

**Univerzita Karlova v Praze**  
**Přírodovědecká fakulta**

Studijní program: Biologie

Studijní obor: Botanika



**Bc. Martina Entová**

**Sukcese vegetace na úhorech v Národním parku Podyjí – maloplošný  
management opuštěných ploch**

Vegetation succession on fallows in Podyjí National Park – small-area management  
of abandoned sites

Diplomová práce

Vedoucí práce: Mgr. Martina Fabšičová

Konzultace: Mgr. Tomáš Vymyslický

Praha 2013



**Prohlášení:**

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

V Praze, 12. 8. 2013

Martina Entová





Chtěla bych poděkovat svým školitelům Martině Fabšičové a Tomáši Vymyslickému za pohodovou spolupráci. Dále mé díky patří Janu Winklerovi, Adéle Pokorné a Martinu Kopeckému za rady při získávání či zpracování dat. A v neposlední řadě děkuji také svým rodičům, kteří mě ve studiu neúnavně podporují.

## Abstrakt

Hlavním cílem této diplomové práce bylo popsat sukcesní vývoj několika opuštěných polí, která byla opětovně zorána, a posoudit orbu jako možný management pro vytvoření a udržení druhově bohatých společenstev úhorů. Předmětem studia byla aktuální vegetace, její vývoj v čase a půdní semenná banka.

Na pěti opuštěných polích v jihovýchodní části Národního parku Podyjí byla provedena pokusná orba travního porostu a založeny tři pásy s různými typy zásahů: A) pás oraný každý rok, B) pás zoráný jednou na začátku pokusu, C) kontrolní louka ponechaná bez zásahu. V letech 2009–2012 byl hodnocen vývoj vegetace pomocí série snímků trvalých ploch. Složení semenné banky bylo zjištěno pomocí kultivační metody a následného promývání vzorků půdy. K popisu vegetace a semenné banky byly použity indexy podobnosti, Longevity index (LI) a koncept RCS strategií.

Vegetaci opakovaně oraných ploch (A) tvořily převážně jednoleté plevelné a ruderalní druhy typické R-strategií a vysokým LI, vegetaci louky (C) převážně traviny a vytrvalé byliny typické C-strategií a nižším LI. Vegetace víceletých úhorů (B) se nejdříve podobala jednoletým úhorům (A), ale během 4 let se vývoj posunul blíže k luční vegetaci (C). V průběhu sukcese se prokazatelně snížily hodnoty LI a význam R-strategie a narostl význam S-strategie. Semenná banka lučních ploch (C) se od úhorů (A, B) lišila v množství nalezených druhů, množství jedinců i druhovým složením a hodnotou LI. Všechny typy zásahů měly ale v semenné bance podobné rozložení RCS strategií. Podobnost vegetace a semenné banky byla nejvyšší pro každoročně orané plochy a v průběhu sukcese se významně snižovala. Na studovaných lokalitách se objevilo několik invazních druhů, vždy však pouze v malé míře a nebylo pozorováno téměř žádné šíření mimo oranou plochu. Na úhorech se vyskytlo i několik druhů ohrožených rostlin, které zde prosperovaly.

Tyto výsledky ukazují, že maloplošná orba opuštěných polí může vytvořit zajímavý biotop a sloužit ke zvýšení biodiverzity a heterogenity krajiny.

**Klíčová slova:** opuštěná pole, úhory, maloplošný management, půdní semenná banka, orba, sekundární sukcese

## Abstract

The main aim of the thesis was to describe the succession of several abandoned fields under ploughing and discuss ploughing as a possible management for establishing and maintaining species-rich communities of fallows. Actual vegetation, its development over time and soil seed bank were studied.

Experimental small-area ploughing was established at five abandoned fields in the southeastern part of the Podyjí National Park. Three strips with different types of management were founded: A) strip ploughed each year, B) strip ploughed once at the beginning of the experiment, C) control meadow without intervention. Vegetation development was evaluated through a series of relèves recorded during the years 2009–2012. The species composition of the seed bank was described using the seedling-emergence method and subsequent elutriation of soil samples. Similarity indexes, Longevity index (LI) and concept of RCS strategies were used.

The vegetation of each-year plowed sites (A) consisted mostly of annual weeds and ruderal species with R-strategy and high LI. Grassland vegetation (C) consisted mostly of grasses and perennial herbs with C-strategy and lower LI. The vegetation of older fallows (B) was at first most similar to one-year fallow (A), but during the 4 years of succession has moved closer to the meadow (C). In the course of succession decrease of the value of LI and importance of R-strategy and the increase of importance of S-strategy was proven. The soil seed bank of meadow (C) differed from the fallows in the: number of species, number of individuals, species composition and LI value. The distribution of RCS strategies was similar through all management types. Similarity of vegetation and seed bank was the highest at the each-year plowed sites and during the succession decreased significantly. Several invasive species were found on the localities, but only in a small extent. No significant spread outside of the studied area was observed. Some endangered species, that thrived there, appeared too.

These results show that small-scale plowing of abandoned fields can be used as appropriate management in creation of interesting habitats and serve to enhance biodiversity and landscape heterogeneity.

**Keywords:** abandoned fields, fallows, small-area management, soil seed bank, ploughing, secondary succession

# Obsah

<b>1. ÚVOD</b> .....	9
1.1 Vymezení oblasti zájmu .....	9
1.2 Historie úhorů .....	10
1.3 Funkce úhorů .....	11
1.4 Význam a ochrana plevelových společenstev .....	12
<b>2. CÍLE</b> .....	15
<b>3. CHARAKTERISTIKA ÚZEMÍ</b> .....	16
3.1 Poloha a přírodní podmínky .....	16
3.2 Biota .....	17
3.3 Historie .....	17
3.4 Specifika studovaných lokalit .....	18
<b>4. METODIKA</b> .....	20
4.1 Založení pokusu .....	20
4.2 Aktuální vegetace a semenná banka .....	21
4.3 Statistika .....	23
4.3.1 Použitá data .....	23
4.3.2 Aktuální vegetace .....	25
4.3.3 Semenná banka .....	26
4.3.4 Podobnost vegetace a semenné banky .....	26
<b>5. VÝSLEDKY</b> .....	29
5.1 Aktuální vegetace .....	29
5.1.1 Počet druhů .....	29
5.1.2 Druhové složení .....	29
5.1.3 Podobnost víceletého úhoru (B) ostatním pásům .....	36
5.2 Semenná banka .....	37
5.2.1 Druhové složení .....	37
5.2.2 Počet jedinců a druhů .....	39
5.2.3 Podobnost druhového složení SB mezi zásahy .....	41
5.3 Podobnost vegetace a semenné banky .....	42
5.3.1 Longevity index (LI) .....	46
5.3.2 RCS strategie .....	48
5.4 Invazní druhy .....	53
5.5 Ohrožené druhy .....	54
<b>6. DISKUSE METODIKY</b> .....	56
6.1 Design pokusu .....	56
6.2 Problematický management .....	56
6.3 Zjišťování druhového složení semenné banky .....	57
6.4 RCS strategie, Longevity index .....	58
6.5 Vývoj počtu druhů .....	58
6.6 Podobnost vegetace a semenné banky .....	59

<b>7. DISKUSE VÝSLEDKŮ</b> .....	60
7.1 Aktuální vegetace .....	60
7.1.1 <i>Obecné poznatky</i> .....	60
7.1.2 <i>Jednoletý úhor (A)</i> .....	61
7.1.3 <i>Víceletý úhor (B)</i> .....	62
7.1.4 <i>Kontrolní louka (C)</i> .....	64
7.2 Semenná banka .....	66
7.2.1 <i>Obecné poznatky</i> .....	66
7.2.2 <i>Úhorové plochy (A, B)</i> .....	67
7.2.3 <i>Kontrolní louka (C)</i> .....	68
7.3 Podobnost SB a VEG .....	69
7.4 Invazní druhy .....	70
7.5 Ohrožené druhy .....	71
<b>8. ZÁVĚR</b> .....	73
<b>9. POUŽITÁ LITERATURA</b> .....	75
<b>10. PŘÍLOHY</b> .....	83

# 1. Úvod

Zemědělství je důležitou součástí lidské kultury již od neolitu, kdy se začalo v krajině uplatňovat. V průběhu staletí tvořilo a formovalo krajinu do podoby, jakou známe dnes. V posledních přibližně dvaceti letech se ale postupně mění způsob a intenzita využití půdy a tvoří se dvě extrémní podoby kulturní krajiny. Na jedné straně je to krajina ponechaná ladem, zarůstající. Na druhé straně krajina extrémně zemědělsky využívaná (Miko & Hošek 2009).

Zemědělská půda dnes tvoří přibližně polovinu rozlohy státu (4200 tis. ha), z čehož orná půda tvoří přibližně tři čtvrtiny. Rozloha zemědělské půdy postupně klesá, zvyšuje se naopak rozloha lesů. V rámci zemědělské půdy se jedná zejména o úbytek půdy orné a nárůst trvalých travních porostů (www1). Zvyšuje se počet ploch, které se dostávají mimo jakýkoliv ekonomický zájem a postupně pustnou (Ložek 2007). Na druhé straně je ale také, zvláště v produktivních oblastech, tlak na zvyšování produkce na jednotku plochy a tím na snižování nákladů. Tato intenzifikace je často spojená s plošnou degradací a erozí půdy a homogenizací krajiny (Miko & Hošek 2009).

Ve výsledku mizí krajina, která je střídavě využívána a občas ponechaná na pár let ladem, ve které se střídají různé plodiny na menších plochách. A mizí samozřejmě i druhy živočichů a rostlin na tuto krajinu vázané (Miko & Hošek 2009).

Zároveň se však zvyšuje poptávka po takzvaných biopotravinách a roste podpora ekologického zemědělství a agroturistiky jak ze strany státu (www1), tak ze strany Evropské unie (www2). Od vstupu do Evropské unie se náš stát řídí společnou zemědělskou politikou, která zahrnuje, kromě jiného, různé limity a omezení produkce, což vede k menšímu využívání zemědělské půdy. Zemědělci jsou místo toho využíváni například k údržbě chráněných území, která jsou závislá na tradičním způsobu obhospodařování.

Dostáváme se do doby, kdy zemědělství přestává sloužit pouze k lidské obživě (Miko & Hošek 2009). Louka je kosena ne kvůli senu pro dobytek, ale kvůli tomu, aby byly zachráněny ohrožené druhy, a zemědělec je placen ne za produkci potravin, ale za zvyšování biodiverzity.

## 1.1 Vymezení oblastí zájmu

Opouštění půdy a intenzifikace výroby jsou dvě strany jedné mince. V této práci se sice zaměřuji pouze na opuštěná pole, ale ve skutečnosti jsou obě strany vzájemně

propojené – mojí snahou je zjistit, zda by opuštěná pole nemohla být využita jako refugia právě pro druhy, které jsou vytlačovány z intenzivně využívaných oblastí.

