

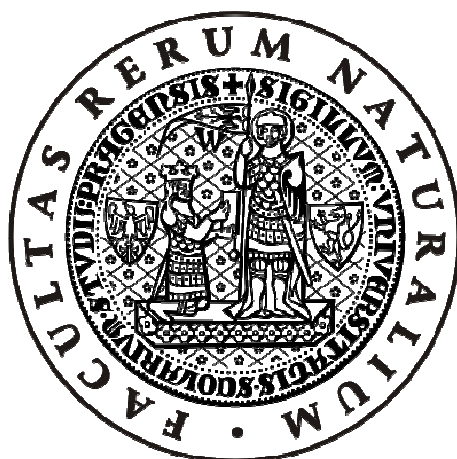
Univerzita Karlova v Praze

Přírodovědecká fakulta

Katedra botaniky

Studijní program Biologie

Studijní obor Botanika



Bc. Marek Hladík

**Studie ekosystémových dopadů invaze
bolševníku velkolepého
(*Heracleum mantegazzianum*)**

Study of ecosystem impact of giant hogweed
(*Heracleum mantegazzianum*)

Diplomová práce

školitel: Ing. Jan Pergl, Ph.D.

Praha 2011

Prohlášení:

Prohlašuji, že jsem závěrečnou práci zpracoval samostatně a že jsem uvedl všechny použité informační zdroje a literaturu. Tato práce ani její podstatná část nebyla předložena k získání jiného nebo stejného akademického titulu.

Podepsán.....Marek Hladík.....v Praze dne.....6. 5. 2011.....

Poděkování:

Děkuji svému školiteli Honzovi Perglovi za velmi vstřícné konzultace. Děkuji svým rodičům a bratrovi za zajišťování mých životních potřeb, za vytváření příhodného studijního prostředí a především za pomoc a nasazení při terénních pracích. Děkuji svojí přítelkyni za všeobecnou podporu a pochopení, s její láskou šlo vše jednodušeji.

Obsah

Abstrakt:	3
Klíčová slova:.....	3
Abstract:	3
Key words:	3
I. Úvod	4
II. Cíle práce	8
III. Metodika	11
<i>Lokalita CHKO Slavkovský les</i>	11
<i>Heracleum mantegazzianum (bolševník velkolepý)</i>	11
<i>Mikroklimatická měření</i>	12
<i>Výsevové pokusy</i>	13
<i>Vliv na produkci semen</i>	15
<i>Analýza dat</i>	16
IV. Výsledky	19
<i>Mikroklimatická měření</i>	19
<i>Výsevové pokusy</i>	21
<i>Vliv na produkci semen</i>	23
V. Diskuse	25
<i>Mikroklimatická měření</i>	25
<i>Výsevové pokusy</i>	27
<i>Vliv na produkci semen</i>	28
<i>Syntéza</i>	29
VI. Závěr	30
VII. Citovaná literatura	31
VIII. Přílohy	35

Abstrakt:

Předkládaná práce se zabývá ekologickými dopady invaze bolševníku velkolepého (*Heracleum mantegazzianum*) ve Slavkovském lese. Jako významný invazní druh s negativním impaktem na lidské zdraví byl předmětem mnoha studií. Navzdory tomu je stále málo známo o jeho vlivu na invadovaný ekosystém. Předmětem mého výzkumu bylo hledat možné změny na stanovištích s *H. mantegazzianum*. Práce byla rozdělena na tři části:

- 1) mikroklimatická měření teplot a vlhkostí a jejich porovnávání mezi invadovanou a kontrolní vegetací,
- 2) vysévání modelových rostlin do invadovaných porostů a kontrolních porostů a porovnávání míry jejich klíčení a přežívání semenáčků a
- 3) studie vlivu přítomnosti *H. mantegazzianum* na produkci semen modelového druhu.

Má práce ukázala, že invaze *Heracleum mantegazzianum* mění mikroklimatické podmínky stanoviště. Jaký to může mít impakt na druhy invadovaných společenstev je však potřeba dále studovat. Vliv přítomnosti *H. mantegazzianum* na klíčení a přežívání vysévaných rostlin byl neprůkazný. Stejně tak se neprokázal dopad na množství produkovaných semen modelovou rostlinou.

Klíčová slova:

bolševník velkolepý, *Heracleum mantegazzianum*, impakt, biologické invaze, opylování, změna mikroklimatu

Abstract:

Study of ecosystem impact of giant hogweed (*Heracleum mantegazzianum*)

The present study deals with ecological impact of giant hogweed (*Heracleum mantegazzianum*) invasion in Slavkovský les area. Being one of the prominent invasive species with significant impact on human health it has been subjected to a wide research. In spite of that little is known about its impact on the invaded ecosystem. My research was therefore focused on analysis of the ecosystem impact, particularly 1) microclimatic measurements of temperature and soil moisture and their comparisons between invaded and noninvaded vegetation, 2) comparison of germination and survival of model plant species sowed into invaded and noninvaded plots and 3) study of the effect of *H. mantegazzianum* presence on model species seed production.

Results have shown significant alteration of microclimate due to *H. mantegazzianum* invasion. Further research is needed to resolve what impact it may pose to species in invaded communities. The effect of *Heracleum mantegazzianum* presence on germination and survival of model species was not significant. Similarly, seed production of model plants was not significantly affected.

Key words:

giant hogweed, *Heracleum mantegazzianum*, impact, biological invasion, change of microclimate, pollinator services

I. Úvod

Studium dopadů invazí nepůvodních druhů je jednou z dlouholetých snah ekologů pojmout fenomén zvýšené migrace druhů v globálním měřítku, který je průvodním jevem globalizace lidské společnosti (Lockwood et al. 2007). Transport druhů člověkem přes biogeografické hranice, narušení stanovišť lidskou činností a probíhající klimatické změny ruší přirozené bariéry bránící šíření nepůvodních druhů. Není to pravidlem, avšak tyto nově zavlečené druhy mohou způsobovat škody jak ekologické, vytlačováním původních druhů a snižováním jejich diversity, tak ekonomické, spojené s narušováním lidského hospodaření a zdravotními riziky. Prevence, kontrola a likvidace následků biologických invazí stojí ročně odhadem 5% světového HDP (Pimentel et al. 2002). Odhad přímých nákladů spojených s nepůvodními druhy v EU se pohybuje ročně v rozmezí 40–190 milionů Eur (Shine et al. 2010).

Právě pro potřeby managementu je třeba vypracovat systém jak dopady, neboli impakt, invazních druhů ohodnocovat. Impakt invazních druhů je komplexní pojem, zahrnující jak ekologické tak i ekonomické dopady invaze (Parker et al. 1999). Ekologický impakt se řadí do pěti úrovní. Na genetické úrovni může invazní druh měnit selekční tlaky na populace původních druhů nebo genové toky mezi nimi. Také může hybridizovat s příbuznými druhy a snižovat tak jejich plodnost nebo produkovat jejich kompetitory a další potenciálně nebezpečné invazní taxony (Abbot et al. 2003, Ellstrand a Schierenbeck 2000). Na individuální úrovni a s ní těsně související populační úrovni může invazní druh měnit míru produkce nových jedinců původních druhů, jejich růst a přežívání, také může měnit morfologii nebo chování jedinců (Busch a Smith 1995, Chittka a Schürkens 2001, Brown et al. 2002). Tyto změny se samozřejmě promítnou do populačních charakteristik ovlivněných druhů. Následky pak máme možnost pozorovat na úrovni společenstva. Mezidruhovými interakcemi původních a nepůvodních druhů může dojít ke změnám druhového složení, diversity či trofické struktury invadovaného společenstva (Mooney a Cleland 2001). Konečně, na ekosystémové úrovni dokážou některé invazní druhy pozměnit vlastnosti a fungování celého ekosystému, například přeměrovat toky zdrojů v ekosystému nebo změnit režim disturbancí (Vitousek et al. 1987, Vitousek 1990). Tyto úrovně jsou samozřejmě navzájem propojené a ovlivňují se. Z hlediska ekonomického impaktu je nutné zvážit, jaké jsou náklady na kontrolu, kolik bude stát likvidace následků, jak rychle likvidaci provést a zda vůbec (Lockwood et al. 2007). Porovnáváním impaktů mnoha biologických invazí můžeme odhalit, jaké druhy jsou nebezpečné, jaké habitaty

jsou náchylné k invazím a jaká stanoviště jsou ohrožená a nutná chránit. Tato problematika je v současné době jádrem výzkumu biologických invazí, probíhá masivní hromadění primárních dat a byly provedeny i první meta-analýzy dat (Levine et al. 2003, Vilá et al. 2010). Nicméně data o impaktu jsou k dispozici jen pro malou část invazních druhů a často jsou fragmentovaná. To se týká většinou prominentních invazních druhů, jejichž impakt je evidentní. O impaktu většiny druhů však nemáme informace (Pergl 2008).

Předkládaná diplomová práce se zabývá impaktem druhu *Heracleum mantegazzianum* (bolševníku velkolepého). Tato rostlina, pocházející z Kavkazu, je známým invazním druhem ve většině Evropy a části Severní Ameriky a Česká republika je jeho invazí významně zasažena (Pyšek et al. 2007a). *Heracleum mantegazzianum* je prominentní invazní druh, jeho biologie a historie invaze jsou dobře známy, avšak o jeho impaktu na invadovaná stanoviště se mnoho neví (Pergl et al. 2008). Má diplomová práce doplňuje mezery ve vědomostech o ekologickém impaktu *H. mantegazzianum* a to v kontextu prací na toto téma již publikovaných (Stewart a Grace 1984, Reinhardt et al. 2003, Dassonville et al. 2008, Nielsen et al. 2008, Hejda et al. 2009, Thiele et al. 2010).

Ekologický impakt *H. mantegazzianum* je způsoben tvorbou hustých, několik metrů vysokých porostů, které překrývají okolní rostliny a mohou měnit charakter stanoviště (Pyšek et al. 2007b). Impakt invazního druhu obecně závisí na míře jeho dominance v invadovaném společenstvu (Pyšek a Pyšek 1995) a na složení společenstva, tedy na tom, jak se liší výšky a pokryvnosti původních dominantních druhů a invazního druhu (Thiele et al. 2010). *Heracleum mantegazzianum* tak svými hustými porosty může vytlačovat původní druhy ze stanoviště, a snižovat druhovou diversitu o více než 50 % (Hejda et al. 2009). Na některých místech to vadit nemusí, neboť *H. mantegazzianum* často invaduje ruderalní disturbovaná stanoviště, avšak pro přirozená luční společenstva to představuje hrozbu (Thiele et al. 2007). Jednou z příčin negativního působení *H. mantegazzianum* může být jeho impakt na mikroklimatické podmínky stanoviště. Je možno se domnívat, že v určitých částech roku invaze *H. mantegazzianum* působí kritickou změnu mikroklimatu, což může mít dopad na přežívání okolních druhů. Mikroklima se výrazně podílí na určování životních podmínek a rozšíření rostlin. Teplota a vlhkost ovlivňují klíčení, růst a reprodukci rostlin, a také oběh živin a míru dekompozice v ekosystému (Thompson a Grime 1983, Balisky a Burton 1997, Crawley 1997, Ingerpuu a Kupper 2007, Fay a Schultz 2009). Měřením teplot a vlhkosti se zabývají práce především v krajinářské ekologii (Chen et al. 1993, Saunders et al. 1998), lesnictví a zemědělství (Stone et al. 1999, Balandier et al. 2009) a ochranářské biologii, pro zajištění

vhodných podmínek chráněnému subjektu (Budelsky a Galatowitsch 1999). Z těchto a dalších prací vyplývá, že struktura vegetace je důležitá pro stav mikroklimatu (Blennow 1998, Chen et al. 1999). Změna struktury vegetace tedy může zapříčinit změnu v mikroklimatických poměrech (Schirmel et al. 2011). V případě *H. mantegazzianum* se jedná o vysokou pokrývku listoví ve vegetační sezóně a volná prostranství s nesouvislým vegetačním krytem mimo vegetační období.

Dalším potenciálním, avšak nepřímým, působením invazního druhu na okolní rostliny je ovlivňování chování opylovačů (Bjerknes et al. 2007), které připadá v úvahu i v případě *H. mantegazzianum*. Ukazuje se, že invazní druh může, pokud má nápadné a lákavé květy, soutěžit s okolními rostlinami o opylovače (Chittka a Schürkens 2001, Brown et al. 2002). Na druhou stranu může přítomnost zvýšit množství dostupných zdrojů a následně celkovou početnost opylovačů v okolí a podporovat tak opylování okolních druhů (Moragues a Traveset 2005). To může ústít ve vyšší nebo nižší návštěvnost květů původních druhů, následně ve zvýšení nebo snížení produkce semen, nebo také ke změně cílů a frekvencí mezidruhových opylení. Výsledky studií vykazují pozitivní i negativní impakt, často se však žádný neprokáže (Bjerknes et al. 2007). Zároveň výskyt invazního druhu může podporovat vyšší diversitu nebo větší populace opylovačů a jeho vymýcení by na tyto populace mohlo mít negativní dopady (Richardson et al. 2000). *H. mantegazzianum* má nesespecializované květy, které mohou být opylovány širokým spektrem opylovačů (Grace a Nelson 1981). Velká květenství připouštějí možnost, že by jeho přítomnost mohla opylovače ovlivňovat. Nielsen et al. (2008) studovali impakt *H. mantegazzianum* na vztahy mezi opylovači a modelovým druhem *Mimulus guttatus* (kejklířka skvrnitá). Autoři sledovali počty hmyzích opylovačů sedajících na květy studovaných rostlin a možnost autogamie u *M. guttatus*. Mírou impaktu byl rozdíl v množství semen vyprodukovaných rostlinami *M. guttatus* v blízkosti rostlin *H. mantegazzianum* a mimo ně. Ačkoliv pozorovali slabý nárůst počtu opylovačů sedajících na květy *M. guttatus* na rostlinách blízce *H. mantegazzianum*, žádný vliv na produkci semen se neprojevil.

Aby byl výčet prací věnovaných ekologickému impaktu *H. mantegazzianum* kompletní, je třeba doplnit dvě studie. Stewart a Grace (1984) studovali míru mezidruhového křížení s příbuzným druhem *Heracleum sphondylium* (boševník obecný). Ačkoli autoři prokazují, že kříženci vznikají, jejich zastoupení dosahuje v reálných smíšených populacích maxim do 1% (Grace a Nelson 1981) a nemohou tedy zasahovat do kompetice o zdroje či opylovače. Kříženci jsou navíc téměř neplodní, takže nebyl pozorován žádný mezidruhový genový tok.

Dassonville et al. (2008) se zabývali vlivem sedmi významných evropských invazních druhů, mezi nimi i druhem *H. mantegazzianum*, na obsah živin v půdě. Obecným trendem se ukázala být homogenizace půdních podmínek. V oligotrofních podmínkách docházelo k obohacování půdy, v eutrofních naopak k ochuzování, navíc rozsahy koncentrací živin byly menší pod porosty invazních druhů. V případě *H. mantegazzianum* je vysvětlení nasnadě. Hlubokými kořeny může čerpat živiny z větších hloubek, produkuje velké množství nadzemní biomasy, která se rychle rozkládá a může tak zvyšovat obrát živin v půdě. Naopak mimo vegetační sezonu po odumření biomasy *H. mantegazzianum* je obnažená půda náchylnější k vymývání živin a erozi, což se může projevit na eutrofizovaných stanovištích. Jelikož *H. mantegazzianum* tvoří rozsáhlé zapojené porosty, může být tato homogenizace půdních podmínek zřetelná v kontrastu s rozrůzněnou okolní vegetací.

Jako další možnost impaktu *H. mantegazzianum* se nabízejí kompetice o světlo (Pyšek a Pyšek 1995) nebo alelopatie, těmi se zatím v případě *H. mantegazzianum* nikdo nezabýval (Pergl et al. 2008).

