21,7
Novelirny_hrbitov	FB	RoundUP	10-20	17	4	23,5
Novelirny_hrbitov	FB	RoundUP	30-40	22	6	27,3
Novelirny_hrbitov	FB	Garlon	30-40	12	4	33,3
Novelirny_hrbitov	FB	Garlon	10-20	23	8	34,8
Novelirny_hrbitov	FB	Garlon	20-30	36	13	36,1
Novelirny_hrbitov	FB	Kontrola	30-40	9	7	77,8
Novelirny_hrbitov	FB	Kontrola	10-20	19	17	89,5
Novelirny_hrbitov	FB	Kontrola	20-30	29	27	93,1
Novelirny_pole	FB	RoundUP	10-20	45	14	31,1
Novelirny_pole	FB	RoundUP	20-30	30	11	36,7
Novelirny_pole	FB	Garlon	10-20	26	12	46,2
Novelirny_pole	FB	Garlon	20-30	51	24	47,1
Novelirny_pole	FB	Kontrola	10-20	39	37	94,9
Novelirny_pole	FB	Kontrola	20-30	36	35	97,2
Skvorec	FJ	RoundUP	30-40	6	1	16,7
Skvorec	FJ	Garlon	30-40	20	5	25
Skvorec	FJ	RoundUP	10-20	30	9	30
Skvorec	FJ	RoundUP	20-30	15	5	33,3
Skvorec	FJ	Garlon	10-20	42	16	38,1
Skvorec	FJ	Garlon	20-30	36	16	44,4
Skvorec	FJ	Kontrola	10-20	13	12	92,3
Uvaly	FS	Garlon	30-40	8	1	12,5
Uvaly	FS	Garlon	10-20	15	2	13,3
Uvaly	FS	RoundUP	10-20	20	3	15
Uvaly	FS	Garlon	20-30	16	3	18,8
Uvaly	FS	RoundUP	20-30	10	2	20
Uvaly	FS	Kontrola	20-30	5	2	40
Uvaly	FS	Kontrola	10-20	34	17	50
Uvaly	FS	Kontrola	30-40	6	4	66,7
Uvaly_skola	FJ	Garlon	30-40	4	1	25
Uvaly_skola	FJ	RoundUP	20-30	15	4	26,7
Uvaly_skola	FJ	RoundUP	30-40	14	4	28,6
Uvaly_skola	FJ	RoundUP	10-20	22	7	31,8
Uvaly_skola	FJ	Garlon	10-20	12	5	41,7
Uvaly_skola	FJ	Garlon	20-30	28	18	64,3
Uvaly_skola	FJ	Kontrola	30-40	11	9	81,8
Uvaly_skola	FJ	Kontrola	20-30	31	26	83,9
Uvaly_skola	FJ	Kontrola	10-20	33	28	84,8

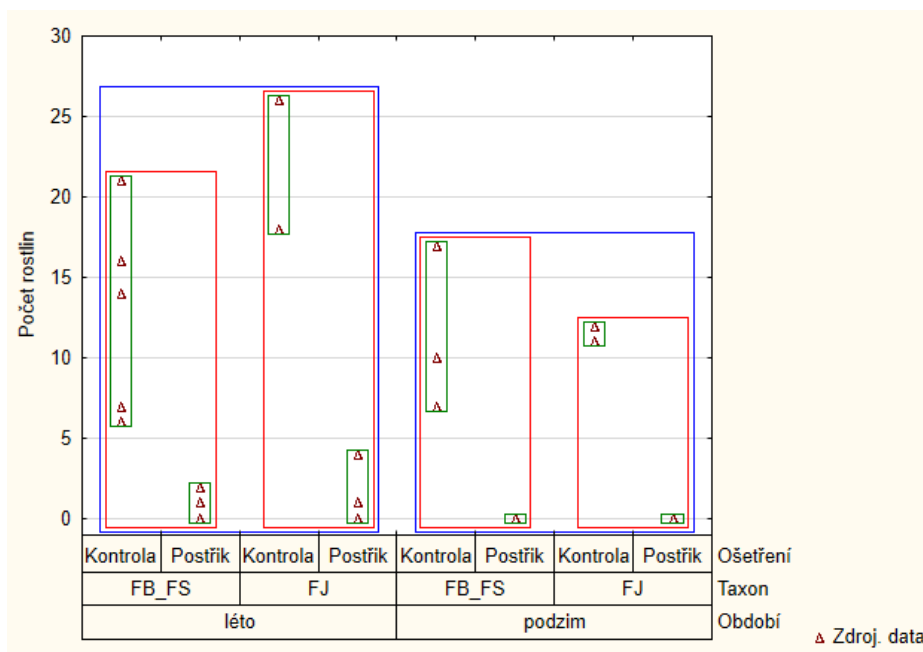
**Příloha č. 10 – Souhrnná tabulka výsledků regenerace oddenků (podzim).**