Ve své práci používám často pojem úhor. Nebudu se však zabývat „pravými úhory“, tj. pozemky přechodně vyřazenými ze zemědělského provozu za účelem přirozené úpravy půdních vlastností a snížení zaplevelení (Soukupová 1984), ale opuštěnými poli, která pravděpodobně v nejbližší době už znovu (zemědělsky) využita nebudou. Pro tato území navrhuje Soukupová (1984) vhodnější termín *lado* ve významu: „formace suchých pastvin v oblastech mírného pásma, které vznikly na půdě po kratší nebo delší dobu mechanicky nezpracovávané, zpravidla po opuštění v méně příznivých socio-ekonomických poměrech, a které jsou většinou porostlé nekulturními travními porosty a využívají se k pastvě nebo vůbec“. Já se však držím pojmu úhor ve smyslu opuštěného pole, které dříve bylo zemědělsky využívané a dnes už není, jak ho používá například Klaudivová (1978).

## 1.2 Historie úhorů

Přestože se úhory objevovaly v celé zemědělské historii, celková plocha obdělávané půdy spíše narůstala. Tento trend se začal obracet v Severní Americe přibližně v polovině 19. století. V Evropě začalo opouštění polí ve větší míře přibližně o století později, mezi lety 1960 a 1990 (Ramankutty & Foley 1999). V České republice docházelo k nejvýraznějšímu nárůstu počtu opuštěných polí vždy v souvislosti s významnými politickými událostmi. Vznik úhorů byl zaznamenán po druhé světové válce (Jelínek 1981), při převodu soukromé půdy do socialistického vlastnictví (Klaidisová 1978), a také v době po pádu komunistického režimu (Prach et al. 2007). Podobné sociální a politické změny vedly i k opuštění polí v Rumunsku po roce 1990 (Ruprecht 2005).

Cramer a Hobbs (2007) uvádějí další možné příčiny vzniku úhorů. Jednou z nich je zaplevelení pole nějakým agresivním druhem nebo degradace půdy vlivem nesprávného managementu, znečištění, či změny klimatických podmínek. Obojí vede ke snížení produktivity. V Maďarsku jsou v posledních dvou desetiletích opuštěny tisíce hektarů půdy, kterou se už nevyplatí obdělávat, protože leží na příliš písčítých, zasolených, zaplavovaných či jinak problematických místech (Cseceserits & Rédei 2001).

Dalšími faktory jsou globalizace trhu a technický pokrok. V dnešní době je často levnější potraviny dovézt ze zahraničí, než je vyrábět. Tradiční zemědělství se nevyplácí a pro malé soukromníky je lepší pozemky prodat nebo opustit. Souvisejícím trendem je i přesun lidí z venkova do měst, což vede ke ztrátě „*know how*“. Pro další generace je pak

obtížné se k zemědělství vrátit (Cramer & Hobbs 2007). Nemalý vliv mají také normy a omezení nadnárodních institucí, v nichž je určeno, kde, kolik a čeho se může pěstovat.

### **1.3 Funkce úhorů**

Pole jsou důležitý ekosystém vyskytující se takřka všude na Zemi, kde je lidské osídlení. Protože dnes procento opuštěných polí narůstá, je jistě vhodné a důležité snažit se porozumět tomu, co se na těchto územích děje a zda bychom je mohli nějakým způsobem využít.

Již dlouhou dobu se tyto plochy používají jako přírodní laboratoře sloužící hlavně pro výzkum sukcese (Cramer & Hobs 2007). Mají hned několik výhod: jsou všude na světě, často lze určit jejich přesné stáří a také lze zahájit sukcesi experimentálně (Osbornová et al. 1990). Jejich výzkumem se zabírala a zabírá celá řada vědců po celém světě. Vyčerpávající přehled vytvořili Rejmánek a Van Katwyk (www3) a mnoho dalších prací je snadno k nalezení v různých databázích. Zmíním se zde proto pouze o nejvýznamnějších výzkumech prováděných na našem území.

Na území České republiky lze označit za nejprozkoumanější úhory v Českém krasu. Probíhalo na nich hned několik rozsáhlých výzkumů (Soukupová 1984, Klaudisová 1978). Nejkomplexnější dokumentaci provedli Osbornová et al. (1990). Zabývali se změnami druhového složení, minerálními látkami obsaženými v půdě, vodním režimem, reakcí prostředí na aplikaci hnojiv či herbicidů, živočichy vázanými na úhory a mnoha dalšími tématy. Opuštěná pole ve vojenském prostoru v Doupovských horách studoval Jelínek (1981). Ve stejné oblasti v současné době pokračují ve výzkumech Jaroslav Vojta, Martin Kopecký a jejich studenti. Zaměřují se převážně na sekundární lesy vzniklé na bývalé zemědělské půdě a jejich porovnávání s primárními lesy. Opuštěnými poli se také dlouhodobě zabývá Karel Prach a jeho studenti a spolupracovníci v Českých Budějovicích. Téma opuštěných polí bylo také objektem zájmu mnoha bakalářských a diplomových prací. Velkou část z nich zmiňuji například v mé bakalářské práci (Entová 2010).

Kromě zdroje potěšení pro biologické nadšence mohou úhory sloužit jako dobrý filtr zachycující prach nebo splachy živin z polí. Zachytávají také dešťovou vodu, a zpomalují tak její průtok například po bouřkách, čímž chrání okolní půdu před erozí (Klaudisová 1978, Osbornová et al. 1990).

Význam úhorů je nejlépe docenitelný v otevřené polní krajině, kde zvláště starší stadia se stromy a keři působí jako důležitý stabilizační prvek a mají i určitou estetickou hodnotu. Pokud však nepočítáme sběr bylin a plodů, nemají úhory téměř žádnou ekonomickou

využitelnost (Osbornová et al. 1990). Určitě by však bylo možné nějaký ekonomický přínos najít, když by se například podařilo odhadnout, o kolik více peněz by bylo nutné investovat do čištění vody, kdyby se nad pramenem nenacházel starý úhor zachytávající zbytky hnojiv a pesticidů z polí – neboli kdyby se význam úhorů přepočtl na ekosystémové služby.

Z botanického hlediska jsou opuštěná pole nejvíce ceněná coby ochranné pásy na kontaktu polních kultur a cennějších lokalit a jako možná refugia vzácných druhů rostlin. Obzvláště plevelných druhů, které byly dříve hojné, ale dnes vlivem intenzifikace zemědělství a zlepšování technologických postupů z krajiny mizí (Prach et al. 1996). Ústup dříve běžných druhů polních plevelů a jejich nahrazování více generalistickými nitrofilními druhy (např. *Galium aparine*, *Chenopodium* sp.) je popisován z Německa (Beassler & Klotz 2006) nebo z Anglie (Marshall et al. 2003).

#### **1.4 Význam a ochrana plevelových společenstev**

Zde vyvstává mírně filosofická otázka, proč se vlastně snažit chránit plevele, když se jedná o druhy, které nám určitým způsobem (byť nepřímo) škodí. Jednu z možných odpovědí poskytuje Úmluva o biologické rozmanitosti (Convention on Biological Diversity) uzavřená v Rio de Janeiru. V ní se státy zavazují, kromě jiného, k ochraně biologické rozmanitosti, která je chápána jako rozmanitost všech živých organismů a systémů (tudíž i plevelových společenstev), jichž jsou tyto organismy součástí (www4). Z etického hlediska by nemělo být přípustné vyhubit nějaký druh jen proto, že se nám znelíbil.

Plevele mohou navíc hrát důležitou roli v ekosystému a často je na ně vázáno velké množství dalších organismů. Například druh *Stellaria media* je určitým způsobem propojený s více než 70 druhy hmyzu a druhy *Chenopodium album* a *Polygonum aviculare* tvoří důležitou složku potravy polních ptáků. Intenzifikace zemědělství, která se mimo jiné projevuje i úspěšnějším potlačováním plevelů, je tak zodpovědná za výrazný pokles v populacích některých ptačích druhů v Anglii v průběhu posledních 30 let, protože s plevelem odstraňuje důležité zdroje jejich potravy (Marshall et al. 2003).

Někteří výzkumníci si důležitost plevelů a celých polních ekosystémů uvědomují a pokoušejí se je různým způsobem chránit a podporovat. Jednou z možností je se zaměřit na okraje polí, které často mají tendenci být více druhově bohaté a méně ekonomicky zajímavé (Smith et al. 1999). Tyto okraje jsou často méně ovlivněné hospodařením, neboť zemědělská mechanika často nezajede až ke kraji pole (což znamená řidší osetí a méně herbicidů – pokud nejsou cíleně herbicidovány právě okraje), ale přitom je zde narušená půda,

menší konkurence a vyšší intenzita světla (Prach et al. 2007, Leck et al. 1989). Navíc semena druhů šířených větrem se často zachytí o plodiny hned na okraji pole, a dochází zde k jejich hromadění (Leck et al. 1989).

Propagace ochrany polních okrajů však může narazit na odpor zemědělců, kteří mají obavy, aby se plevely nerozšířily i do zbytku pole a nezpůsobily jim tak ekonomické škody. Při cíleném výzkumu vlivu ponechání nedotčeného okraje pole na zaplevelení uvnitř pole, nezjistili však Smith et al. (1999) žádnou souvislost. Přesto se ale nelze obavám zemědělců z šíření karanténních a obtížných plevelů divit. V souvislosti s tím navrhuje Marshall et al. (2003) kompromis: prozkoumat plevelné druhy a jejich postavení v ekosystému a určit ty, které mají nejvyšší přínos pro další organismy, zároveň se nejedná o invazní či příliš agresivní druhy a o hostitelské druhy vážných škůdců a chorob. Tuto vybranou skupinu pak navrhuje podporovat, nebo alespoň cíleně nelikvidovat.

Možnost ponechat okraj pole ladem uvažují i nově navržená agroenvironmentální opatření v ČR (Česká společnost ornitologická 2010). Dle předběžných průzkumů bylo zjištěno, že neošetřené okraje polí mají pozitivní vliv na diverzitu plevelů, bezobratlých živočichů i ptáků.

Další možností je osévat okraje polí směsí bylin a trav, která by měla zabránit šíření agresivních druhů a tak umožnit vyloučení aplikace herbicidů (tzv. „*management for biodiversity*“) (Smith et al. 1993). Otázkou je, zda tyto vyseté druhy nebudou bránit v růstu i těm méně průbojným plevelům, které by právě mohly být z ochrannářského hlediska zajímavé.

Druhou možností je zaměřit se na opuštěná pole. Jejich výhodou je to, že většinou nedochází ke sporu se zemědělci, kteří mívají poněkud jiné cíle než biologové a ochrana přírody. Ve většině případů jsou však snahy spíše vývoj opuštěných polí urychlovat a směřovat k nějakému druhově bohatému travnímu ekosystému, který na lokalitě býval dříve nebo se vyskytuje někde v okolí. Krásným příkladem je oblast Bílých Karpat, kde probíhají dlouhodobé snahy o obnovu druhově bohatých luk a opuštěná pole v té oblasti jsou za tímto účelem osévána regionální travní směsí (Jongepierová & Poková 2006, Mitchley et al. 2012).