Patrně nejvýznamnějším aspektem impaktu *H. mantegazzianum* je jeho ekonomický impakt, spojený především se zdravotními riziky. V jeho tkáních se akumulují látky působící citlivost kůže vůči slunci a následné popálení, proto může být nebezpečný poblíž lidských obydlí a rekreačních zařízení a také podél cest a železničních tratí, kde může bránit dopravě. Je také potřeba v určitých oblastech chránit tamní přirozená společenstva před jeho invazí. Detailní studii každoročních finančních nákladů spojených s biologickými invazemi v Německu, včetně *H. mantegazzianum*, publikoval Reinhardt et al. (2003). Odhady výdajů byly založeny na ceně lékařské péče spojené s kožními popáleninami, na výdajích správ chráněných území na ochranu proti invazi *H. mantegazzianum* a nakonec na úhradách za likvidaci jeho porostů. Výsledný odhad čítal 12,3 milionů Eur s možným rozmezím od 6 do 21 milionů. Pro Českou republiku podobná studie publikována nebyla (Pergl et al. 2008).

II. Cíle práce

Na základě předchozí rešerše zde předkládám cíle mé diplomové práce a způsob jejich řešení. Podle Parker et al. (1999) jsem studoval impakt *Heracleum mategazzianum* na ekosystémové a individuální úrovni. Práce je rozdělena na tři části:

- mikroklimatická měření
- výsevové pokusy
- studie vlivu přítomnosti *H. mategazzianum* na produkci semen modelového druhu.

Prvním cílem bylo ukázat, zda má *Heracleum mategazzianum* impakt na některé aspekty ekosystému na místech, která invaduje. Měřil jsem změny mikroklimatu (teplot a vlhkosti) na invadovaných plochách a kontrolních plochách v okolní vegetaci. Jak již bylo řečeno, struktura porostu *H. mategazzianum* může měnit mikroklima stanoviště, navíc odlišně v různých ročních obdobích, což se může promítnout do změn chodu teplot a vlhkostí. Vegetace vyrovnává vlivy počasí, teploty v ní tolik nekolísají a nejsou tak extrémní jako na holé půdě, snižuje únik tepelného záření a půdní teploty většinou neklesají pod nulu (Balisky a Burton 1993, Xu et al. 1997, Cheng et al. 2008, Balandier et al. 2009). Vegetace zároveň lépe zadržuje vodu po dešti, ve volné půdě voda rychleji odteče do větších hloubek (Cheng et al. 2008). Plochy by se tedy svými podmínkami měly lišit a to především v jarním a podzimním období, kdy lze očekávat větší fluktuace a extrémní teplot na invadovaných plochách s možností přízemních mrazů. Odlišnosti předpokládám na základě rozdílné struktury porostů *H. mategazzianum* od kontrolních a výrazných změn jejich struktury v průběhu roku (viz kapitola III. Metodika: *Heracleum mategazzianum*).

Dalším cílem bylo studovat impakt *H. mategazzianum* na individuální úrovni a nahlédnout tak na mechanismy, kterými může docházet k vytěsňování okolních druhů. Tím se zabývají zbylé dvě části práce, výsevový experiment a studie produkce semen modelovými rostlinami. Ve výsevovém experimentu jsem se zaměřil na klíčení a přežívání modelových druhů, vysévaných do tří typů ploch: a) do kontrolních ploch bez *H. mategazzianum*, b) do porostů s ponechanou biomasou *H. mategazzianum* a c) do porostů s odstraněnou biomasou *H. mategazzianum*. Mikroklimatická měření nám mohou pomoci při interpretaci případných rozdílů v klíčení a přežívání semenáčků mezi typy porostů, mezi nimiž se mikroklima může lišit. Různé druhy reagují různě na vysoké či nízké teploty při klíčení (Thompson a Grime 1983) či růstu (Ingerpuu a Kupper 2007) nebo na teplotní fluktuace (Grime et al. 1981). Stejně tak vlhkost a její variabilita může hrát roli

(Fay a Schultz 2009). Počet vyklíčených semenáčků modelových druhů by tedy měl být jiný na plochách s *H. mantegazzianum* a bez něho. Sporadicky pokrytá půda na jaře na plochách s *H. mantegazzianum* se může více prohřát, což by mělo podpořit klíčivost semen a růst semenáčků. Avšak ty mohou podléhat kompetici se semenáčky *H. mantegazzianum* a navíc je zde větší riziko jarních mrazíků, než se půda pokryje vegetací. Rovněž vlhkost by zde měla kolísat více, protože není vegetace, která by vodu ze srážek zachytila. Právě variabilita ve vlhkosti na jaře často klíčení nesvědčí (Fay a Schultz 2009). Na kontrolních plochách jsou semena a semenáčky ve stabilnějším prostředí, avšak mohou podléhat kompetici s okolními rostlinami. Na plochách s odstraněnou biomasou *H. mantegazzianum* by se modelovým rostlinám mohlo dařit relativně nejlépe.

Třetí část zahrnuje pokusy zabývající se vlivem *H. mantegazzianum* na produkci semen modelovými rostlinami, které byly prováděny s cílem konfrontovat výsledky se studií Nielsen et al. (2008). V citované studii autoři použili jeden modelový druh *Mimulus guttatus* (kejklířka skvrnitá) a vkládali jeho jedince do několika vzdáleností v řádu desítek metrů od okraje zapojených porostů *H. mantegazzianum*. Neutrální výsledek svého pokusu autoři přičítají tomu, že studované druhy sdíleli pouze malou část z celkového počtu opylovačů, sedajícího na oba druhy. Tuto hypotézu jsem chtěl potvrdit použitím tří modelových druhů lišících se typem květů, v mé studii kerblík lesní *Anthriscus sylvestris*, silenka nadmutá *Silene vulgaris* a jetel plazivý *Trifolium repens*, jejichž předpěstované rostliny v květináčích jsem chtěl dopravit do místa experimentu. Druhy byly vybírány tak, aby jejich květy byly různě příbuzné květům *H. mantegazzianum* a zároveň aby kvetly v době kvetení *H. mantegazzianum*. Další modifikací oproti předchozí studii (Nielsen et al. 2008) je použití nikoli vzdálenosti ale kategoriálního vyjádření zastoupení rostlin invazního druhu: a) zapojený porost *H. mantegazzianum*, b) okraj zapojeného porostu, c) solitérní jedinec *H. mantegazzianum*, d) kontrolní plocha bez *H. mantegazzianum*. Mezi jednotlivými typy ploch by se impakt mohl opět lišit. Nakonec se mi však nepodařilo načasovat kvetení modelových rostlin *A. sylvestris* a *S. vulgaris* z předpěstovaných jedinců tak, aby se shodovalo s *H. mantegazzianum* a byl jsem nucen pokus pozměnit. Použil jsem pouze květináče s *Trifolium repens* a navíc jsem přímo ve Slavkovském lese označil odpovídající počet volně rostoucích rostlin *Aegopodium podagraria* (bršlice kozí noha). Suché období na přelomu června a července a poškození květináčů divokou zvěří však zapříčinili úhyn mnoha rostlin *T. repens* a nepodařilo se nashromáždit reprezentativní vzorek dat. V této práci proto předkládám jen data z pokusu s *Aegopodium podagraria*.

Výzkum probíhal v CHKO Slavkovský les v západních Čechách, která je oblastí s prvním výskytem *Heracleum mategazzianum* na území ČR, navíc je jeho invazí nejvíce zasažena a poskytuje tak relativně dobré podmínky pro výše uvedené experimenty.

Pokládám si následující otázky:

- Jak invaze *Heracleum mategazzianum* ovlivňuje mikroklimatické podmínky na stanovišti?
- Mění přítomnost *Heracleum mategazzianum* schopnost vzcházení a následné přežití okolních druhů rostlin?
- Má přítomnost *Heracleum mategazzianum* vliv na produkci semen okolních rostlin?

III. Metodika

Lokalita CHKO Slavkovský les

CHKO Slavkovský les je lesnatá oblast na západě České republiky mezi městy Karlovy Vary, Mariánské lázně a Cheb. Oblast má charakter vyvýšené oligocenní paroviny s průměrnou nadmořskou výškou 600 m n. m. a s nejvyšším vrcholem Lesný (983 m n. m.). Klimaticky se vyznačuje mírně chladným a mírně suchým létem a středně dlouhou zimou se sněhovou pokrývkou. Nejvyšší místa nad 750 m n. m. zasahují do chladné klimatické oblasti s delšími zimami s vytrvalou sněhovou pokrývkou a vlhkými léty. Průměrný roční úhrn srážek čítá 600–800 mm, přičemž největší podíl mají letní měsíce a nejmenší měsíce září až listopad a únor a březen. Krajina je převážně lesnatá, v jihozápadní a střední části území se vyskytují vrchoviště.

Slavkovský les se stal prvním místem introdukce *H. mantegazzianum* na našem území a to v Lázních Kynžvart v roce 1862 a je zároveň územím s jeho největším výskytem v ČR (Pyšek et al. 2007c). V druhé polovině 20. stol. prošla oblast výraznými změnami obhospodařování (Müllerová et al. 2008). Po II. světové válce se následkem odsunu sudetských Němců vylidnila. V letech 1946–1954 se stala vojenským prostorem, poté bylo území postoupeno těžbě uranu. V roce 1973 byla na území vyhlášena CHKO Slavkovský les. Dnes je oblast řídko osídlena a využívána extenzivně pro pastvu a lesnictví. Ačkoliv je území chráněno, člověkem způsobené disturbance a příhodné klimatické podmínky pomohly v rapidním šíření invaze *H. mantegazzianum* (Thiele et al. 2007). *Heracleum mantegazzianum* zde invaduje bezlesá málo obhospodařovaná stanoviště a to jak člověkem disturbovaná, tak polo-přirozená (Pyšek a Pyšek 1995, Thiele et al. 2007). Jedná se o opuštěné louky, opuštěné zástavby a ruderalní stanoviště, okraje lesů a vodních toků, ale i kosené louky a pastviny. Na taková stanoviště jsem zaměřil svoje pokusy. Naopak nesnáší lesní zápoj a jiné zastínění, výrazné zamokření či kyselost substrátu (Pyšek a Pyšek 1995, Thiele et al. 2007).

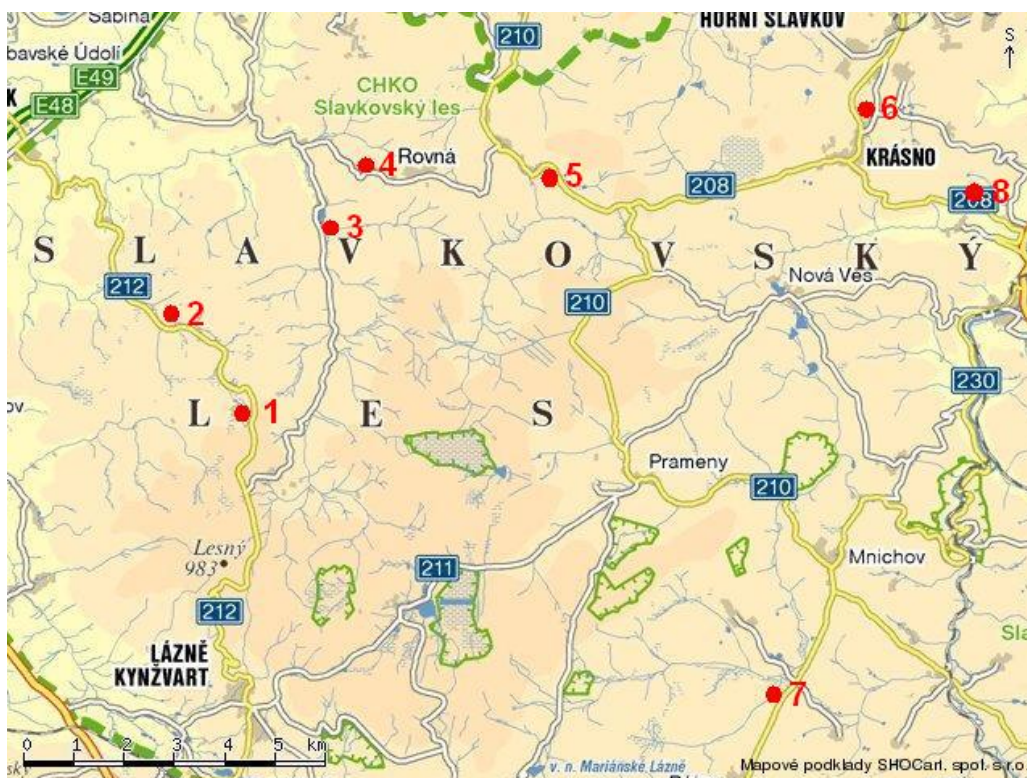
Heracleum mantegazzianum (bolševník velkolepý)

Heracleum mantegazzianum je 2–5 m vysoká bylina z čeledi *Apiaceae* (Tiley et al. 1996), pocházející ze západního Kavkazu, kde obývá vysokobylinné podhorské louky, nedosahuje v nich však dominance (Otte et al. 2007). V nepůvodních areálech však může dosahovat

vysokých abundancí a tvořit zapojené porosty (Thiele et al. 2007). Brzy z jara dosahují hustoty semenáčků *H. mantegazzianum* 700–1700 jedinců na m², přičemž v zápětí dochází k růstu vegetativních listových růžic až do délky 2,5 m, kdy se počty jedinců zředí na 5–7 jedinců na m² a postupně na 0,5–1 jedince v době kvetení (Pergl et al. 2007). V závěru vegetační sezony se porosty *H. mantegazzianum* začínají otvírat, jeho biomasa rychle odumírá. V době vegetačního klidu zůstává na invadovaných stanovištích půda s nespojitým vegetačním krytem. Tyto podmínky dále podporují klíčení a růst semenáčků *H. mantegazzianum* záhy po roztátí sněhu a tedy udržení dominance na lokalitě, v nenarušených porostech se uchycuje hůře (Pergl et al. 2007). *H. mantegazzianum* je velmi plodný, průměrně jedna rostlina vyprodukuje 20 tisíc semen (Perglová et al. 2007), z nichž část tvoří krátkodobě vytrvávající semennou banku. Pro klíčení semen je nutné překonat dormanci chladnou a vlhkou stratifikací (Moravcová et al. 2007).

Mikroklimatická měření

Pro mikroklimatická měření bylo vybráno 8 lokalit (viz Obr. 1), přičemž na 6 z nich byly založeny i výsevové pokusy (viz podkapitola *Výsevové pokusy*, podrobný popis lokalit viz Příloha 1). Pokusy byly založeny 3. 9. 2009. Měření probíhalo od září 2009 do října 2010.



Obr 1:

Mapa lokalit pro mikroklimatická měření (1–8), lokality 1, 2, 3, 5, 6 a 7 jsou zároveň společné pro výsevové pokusy.