Lokalita	Taxon	Osetreni	Hloubka_cm	Počet_nodu	Počet_zregenerovanych	% zregenerovanych
Konopiste	FB	Kontrola	10-20	19	15	78,9
Konopiste	FB	Kontrola	20-30	6	5	83,3
Konopiste	FB	Kontrola	30-40	9	7	77,8
Konopiste	FB	Garlon	10-20	70	39	55,7
Konopiste	FB	Garlon	20-30	38	20	52,6
Konopiste	FB	Garlon	30-40	39	16	41,0
Konopiste	FB	RoundUP	10-20	41	9	22,0
Konopiste	FB	RoundUP	20-30	35	9	25,7
Konopiste	FB	RoundUP	30-40	13	4	30,8
Konopiste	FS	Kontrola	10-20	33	20	60,6
Konopiste	FS	Kontrola	20-30	26	21	80,8
Konopiste	FS	Kontrola	30-40	18	12	66,7
Konopiste	FS	Garlon	10-20	62	18	29,0
Konopiste	FS	Garlon	20-30	29	7	24,1
Konopiste	FS	Garlon	40-50	16	4	25,0
Konopiste	FS	RoundUP	10-20	55	17	30,9
Konopiste	FS	RoundUP	20-30	61	19	31,1
Konopiste	FS	RoundUP	30-40	16	4	25,0
Noveljirny_hrbitov	FB	Garlon	10-20	37	20	54,1
Noveljirny_hrbitov	FB	Garlon	20-30	21	12	57,1
Noveljirny_hrbitov	FB	Garlon	30-40	36	20	55,6
Noveljirny_hrbitov	FB	RoundUP	10-20	16	5	31,3
Noveljirny_hrbitov	FB	RoundUP	20-30	29	7	24,1
Noveljirny_hrbitov	FB	RoundUP	30-40	29	8	27,6
Noveljirny_hrbitov	FB	Kontrola	10-20	32	30	93,8
Noveljirny_hrbitov	FB	Kontrola	20-30	27	24	88,9
Noveljirny_hrbitov	FB	Kontrola	30-40	11	11	100,0
Noveljirny_pole	FB	Kontrola	10-20	36	35	97,2
Noveljirny_pole	FB	Kontrola	20-30	21	21	100,0
Noveljirny_pole	FB	Kontrola	30-40	26	25	96,2
Noveljirny_pole	FB	Garlon	10-20	71	64	90,1
Noveljirny_pole	FB	Garlon	20-30	22	16	72,7
Noveljirny_pole	FB	RoundUP	10-20	21	11	52,4
Noveljirny_pole	FB	RoundUP	20-30	28	12	42,9
Noveljirny_pole	FB	RoundUP	30-40	27	13	48,1
Skvorec	FJ	Garlon	10-20	25	10	40,0
Skvorec	FJ	Garlon	20-30	31	18	58,1
Skvorec	FJ	Garlon	30-40	35	24	68,6
Skvorec	FJ	RoundUP	10-20	43	11	25,6
Skvorec	FJ	RoundUP	20-30	65	17	26,2
Skvorec	FJ	RoundUP	30-40	36	16	44,4
Skvorec	FJ	Kontrola	10-20	28	25	89,3
Skvorec	FJ	Kontrola	20-30	30	22	73,3
Skvorec	FJ	Kontrola	30-40	18	15	83,3
Uvaly	FS	Garlon	10-20	45	12	26,7
Uvaly	FS	Garlon	20-30	25	5	20,0
Uvaly	FS	Garlon	30-40	8	2	25,0
Uvaly	FS	RoundUP	10-20	20	6	30,0
Uvaly	FS	RoundUP	20-30	14	4	28,6
Uvaly	FS	RoundUP	30-40	9	3	33,3
Uvaly	FS	Kontrola	10-20	14	9	64,3
Uvaly	FS	Kontrola	20-30	10	5	50,0
Uvaly	FS	Kontrola	30-40	11	6	54,5
Uvaly_posed	FJ	Garlon	10-20	48	40	83,3
Uvaly_posed	FJ	Garlon	20-30	52	49	94,2
Uvaly_posed	FJ	Garlon	30-40	6	4	66,7
Uvaly_posed	FJ	RoundUP	10-20	45	14	31,1
Uvaly_posed	FJ	RoundUP	20-30	27	8	29,6
Uvaly_posed	FJ	RoundUP	30-40	9	3	33,3
Uvaly_posed	FJ	Kontrola	10-20	51	49	96,1
Uvaly_posed	FJ	Kontrola	20-30	62	58	93,5
Uvaly_posed	FJ	Kontrola	30-40	30	30	100,0
Uvaly_posed	FJ	Kontrola	40-50	55	53	96,4