Práce, které se spoléhají pouze na obnovu ekosystému ze semenné banky, často narážejí na problém, že druhy cílového společenstva (například stepního trávníku) většinou netvoří dlouhodobou semennou banku a jsou v půdě zastoupeny pouze krátkou dobu nebo vůbec (Hutchings & Booth 1996, Dölle & Schmidt 2009). Naopak, v půdě přežívají plevelné a ruderalní druhy, jejichž semena přetrvávají životaschopná i několik desetiletí

(Dölle & Schmidt 2009, Soukupová 1984, Livingston & Alessio 1968) a mohou představovat při obnově trávníků podstatný problém (Bossuyt & Honnay 2008).

Obecně lze říci, že obnova společenstva je možná pouze tehdy, pokud (i) jsou v půdě přítomna semena cílových druhů, (ii) zároveň tam nejsou semena druhů, o které nestojíme (například invazní druhy), (iii) je možné vytvořit podmínky pro vyklíčení a růst cílových druhů (Leck et al. 1989). Jelikož tyto tři podmínky je většinou těžké splnit, staví se většina autorů k možnosti využití semenné banky k obnově původních společenstev spíše skepticky (Bossuyt & Honnay 2008, Wagner et al. 2003, Selinger-Looten & Muller 2001). Výjimku tvoří vřesoviště a společenstva závislá na pravidelných disturbancích (jako například právě pole), či raná sukcesní stadia (Bossuyt & Honnay 2008).

Je tedy pravděpodobné, že disturbance může pomoci k obnově polních společenstev (v nichž většina druhů tvoří dlouhodobou semennou banku). Výzkumů ubírajících se tímto směrem je však poměrně málo. Úspěšný byl pokus o obnovení původních plevelných společenstev na rýžových polích v Japonsku – pro úspěch bylo rozhodující obnovit vodní režim a disturbance v podobě povrchové orby (Yamada et al. 2007). Ve švýcarských Alpách zase zjistili, že každoroční orba je vhodnou metodou k obnovení společenstev plevelů na opuštěných polích v horských oblastech (Kohler et al. 2011). Autoři navíc doporučují reintrodukcii místních druhů plevelů, případně vysetí obilí a extenzivní hospodaření, které vytvoří udržitelný zdroj potravy i diverzity plevelů. V jihovýchodní Francii se obnova plevelových společenstev nezdařila (Dutoit et al. 2003) – autoři dospěli k překvapivému výsledku: již po 10 letech po opuštění pole se v semenné bance nevyskytovaly téměř žádné druhy plevelů a obnova tak nebyla touto cestou možná.

Ve své diplomové práci volím podobný, i když trochu obecnější, přístup jako tři naposledy zmíněné studie: pokouším se zjistit, zda opětovná orba starého pole nemůže být managementem vhodným k vytvoření a udržení druhově bohatého společenstva úhoru a zvýšení krajinné biodiverzity (podobně jako se používá například kosení luk).

## 2. Cíle

Cílem této práce je tedy popsat a zhodnotit vývoj několika opuštěných polí, která byla opětovně zorána. Konkrétní otázky, které si kladu jsou:

- 1) Jaké je druhové složení vegetace na nově vytvořených úhorech a jaký je jeho vývoj v čase?
- 2) Jaké je druhové složení půdní semenné banky na těchto plochách? Liší se mezi jednotlivými zásahy?
- 3) Liší se vegetace rekonstruovaná z půdní semenné banky od aktuální vegetace?
- 4) Jsou na nově vzniklých úhorech ve větší míře zastoupeny ruderalní či invazní druhy? Pokud ano, jsou vázány pouze na raná sukcesní stádia vegetace úhorů?
- 5) Vyklíčí na zoráných plochách diaspory vzácných a ohrožených druhů, u kterých je možné, že jsou zastoupeny v půdní semenné bance po dlouhou dobu?

## 3. Charakteristika území

### 3.1 Poloha a přírodní podmínky

Národní park Podyjí se nachází v jihozápadní části Moravy v okrese Znojmo při státní hranici s Rakouskem. Byl vyhlášen v roce 1991 na ploše 6350 ha. Jedná se tedy o nejmenší národní park v České republice. Na rakouské straně na něj od roku 2000 navazuje park Thayatal.

Území leží na jihovýchodním okraji Českomoravské vrchoviny. Osu parku tvoří kaňonovité údolí řeky Dyje, jehož hloubka se pohybuje mezi 60 a 200 m. Jedná se o výjimečně zachovalé říční údolí s meandry. Okolní krajina má charakter mírně zvlněné plošiny. Nejvýše položeným místem NP je Býčí hora (536 m n. m.) v západní části území (Mackovčín et al. 2007, www5).

Geologickým podkladem většiny území NP jsou krystalinické horniny Českého masivu. Ve východní části NP jsou překryty nezpevněnými třetihorními sedimenty a sprašemi. Krystalinické horniny (ruly, svory a granitoidy) jsou povětšinou kyselé, ale místy jsou přítomny i bazičtější amfibolity a krystalické vápence.

Většina národního parku je tvořena mělkými půdami na kyselých horninách. Nejčastějším typem půd jsou kambizemě. Ve východní části parku můžeme najít černozemě, vyvinuté na spraších. Dále narazíme také na luvizemě a vzácně na rankery. V hlubokých údolích se vyskytují hlinitopísčité fluvialní sedimenty (Danihelka et al. 2002, Kozák 2009, www6).

Základní klimatické charakteristiky se na území národního parku mění od západu k východu, a to především v závislosti na klesající nadmořské výšce. Dochází tak ke zvyšování teplot a snižování množství srážek. Průměrný roční úhrn srážek činí u Vranova kolem 620 mm, u Znojma již jen kolem 564 mm (Culek 1995, www6).

Podle klimatické regionalizace (Quitt 1971) zasahují na území NP Podyjí čtyři klimatické oblasti: západní část území tvoří mírně teplá oblast MT 9. Střední část leží v mírně teplé oblasti MT 11. Na ni navazuje teplá oblast T 2 (k okrajům údolí Dyje mezi Znojmem a státní hranicí) a do nejvýchodnějšího okraje národního parku zasahuje teplá oblast T 4.

Bohatě členěné průlomové údolí má výrazně vyvinuté vlastní mezoklima, kontinentálnější než klima okolní krajiny. V údolí se také uplatňuje klimatická inverze (Danihelka et al. 2002, www6).

### 3.2 Biota

Národní park Podyjí je charakteristický velkým druhovým bohatstvím jak fauny (zejména bezobratlých živočichů), tak flóry. To je umožněno hlavně velkou diverzitou stanovišť a přírodních podmínek (různorodost podloží, působení říčního fenoménu a další). Na relativně malém území tak může koexistovat velké množství druhů s různými nároky.

Flóra Podyjí je určována především polohou území na hranici dvou biogeografických celků – provincie středoevropských listnatých lesů a provincie panonské. Dle Culka (1995) se zde stýká Jevišovický a Lechovický bioregion. Podle fyto geografického členění ČR leží východní třetina území ve fyto geografickém obvodu Panonského termofytika, konkrétně ve fyto geografickém okrese 16. Znojensko-brněnská pahorkatina. Zbývající území patří již do obvodu Českomoravského mezofytika a náleží k fyto geografickému okresu 68. Moravské podhůří Vysočiny (Danihelka et al. 2002; Mackovčín et al. 2007, www6).

Hlavním vegetačním typem NP jsou různé druhy listnatých lesů, které pokrývají většinu území. Plochy přirozené nelesní vegetace se v říčních údolích nacházejí zejména na skalách a sutích. Polopřirozené bezlesí se vyskytuje zejména na okrajích NP a v jeho nejbližším sousedství. V západní a střední části jsou to hlavně louky svazu *Arrhenatherion* a *Calthion*. Pro okrajové svahy Českého masivu ve východní části parku jsou typické velké plochy bezlesí vzniklé vytěžením stromů a následnou degradací půd vlivem intenzivní pastvy. Zde se vyvinula charakteristická druhově bohatá vřesoviště svazu *Genistion pilosae*, v nichž se vyskytují teplomilné a kontinentální druhy, a suché acidofilní trávníky svazu *Koelerio-Phleion phleoidis* (Danihelka et al. 2002, www7).

### 3.3 Historie

Současný NP Podyjí leží v oblasti dlouhodobě ovlivňované člověkem – první doklady osídlení pocházejí již z období starého paleolitu (Neruda 2007). Od neolitu do dneška jsou zde doklady o víceméně kontinuálním osídlení, což vedlo mimo jiné ke vzniku specifických společenstev, jako jsou například louky, pastviny, vřesoviště nebo úhory. První zmínky o většině podyjských obcí pocházejí již z 12.–13. století, kdy zde byla tradiční pastva ovcí a vinařství.

Významná je poválečná historie tohoto kraje – hlavně odsun části německy mluvícího obyvatelstva, který znamenal téměř úplné vylidnění některých vesnic; dále také vytvoření

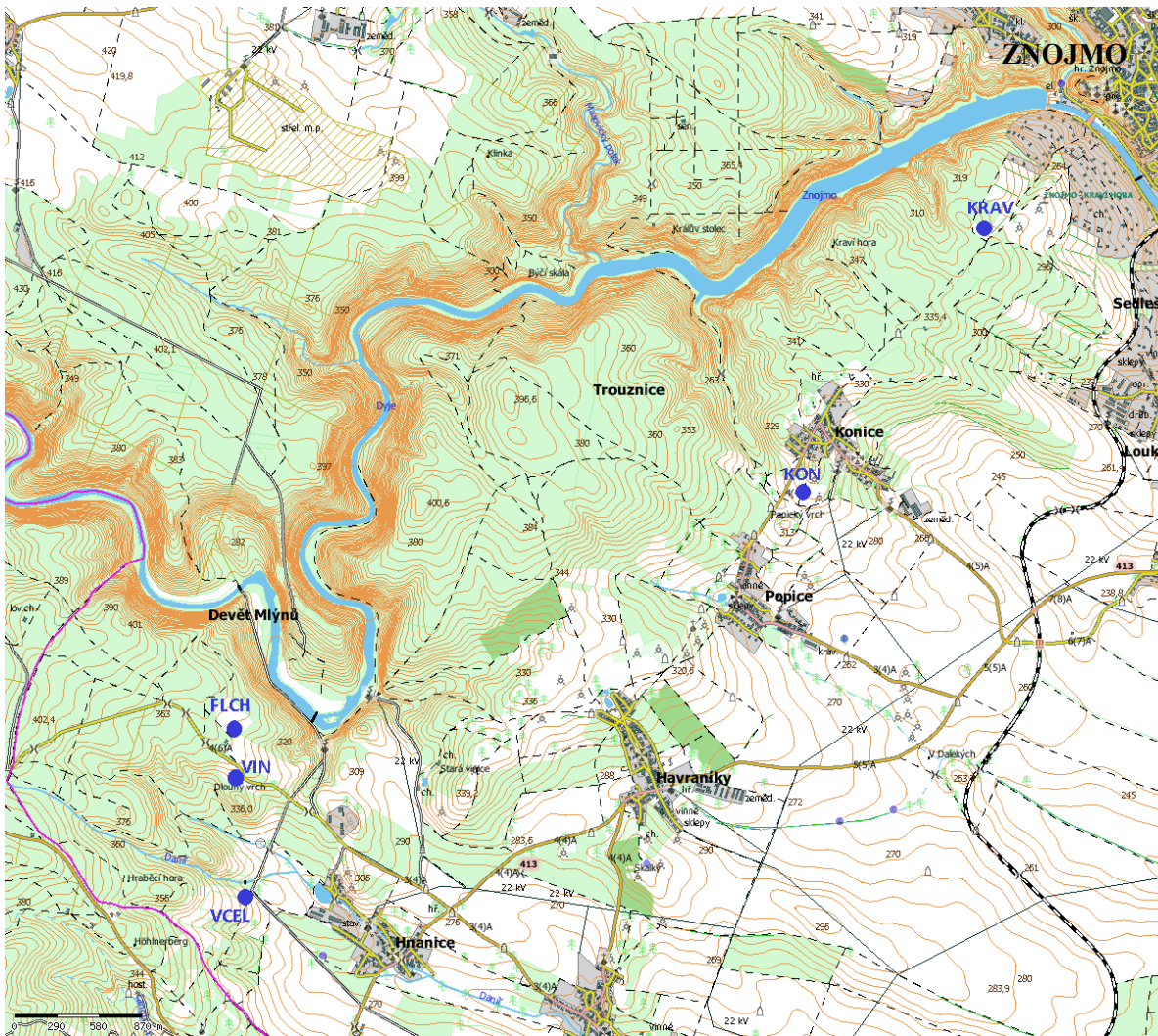
ostře střeženého hraničního pásma, které v příhraničních oblastech na 40 let utlumilo lidský vliv a vedlo k postupné renaturalizaci některých území.