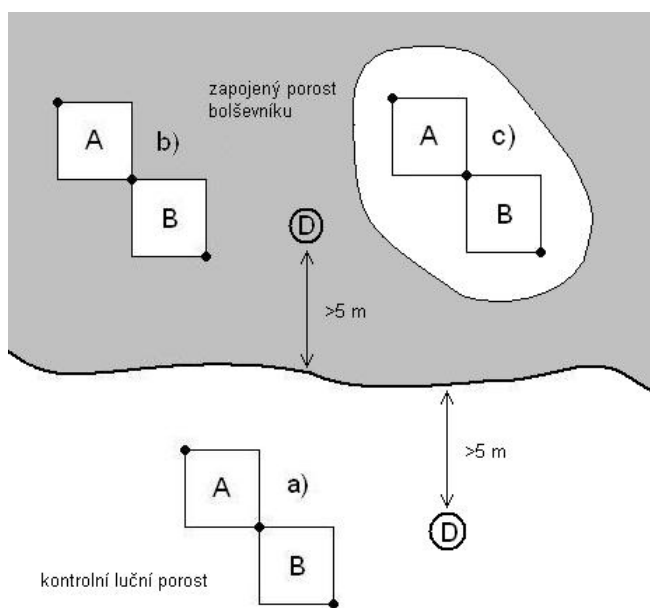
Lokality byly vybírány na celém území Slavkovského lesa ve vzdálenosti alespoň 200 metrů od sebe a to s podmínkou, aby se na nich vyskytoval zapojený porost *H. mantegazzianum* v těsném sousedství nezasazeného lučního porostu o maximální výšce 0,5 m. Stanovištní podmínky, především makroklima, by tedy měly být v obou porostech co nejpodobnější. Zároveň bylo třeba nevybírat lokality, které měly být zlikvidovány v rámci managementu invaze, nebo v rámci pravidelného kosení luk, což značně zmenšilo možnost výběru. Na každou lokalitu jsem umístil dva datalogery TST1 od firmy TOMST (specifikace a popis viz Vlček (2010), www.tomst.cz/site/en/tms.html), vždy jeden do porostu *H. mantegazzianum* 5 metrů od jeho okraje a jeden do sousedního lučního porostu, opět alespoň 5 metrů od kraje porostu *H. mantegazzianum* (viz Obr. 2). Datalogery byly zaměřeny pomocí GPS a průběžně kontrolovány a odečítány. Měření probíhalo nepřetržitě ve čtvrt hodinových intervalech a zaznamenávány byly teploty 10 cm nad zemí, na povrchu země a 5 cm pod zemí (s rozlišením 0,0625 °C a přesností 0,5 °C) a dále vlhkost pod zemí. Hodnoty pro vlhkost, měřené metodou TDT v podobě dielektrické konstanty, musely být převedeny na jednotky objemové vlhkosti θ [m³/m³], vyjádřené jako poměr objemu vody v půdním vzorku a objemu celého půdního vzorku. K převodu jsem použil rovnici $y = 0,00038x - 0,29427$, kalibrovanou pro půdní vzorek “Údolí“ podle práce Vlček (2010). Ze tří vzorků určených pro kalibraci čidel pro měření v NP České Švýcarsko je půdní vzorek “Údolí“ nejbližší podmínkám Slavkovského lesa, protože obsahuje nejvíce organických látek, zatímco zbylé dva vzorky jsou příliš písčité.

Výsevové pokusy

Na šesti lokalitách (viz Obr. 1) vybraných pro mikroklimatická měření byl založen výsevový pokus pro porovnání vlivu *H. mantegazzianum* na klíčení a přežívání semenáčků modelových druhů. Na každé lokalitě se tedy vyskytoval zapojený porost *H. mantegazzianum* v těsném sousedství nezasazeného lučního porostu a můžeme tedy předpokládat, že stanovištní podmínky obou porostů by měly být co nejpodobnější (viz podkapitola *Mikroklimatická měření*). Na těchto lokalitách jsem kolíky vyznačil trvalé plochy se třemi typy ošetření:

- a) neinvadovaná luční vegetace bez *H. mantegazzianum* (kontrola),
- b) hustý porost *H. mantegazzianum* bez zásahu,
- c) hustý porost *H. mantegazzianum*, kde byla jeho biomasa odstraněna z vyznačené plochy a okolí 1 m.

Pro každý typ ošetření jsem vyznačil plochu sestávající ze dvou sousedících čtverců A a B o hraně 0,5 m (viz Obr. 2). Čtverec A byl určen pro výsev modelových druhů, čtverec B byl ponechán jako kontrolní bez přídavku semen. Při zakládání pokusu a pak průběžně ve vegetační sezoně byla na plochách s ošetřením typu c) a z jejich okolí přibližně 1 m odstraňována nadzemní biomasa *H. mantegazzianum* a pahýly stonků, či celé semenáčky, byly pomocí štětečku potřeny Roundupem.



Obr. 2:

Schéma rozmístění dataloggerů pro mikroklimatická měření a ploch pro výsevové pokusy.

D = datalogger,

a), b) a c) jsou výsevové plochy s patřičnými typy ošetření,

A = čtverec určený pro výsev,

B = kontrolní čtverec bez výsevu.

3. 10. 2009 byl proveden výsev směsi semen osmi modelových druhů (*Anthriscus sylvestris*, *Alopecurus pratensis*, *Arrhenantherum elatius*, *Artemisia vulgaris*, *Galium aparine*, *Geum urbanum*, *Poa trivialis*, *Urtica dioica*) do čtverců A, vždy 0,45 g semen od každého druhu rovnoměrně rozprostřených na plochu čtverce. Zároveň jsem vysel několik semen pro vypěstování referenčních semenáčků pro identifikaci v terénu. Modelové druhy byly vybírány tak, aby se v dané oblasti přirozeně vyskytovaly (konfrontací fytoocenologických snímků ze Slavkovského lesa; M. Hejda, nepublikováno) a měly vysokou klíčivost. Semena byla získána sběrem (každý druh byl sebrán z jediné populace), nebo nákupem od komerčního dodavatele (*Alopecurus pratensis*, *Arrhenantherum elatius* a *Poa trivialis*).

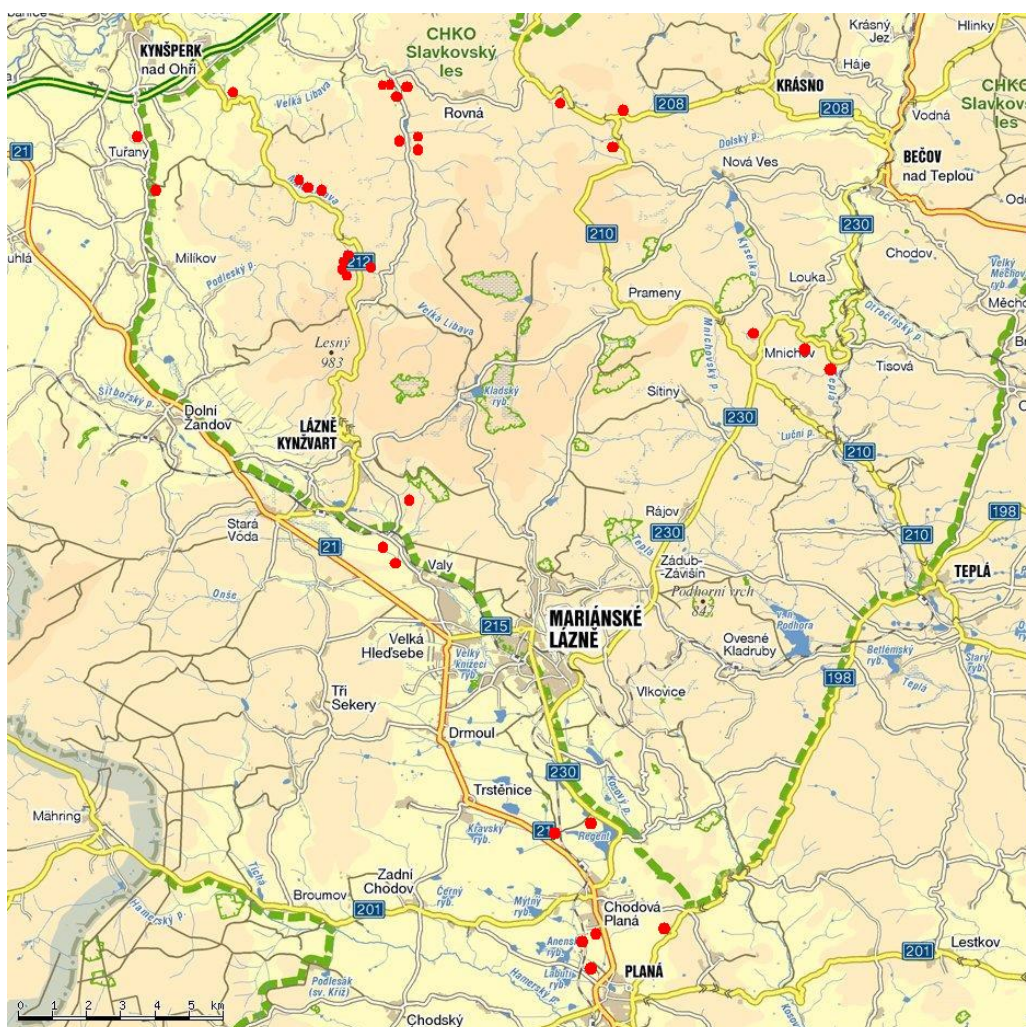
22. – 23. 5. 2010 a 31. 7. – 1. 8. 2010 jsem provedl součet vyklíčených respektive přeživších semenáčků modelových druhů ve čtvercích A i B. Mírou impaktu *H. mantegazzianum* je srovnání, zda vyklíčilo a přežilo na invadovaných plochách více či méně vysetých semenáčků než na plochách bez *H. mantegazzianum* či s jeho odstraněnou biomasou.

Vliv na produkci semen

Jak jsem uvedl v úvodu, pro samotný experiment bylo nakonec vybráno 33 lokalit s výskytem *Aegopodium podagraria* s různým zastoupením rostlin *H. mantegazzianum*:

- zapojený porost *H. mantegazzianum*,
- okraj zapojeného porostu,
- solitérní jedinec *H. mantegazzianum*,
- kontrolní plocha bez *H. mantegazzianum*;

na každý typ porostu 6–9 lokalit (viz Obr. 3). Výběr lokalit se týkal lučních společenstev zasažených invazí *H. mantegazzianum*. Vzdálenost jednotlivých lokalit od sebe nesměla být menší než 100 m a současně z lokalit typu c) a d) nesměl být žádný porost *H. mantegazzianum* na dohled.

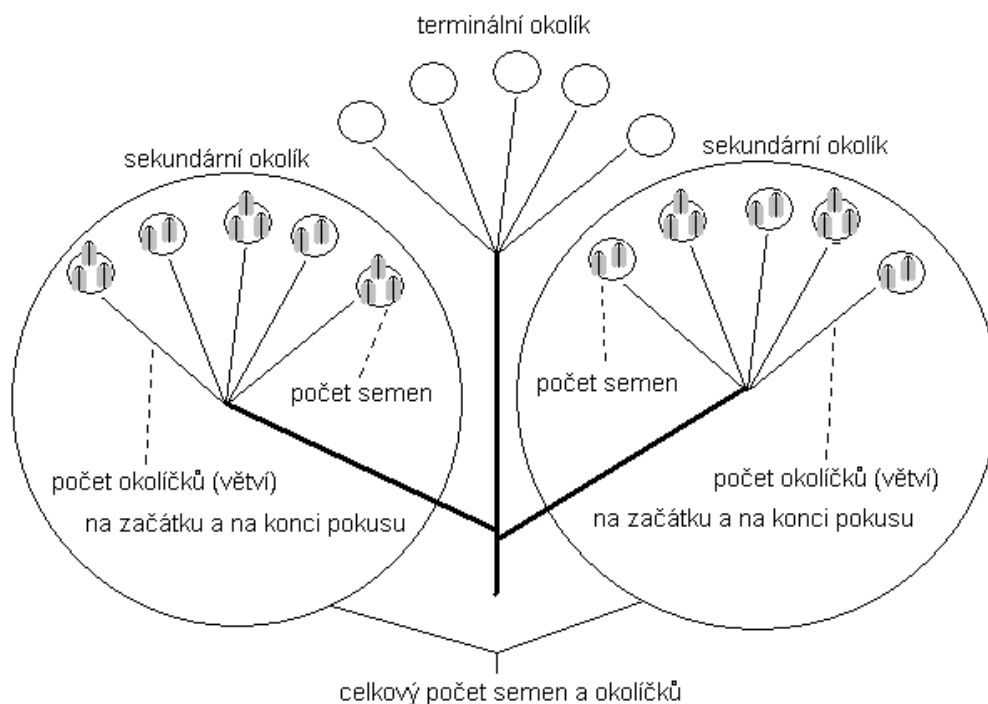


Obr. 3:

Mapa 33 lokalit pro experiment produkce semen modelovým druhem *Aegopodium podagraria*.

28. 6. 2010, v době rozkvětu *H. mantegazzianum* ve Slavkovském lese, jsem na každé lokalitě subjektivně vybral a označil jednu rostlinu *A. podagraria*, přirozeně rostoucí na lokalitě. Na každé rostlině jsem označil vždy dva sekundární složené okolíky (viz Obr. 4), jejichž fáze kvetení se přesně shodovala s fází *H. mantegazzianum* a určil jsem v nich počet okolíčků na počátku pokusu.

31. 7. 2010 jsem květenství modelových rostlin zabalil do monofilové látky, aby květy mohly dozrát a aby zároveň nedocházelo ke ztrátě semen. Rostliny *A. podagraria* byly ponechány dozrát na místě do 13. 8. 2010 a teprve poté byla květenství ostříhána a odvezena. Spočetl jsem zralá semena (1 dvounažka = 2 semena) a počet okolíčků v sekundárních okolících na konci pokusu (viz Obr. 4), abych mohl kvantifikovat míru poškození během pokusu. Mírou impaktu *H. mantegazzianum* je srovnání produkce semen modelovými rostlinami v různých typech porostu.



Obr. 4: Schéma modelové rostliny *Aegopodium podagraria* a zaznamenávaných veličin.

Analýza dat

Pro statistické analýzy dat jsem použil program R 2.10.1 (www.r-project.org). Značná mezernatost dat z mikroklimatických měření (viz kapitola IV. Výsledky: *Mikroklimatická měření*) nedovolovala analýzu dat v celém jejich rozsahu. Data proto byla převedena na

průměry, maxima, minima a průměrné amplitudy ze sedmi vybraných měsíčních intervalů.

Byly to intervaly:

- 1) 19. 9. – 19. 10. 2009 zachycující konec vegetační sezony, kdy začíná odumírat biomasa *H. mantegazzianum* a struktura porostu se mění,
- 2) 19. 11. – 19. 12. 2009 pro období, kdy teploty poprvé klesají pod nulu,
- 3) 20. 12. – 20. 1. 2010 pro zimní období bez výrazné sněhové pokrývky a tedy s kolísajícími teplotami,
- 4) 21. 1. – 21. 2. 2010 pro zimní období kde přítomnost sněhové pokrývky omezila kolísání teplot,
- 5) 22. 2. – 22. 3. 2010 zachycující začátek vegetační sezony a fázi klíčení *H. mantegazzianum*, kdy se průměrné denní teploty dostávají nad nulu,
- 6) 5. 8. – 5. 9. 2010 pro období pozdního léta, období plodu *H. mantegazzianum* a
- 7) 19. 9. – 19. 10. 2010 opět pro konec vegetační sezony.

Příloha 2 zobrazuje průběhy teplot v celém měřeném období a na jejich základě vybrané intervaly. Navíc byly odstraněny všechny extrémní nadzemní teploty nad 40 °C, které byly patrně důsledkem přímého slunečního záření na použité teploměry. Pro testování rozdílů mikroklimatu v závislosti na porostu v časových intervalech jsem se rozhodl použít neparametrické testy. Počet opakování byl totiž ve všech intervalech nízký (v rozmezí 4–7) a těžko tedy předpokládat normalitu dat potřebnou pro *t*-test. Navíc v některých případech byly počty opakování mezi oběma porosty nevyvážené, což narušuje robustnost vůči porušení předpokladů dvou-výběrového *t*-testu (Zar 1999). Z důvodu chybějících dat nebylo možné ve všech intervalech sestavit dostatek párů pro plánovaná párová porovnání. Ve všech intervalech 1–7 jsem proto použil Mann-Whitney testy pro dva výběry a v intervalech 1 a 7 jsem použil párové Wilcoxonovy testy a to zvláště pro teploty nad a pod zemí, na povrchu země a pro vlhkosti. Testovány byly rozdíly v průměrných, maximálních a minimálních teplotách a průměrných amplitudách teplot a rozdíly v průměrných, maximálních a minimálních vlhkostech.