**Příloha č. 11 – Souhrnná tabulka pozorování vzniku nových rostlin in situ.**

<b>Obdobi</b>	<b>Taxon</b>	<b>Lokalita</b>	<b>Pocet_rostlin</b>	<b>Osetreni</b>
leto	FB	Konopiste	0	RoundUp
leto	FB	Konopiste	1	Garlon
leto	FB	Konopiste	7	Kontrola
podzim	FB	Konopiste	0	RoundUp
podzim	FB	Konopiste	0	Garlon
podzim	FB	Konopiste	7	Kontrola
leto	FS	Konopiste	1	RoundUp
leto	FS	Konopiste	2	Garlon
leto	FS	Konopiste	6	Kontrola
podzim	FS	Konopiste	0	RoundUp
podzim	FS	Konopiste	0	Garlon
podzim	FS	Konopiste	10	Kontrola
leto	FB	NJ_hrbitov	0	RoundUp
leto	FB	NJ_hrbitov	2	Garlon
leto	FB	NJ_hrbitov	21	Kontrola
podzim	FB	NJ_hrbitov	0	RoundUp
podzim	FB	NJ_hrbitov	0	Garlon
podzim	FB	NJ_hrbitov	10	Kontrola
leto	FB	NJ_pole	0	RoundUp
leto	FB	NJ_pole	0	Garlon
leto	FB	NJ_pole	16	Kontrola
podzim	FB	NJ_pole	0	RoundUp
podzim	FB	NJ_pole	0	Garlon
podzim	FB	NJ_pole	17	Kontrola
leto	FJ	UVALY_skola	0	RoundUp
leto	FJ	UVALY_skola	1	Garlon
leto	FJ	UVALY_skola	18	Kontrola
podzim	FJ	UVALY_posed	0	RoundUp
podzim	FJ	UVALY_posed	0	Garlon
podzim	FJ	UVALY_posed	11	Kontrola
leto	FJ	SKVOREC	4	RoundUp
leto	FJ	SKVOREC	1	Garlon
leto	FJ	SKVOREC	26	Kontrola
podzim	FJ	SKVOREC	0	RoundUp
podzim	FJ	SKVOREC	0	Garlon
podzim	FJ	SKVOREC	12	Kontrola
leto	FS	UVALY_silnice	0	RoundUp
leto	FS	UVALY_silnice	0	Garlon
leto	FS	UVALY_silnice	14	Kontrola
podzim	FS	UVALY_silnice	0	RoundUp
podzim	FS	UVALY_silnice	0	Garlon
podzim	FS	UVALY_silnice	10	Kontrola

**Příloha č. 12** – Znázornění rozložení variability dat počtu nových rostlin dle typu ošetření, ročního období a taxonu; F. ×bohemica a F. sachalinensis byly vzhledem k výsledkům analýzy spojeny do jedné vysvětlující proměnné FB\_FS; FJ – F. japonica; Postřik – Společná vysvětlující proměnná pro herbicidy Roundup a Garlon.



**Příloha č. 13** – Znázornění rozložení variability dat procent zregenerovaných nodů dle typu ošetření, ročního období a taxonu; F. ×bohemica a F. japonica byly vzhledem k výsledkům analýzy spojeny do jedné vysvětlující proměnné FB\_FJ; FS – F. sachalinensis; Procento zregenerovaných – počet zregenerovaných nodů k celkovému množství nodů na oddencích.