V komunistické éře zde, jako na většině území ČR, probíhaly krajinné změny způsobené socialistickým modelem zemědělství – scelování a odvodňování pozemků, rozorávání luk, odstřelování skalek a zarovnávaní terénu a nadměrné aplikace pesticidů a hnojiv. Zároveň téměř úplně zanikla pastva, což vedlo k postupnému zarůstání vřesovišť.

Ochrana je zde realizovaná od roku 1972 soustavou maloplošných chráněných území, která byla v roce 1978 rozšířena na CHKO Podyjí. Ta byla roku 1991 převedena na národní park (Mackovčín et al. 2007, www8).

### **3.4 Specifika studovaných lokalit**

Studované lokality leží ve východní části parku JZ od Znojma (viz Obr. M1). Tato část se, jak již bylo zmíněno výše, odlišuje od zbytku parku tím, že zde probíhá hranice mezi mezofytikem a termofytikem i mezi hercynskou a panonskou oblastí, což umožňuje výskyt teplomilných panonských prvků. Projevuje se zde srážkový stín Českomoravské vrchoviny. Jsou zde v průměru vyšší teploty a méně srážek. Vyskytují se zde i oblasti s úrodnou černozemí, a proto je toto území lidmi dlouhodobě využíváno a jsou zde velké plochy kulturního bezlesí s poli, vinicemi a sady. Také se zde nacházejí nejrozsáhlejší a nejzachovalejší plochy vřesovišť (např. Havranické vřesoviště či Fládnitzké vřesoviště) (Danihelka et al. 2002, Mackovčín et al. 2007). Lokality leží v území tvořeném žulami Dyjského masivu, konkrétně biotitickými granity a granodiority. Jsou charakteristické půdním typem kambizem typická (www9).



**Obr. M1:** Umístění lokalit (zakreslené modrým puntíkem): FLCH = Fládnitzká chata, KON = Konice, KRAV = Kraví hora, VCEL = Včelín, VIN = Vinice, zdroj mapový server NP Podují (www9), pozměněno

## 4. Metodika

### 4.1 Založení pokusu

Pokusy s orbou opuštěných polí a luk začaly v NP Podyjí již v letech 2005–2006, kdy se oraly okraje vybraných lokalit ve snaze vytvořit vhodné biotopy pro hmyz a jiné bezobratlé živočichy. Při těchto pokusech byl na zoraných plochách zaznamenán i výskyt některých vzácných druhů rostlin, které pro svůj růst vyžadují občasné narušení vegetačního krytu (např. *Adonis flammea*, *Filago lutescens*, *Thymellaea passerina* či *Alcea biennis*), což bylo motivací pro navržení většího botanicko-entomologického projektu. Bylo vybráno 12 lokalit rozmístěných v různých částech parku s největší koncentrací JZ od Znojma. Lokality byly voleny tak, aby splňovaly tyto předpoklady:

- v minulosti se zde hospodařilo (pole nebo louka);
- v současnosti jsou ponechány ladem s managementem typu kosení či pastva;
- je známá historie obhospodařování;
- různá vzdálenost od okolní zemědělské krajiny (potenciálního zdroje diaspor);
- ideálně nacházející se ve vlastnictví Správy parku.

Větší mezioborový projekt se ale nakonec pro nedostatek financí neuskutečnil, a tak se výzkum v omezené míře realizuje od roku 2009 (2010) za podpory a účasti Správy NP pouze skrze dvě diplomové práce – tuto a DP Jany Kůrové (Kůrová 2012). Pro účely této DP bylo z původních 12 lokalit vybráno pět ležících na pravém břehu Dyje JZ od Znojma poblíž vesnic Havraníky, Konice a Hnanice (Obr. M1). Jedná se ve všech případech o stará pole, dnes xerické a mezické louky, které jsou občasně sečeny. Čtyři lokality byly opuštěny přibližně před deseti až patnácti lety, jedna je podle dostupných údajů opuštěná padesát až sedmdesát let (podrobněji Tab. M1). Další doplňující charakteristiky viz Příloha 2.

Mezi lety 2006 (úplný začátek výzkumu) a 2009 (začátek DP) probíhala na lokalitách jednou ročně orba na části území o velikosti přibližně 80 × 20 m. V souvislosti s mým pokusem byla oraná oblast na jaře 2009 rozdělena na dva 10 m široké pásy s různými typy zásahu: A) pás oraný každý rok, B) pás zorán jednou na začátku pokusu (v roce 2009) a poté ponechaný samovolnému vývoji. K nim byl ještě přiřazen třetí pás (C) na navazující louce (jedná se také o opuštěné pole, které je ovšem zarostlé travním porostem, proto pro něj dále používám označení louka), který sloužil jako kontrola. Orbu a následné vláčení zajišťovala Správa NP Podyjí a byla prováděna v rozmezí mezi prosincem a březnem (podle vhodných

podmínek). Správa zároveň také zajišťovala kosení a odvoz biomasy z lokalit (jak lučních, tak úhorových částí).

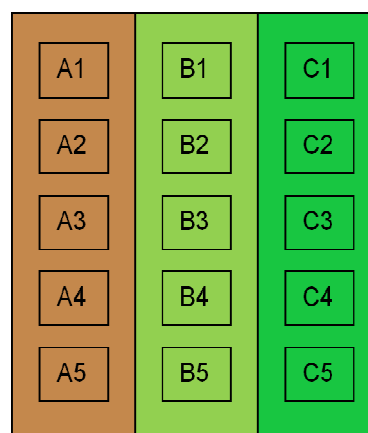
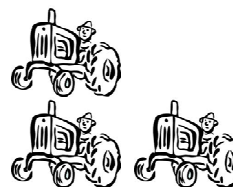
V každém pásu jsem založila pět trvalých ploch 4 × 4 metry, vyznačených v rozích hřebíky s kousky plechu či víčky od zavařovaček (Obr. M2). Plochy na pásu oraném každý rok jsem vždy při jarním snímkování vyznačovala znovu podle polohy ploch v sousedním pásu, protože kvůli orbě bylo nutné značení odstranit.

Lokalita	1936	1953	1953–1991	1991–2006
Fládnitzká chata (FLCH)	pole	louka	louka	louka
Konice (KON)	pole	pole	pole	1991–1996 louka, 1997 zoráno, 2001 zatravněna V 1/2, 2002 zatravněn zbytek
Kraví hora (KRAV)	pravděpodobně pole	pole	pole (min. od 70. let)	1991–1997 pole, do 1999 ladem, poté koseno jako louka
Včelín (VCEL)	pole	pole	pole	1991–1997 pole, 1998 ladem, od 1999 louka
Vínice (VIN)	pole	pole na V 2/3 šířky	pole na V 2/3 šířky	1991–1995 pole na V 2/3 šířky, 1996–1997 V 2/3 ladem, od 1998 louka na celé ploše

Tab. M1: Lokality a jejich historické využití; všechny údaje poskytla Lenka Reiterová (in verb. 2010) ze Správy NP Podyjí

## 4.2 Aktuální vegetace a semenná banka

Na trvalých plochách jsem zaznamenávala údaje o druhovém složení a pokryvnosti vegetace. Pro odhad pokryvnosti jsem používala upravenou rozšířenou Braun-Blanquetovu stupnici (Tab. M2). Nomenklatura druhů je dle Kubáta (Kubát et al. 2002). Snímkování probíhalo vždy dvakrát ročně, aby bylo zachyceno co největší spektrum druhů – obvykle na začátku června a začátkem srpna. Výjimkou byla sezóna 2012, kdy jsem kvůli velkému suchu v květnu a začátkem června musela snímkování téměř o měsíc posunout (tj. začátek července a začátek září).



Obr. M2: Design pokusu

Braun-Blanquetova rozšířená stupnice	Převod na % (podle Juice)
r	1
+	2
1	3
2a	8
2b	18
3	38
4	63
5	88

**Tab. M2:** Použitá stupnice a její převod na procenta

Vzorky pro stanovení kvantitativního a kvalitativního složení půdní semenné banky jsem odebrala taktéž z trvalých ploch 2. 12. 2009. Na každé trvalé ploše byly vrtákem (průměr 6,5 cm, hloubka cca 15 cm, neděleno do vrstev) provedeny odběry na pěti místech (ve všech rozích a uprostřed) a z těch vytvořen jeden směsný vzorek.

Ke zjištění druhového složení půdní semenné banky jsem použila v první fázi kultivační metodu. Vzorky jsem zbavila kamenů a oddenků a přesila na hrubém sítu (velikost ok  $0,5 \times 0,5$  cm). Poté jsem kádinkou odebrala přibližně litr zeminy a tu rozložila na misky na vrstvu perlitu (do 1–2 cm silné vrstvy). Misky jsem umístila ve skleníku Botanického ústavu AV ČR v Průhoncích. Přes zimu zde teplota neklesla pod 12 °C, v letních měsících se měnila podle okolního prostředí. Od doby, kdy se začala otevírat okna (a vznikalo tak riziko možné kontaminace semeny zvenčí), jsem vzorky zakrývala bílou netkanou textilií.