K otestování impaktu *H. mantegazzianum* na klíčení a přežívání druhů jsem použil jednocestnou analýzu variance se *split-plot* designem, kde faktorem byl typ porostu a lokalita byla použita jako blok. Analýzu jsem provedl pro každý druh zvláště a to odděleně s daty z jarního a letního odečtu. Jako závislou proměnnou jsem použil reziduály z lineární závislosti počtu vyklíčených (jaro) / přeživších (léto) semenáčků ve čtverci A a semenáčků ve čtverci B (Obr. 2), abych odstranil vliv přirozeně přítomných semen na lokalitě. Druhy *Alopecurus pratensis*, *Arrhenantherum elatius* a *Poa trivialis* byli kvůli špatné rozeznatelnosti semenáčků při jarním odečtu vyloučeny ze všech analýz. Druh *Artemisia*

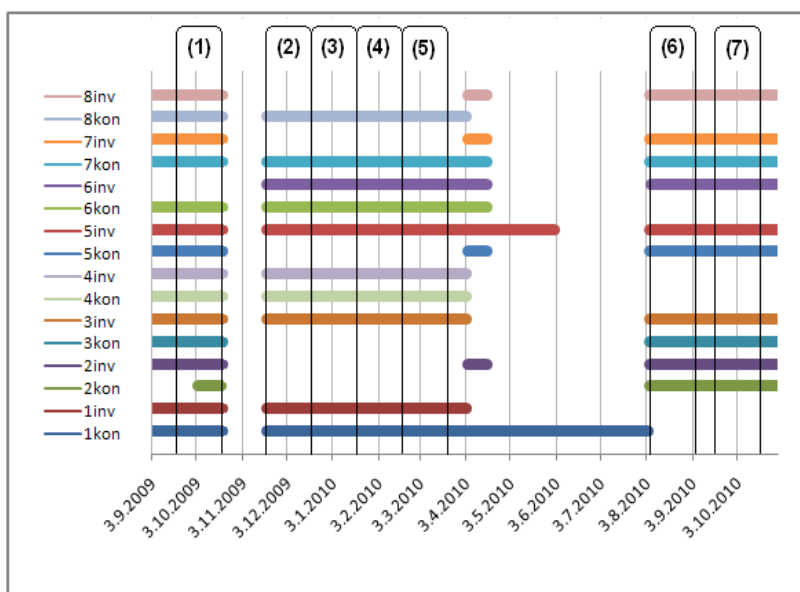
vulgaris byl pro nulovou míru přežívání vyloučen z analýzy letního odečtu. Analýza tedy byla provedena pro 5 druhů z jarního odečtu a 4 druhy z letního odečtu.

Pro testování vlivu *H. mantegazzianum* na produkci semen modelovým druhem jsem použil jednocestnou analýzu variance. Abych odstranil vliv velikosti rostliny na produkci semen, použil jsem jako závislou proměnnou reziduály z lineární závislosti celkového počtu semen na celkovém počtu okolíčků z jednotlivých rostlin (vždy součet z obou sekundárních okolíčků). Jako počty okolíčků jsem použil hodnoty na konci pokusu (zdůvodnění viz kapitola V. Diskuse: *Vliv na produkci semen*). Faktorem byl typ porostu.

IV. Výsledky

Mikroklimatická měření

Obr. 5 ukazuje dostupná data z mikroklimatických měření. Mezernatost dat byla způsobena několika vlivy. Nejčastěji chybou softwaru čidel, také narušením lokality lidským obhospodařováním, nebo ničením čidel divokou zvěří. Místo původních 16 čidel jich z důvodu průběžných výměn těch nefunkčních muselo být použito 33.



Graf 5:

Dostupná data pro mikroklimatická měření se znázorněnými intervaly (sloupce (1) – (7)), ve kterých byly porovnávány teploty a vlhkosti. 8 lokalit, vždy invadovaná (inv) a kontrolní (kon) v páru a jejich pokrytí na časové ose.

Rozdíly v mikroklimatu mezi porosty *H. mantegazzianum* a kontrolními porosty ukazují Tab. 1–5. Odlišnosti jsou průkazné především v průměrných teplotách (viz Tab. 1). Průměrné teploty v porostu *H. mantegazzianum* na povrchu země a pod zemí jsou v intervalech 2–5 nižší než v kontrolním porostu a v intervalu 6 naopak vyšší. U nadzemních teplot se však žádné rozdíly neukázaly. Celkově rozdíly v průměrných teplotách nepřesáhly 1,5 °C. V maximálních a minimálních teplotách ani průměrných amplitudách teplot žádný podobně znatelný trend vidět není. Průměrné amplitudy podzemních teplot v intervalech 1–4 se ukázaly průkazně odlišné. Rozdíly ve vlhkosti se ve většině případů ukázaly neprůkazné, avšak výsledky naznačují, že v zimních měsících (intervaly 3 a 4) je půda na invadovaných plochách sušší (viz Tab. 4). Navíc na kontrolních plochách v zimních měsících nikdy neklesla teplota pod zemí pod nulu, zatímco na invadovaných ano (Tab. 3). Párové testy v naprosté většině potvrzují výsledky dvouvýběrových analýz (viz Tab. 2 a 5). Podrobné výsledky testů viz Příloha 3.

Int.		průměr	max	min	amplituda
1	nad	0,18 n.s.	4,91 n.s.	2,11 n.s.	- 4,23 *
	zem	0,08 n.s.	1,71 n.s.	0,54 n.s.	2,15 n.s.
	pod	0,06 n.s.	1 n.s.	- 1,32 **	0,2 n.s.
2	nad	0,14 n.s.	0,67 n.s.	3,77 n.s.	1,34 n.s.
	zem -	0,68 **	0,01 n.s.	0,36 n.s.	0,34 n.s.
	pod -	1,09 **	0,01 n.s.	- 0,72 **	+ 0,31 .
3	nad	0,89 n.s.	1,61 n.s.	- 5,03 *	1,2 n.s.
	zem -	0,57 **	0,21 n.s.	1,04 n.s.	0,25 n.s.
	pod -	1,31 **	- 1,12 **	- 0,62 **	- 0,05 *
4	nad -	0,94 .	0,48 n.s.	2,14 n.s.	0,35 n.s.
	zem -	1,14 **	- 1,3 **	1,23 n.s.	0,03 n.s.
	pod -	1,25 **	- 1,26 **	- 1,09 **	- 0,02 *
5	nad	0,38 n.s.	1,69 n.s.	3,46 n.s.	2,62 n.s.
	zem -	0,35 *	0,99 n.s.	1,14 n.s.	0,1 n.s.
	pod -	1,06 **	0,55 n.s.	0,53 n.s.	0,03 n.s.
6	nad	0,5 n.s.	2,04 n.s.	+ 2,49 *	3,65 n.s.
	zem +	0,72 *	0,92 n.s.	1,1 n.s.	0,26 n.s.
	pod +	0,81 **	+ 1,84 *	0,21 n.s.	0,47 n.s.
7	nad	0,97 n.s.	2,41 n.s.	1,64 n.s.	0,05 n.s.
	zem	0,42 n.s.	0,74 n.s.	0,17 n.s.	0,02 n.s.
	pod	0,19 n.s.	1,27 n.s.	0,63 n.s.	0,42 n.s.

0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.06 'n.s.' 1

Int.		průměr	max	min	amplituda
1	nad	0,08 n.s.	4,08 n.s.	2,17 n.s.	- 3,78 *
	zem	0,08 n.s.	1,32 n.s.	0,19 n.s.	1,77 n.s.
	pod	0,1 n.s.	+ 1,1 *	- 1,27 *	0,22 n.s.
7	nad	0,75 n.s.	2,11 n.s.	1,58 n.s.	0,41 n.s.
	zem	0,36 n.s.	0,08 n.s.	0,38 n.s.	0,38 n.s.
	pod	0,04 n.s.	0,93 n.s.	0,74 n.s.	0,37 n.s.

Wilcoxonovým párovým testem v časových intervalech 1 a 7 pro teploty měření nad zemí (nad), na povrchu země (zem) a pod povrchem země (pod). Uveden je rozdíl teplot ve °C mezi oběma porosty a průkaznosti testu pro daný rozdíl. U průkazných testů je znázorněno, zda je teplota na invadované ploše vyšší (+) nebo nižší (-) než na kontrolní. U čísla intervalu je uveden počet opakování v invadovaném / kontrolním porostu.

0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.06 'n.s.' 1

typ\interval	1	2	3	4	5	6	7
inv	3,1875	0,25	-0,25	-0,125	-1,25	10,375	4,5
kon	4,375	0,625	0,4375	0,8125	0	10,125	4,625

Tab. 3:

Minimální teploty ze všech invadovaných (inv) a kontrolních (kon) lokalit pro každý interval 1–7.

Tab. 1:

Rozdíly mezi průměrnými teplotami, průměrnými maximálními a minimálními teplotami a průměrnými teplotními amplitudami mezi porostem *H. mantegazzianum* a kontrolním porostem. Testováno Mann-Whitney testem v časových intervalech 1–7 pro teploty měření nad zemí (nad), na povrchu země (zem) a pod povrchem země (pod). Uveden je rozdíl teplot ve °C mezi oběma porosty a průkaznost testu pro daný rozdíl. U průkazných testů je znázorněno, zda je teplota na invadované ploše vyšší (+) nebo nižší (-) než na kontrolní. U čísla intervalu je uveden počet opakování v invadovaném / kontrolním porostu.

Tab. 2:

Rozdíly mezi průměrnými teplotami, průměrnými maximálními a minimálními teplotami a průměrnými teplotními amplitudami mezi porostem *H. mantegazzianum* a kontrolním porostem. Testováno

interval	průměr	max	min
1 n=6/7	0,03 n.s.	0,01 n.s.	0,01 n.s.
2 n=5/5	0,13 n.s.	0,03 n.s.	0,01 n.s.
3 n=4/5	0,21 n.s.	- 0,06 .	- 0,16 *
4 n=4/5	- 0,23 *	0,1 n.s.	- 0,21 .
5 n=4/5	0,16 n.s.	0,17 n.s.	0,25 n.s.
6 n=5/4	0,06 n.s.	0,01 n.s.	0,17 n.s.
7 n=6/4	0,01 n.s.	0,06 n.s.	0,03 n.s.

Tab. 4:

Rozdíly mezi průměrnou vlhkostí a průměrnou maximální a minimální vlhkostí mezi porostem *H. mantegazzianum* a kontrolním porostem. Testováno Mann-Whitney testem v časových intervalech 1–7. Uveden je rozdíl vlhkostí v m³/m³ mezi oběma porosty a průkaznosti testu pro daný rozdíl. U průkazných testů je znázorněno, zda je vlhkost na invadované ploše vyšší (+) nebo nižší (-) než na kontrolní. U čísla intervalu je uveden počet opakování v invadovaném / kontrolním porostu.

0 '****' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.06 'n.s.' 1

Výsevové pokusy

Tab. 6 ukazuje přibližný počet vyšetých semen od každého druhu a další jejich charakteristiky. Modelové druhy klíčily nestejně a zjištěné počty semenáčků od jednoho druhu byly značně variabilní mezi lokalitami (viz Obr 6 a 7 a Příloha 4). Druh *Artemisia vulgaris* klíčil velmi málo a při letním odečtu nebyl v pokusných plochách vůbec nalezen. Zároveň se vůbec nevyskytoval v kontrolních čtvercích B (viz Příloha 4).

druh	životní forma	čeleď	počet semen	stanoviště
<i>Anthriscus sylvestris</i>	dvouletka	<i>Apiaceae</i>	191±4	vlhké louky, křoviny, rumišťe
<i>Artemisia vulgaris</i>	trvalka	<i>Asteraceae</i>	173±5,1	rumišťe, dusíkem bohatá stanoviště
<i>Galium aparine</i>	jednoletka	<i>Rubiaceae</i>	53±0,6	úhory, rumišťe, příkopy
<i>Geum urbanum</i>	trvalka	<i>Rosaceae</i>	225±11,7	křoviny, lesní lemy, rumišťe
<i>Urtica dioica</i>	trvalka	<i>Urticaceae</i>	2097±145,2	rumišťe, příkopy, dusíkem bohatá stanoviště

Tab. 6:

Vysévané druhy zahrnuté do statistické analýzy a jejich základní charakteristiky. Ve sloupci počet semen je průměrné množství semen ± SD ze tří vzorků o hmotnosti 0,45 g. Pro druh *Artemisia vulgaris* je uveden počet celých úborů, vyšetých do plochy.

interval	průměr	max	min
1 n=6/6	0,04 n.s.	0,03 n.s.	0,01 n.s.
7 n=4/4	0,01 n.s.	0,03 n.s.	0,06 n.s.

Tab. 5:

Rozdíly mezi průměrnou vlhkostí a průměrnou maximální a minimální vlhkostí mezi porostem *H. mantegazzianum* a kontrolním porostem. Testováno Wilcoxonovým párovým testem v časových intervalech 1 a 7. Uveden je rozdíl vlhkostí v m³/m³ mezi oběma porosty a průkaznosti testu pro daný rozdíl. U průkazných testů je znázorněno, zda je vlhkost na invadované ploše vyšší (+) nebo nižší (-) než na kontrolní. U čísla intervalu je uveden počet opakování v invadovaném / kontrolním porostu.

0 '****' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.06 'n.s.' 1

Ani pro jeden druh nebyl efekt typu porostu *H. mategazzianum* signifikantní (viz Tab. 7 a 8). Navíc efekty se mezi druhy výrazně nelišily.

jaro	Df lokalita	Df resid.	F	p
<i>Galium aparine</i>	2	12	0,7278	0,5031
<i>Urtica dioica</i>	2	12	0,711	0,5107
<i>Anthriscus sylvestris</i>	2	12	0,7752	0,4824
<i>Geum urbanum</i>	2	12	0,8206	0,4634
<i>Artemisia vulgaris</i>	2	12	0,2667	0,7703

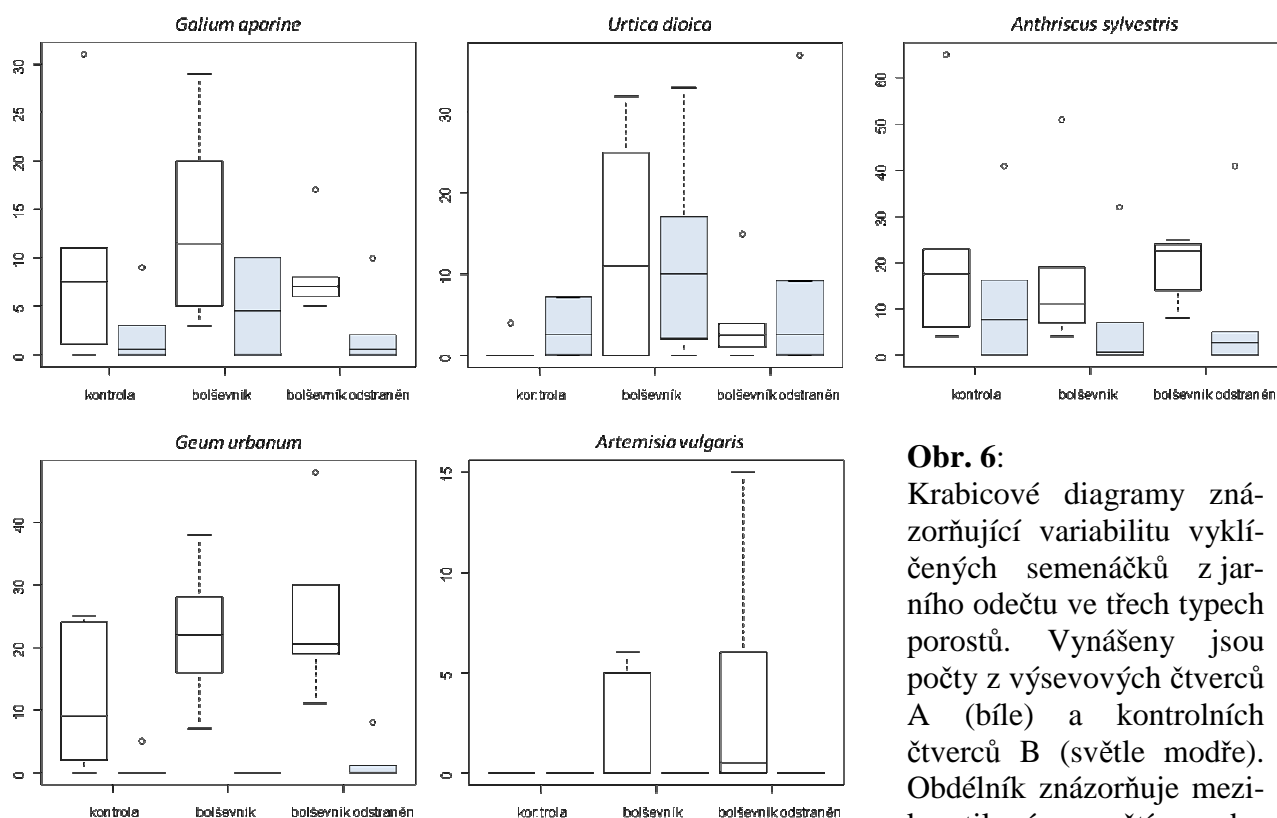
Tab. 7:

Výsledek *split-plot* analýzy variance testující efekt typu porostu *H. mategazzianum* na počet vyklíčených semenáčků v jarním odečtu.

léto	Df lokalita	Df resid.	F	p
<i>Galium aparine</i>	2	12	0,1725	0,8436
<i>Urtica dioica</i>	2	12	1,5143	0,2592
<i>Anthriscus sylvestris</i>	2	12	0,4852	0,6271
<i>Geum urbanum</i>	2	12	0,2333	0,7954
<i>Artemisia vulgaris</i>	---	---	---	---

Tab. 8:

Výsledek *split-plot* analýzy variance testující efekt typu porostu *H. mategazzianum* na počet přeživších semenáčků v letním odečtu.