Vzešlé semenáčky jsem průběžně fotila, vytrhávala, počítala a určovala za pomoci literatury (Csapody 1968). Obtížně určitelné semenáčky jsem přesazovala do sadbovačů a pěstovala do doby, kdy bylo určení možné. Klíčící pokus probíhal přibližně deset měsíců od poloviny prosince 2009 do začátku září 2010. Po 6 měsících (koncem června) jsem zeminu převrátila, aby se stimulovalo klíčení těch zbylých semen, která ještě mohla být limitována nedostatkem světla.

Ve druhé fázi, pro zjištění té části semen, která zůstala v půdě a nevyklíčila, jsem vzorky zeminy po skončení klíčícího pokusu ještě promyla s pomocí vyplavovacího přístroje „ANALYSETTE 3“. Ten sestával ze soustavy 3 sít s rozměry ok 5 mm, 1 mm a 0,5 mm. První síto oddělilo hlavně zbytky mechů (kterými vzorky v průběhu klíčení obrostly) a perlitu – s touto frakcí jsem dále nepracovala.

Z promytých zbytků jsem pod binokulární lupou vytrídila semena. Vybírala jsem pouze ta, co se zdála být živá. „Živost“ jsem testovala lehkým tlakem pinzety – mrtvá semena byla prázdná, či naplněná pískem a při tlaku se rozpadala. Semena jsem určovala s pomocí

knih (Cappers et al. 2006, Flood & Gates 1986, Heinisch 1955), internetových fotoatlasů (www10, www11), sbírky semen Katedry botaniky Univerzity Karlovy, vlastní srovnávací sbírky a rad ostatních studentů.

### **4.3 Statistika**

Fytocenologické snímky jsem převedla do elektronické podoby pomocí databázového programu Turboveg for Windows 2.0 (Hennekens & Schaminée 2001). Dále byly snímky editovány v programu JUICE 7.0. (Tichý 2002). Pro práci s větším množstvím dat jsem používala databázový program Microsoft Access 2007. Základní analýzy jsem prováděla v programech Microsoft Excel 2007 a R 2.15.3 (R Core Team 2013). V programu R jsem použila základní doporučenou sestavu knihoven a navíc knihovnu pro zpracování ekologických dat „vegan“ (Oksanen et al. 2013). Mnohorozměrné analýzy jsem prováděla ve statistickém balíku Canoco for Windows (verze 4.5 a 5) (ter Braak & Šmilauer 2002).

#### **4.3.1 Použitá data**

- údaje o vegetaci – snímky z let 2009, 2010, 2011, 2012
  - druhové soupisy z let 2007 a 2008
- údaje o semenné bance – data z klíčícího pokusu
  - data z promývání
- charakteristiky jednotlivých druhů – RCS strategie z databáze BioFlor (Klotz et al. 2002)
  - životnost semen z databáze LEDA (Kleyer et al. 2008)
  - invaznost, ohroženost – Preslia (Pyšek et al. 2012, Grulich 2012)

Pro každou trvalou plochu jsem získala celkem 8 snímků se záznamem aktuální vegetace – vždy pro jaro a léto z let 2009, 2010, 2011 a 2012. Abych se zbavila vlivu fenologie a případného posunu vegetační sezóny (například vlivem studeného, či suchého jara), sloučila jsem vždy 2 snímky z jednoho roku do jednoho souhrnného snímku, který zahrnul všechny druhy, jež se tam v průběhu roku objevily. Pro každý druh jsem vybrala tu vyšší z hodnot pokryvností. Vznikla tak sada 75 snímků pro každý rok, kterou používám ve všech analýzách.

V roce 2010 se z důvodu příliš vlhkého jara nepodařilo úplně zorat (a tudíž ani osnímkovat) pás A na lokalitě Konice. Abych s touto lokalitou mohla pracovat v programu Canoco (kde je při split-plot designu shodný počet snímků podmínkou), vytvořila jsem

snímky náhradní. Pro každou z pěti chybějících ploch jsem porovnávala snímek z předchozího (2009) a následujícího (2011) roku a pro každý druh spočetla průměrnou pokryvnost (pracovala jsem s pokryvnostmi v % [viz Tab. M2]). Tento seznam jsem následně ještě opravila podle soupisu druhů, který jsem v roce 2010 pořídila na úzkém pruhu, jež se povedlo zorat. Druhy, které se tam v daný rok neobjevily, jsem do náhradních snímků nezahrnula a naopak jsem do všech přidala osm druhů, které byly specifické pro rok 2010, a to vždy s pokryvností + (= 2 %).

S těmito náhradními snímky jsem pracovala při všech analýzách, vždy jsem ale zkusila, nakolik výsledek ovlivní, když náhradní snímky (či celou lokalitu) vynechám. Vzhledem k tomu, že vynechání nikdy nevedlo ke změně průkaznosti výsledku, používám v zde popsaných analýzách a grafech vždy kompletní soubor dat.

Pro jednotlivé lokality jsem také měla k dispozici i soupisy druhů provedené před začátkem mého pokusu 14. 6. 2007 a 24. 7. 2008. Jedná se o souhrnné soupisy pro celou oranou plochu (současné pásy A a B) navíc bez jakýchkoliv údajů o pokryvnosti a je potřeba je tedy brát spíše orientačně.

Ke každé trvalé ploše jsem získala zároveň kvantitativní i kvalitativní údaje o složení semenné banky z klíčícího pokusu a z následného promývání. Několik semenáčků (4 druhy/ 7 jedinců) a semen (8 druhů/15 jedinců) jsem nebyla schopna určit. Jednalo se vždy však pouze o jednoho či několik málo jedinců, proto jsem tyto neurčené druhy do statistik vůbec nezahrnovala.

U několika dalších druhů jsem byla schopna určit pouze skupinu možných druhů (Tab. M3). Při srovnávání semenné banky s vegetací, jsem podrobnější údaje o vegetaci vždy převedla na stejnou škálu, jakou používám pro semennou banku. Pokud jsem pracovala pouze s vegetací, zanechala jsem jemnější dělení.

Data o semenné bance jsem logaritmicky transformovala (z důvodu velkého rozsahu hodnot). Aby soubory byly porovnatelné, transformovala jsem stejně i data o vegetaci

**Tab. M3:** Druhy sloučené do skupin (důvodem byla špatná rozlišitelnost semen či semenáčků); zvýrazněné jsou ty druhy z dvojice, které převládaly ve vegetaci, a lze předpokládat, že i v semenné bance se jedná spíše o tento druh

Slučované druhy		Výsledný název	Zkratka
<i>Anagallis arvensis</i>	<i>Anagallis foemina</i>	<i>Anagallis <b>arvensis</b>, foemina</i>	Ana a+f
<i>Lamium amplexicaule</i>	<i>Lamium purpureum</i>	<i>Lamium <b>amplexicaule</b>, purpureum</i>	Lam a+p
<i>Linaria vulgaris</i>	<i>Linaria genistifolia</i>	<i>Linaria <b>vulgaris</b>, genistifolia</i>	Lin v+g
<i>Setaria pumila</i>	<i>Setaria viridis</i>	<i>Setaria pumila, <b>viridis</b></i>	Set p+v
<i>Spergularia rubra</i>	<i>Scleranthus annuus</i>	<i>Spergularia rubra/Scleranthus annuus</i>	Spe Scl
<i>Vicia hirsuta</i>	<i>Vicia cracca</i>	<i>Vicia <b>hirsuta</b>, cracca</i>	Vic h+c

## 4.3.2 Aktuální vegetace

### 4.3.2.1 Vývoj druhového složení

Pro analýzu vývoje druhového složení vegetace jsem použila fytoecologické snímky ze čtyř let (2009, 2010, 2011, 2012), z nichž byly odstraněny druhy nacházející se pouze v jednom, dvou nebo naopak ve všech snímcích (které tedy pro tuto část analýz neměly příliš vypovídající hodnotu).

Pomocí nepřímé unimodální analýzy (DCA) v programu Canoco jsem znázornila, zda a jak se mění druhové složení vegetace v rámci jednotlivých zásahů v čase. To samé jsem následně otestovala kanonickou korespondenční analýzou (CCA). Lokalita sloužila coby kovariáta, data jsem logaritmicky transformovala. Použila jsem split-plot design – každá whole-plot (bez permutace) byla složena ze 4 split-plots (permutace jako časová řada či transekt), což byly vždy čtyři časové řezy téže plochy (např. FLCH A1 v roce 2009, 2010, 2011 a 2012). Při testování významu interakce čas\*zásah byl použit stejný split plot design, pouze jsem u whole-plots zvolila náhodné míchání při permutačním Monte-Carlo testu (použila jsem klasickou přednastavenou variantu testu s 499 permutacemi).

### 4.3.2.2 Podobnost víceletého úhoru (B) ostatním pásům

Vývoj vegetace na sukcesních (B) plochách, jsem vyjádřila pomocí Bray-Curtisova indexu nepodobnosti (Bray & Curtis 1957). Ten jsem spočítala vždy pro sousední plochy na jedné lokalitě (např. A1:B1, A1:C1 a B1:C1) pro jeden rok a poté testovala, zda je vegetace na víceletém úhoru (B) v daném roce podobnější vegetaci jednoletého úhoru (A) či louky (C). Data v některých případech neměla normální rozdělení, proto jsem použila neparametrický Kruskal-Wallisův test a následně jako post hoc test Wilcoxonův test s Holmovou korekcí

p-hodnot (testování jsem prováděla v programu R). Tuto sadu testů používám i v dalších výpočtech a dále označuji pouze jako „neparametrické testy“.

### **4.3.3 Semenná banka**

#### **4.3.3.1 Počet jedinců a druhů**

Pro testování kvantitativních charakteristik semenné banky jsem použila jednocestnou analýzu variance. Předpoklad normality dat jsem ověřovala pomocí Shapiro-Wilkova testu normality residuálů, předpoklad homogenity rozptylů Bartlettovým testem (v programu R). Počet druhů jsem zlogaritovala (dekadický logaritmus), aby splňoval předpoklad normálního rozdělení dat, počet jedinců byl normální sám o sobě. Pro párová porovnání jednotlivých zásahů (A–C) mezi sebou jsem použila Tukey HSD test (Honest Significant Differences).

#### **4.3.3.2 Druhové složení**

Odlišnost druhového složení pro různé typy zásahů jsem zobrazila v programu Canoco pomocí nepřímé unimodální analýzy (DCA), kam jsem vložila i kvantitativní informaci o množství jedinců/druhů. Otestovala jsem ji pomocí kanonické korespondenční analýzy (CCA). V obou případech byla lokalita určena jako kovariáta a data logaritmičtě transformována (dekadický logaritmus).

K vyjádření vzájemné podobnosti či odlišnosti v semenných bankách jednotlivých zásahů jsem jako v předchozím případě použila Bray-Curtisův index nepodobnosti, který jsem testovala pomocí již zmíněných neparametrických testů (viz výše).

### **4.3.4 Podobnost vegetace a semenné banky**

#### **4.3.4.1 Indexy (ne)podobnosti**

Pro vyjádření podobnosti mezi semennou bankou a vegetací jsem použila primárně již zmíněný Bray-Curtisův index nepodobnosti. Aby bylo možné porovnat dva datové soubory používající jiné jednotky (semenná banka – počty semen, vegetace – pokryvnosti v %), data jsem standardizovala přes snímky a kvůli velkému rozpětí údajů o semenné bance logaritmičtě transformovala.

Bray-Curtisův index bere ohled i na pokryvnost druhů, což dle mého názoru lépe vypovídá o struktuře vegetace než indexy pracující pouze s prezencí a absencí druhu (např. Sørensenův či Jaccardův index podobnosti). Na druhou stranu většina souhrnných studií o podobnosti vegetace a semenné banky pracuje právě s těmito dvěma kvalitativními

indexy. Proto jsem podobnost vyjádřila také Sørensenovým indexem (Sørensen 1948), abych měla možnost srovnání svých výsledků s výsledky jiných výzkumů.

Testovala jsem vždy pouze (ne)podobnost mezi dvojicemi snímků pro semennou banku a vegetaci ze stejné plochy. Používala jsem neparametrické testy (viz výše), které jsem prováděla pro každý rok zvlášť.

Ve všech výpočtech podobnosti vztahuji vždy údaje o vegetaci z daného roku k semenné bance odebrané na konci roku 2009. Pro snadnější interpretaci jsem převedla hodnoty Bray-Curtisova indexu nepodobnosti na podobnost v procentech.

#### 4.3.4.2 Strategie druhů

Pro popis funkčního složení společenstev jsem zvolila klasifikaci strategií, kterou navrhl Grime (1979). Dělí v ní druhy na kategorie podle toho, jak jsou schopné vyrovnat se se stresem, disturbancemi a kompeticí (Tab. M4).

Typ strategie	Schopnost druhu odolávat:		
	disturbanci	kompetici	stresu
C		+++	
R	+++		
S			+++
CR	++	++	
CS		++	++
SR	++		++
RCS	+	+	+

Tab. M4: RCS strategie

Typ strategie	Míra příslušnosti k strategii		
	R	C	S
C	0	1	0
R	1	0	0
S	0	0	1
CR	0,5	0,5	0
CS	0	0,5	0,5
SR	0,5	0	0,5
RCS	0,33	0,33	0,33

Tab. M5: Úprava RCS strategií pro výpočty

Pro výpočty a grafické znázornění jsem použila pouze tři základní strategie (R, C, S) a každému druhu jsem přiřadila, do jaké míry ke které z nich náleží (Tab. M5). V každém snímku jsem u každého druhu vážila míru jeho příslušnosti k určité strategii hodnotou jeho pokryvnosti v daném snímku. Následně jsem snímek standardizovala přes druhy a všechny hodnoty sečetla. Tím jsem postupně získala pro každý snímek tři čísla v rozmezí 0–1 vyjadřující jeho příslušnost k R, C a S strategii (čím vyšší, tím víc R/C/S). Změny strategií v čase jsem testovala neparametrickými testy (viz výše) a zobrazila pomocí programu Statistica 7 (StatSoft 2004).

#### 4.3.4.3 Longevity index (LI)

Další charakteristikou druhů, kterou jsem využila, byl typ semenné banky. Jelikož v databázi LEDA (Kleyer et al. 2008) je vždy pro jeden druh větší množství údajů o typu semenné banky, které se prakticky nikdy plně neshodují, použila jsem pro vyjádření trvalosti semenné banky Longevity index (Bekker et al. 1998):

$$LI = \frac{SP + LP}{T + SP + LP}$$

T – počet záznamů, kde byl danému druhu přiřazen typ přechodné semenné banky  
(transient, semeno vydrží životaschopné méně než 1 rok)

SP – počet záznamů, kde byl danému druhu přiřazen typ krátkodobé semenné banky  
(short-term persistent, semeno vydrží životaschopné 1–5 let)

LP – počet záznamů, kde byl danému druhu přiřazen typ dlouhodobé semenné banky  
(long-term persistent, semeno vydrží životaschopné více než 5 let)

Hodnoty indexu se pohybují od 0 (druh nevytváří přetrvávající semennou banku) do 1 (druh vytváří pouze přetrvávající semennou banku). Longevity index jsem počítala pouze pro druhy, které měly v databázi více než 5 záznamů. Hodnoty indexu jsem vždy vážila relativní pokryvností druhu v daném snímku (získanou standardizací snímku přes druhy). Pro testování rozdílů mezi jednotlivými zásahy jsem použila neparametrické testy (viz výše).

## 5. Výsledky

### 5.1 Aktuální vegetace

#### 5.1.2 Počet druhů

Celkem jsem ve vegetaci našla 267 druhů cévnatých rostlin (kompletní seznam viz Příloha 1). Druhová bohatost byla odlišná mezi lokalitami – nejméně druhů hostila lokalita Fládnitzká chata, nejvíce lokality Včelín a Vinice (Tab. V1). Počty druhů na jednotlivých lokalitách a typech zásahu se měnily i v průběhu času a i přes odlišnost lokalit ukazují podobné trendy (Obr. V1).

Lokalita	Počet druhů celkem	Průměrný počet druhů na 1 snímek	Průměrný počet druhů na 1 snímek		
			A	B	C
FLCH	114	23	26	27	15
KON	138	27	30	31	22
KRAV	155	33	31	37	31
VCEL	168	37	33	39	40
VIN	165	37	35	37	38

Tab. V1: Počty druhů na jednotlivých lokalitách

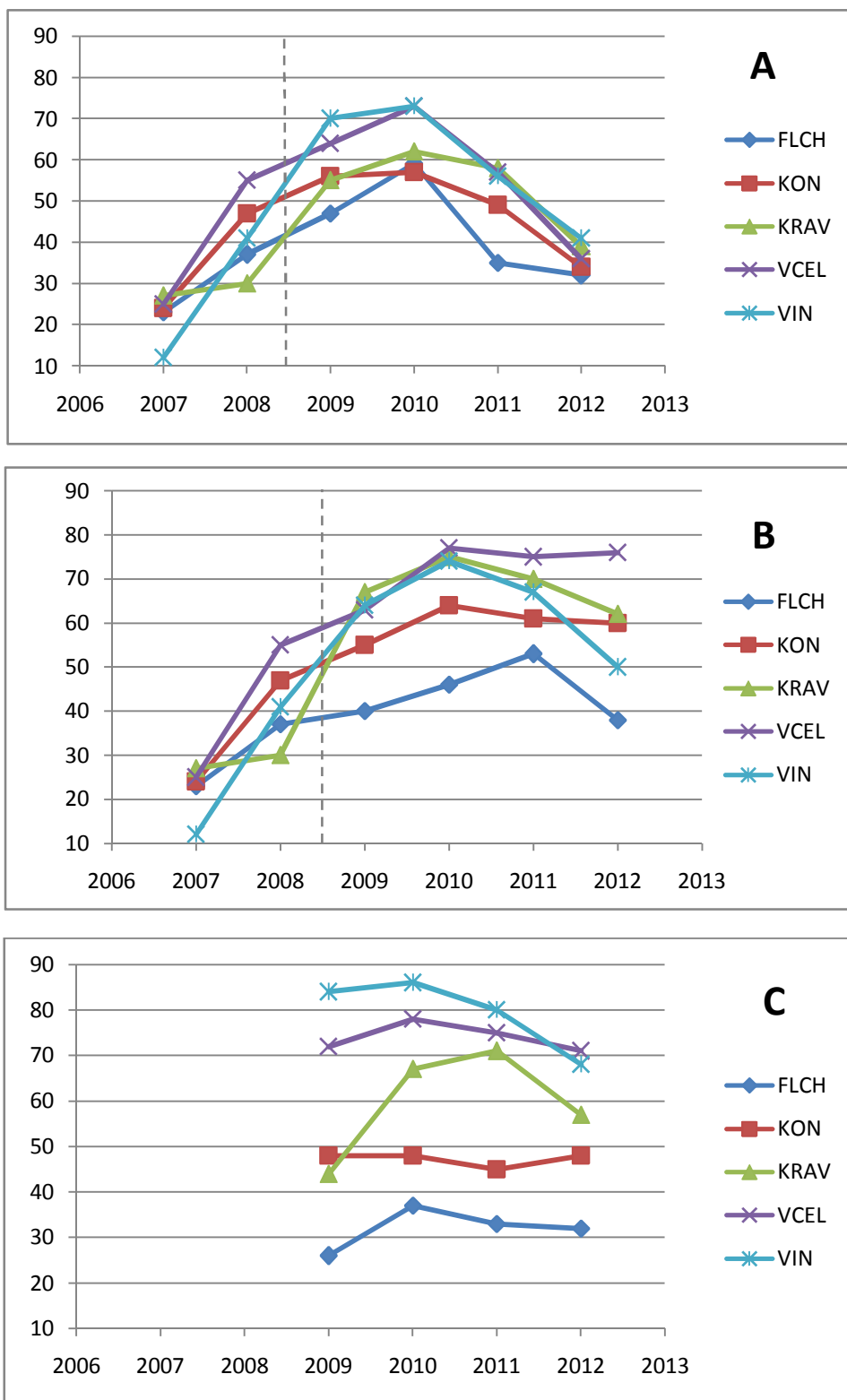
Na úhorech (A, B) je ze začátku druhů poměrně málo (pravděpodobně pouze obnova ze semenné banky), potom následuje strmý vzestup počtu druhů (i kolonizace z okolí), maximální počet druhů se objevuje ve čtvrtém roce po zorání a poté počet druhů celkem strmě klesá (A) či klesá mírněji nebo stagnuje (B).

Na lučních plochách (C) je vývoj počtu druhů značně odlišný na jednotlivých lokalitách. Na většině z nich zůstává celé čtyři sezóny poměrně stálý (Včelín, Konice, Fládnitzká chata), na zbylých dvou lokalitách různě kolísá.

#### 5.1.2 Druhové složení

Na úplném začátku, půl roku po první orbě (2007), převládaly na plochách (dnešní zásahy A a B) převážně R-stratégové, kteří pravděpodobně vyklíčili ze semenné banky: *Viola arvensis*, *Polygonum aviculare*, *Anagallis arvensis*, *Anthemis arvensis*, *Erodium cicutarium*, *Lamium amplexicaule*, *Daucus carota*, *Thlaspi arvense*, *Fumaria officinalis*, *Tripleurospermum inodorum* a další (viz Příloha 1).

Až ve druhém roce se přidaly později hojně až dominantní druhy, jako například *Elytrigia repens*, *Plantago lanceolata*, *Achillea millefolium* agg., *Cirsium arvense* a *Tanacetum vulgare*.