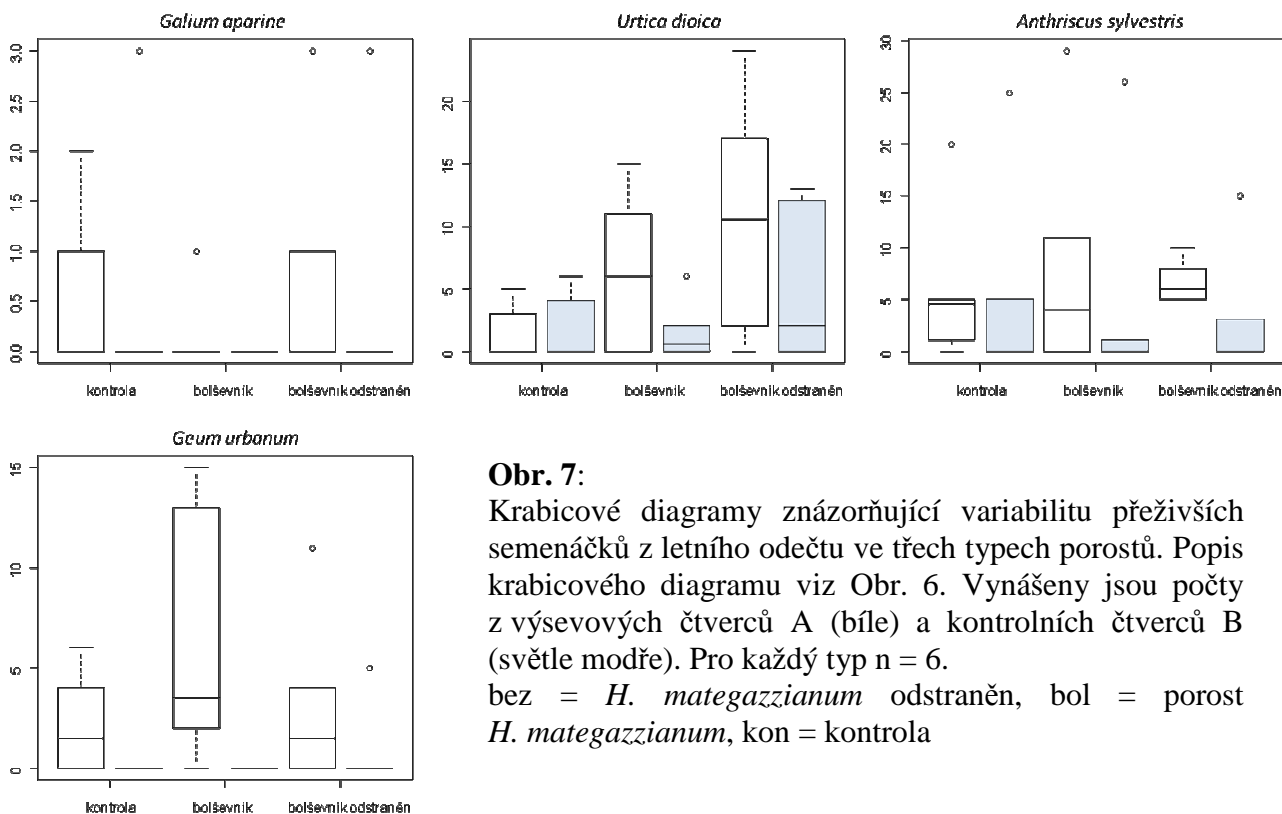


Obr. 6:

Krabicové diagramy znázorňující variabilitu vyklíčených semenáčků z jarního odečtu ve třech typech porostů. Vynášeny jsou počty z výsevových čtverců A (bíle) a kontrolních čtverců B (světle modře). Obdélník znázorňuje mezi-kvartilové rozpětí, vodorovná čára uvnitř něj

medián. Svislé úsečky znázorňují nejvyšší a nejnižší hodnoty ležící max. do vzdálenosti 1,5 násobku mezi-kvartilového rozpětí, kroužky odlehlé hodnoty nad 1,5 násobek mezi-kvartilového rozpětí. Pro každý typ $n = 6$.

bez = *H. mategazzianum* odstraněn, bol = porost *H. mategazzianum*, kon = kontrola



Obr. 7:

Krabicové diagramy znázorňující variabilitu přeživších semenáčků z letního odečtu ve třech typech porostů. Popis krabicového diagramu viz Obr. 6. Vynášeny jsou počty z výsevových čtverců A (bíle) a kontrolních čtverců B (světle modře). Pro každý typ $n = 6$.

bez = *H. mategazzianum* odstraněn, bol = porost *H. mategazzianum*, kon = kontrola

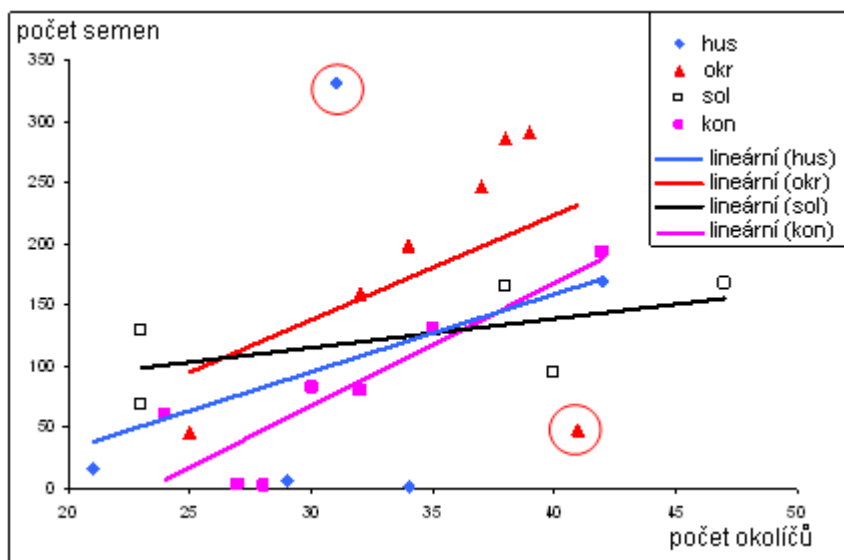
Vliv na produkci semen

Z 33 lokalit se jich zachovalo 24 s nerovnoměrným zastoupením typů porostů (viz Obr. 8). Počty okolíčků na začátku a konci pokusu se u jednotlivých rostlin nijak významně nelišily, přesto se u některých rostlin vyskytovaly extrémní počty semen. Obr. 8 a 9a) ukazují dvě odlehle hodnoty, které narušují předpoklady analýzy variance a výsledek testu. Přesto však obě hodnoty byly do analýzy zahrnuty (viz kapitola V. Diskuse).

Množství semen vyprodukovaných modelovými rostlinami se nelišilo v závislosti na čtyřech typech porostů ($p > 0,05$ viz Tab. 9).

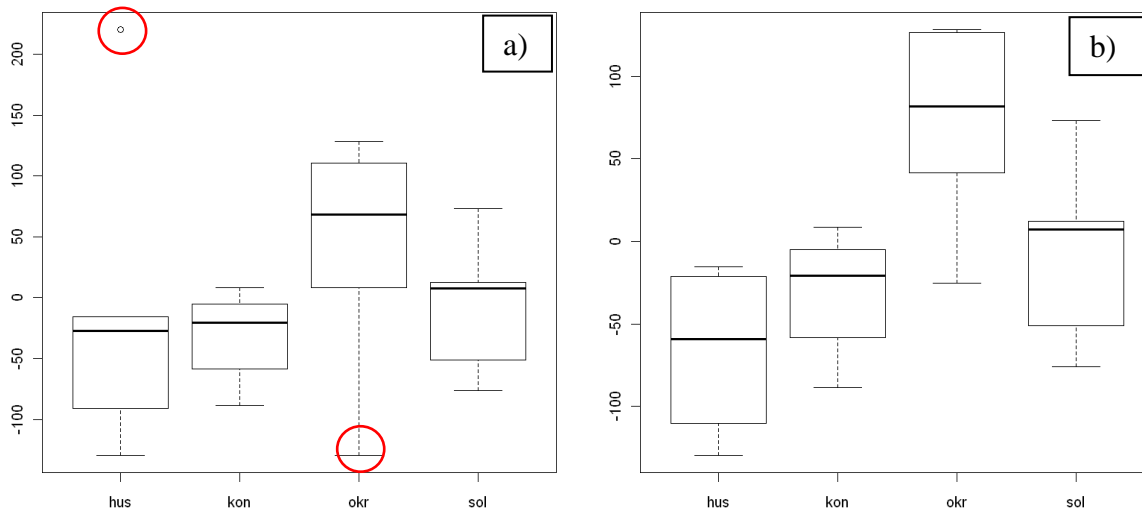
	Df	F	p
typ	3	0,9537	0,4337
resid.	20		

Tab. 9: Výsledek analýzy variance testující vliv hustoty porostu *H. mategazzianum* na produkci semen modelovými rostlinami. 4 typy porostu, celkem 24 opakování.



Obr. 8:

Graf lineární závislosti počtu semen vyprodukovaných rostlinou (osa y) na jejím celkovém počtu okolíčků (osa x). Rozlišeno pro rostliny z hustého porostu *H. mantegazzianum* (hus, n=5), z okraje porostu *H. mantegazzianum* (okr, n=7), u solitérní rostliny *H. mantegazzianum* (sol, n=5) a kontrolního porostu (kon, n=7). Červenými kroužky označeny odlehlé hodnoty narušující předpoklady analýzy.



Obr. 9:

Mnohonásobná porovnávání Tukeyho testem znázorňující variabilitu uvnitř skupin typů porostů. Vyneseny jsou rezidua lineární závislosti počtu semen na počtu okolíčků (viz metodika). Popis krabicového diagramu viz Obr. 6. Obrázek a) je včetně dvou odlehlých hodnot (červené kroužky, n = 5/7/7/5), obrázek b) bez odlehlých hodnot (n = 4/7/6/5).

hus = hustý porost *H. mantegazzianum*, kon = kontrolní porost, okr = okraj porostu *H. mantegazzianum*, sol = solitérní rostlina *H. mantegazzianum*.

V. Diskuse

Impakt invazních druhů zahrnuje komplexní vztahy mezi druhy, prostředím a lidským vnímáním jednotlivých druhů a je tedy obtížné jej studovat jako celek. Proto jsou většinou informace o impaktu roztráštěné a jen málokdy máme celkový obraz o ekologickém a socio-ekonomickém vlivu druhu kompletní. To vede k potřebě kombinovat existující data a získávat nové informace z různých úrovní impaktu. V následujících odstavcích diskutuji metodiku a výsledky mé práce na pozadí studií, které již byly o impaktu *Heracleum mategazzianum* publikovány.

Mikroklimatická měření

Výrazný trend patrný z výsledků jsou nižší průměrné teploty pod zemí a na povrchu země na *H. mategazzianum* invadovaných plochách. To platí pro zimní období (intervaly 3 a 4) a období podzimního ochlazování a jarního oteplování (intervaly 2 a 5), kdy by invadované plochy měly být méně pokryty vegetací (viz kapitola III. Metodika: *Heracleum mategazzianum*). Jak již bylo řečeno, vegetace vyrovnává vlivy počasí v porovnání s plochami bez vegetace (Balisky a Burton 1993, Xu et al. 1997, Cheng et al. 2008, Balandier et al. 2009). Předchozí tvrzení podporují i průkazně nižší maximální a minimální podzemní teploty na invadovaných plochách v zimních měsících, kde navíc mohou nejnižší teploty klesat pod nulu. Také průměrné amplitudy podzemních teplot se ukázaly průkazně odlišné, avšak odlišnosti v řádech desetin či setin stupňů celsia jsou sotva biologicky významné. Celkově se tedy teploty v porostech *H. mategazzianum* zdají v těchto obdobích náchylnější k nižším teplotám, rozdíly se pohybují v řádech od několika desetin do půl druhého stupně celsia. Navíc se ukazuje, že právě v zimních měsících půda na invadovaných plochách obsahuje méně vlhkosti. Voda v půdě sporadicky pokryté vegetací zřejmě více vymrzá a není proto dostupná.

Fázi klíčení semen *H. mategazzianum* pokrývá interval 5. V tomto období se projevil trend nižších průměrných teplot z předchozích měsíců. Dalo by se uvažovat o tom, že takové podmínky na invadovaných stanovištích dále podporují klíčení semen *H. mategazzianum*, která potřebují projít chladnou stratifikací a klíčí za nízkých teplot (Moravcová et al. 2007). Testování této hypotézy by však vyžadovalo další výzkum

v podobě srovnání klíčení semen *H. mategazzianum* na invadovaných a kontrolních plochách.

Bohužel chybí data pro fázi vegetačního růstu, k dispozici jsou pouze srovnání z vrcholu vegetační sezony (interval 6). Uvnitř porostů *H. mategazzianum* by mělo být vyrovnanější mikroklima, lépe odolávající povětrnostním podmínkám a mělo by docházet k účinnějšímu zadržení tepelného záření (Chen et al. 1993, Blennow 1998, Cheng et al. 2008). Průměrné teploty pod povrchem a na povrchu země skutečně vycházejí vyšší než na kontrolních plochách a některé průkazné výsledky vyšších maximální a minimálních teplot naznačují, že je v porostech *H. mategazzianum* skutečně teplejší mikroklima.

Intervaly 1 a 7 zachycují konec vegetační sezony, kdy biomasa *H. mategazzianum* odumírá a jeho porosty se otvírají. Opět by se daly očekávat větší fluktuace a extrémní teplot než na kontrolních plochách. Výsledky toto potvrzují jen nepřesvědčivě. Průkazná vyšší maxima a nižší minima teplot jsou jen u podzemních teplot a větší výkyvy teplot se ukazují jen nad zemí (viz párová porovnání). To však platí jen pro rok 2009, v následujícím roce se nic podobného neobjevuje.

Ačkoli jsou v mikroklimatických datech značné proluky, podařilo se zachytit podstatné části roku ve své variabilitě, především kritická přechodová období na počátku a konci vegetační sezony. Tuto variabilitu jsem se snažil zachytit výběrem intervalů, ve kterých se mikroklimatické aspekty porovnával. Chybí však období vegetačního růstu, kdy porosty *H. mategazzianum* nabývají nejvyšších hustot. Bohužel nebylo možné ve většině případů porovnávat lokality v párech, jak bylo cílem designu a výběru lokalit. Nebylo možné vybírat lokality napříč celou oblastí Slavkovského lesa tak, aby si z hlediska makroklimatu byly podobné. Lokality se zcela jistě v různých aspektech liší (viz Příloha 1) a použitím dvou-výběrových testů mohou být rozdíly způsobené invazí *H. mategazzianum* setřeny samotnými rozdíly mezi lokalitami. Přesto se však některé odlišnosti projeví a to především v teplotách pod zemí a na povrchu země, které nejsou tolik ovlivňované makroklimatickými činiteli na lokalitě. Teploty nad zemí jsou již více závislé například na vzdušném proudění či orientaci svahu než na vegetačním pokryvu. Neprůkazné rozdíly v nadzemních teplotách si tedy vysvětlují rozdílností lokalit. Párové testy byly použity v intervalech 1 a 7, kde se dostávalo více párů lokalit. Cílem bylo porovnat výsledky s dvou-výběrovými testy a také dvě stejná období z let 2009 a 2010. Výsledky v naprosté většině potvrzují výstupy dvou-výběrových testů.