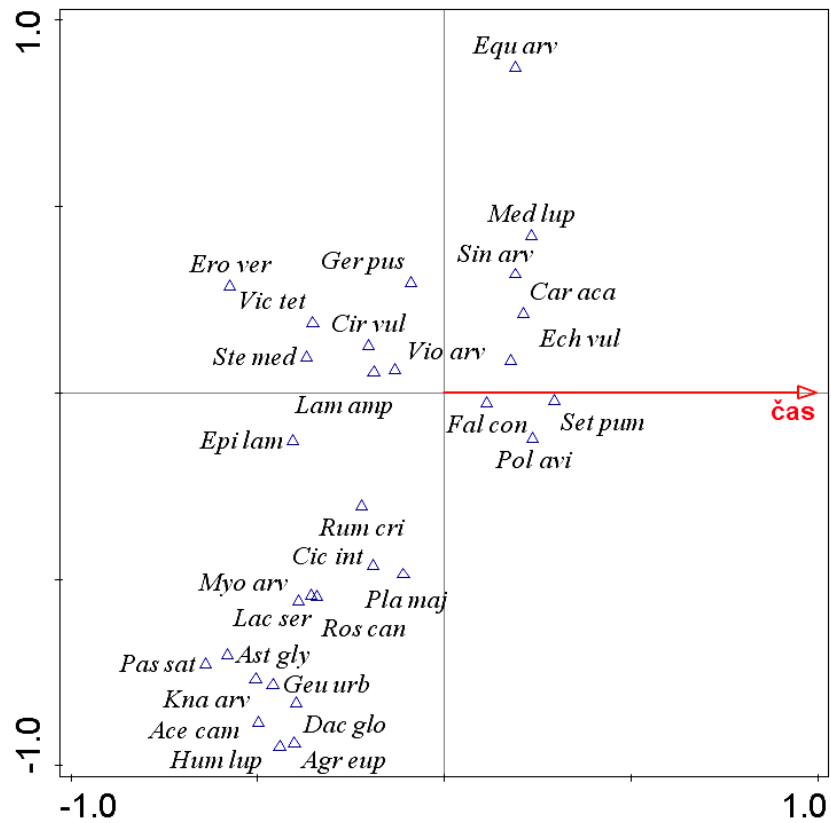
**Obr. V1:** Vývoj počtu druhů pro jednotlivé zásahy: mezi lety 2009–2012 zobrazeny celkové sumy druhů ze všech ploch na daném pásu a dané lokalitě, u A a B pro roky 2007 a 2008 navíc vyneseny počty druhů z druhových soupisů (pro C nejsou k dispozici); typy zásahy: A = orané každý rok, B = zorané 1 ×, C = kontrolní louka; různé barvy představují jednotlivé lokality, přerušovaná čára značí předěl mezi daty ze soupisů a z fytoocenologických snímků

V prvních letech se také objevilo několik druhů, které jsem později už nezaznamenala (nebo pouze v semenné bance): *Papaver rhoeas*, *Descurainia sophia*, *Anchusa officinalis*, *Bromus japonicus*, *Sisymbrium altissimum*, *Viola tricolor* a *Agrostis stolonifera*.

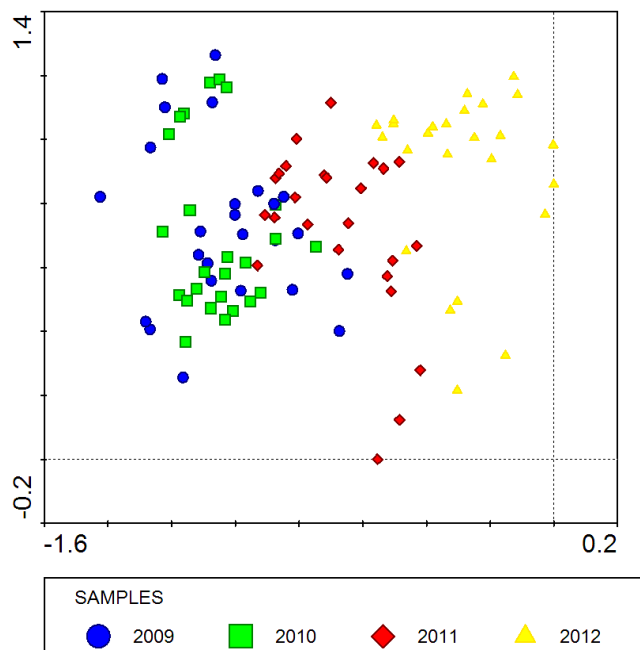
Na každoročně oraných plochách (A) tyto a další podobné druhy (např. *Chenopodium album* agg., *Artemisia vulgaris*, *Setaria viridis*, *Plantago lanceolata*, *Linaria vulgaris*, *Rumex acetosella* a *Sinapis arvensis*) přetrvaly po celou dobu. V posledních dvou letech se na některých lokalitách začal více prosazovat jeden či dva druhy schopné se efektivně namnožit a kolonizovat celý pás (typicky *Polygonum aviculare*, *Setaria* sp., *Sinapis arvensis*, *Artemisia vulgaris*, *Echium vulgare*) (Obr. V2). Některé z nich ve čtvrtém roce vytvářely často skoro souvislý zápoj na úkor ostatních druhů. Nejvýznamnějším druhem na všech lokalitách však byla po celou dobu *Elytrigia repens*. V grafu CCA (Obr. V2) se vlevo dole vyčlenila skupina druhů, které se vyskytovaly pouze v prvních dvou letech v ne moc hojném počtu. Jedná se pravděpodobně o luční druhy, které nějakou dobu přežívaly orbu, ale nakonec z vegetace vymizely (např. *Knautia arvensis*, *Astragalus glycyphyllos* nebo *Pastinaca sativa*). Dle DCA i CCA (Obr. V2 a V3) je vidět, že dochází k posunu složení vegetace určitým směrem ( $p = 0,002$ , 1. osa [= čas] vysvětluje 6,7 % variability, 2. osa – 6,1 %).

Sukcesní plochy (B) vypadaly na začátku mého pokusu velice podobně, jako plochy A (protože do té doby prodělávaly totožný management). Po skončení orby se druhové složení začalo postupně měnit (Obr. V4 a V5) a kanonická korespondenční analýza potvrdila signifikantní vliv času ( $p = 0,002$ , 1. osa [= čas] vysvětluje 12,6 % variability, 2. osa – 6,4 %). Přidaly se víceleté druhy (*Hypericum perforatum*, *Potentilla argentea*, *Trifolium repens*, *Achillea millefolium* agg., *Picris hieracioides*) a ke konci se začaly objevovat i různé druhy trav (*Poa pratensis* agg., *Calamagrostis epigejos*, *Agrostis gigantea*, *Poa compressa*). *Elytrigia repens* však zůstala i na B plochách dominantním druhem po celé čtyři roky.

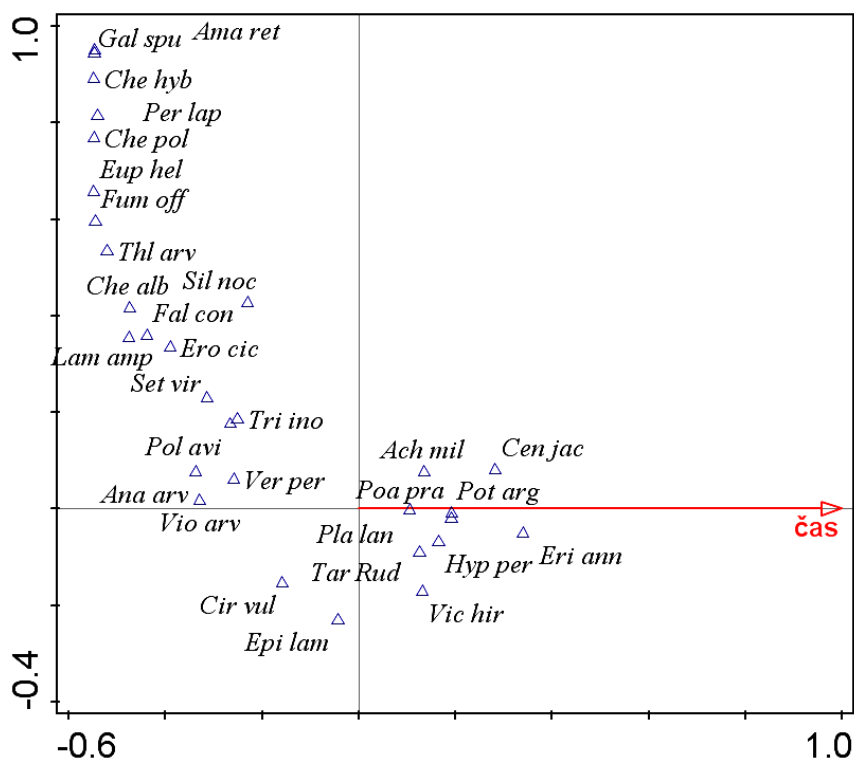
Na lučních plochách (C) po celou dobu převažovaly vytrvalé druhy trav (*Arrhenatherum elatius*, *Calamagrostis epigejos*, *Festuca rubra*, *Poa pratensis* agg. a *Dactylis glomerata*) a dalších bylin (*Fragaria viridis*, *Plantago lanceolata*, *Achillea millefolium* agg., či *Hypericum perforatum*). V menší míře sem zasahuje i většina druhů z vedlejších úhorů. Podle výsledků CCA (Obr. V6) došlo v průběhu času i na lučních plochách k signifikantní změně ( $p = 0,002$ , 1. osa [= čas] vysvětluje 3,2 % variability, 2. osa – 7,2 %), tato změna se ale nezdá být nějak jednoznačně směřovaná, či definovatelná (Obr. V7) a pravděpodobně až tak nesouvisí s časem (v CCA první osa [= čas] vysvětluje mnohem méně variability než osa druhá). Tyto změny mohou souviset s proměnlivým a mírně nahodilým managementem (viz kapitola 6.2).