Výsevové pokusy

Výsevové pokusy byly do diplomové práce zahrnuty, aby přiblížily, jaký impakt může mít přítomnost porostu *H. mategazzianum* na přetrvávání původních rostlin. Tyto pokusy a mikroklimatická měření spolu nejsou přímo propojeny. Nicméně mikroklimatická data by mohla být vhodným podkladem pro diskusi klíčení a přežívání semenáčků a napovědět, zda je scénář nastíněný v cílech práce možný. Impakt zapojeného porostu *H. mategazzianum* na mikroklimatické podmínky by se tedy měl projevit rozdílnými mírami klíčení a přežívání semenáčků mezi kontrolní vegetací (ošetření ploch a) a zapojenými porosty (ošetření ploch b). Plochy s odstraněnou biomasou *H. mategazzianum* (ošetření ploch c) zároveň měly ukázat vliv zvýšeného přísunu světla na přežívání semenáčků oproti hustým porostům či snížené kompetice o místo a zdroje při klíčení a přežívání semenáčků oproti kontrolním porostům.

Vliv *H. mategazzianum* na klíčení semen modelových druhů nebyl ani v jednom případě průkazný. Také přežívání semenáčků se nelišilo mezi porosty *H. mategazzianum* a kontrolními porosty. Testování klíčivosti semen nebylo prováděno. Rozdíly v počtech vyklíčených semenáčků mezi druhy jsou však patrné, což je také dáno rozdílnými počty vysévaných semen mezi druhy. To však reflektuje trade-off mezi počtem vyprodukovaných semen a jejich velikostí a také vztah mezi velikostí semene a mírou jeho klíčivosti (Jakobsson a Eriksson 2000, Leishman et al. 2000). Semena všech modelových druhů nakonec zahrnutých do analýzy byla pořízena osobním sběrem, proto není potřeba uvažovat o odlišné klíčivosti semen pořízených od komerčního dodavatele.

Konečný počet druhů vstupujících do analýzy byl menší a zahrnoval téměř výhradně stanovištními nároky podobné ruderalní druhy (viz Tab. 6). Tyto druhy by spíše mohly být favorizovány v růstu v porostech *H. mategazzianum*. Především druhy *Galium aparine* a *Urtica dioica* se často vyskytují ve společenstvech invadovaných *H. mategazzianum* oproti druhu *Anthriscus sylvestris*. (Thiele et al. 2007, Hejda M., nepublikováno) Nicméně nejen že se ani pro jeden druh průkazně neprojevil efekt porostu, ale ani efekty mezi jednotlivými druhy s rozdílnými nároky se téměř nelišily.

Vliv na produkci semen

Předpokladem experimentu bylo, že nápadné a nesespecializované květy *H. mategazzianum* mohou k sobě lákat opylovače, což by se mohlo projevit nejen kompeticí o opylovače s okolními rostlinami, ale v některých případech naopak i podporou opylování okolních rostlin. Změna v chování opylovačů se pak může promítnout v produkci semen okolními rostlinami. V případě hustého porostu *H. mategazzianum* by to byla spíše kompetice, opylovači stooupající do výšek několika metrů nadzemí s bohatou nabídkou květů bypravděpodobně opomíjeli okolní rostliny u země. U solitérní rostliny či okraje porostu by tomu mohlo být obdobně avšak nápadný bílý bod či pás v krajině tvořený květy by mohl lákat opylovače z většího okolí a podpořit tak opylování všech druhů rostlin na lokalitě. Podobný úkaz pozorovali autoři Nielsen et al. (2008), kdy modelové rostliny v bezprostřední blízkosti okrajů porostu *H. mategazzianum* byly průkazně více navštěvovány opylovači. Sledování návštěvnosti studovaných rostlin opylovači jsem neprováděl, zajímala mě pouze výsledná produkce. Nicméně pokud by produkce semen byla korelována s výskytem *H. mantegazzianum*, nebylo by bez přímého sledování chování opylovačů možné usuzovat na přímý efekt *H. mantegazzianum*.

Vliv různého zastoupení rostlin *H. mategazzianum* na produkci semen modelovými rostlinami se v porovnání s kontrolními porosty neprojevil, což se shoduje se zjištěními autorů Nielsen et al. (2008). Pokud by se do analýzy nezahrnuly dvě odlehlé hodnoty, pravděpodobně by se projevila vyšší produkce semen modelovými rostlinami u okrajů porostu *H. mategazzianum*, odlišně od produkce rostlin v hustém porostu a kontrolním porostu. Podobně autoři zmiňované studie prokázali rozdílnou návštěvnost modelových rostlin opylovači právě v bezprostřední blízkosti okrajů porostu *H. mategazzianum*, do produkce semen modelovými rostlinami se to však nepromítlo. Co se týče mých dat, není žádný objektivní důvod odlehlé hodnoty nezahrnout. Při menším počtu opakování těžko rozhodnout, zda se jedná o vliv náhody či chybu při pořizování dat a nebezpečí chyby prvního druhu by bylo vysoké. Řešením by bylo zvýšit počet opakování, což by však bylo i v podmínkách Slavkovského lesa značně obtížné.

Výsledný design pokusu musel být pozměněn oproti původně plánovanému, což přineslo jistá omezení. Bylo by žádoucí ponechávat modelové rostliny v terénu bez dozoru po co nejkratší dobu, ideálně pouze po dobu trvání kvetení, abychom mohli pozorovat pokud možno jen vliv *H. mategazzianum* na opylení a výslednou produkci semen.

Minimalizovala by se tak možnost poškození například okusem nebo uhnitím, zároveň umístění rostlin do květináčů by zajistilo co nejmenší závislost na okolním prostředí. Použitím modelových rostlin rostoucích přímo na lokalitách tyto vlivy odstranit nešlo a mohly se tedy promítnout do produkce semen. Na druhou stranu se zvýšila pravděpodobnost přežití rostlin, neboť nehrozilo vyschnutí květináče a rostliny nepoutaly pozornost divoké zvěře, což se projevilo jako fatální při použití rostlin v květináčích. Abych vyhodnotil míru poškození v průběhu pokusu, zaznamenával jsem u modelových rostlin *Aegopodium podagraria* počty okolíčků na začátku a na konci pokusu. Rozdíly se však neukázaly být nijak výrazné, proto data do statistické analýzy zahrnuta nebyla. Použil jsem počty okolíčků na konci pokusu, neboť rostliny mohly poškození v průběhu kvetení kompenzovat. Fáze kvetení terminálních okolíčků modelového druhu a *H. mategazzianum* se zcela neshodovaly, proto byly spočteny počty okolíčků a semen vždy ze dvou sekundárních okolíčků. Plodnost sekundárních okolíčků sice bývá nižší než u terminálních, avšak produkce byla pro potřeby pokusu dostatečná a při porovnávání produkce mezi modelovými rostlinami to ničemu neodporuje.

Syntéza

V mé práci jsem se snažil doplnit mezery ve vědomostech o impaktu invazní rostliny *Heracleum mategazzianum*. Různé studie ukazují, že impakt invazního druhu vzrůstá s mírou dominance, které je schopen v daném společenstvu dosáhnout a s velikostí, o kterou převyšuje původní dominantu daného společenstva (Hejda et al. 2009, Thiele et al. 2010). Na impaktu takových druhů se jistě podílejí změny podmínek na stanovišti následkem invaze v podobě sníženého přísunu světla pro okolní rostliny a změny mikroklimatických podmínek. *H. mategazzianum* je příklad takového druhu. Má práce ukazuje, že mikroklimatické podmínky v porostech *H. mategazzianum* jsou odlišné v porovnání s kontrolní vegetací. Světelné podmínky jsem nezaznamenával, nicméně výsevový experiment zahrnoval plochy s odstraněnou biomasou *H. mategazzianum*, ve kterých byl světelný požitek semenáčků modelových druhů zvýšen, což se mohlo projevit v míře jejich přežívání. Toto ošetření ploch se průkazně neprojevilo.

Na úrovni společenstva má *H. mategazzianum* značný dokumentovaný impakt v podobě snížení diverzity a skladby invadovaného společenstva (Hejda et al. 2009). Jak k vytěšňování původních druhů dochází, bychom měli zjistit na individuální úrovni,

na kterou jsem zaměřil hned dva experimenty. Impakt *H. mantegazzianum* na této úrovni však má data neprokazují. Přestože se objevily teplotní rozdíly v jarním období, klíčení modelových druhů se nijak nelišilo mezi typy ploch. Mikroklimatická data pro období vegetačního růstu chybí, nicméně přežívání semenáčků modelových rostlin se také nijak nelišilo mezi typy ploch a neprojevovalo se ani odstranění biomasy *H. mantegazzianum*. Konečně produkce semen modelovým druhem se nelišila mezi rostlinami v přítomnosti různých typů porostů *H. mantegazzianum* a kontrolními rostlinami, což je v souladu se zjištěními autorů Nielsen et al. (2008).

Dalšími možnostmi, které mohou nabízet vysvětlení výrazného impaktu *H. mantegazzianum* na původní společenstva, jsou kromě již zmíněné kompetice o světlo například populační studie sledující klíčení a přežívání semenáčků na jemnější škále odečtů nebo studie alelopatického působení *H. mantegazzianum*. Změna půdních podmínek vlivem invaze *H. mantegazzianum* dokládána prací Dassonville et al. (2008) by také mohla mít impakt na klíčení, růst a přežívání okolních druhů rostlin.

VI. Závěr

Má práce ukázala, že invaze *Heracleum mantegazzianum* (bolševník velkolepý) může měnit mikroklimatické podmínky stanoviště. Jaký to může mít impakt na rostlinné druhy invadovaných společenstev je však stále otevřenou otázkou. Přestože již bylo prokázáno, že invaze *H. mantegazzianum* snižuje druhovou diverzitu zasaženého společenstva, parametry sledované v mé práci se neukázaly jako významné faktory, které by mohly zmiňovaný negativní impakt způsobovat. Dopad přítomnosti *H. mantegazzianum* se neprokázal jako významný pro vzcházení, přežívání a reprodukci společně se vyskytujícími druhy.

VII. Citovaná literatura

- Abbot R.J., James J.K., Milne R.I., Gillies A.C.M. 2003. Plant introductions, hybridization and gene flow. *Phil. Trans. Roy. Soc. London B*, 358:1123–1132.
- Balandier P., Frochot H., Sourisseau A. 2009. Improvement of direct tree seeding with cover crops in afforestation: Microclimate and resource availability induced by vegetation composition. *Forest Ecology and Management*, 257: 1716–1724.
- Balisky A.C., Burton P.J. 1993. Distinction of soil thermal regimes under various experimental vegetation covers. *Canadian Journal of Soil Science*, 73: 411–420.
- Balisky A.C., Burton P.J. 1997. Planted conifer seedling growth under two soil thermal regimes in high-elevation forest openings in interior British Columbia. *New Forests*, 14: 63–82.
- Bjerknes A-L., Totland Ø., Hegland S.J., Nielsen A. 2007. Do alien plant invasions really affect pollination success in native plant species? *Biological Conservation*, 138:1–12.
- Blennow K. 1998. Modelling minimum air temperature in partially and clear felled forests. *Agricultural and Forest Meteorology*, 91: 223–235.
- Brown B.J., Mitchell R.J., Graham, S.A. 2002. Competition for pollination between an invasive species (purple loosestrife) and a native congener. *Ecology*, 83: 2328–2336.
- Budelsky R.A., Galatowitsch S.M. 1999. Effects of moisture, temperature, and time on seed germination of five wetland Carices: Implications for restoration. *Restoration Ecology*, 7 (1): 86–97.
- Busch D.E., Smith S.D. 1995. Mechanisms associated with decline of woody species in riparian ecosystems of the southwestern U.S. *Ecological Monographs*, 65 (3): 347-370.
- Crawley M.J. 1997. *Plant ecology*. Malden, MA, Blackwell Science.
- Dassonville N., Vanderhoeven S., Vanparys V., Hayez M., Gruber W., Meerts P. 2008. Impacts of alien invasive plants on soil nutrients are correlated with initial site conditions in NW Europe. *Oecologia*, 157:131–140.
- Ellstrand N.C., Schierenbeck K.A. 2000. Hybridization as a stimulus for the evolution of invasiveness in plants? *Proc. Nat. Acad. Sci. USA*, 97: 7043–7050.
- Fay P.A, Schultz M.J. 2009. Germination, survival, and growth of grass and forb seedlings: Effects of soil moisture variability. *Acta Oecologica*, 35: 679–684.
- Grace J., Nelson M. 1981. Insects and their pollen loads at a hybrid heracleum site. *New Phytologist*, 87 (2): 413–423.
- Grime J.P., Mason G., Curtis A.V., Rodman J., Band S.R. 1981. A comparative study of germination in local flora. *Journal of Ecology*, 69 (3): 1017–1059.
- Hejda M., Pyšek P., Jarošík V. 2009. Impact of invasive plants on the species richness, diversity and composition of invaded communities. *Journal of Ecology*, 97: 393–403.

- Chen J., Franklin J.F., Spies T.A. 1993. Contrasting microclimates among clearcut, edge, and interior of old-growth Douglas-fir forest. *Agricultural and Forest Meteorology*, 63: 219–237.
- Chen J., Saunders S.C., Crow T.R., Naiman R.J., Broszofske K.D., Mroz G.D., Brookshire B.L., Franklin J.F. 1999. Microclimate in forest ecosystem and landscape ecology - Variations in local climate can be used to monitor and compare the effects of different management regimes. *Bioscience*, 49 (4): 288–297.
- Cheng H., Wang G., Hu H., Wang Y. 2008. The variation of soil temperature and water content of seasonal frozen soil with different vegetation coverage in the headwater region of the Yellow River, China. *Environmental Geology*, 54: 1755–1762.
- Chittka L., Schürkens S. 2001. Successful invasion of a floral market. *Nature*, 411: 653.
- Ingerpuu N., Kupper T. 2007. Response of calcareous grassland vegetation to mowing and fluctuating weather conditions. *Journal of Vegetation Science*, 18: 141–146.
- Jakobsson A., Eriksson O. 2000. A comparative study of seed number, seed size, seedling size and recruitment in grassland plants. *Oikos*, 88: 494–502.
- Leishman M., Wright I.J., Moles A.T., Westoby M. 2000. The evolutionary ecology of seed size. – In: Fenner M. [ed]. *Seeds: The ecology of regeneration in plant communities*. CAB International, 2nd edition.
- Levine J.M., Vila` M., D'Antonio C.M., Dukes J.S., Grigulis K., Lavorel S. 2003. Mechanisms underlying the impacts of exotic plant invasions. *Proc. R. Soc. Lond. B*, 270: 775–781.
- Lockwood J.L., Hoopes M.F., Marchetti M.P. [eds.], 2007. *Invasion ecology*. Blackwell, Oxford.
- Mooney H.A., Cleland E.E. 2001. The evolutionary impact of invasive species. *Proc. Nat. Acad. Sci.*, 98: 5446–5451.
- Moragues E., Traveset A. 2005. Effect of *Carpobrotus* spp. on the pollination success of native plant species of the Balearic Islands. *Biological Conservation*, 122: 611–619.
- Moravcová L., Pyšek P., Krinke L., Pergl J., Perglová I., Thompson K. 2007. Seed germination, dispersal and seed bank in *Heracleum mantegazzianum*. – In: Pyšek P., Cock M.J.W., Nentwig W., Ravn H.P. [eds]. *Ecology and management of giant hogweed (*Heracleum mantegazzianum*)*, p. 74–91, CAB International, Wallingford.
- Müllerová J., Pyšek P., Pergl J., Jarošík V. 2008. Dlouhodobá dynamika šíření bolševníku velkolepého (*Heracleum mantegazzianum*) v krajině: využití leteckých snímků. *Zprávy Čes. Bot. Společ.*, 23: 73–80, roč. 43., Praha.
- Nielsen C., Heimes C., Kollmann J. 2008. Little evidence for negative effects of an invasive alien plant on pollinator services. *Biological Invasions*, 10: 1353–1363.
- Otte A., Eckstein R.L., Thiele J. 2007. *Heracleum mantegazzianum* in its primary distribution range of the Western Greater Caucasus. – In: Pyšek P., Cock M.J.W., Nentwig W., Ravn H.P. [eds]. *Ecology and management of giant hogweed (*Heracleum mantegazzianum*)*, p. 20–41, CAB International, Wallingford.

- Parker I.M., Simberloff D., Lonsdale W.M., Goodell K., Wonham M., Kareiva P.M., Williamson M.H., Von Holle B., Moyle P.B., Byers J.E., Goldwasser L. 1999. Impact: Towards a framework for understanding the ecological effects of invaders. *Biological Invasions*, 1: 3–19.
- Pergl J. 2008. Co víme o vlivu zavlečených druhů? *Zprávy Čes. Bot. Společ.*, 23: 183–192, roč. 43., Praha.
- Pergl J., Eckstein L., Hüls J., Perglová I., Pyšek P., Otte A. 2007. Population dynamics of *Heracleum mantegazzianum*. – In: Pyšek P., Cock M.J.W., Nentwig W., Ravn H.P. [eds]. *Ecology and management of giant hogweed (Heracleum mantegazzianum)*, p. 92–111, CAB International, Wallingford.
- Pergl J., Pyšek P., Perglová I., Moravcová L. 2008. Bolševník velkolepý (*Heracleum mantegazzianum*): velkolepý modelový druh v invazní ekologii. *Zprávy Čes. Bot. Společ.*, 23: 81–90, roč. 43., Praha.
- Perglová I., Pergl J., Pyšek P. 2007. Reproductive ecology of *Heracleum mantegazzianum*. – In: Pyšek P., Cock M.J.W., Nentwig W., Ravn H.P. [eds]. *Ecology and management of giant hogweed (Heracleum mantegazzianum)*, p. 55–73, CAB International, Wallingford.
- Pimentel D. [ed.] 2002. *Biological invasions: Economic and environmental costs of alien plant, animal, and microbe species*. CRC press.
- Pyšek P., Pyšek A. 1995. Invasion by *Heracleum mantegazzianum* in different habitats in the Czech republic. *Journal of Vegetation Science*, 6 (5): 711–718.
- Pyšek P., Cock M.J.W., Nentwig W., Ravn H.P. [eds] 2007a. *Ecology and management of giant hogweed (Heracleum mantegazzianum)*. CAB International, Wallingford.
- Pyšek P., Cock M.J.W., Nentwig W., Ravn H.P. 2007b. Master of all traits: Can we successfully fight giant hogweed? – In: Pyšek P., Cock M.J.W., Nentwig W., Ravn H.P. [eds]. *Ecology and management of giant hogweed (Heracleum mantegazzianum)*, p. 297–312, CAB International, Wallingford.
- Pyšek P., Müllerová J., Jarošík V. 2007c. Historical dynamics of *Heracleum mantegazzianum* invasion at a regional and local scales. – In: Pyšek P., Cock M.J.W., Nentwig W., Ravn H.P. [eds]. *Ecology and management of giant hogweed (Heracleum mantegazzianum)*, p. 42–54, CAB International, Wallingford.
- Reinhardt F., Herle M., Bastiansen F., Streit B. 2003. *Economic Impact of the Spread of Alien Species in Germany*. Report No. UBA-FB. Biological and Computer Sciences Division; Dept. of Ecology and Evolution, Frankfurt am Main, Germany.
- Richardson D.M., Allsopp N., D'Antonio C.M., Milton S.J., Rejmánek M. 2000. Plant invasions - the role of mutualisms. *Biological Reviews*, 75: 65–93.
- Saunders S.C., Chen J.Q., Crow T.R., Brosnoff T.D. 1998. Hierarchical relationships between landscape structure and temperature in a managed forest landscape. *Landscape ecology*, 13 (6): 381–395.
- Schirmel J., Timler L., Buchholz S. 2011. Impact of the invasive moss *Campylopus introflexus* on carabid Beetles (Coleoptera: Carabidae) and spiders (Araneae) in acidic coastal dunes at the southern Baltic Sea. *Biological Invasions*, 13 (3): 605–620.

- Shine C., Kettunen M., Genovesi P., Essl F., Gollasch S., Rabitsch W., Scalera R., Starfinger U., ten Brink P. 2010. *Assessment to support continued development of the EU Strategy to combat invasive alien species*. Final Report for the European Commission. Institute for European Environmental Policy (IEEP), Brussels, Belgium.
- Stewart F., Grace J. 1984. An experimental study of hybridization between *Heracleum mantegazzianum* Somm.&Levier and *H. sphondylium* L. subsp. *sphondylium* (Umbelliferae). *Watsonia*, 15: 73–83.
- Stone P.J., Sorensen I.B., Jamieson P.D. 1999. Effect of soil temperature on phenology, canopy development, biomass and yield of maize in a cool-temperate climate. *Field Crops Research*, 63: 169–178.
- Thiele J., Otte A., Eckstein R.L. 2007. Ecological needs, habitat preferences and plant communities invaded by *Heracleum mantegazzianum*. – In: Pyšek P., Cock M.J.W., Nentwig W., Ravn H.P. [eds]. *Ecology and management of giant hogweed (Heracleum mantegazzianum)*, p. 126–143, CAB International, Wallingford.
- Thiele J., Isermann M., Otte A., Kollmann J. 2010. Competitive displacement or biotic resistance? Disentangling relationships between community diversity and invasion success of tall herbs and shrubs. *Journal of Vegetation Science*, 21: 213–220.
- Thompson K., Grime J.P. 1983. A comparative study of germination response to diurnally-fluctuating temperatures. *Journal of Applied Ecology*, 20: 141–156.
- Tiley G.E.D., Dodd F.S., Wade P.M. 1996. *Heracleum mantegazzianum* Sommier & Levier. *Journal of Ecology*, 84 (2): 297–319.
- Vilà M., Basnou C., Pyšek P., Josefsson M., Genovesi P., Gollasch S., Nentwig W., Olenin S., Roques A., Roy D., Hulme P.E., DAISIE 2010. How well do we understand the impacts of alien species on ecosystem services? A pan-European, cross-taxa assessment. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 8 (3): 135–144.
- Vitousek P.M. 1990. Biological invasions and ecosystem process-towards an integration of population biology and ecosystem studies. *Oikos*, 57: 7–13.
- Vitousek P.M., Walker L., Whitaker L., Mueller-Dombois D., Matson P. 1987. Biological invasion by *Myrica faya* alters ecosystem development in Hawaii. *Science*, 238: 802–804.
- Vlček V. 2010. Kalibrace vlhkostního čidla TST1 pro minerální a organické půdy. Bakalářská práce, deponováno v ÚK ČVUT - knihovna Dejvice.
- Xu M., Chen J., Brookshire B.L. 1997. Temperature and its variability in oak forests in southeastern Missouri Ozarks. *Climate Research*, 8: 209–223.
- Zar J.H. 1999. *Biostatistical Analysis*. Fourth Edition

VIII. Přílohy

Příloha 1: Popis lokalit pro mikroklimatická měření a výsevové pokusy.

Příloha 2: Průběh teplot ve zkoumaném období.

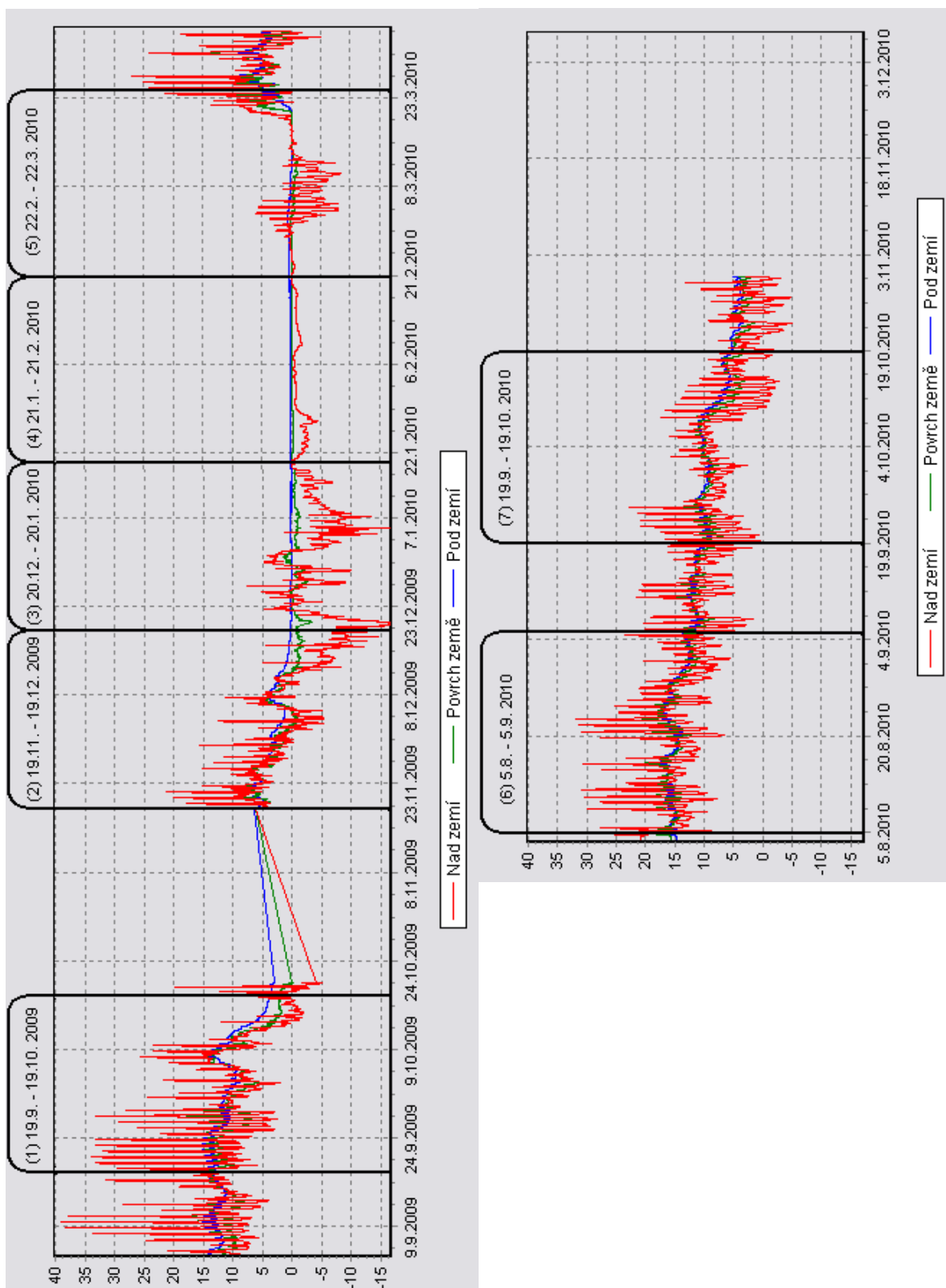
Příloha 3: Podrobné výsledky analýzy mikroklimatických měření.

Příloha 4: Počty vyklíčených a přeživších semenáčků ve výsevovém pokusu.

Příloha 1: Popis lokalit pro mikroklimatická měření a výsevové pokusy.

název	č.	souřadnice	m n. m.	popis
Žitná	1	50° 3,685'; 12° 37,485'	780	mezofilní louka na západním svahu vrchu Žitný
Za potokem	2	50° 4,650'; 12° 35,964'	660	mezofilní louka na lesní pasece
Krásná Lípa	3	50° 5,666'; 12° 38,564'	600	zaplavovaná louka podél potoka
Zatáčka	4	50° 6,118'; 12° 39,140'	660	mezofilní pastvina na severozápadním svahu
Ruiny	5	50° 6,271'; 12° 42,408'	750	mezofilní louka v sousedství opuštěné zástavby
Krásno	6	50° 7,160'; 12° 47,578'	660	mezofilní louka v blízkosti bývalého důlního areálu
Mnichov	7	50° 0,529'; 12° 46,389'	710	podmáčená louka podél potoka
Serpentýna	8	50° 6,179'; 12° 49,722'	590	sečená mezofilní louka na jihozápadním svahu

Příloha 2: Průběh teplot ve zkoumaném období.



Příloha 2: Průběh měřených teplot ve čtvrthodinových intervalech pro celé zkoumané období, příklad z jednoho čidla. Ukázka byla podkladem pro výběr časových intervalů, ve kterých se porovnávaly rozdíly v mikroklimatu mezi porosty bolševníku a lučními porosty.

Příloha 3: Podrobné výsledky analýzy mikroklimatických měření.

Int.		průměr				max			
		W	p	t°C inv ±SD	t°C kon ±SD	W	p	t°C inv ±SD	t°C kon ±SD
1	nad	12	0,9015	8,73±0,57	8,91±0,97	13	0,1649	28,36±4,83	33,27±5,4
	zem	0	0,8048	9,52±0,51	9,44±0,59	24	0,8982	20,21±3,52	21,92±6,98
	pod	0	0,8048	10,41±0,45	1,35±0,44	38	0,09732	15,01±1,44	14,01±1,51
2	nad	4	1	0,86±0,25	1±1,2	11	0,8413	17,99±2,98	18,66±5,41
	zem	0	0,00794	2,1±0,26	2,78±0,29	18	0,3095	10,55±1,01	10,56±4,02
	pod	0	0,00794	3,13±0,12	4,22±0,43	13	1	7,09±0,65	7,08±0,82
3	nad	23	0,09524	-3,16±0,24	-2,27±0,89	16	0,5296	8,11±2,9	6,5±4,62
	zem	27	0,00794	-0,8±0,37	-0,23±0,15	11	0,6752	1,5±1,01	1,71±1
	pod	27	0,007937	0,19±0,11	1,5±0,24	0	0,00861	0,53±0,16	1,65±0,44
4	nad	3	0,05556	-1,41±0,48	-0,47±0,73	4	0,07403	0,05±0,4	0,53±0,62
	zem	0	0,007937	-0,35±0,22	0,79±0,18	0	0,00841	-0,1±0,09	1,2±0,59
	pod	0	0,007937	0,21±0,14	1,46±0,22	0	0,008816	0,33±0,12	1,59±0,22
5	nad	8	0,4206	-0,28±0,4	0,1±0,63	10	0,6905	14,35±7,04	16,04±9,2
	zem	1	0,01587	0,3±0,6	0,65±0,41	13	1	10,15±7,21	9,16±7,17
	pod	0	0,00794	0,34±0,5	1,4±0,29	11	0,6752	3,78±3	4,33±2,11
6	nad	19	0,1714	14,11±0,47	13,61±0,73	11	0,9143	30,24±2,72	32,28±6,05
	zem	22	0,0381	14,51±0,42	13,79±0,41	14	0,7619	21,19±1,53	20,27±3,48
	pod	24	0,00952	14,58±0,29	13,77±0,49	23	0,01866	17,65±0,81	15,81±1,02
7	nad	21	0,06667	7,51±0,7	6,54±0,56	17	0,3344	27,3±4,63	24,89±2,99
	zem	21	0,06667	8,35±0,3	7,93±0,18	15	0,6095	15,29±2,65	14,55±3,33
	pod	16	0,4762	8,95±0,4	8,76±0,54	18	0,1995	12,43±1,52	11,16±1,2

Příloha 3a):

Rozdíly mezi průměrnými teplotami, průměrnými maximálními teplotami mezi porostem bolševníku a kontrolním porostem. Testováno Mann-Whitney testem v časových intervalech 1–7 pro teploty měřenými nad zemí (nad), na povrchu země (zem) a pod povrchem země (pod). Uveden je průměr hodnot ve °C pro invadovaný (inv) a kontrolní (kon) porost a směrodatná odchylka (SD). U čísla intervalu je uveden počet opakování v invadovaném / kontrolním porostu.

Int.		min				amplituda			
		W	p	t°C inv ±SD	t°C kon ±SD	W	p	t°C inv ±SD	t°C kon ±SD
1	nad	36	0,1413	-3,98±0,95	-6,09±2,42	7	0,02622	12,91±3,06	17,14±4,96
	zem	31	0,4057	1,12±0,98	0,58±1,44	16	0,3176	5,49±1,73	7,64±4,25
	pod	4	0,00851	4,07±0,67	5,39±0,76	34	0,2593	1,47±0,45	1,27±0,49
2	nad	5.5	0,1425	-17,66±1,97	-13,89±4,48	11	0,6752	8,4±1,18	9,74±2,89
	zem	11	0,6742	-2,91±1,47	-2,55±1,6	20	0,1508	3,47±0,8	3,13±1,75
	pod	0	0,00861	0,39±0,09	1,11±0,3	22	0,05556	0,86±0,17	0,55±0,2
3	nad	1.5	0,02118	-20,29±1,79	-15,26±3,43	20	0,1508	6,29±0,68	5,09±2,28
	zem	9.5	0,5296	-4,25±1,86	-3,21±1,4	16	0,5476	1,02±0,59	0,77±0,33
	pod	0	0,00882	0,01±0,2	0,63±0,19	2	0,0278	0,06±0,02	0,11±0,04
4	nad	6	0,2222	-7,08±2,15	-4,94±4,13	20	0,1508	0,96±0,55	0,61±0,4
	zem	4	0,09524	-1,44±1,23	-0,21±0,8	11	0,8413	0,14±0,13	0,11±0,05
	pod	0	0,008816	0,06±0,18	1,15±0,21	0,5	0,01141	0,02±0,01	0,04±0,01
5	nad	16	0,5476	-10,39±6,68	-13,85±6,8	11	0,8413	6,87±6,08	9,49±6,42
	zem	11	0,8413	-3,25±3,67	-2,11±2,35	12	1	2,19±2,6	2,29±3,03
	pod	4.5	0,08367	-0,2±0,62	0,33±0,27	11	0,6752	0,29±0,32	0,32±0,27
6	nad	22	0,0381	3,18±1,21	0,69±1,55	6	0,2571	12,38±1,8	16,03±4,6
	zem	18	0,1995	8,49±0,92	7,39±1,44	12	1	4,5±1,33	4,76±2,38
	pod	14	0,7476	11,01±0,4	10,8±0,66	18	0,2571	1,52±0,47	1,05±0,34
7	nad	18	0,2395	-4,24±0,9	-5,88±1,87	12	1	13,94±2,79	13,99±0,42
	zem	12	1	1,81±0,8	1,64±1,12	13	0,9143	4,01±1,57	3,99±1,65
	pod	4	0,08712	4,89±0,31	5,52±0,71	18	0,2571	1,28±0,5	0,86±0,26

Příloha 3b):

Rozdíly mezi průměrnými minimálními teplotami a průměrnými teplotními amplitudami mezi porostem bolševníku a kontrolním porostem. Testováno Mann-Whitney testem v časových intervalech 1–7 pro teploty měřenými nad zemí (nad), na povrchu země (zem) a pod povrchem země (pod). Uveden je průměr hodnot ve °C pro invadovaný (inv) a kontrolní (kon) porost a směrodatná odchylka (SD). U čísla intervalu je uveden počet opakování v invadovaném / kontrolním porostu.

Int.		průměr				max			
		V	p	t°C inv ±SD	t°C kon ±SD	V	p	t°C inv ±SD	t°C kon ±SD
1	nad	12	0,8438	8,86±0,51	8,94±1,06	3	0,1148	29,68±3,66	33,76±5,74
	zem	12	0,8438	9,57±0,54	9,49±0,63	10	1	21±3,12	22,32±7,55
	pod	13	0,6875	10,48±0,45	10,38±0,48	21	0,03125	15,24±1,43	14,14±1,61
7	nad	10	0,125	7,29±0,76	6,54±0,56	5	0,285	27±5,28	24,89±2,99
	zem	9	0,25	8,29±0,35	7,93±0,18	6	0,875	14,63±3,07	14,55±3,33
	pod	5	1	8,8±0,42	8,76±0,54	9	0,25	12,09±1,78	11,16±1,2

Int.		min				amplituda			
		V	p	t°C inv ±SD	t°C kon ±SD	V	p	t°C inv ±SD	t°C kon ±SD
1	nad	20	0,0625	-4,07±1,01	-6,24±2,62	0	0,03125	13,66±2,55	17,44±5,35
	zem	11	1	0,97±0,98	0,78±1,46	5	0,3125	5,92±1,43	7,69±4,66
	pod	0	0,03125	4,04±0,72	5,31±0,8	19	0,09375	1,52±0,46	1,3±0,53
7	nad	9	0,25	-4,3±1,04	-5,88±1,87	4	0,875	13,58±3,12	13,99±0,42
	zem	7	0,625	2,02±0,82	1,64±1,12	6	0,875	3,61±1,78	3,99±1,65
	pod	1	0,25	4,78±0,34	5,52±0,71	10	0,125	1,23±0,59	0,86±0,26

Příloha 3c):

Rozdíly mezi průměrnými teplotami, průměrnými maximálními a minimálními teplotami a průměrnými teplotními amplitudami mezi porostem bolševníku a kontrolním porostem. Testováno Wilcoxonovým párovým testem v časových intervalech 1–7 pro teploty měřeny nad zemí (nad), na povrchu země (zem) a pod povrchem země (pod). Uveden je průměr hodnot ve °C pro invadovaný (inv) a kontrolní (kon) porost a směrodatná odchylka (SD). U čísla intervalu je uveden počet opakování v invadovaném / kontrolním porostu.

interval	průměr				max				min			
	t	p	inv ±SD	kon ±SD	W	p	inv ±SD	kon ±SD	W	p	inv ±SD	kon ±SD
1 n=6/7	4	0,7104	0,28±0,16	0,31±0,13	22	0,8048	0,48±0,1	0,49±0,09	24	0,7308	0,2±0,18	0,19±0,16
2 n=5/5	4	0,09524	0,32±0,11	0,45±0,8	5	0,1508	0,48±0,06	0,54±0,05	4	0,09524	0,21±0,11	0,37±0,1
3 n=4/5	21	0,09524	0,2±0,11	0,41±0,12	3	0,05556	0,42±0,05	0,52±0,08	2	0,03175	0,15±0,11	0,33±0,11
4 n=4/5	2	0,03175	0,19±0,15	0,42±0,11	4	0,09524	0,27±0,15	0,44±0,1	3	0,05556	0,18±0,13	0,38±0,12
5 n=4/5	6	0,2222	0,27±0,16	0,43±0,13	13	1	0,53±0,09	0,52±0,09	8	0,4206	0,16±0,18	0,33±0,16
6 n=5/4	9	0,6095	0,32±0,16	0,38±0,1	9	0,6095	0,47±0,15	0,53±0,09	11	0,9143	0,22±0,16	0,25±0,15
7 n=6/4	11	0,9143	0,39±0,14	0,4±0,12	9	0,6095	0,48±0,11	0,52±0,1	14	0,7619	0,33±0,17	0,31±0,18

Příloha 3d):

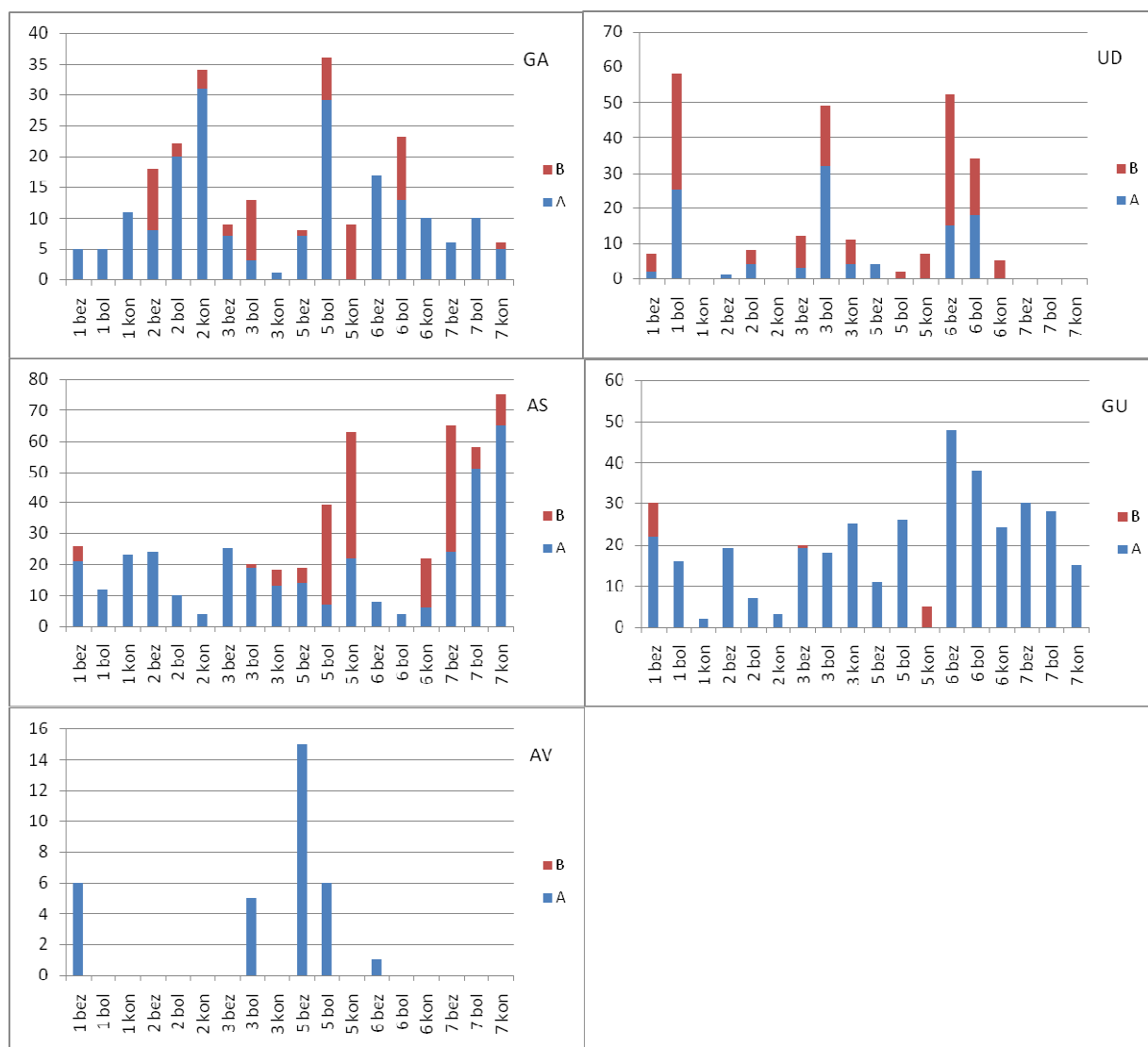
Rozdíly mezi průměrnou vlhkostí a průměrnou maximální a minimální vlhkostí mezi porostem bolševníku a kontrolním porostem. Testováno Mann-Whitney testem v časových intervalech 1–7. Uveden je rozdíl vlhkostí v m^3/m^3 pro invadovaný (inv) a kontrolní (kon) porost a směrodatná odchylka (SD). U čísla intervalu je uveden počet opakování v invadovaném / kontrolním porostu.

interval	průměr				max				min			
	V	p	inv ±SD	kon ±SD	V	p	inv ±SD	kon ±SD	V	p	inv ±SD	kon ±SD
1 n=6/6	6	0,4375	0,29±0,17	0,33±0,13	5	0,3125	0,48±0,11	0,51±0,08	10	1	0,21±0,19	0,22±0,15
7 n=4/4	7	0,625	0,41±0,12	0,4±0,12	1	0,25	0,49±0,1	0,52±0,1	10	0,125	0,37±0,16	0,31±0,18

Příloha 3e):

Rozdíly mezi průměrnou vlhkostí a průměrnou maximální a minimální vlhkostí mezi porostem bolševníku a kontrolním porostem. Testováno Wilcoxonovým párovým testem v časových intervalech 1–7. Uveden je rozdíl vlhkostí v m^3/m^3 pro invadovaný (inv) a kontrolní (kon) porost a směrodatná odchylka (SD). U čísla intervalu je uveden počet opakování v invadovaném / kontrolním porostu.

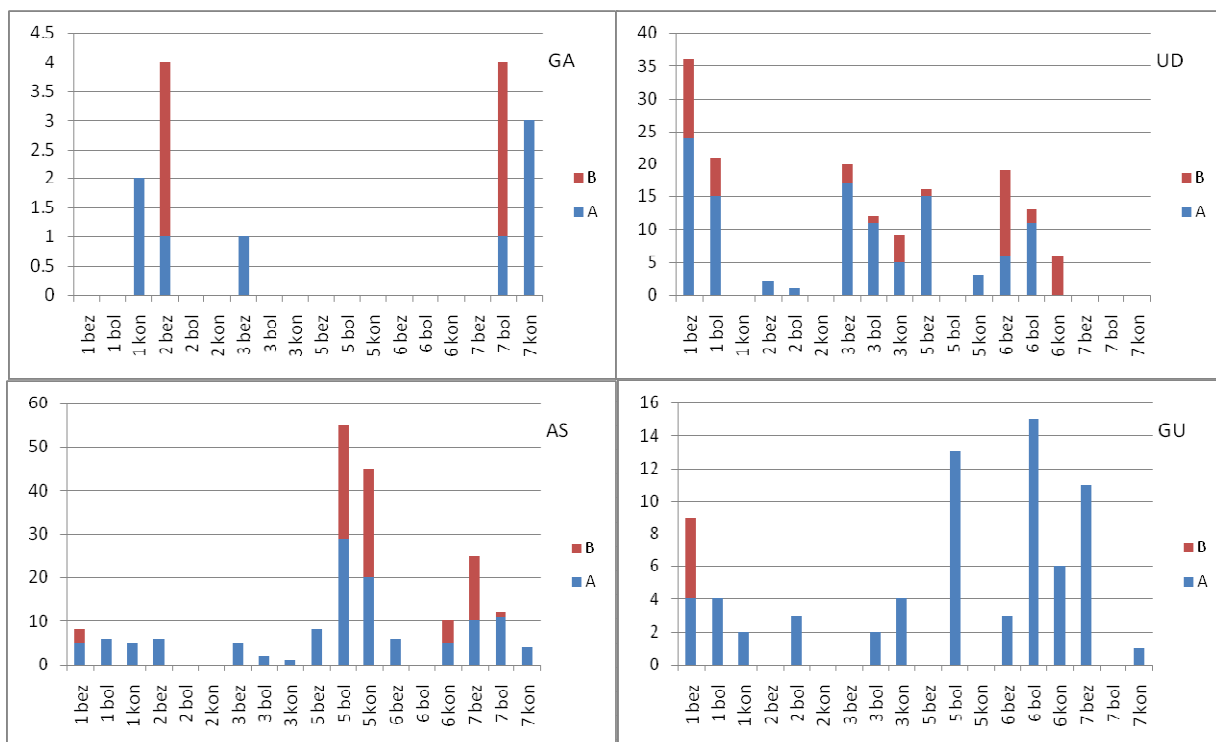
Příloha 4: Počty vyklíčených a přeživších semenáčků ve výsevovém pokusu.



Příloha 4a):

Počty vyklíčených semenáčků v jarním odečtu. Ke každé lokalitě (osa x) jsou vyneseny modře počty (osa y) ve výsevovém čtverci A a červeně počty v kontrolním čtverci B.

AS = *Anthriscus sylvestris*, AV = *Artemisia vulgaris*, GA = *Galium aparine*, GU = *Geum urbanum*, UD = *Urtica dioica*



Příloha 4 b): Počty přeživších semenáčků v letním odečtu. Ke každé lokalitě (osa x) jsou vyneseny modře počty (osa y) ve výsevovém čtverci A a červeně počty v kontrolním čtverci B. AS = *Anthriscus sylvestris*, AV = *Artemisia vulgaris*, GA = *Galium aparine*, GU = *Geum urbanum*, UD = *Urtica dioica*