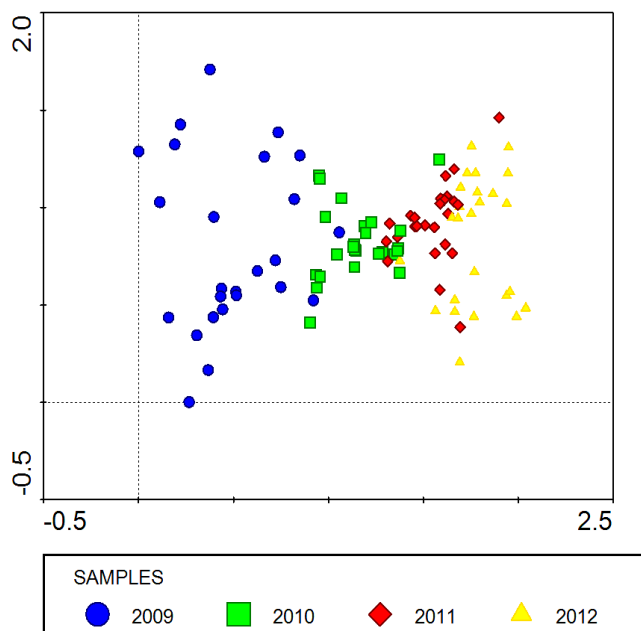
**Obr. V2:** CCA ukazující změnu druhového složení vegetace mezi roky 2009 a 2012 pro jednoletý úhor (A),  $p = 0,002$ , vysvětlená variabilita 1. osa - 6,7 %, 2. osa - 6,1 %, kovariáta lokalita, split-plot design, zobrazeno 30 nejvýznamnějších druhů, logaritmická transformace dat



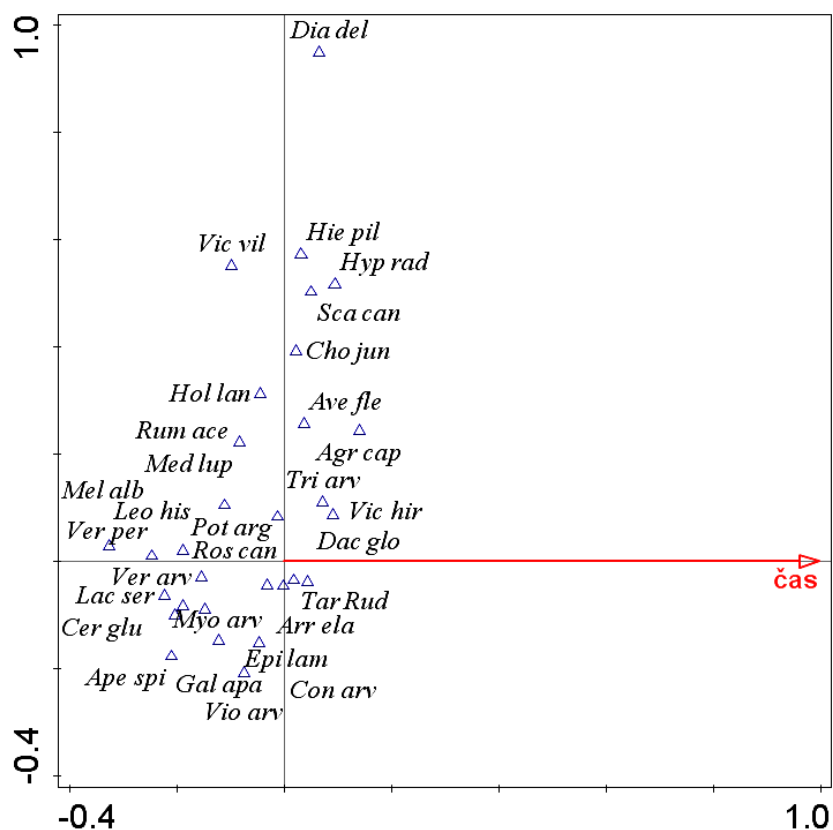
**Obr. V3:** DCA zobrazující všechny snímky z jednoletých úhorů (A) z let 2009–2012 s barevně odlišenými jednotlivými sezónami, vysvětlená variabilita 1. osa - 8,8 %, 2. osa - 14,4 %, kovariáta lokalita, logaritmická transformace dat



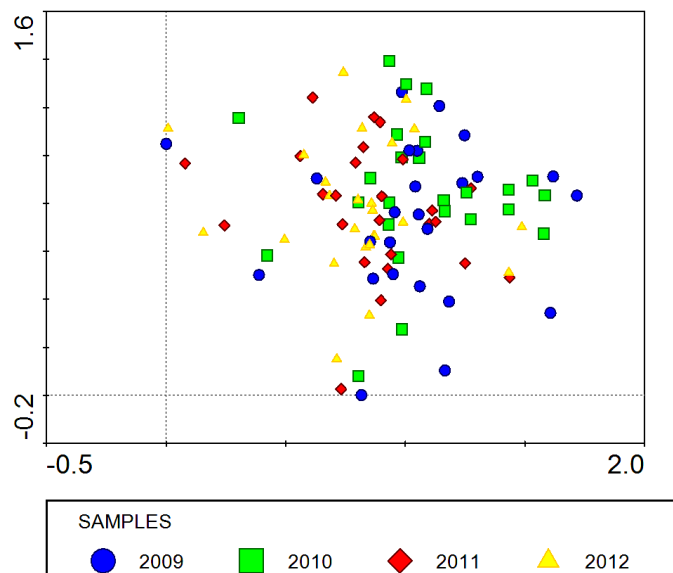
**Obr. V4:** CCA ukazující změnu druhového složení vegetace mezi roky 2009 a 2012 na víceletém úhoru (B),  $p = 0,002$ , vysvětlená variabilita 1. osa – 12,6 %, 2. osa – 6,4 %, kovariáta lokalita, split-plot design, zobrazeno 30 nejvýznamnějších druhů, logaritmičká transformace dat



**Obr. V5:** DCA zobrazující všechny snímky z víceletých úhorů (B) z let 2009–2012 s barevně odlišenými jednotlivými sezónami, vysvětlená variabilita 1. osa – 15,6 %, 2. osa – 20,8 % kovariáta lokalita, logaritmičká transformace dat

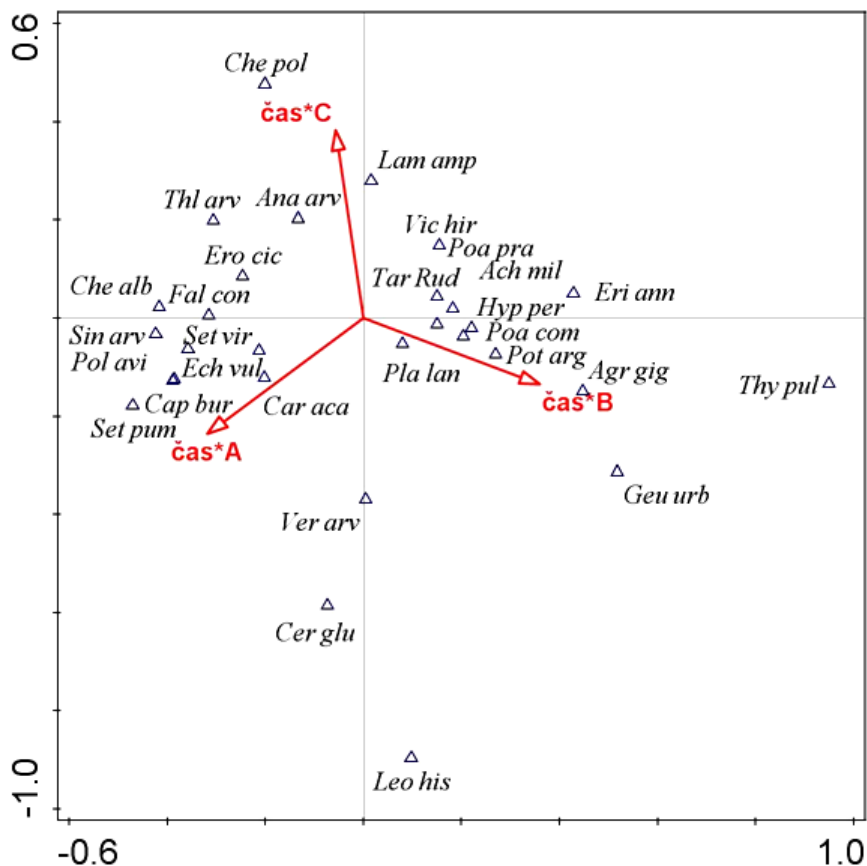


**Obr. V6:** CCA ukazující změnu druhového složení vegetace mezi roky 2009 a 2012 pro luční (C) plochy,  $p = 0,002$ , vysvětlená variabilita 1. osa – 3,2 %, 2. osa – 7,2 %, kovariáta lokalita, split-plot design, zobrazeno 30 nejvýznamnějších druhů, logaritmičká transformace dat



**Obr. V7:** DCA zobrazující všechny snímky z lučních (C) ploch z let 2009–2012 s barevně odlišenými jednotlivými sezónami, vysvětlená variabilita 1. osa – 7,5 %, 2. osa – 13,2 % kovariáta lokalita, logaritmičká transformace dat

Při testování se ukázal jako průkazný i vliv interakce času a typu zásahu (Obr. V8) ( $p = 0,002$ , interakce čas\*zásah vysvětluje 2,1 % z celkové variability).

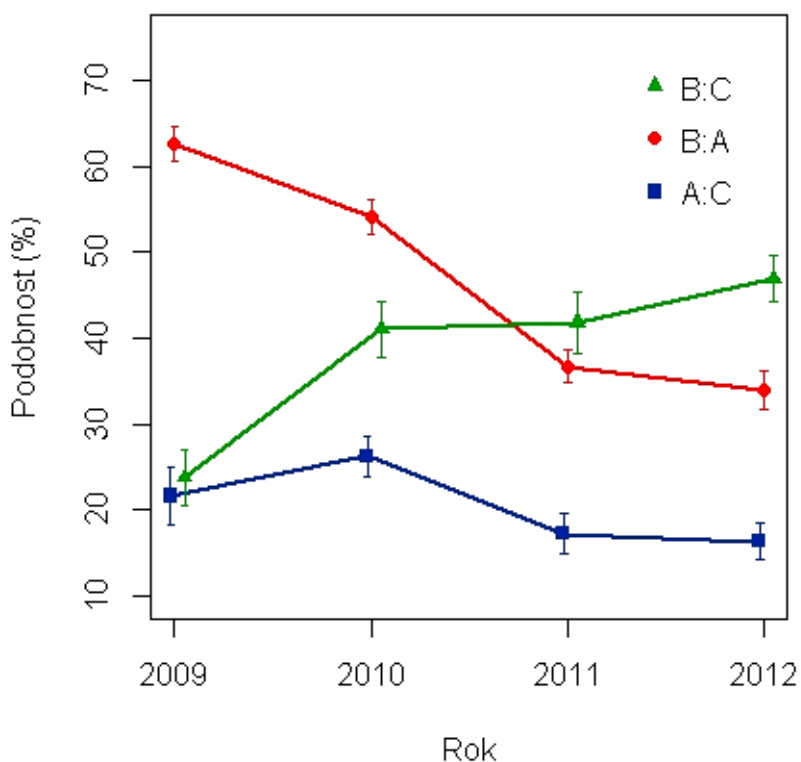


**Obr. V8.:** CCA ukazuje, jak se liší druhové složení vegetace při různém typu zásahu v čase, vysvětlující proměnná interakce „čas\*zásah“ vysvětlila 2,1 % (1. osa 1,6 %, 2. osa 0,5 %) z celkové variability,  $p = 0,002$ , vyfiltrováno 30 nejvýznamnějších druhů, logaritmičká transformace dat, A = orané každý rok, B = zorané 1 ×, C = louka, kovariáty lokalita, čas a zásah

### 5.1.3 Podobnost víceletého úhoru (B) ostatním pásům

Potvrdil se předpoklad, že druhové složení a struktura vegetace víceletého úhoru (B) bude ze začátku spíše podobné úhoru jednoletému (A) a postupně se bude přesouvat k sousední louce (C) (Obr. V9). Na začátku byla podobnost úhorových pásů (A a B) přibližně 65 % a podobnost úhoru ku louce (C) pouze okolo 20 %. Po čtyřech letech vývoje se vegetace B ploch sice podobá více vegetaci luk (z cca 50 %), ale stále ještě je zachována i velká podobnost k vedlejší každoročně orané ploše (cca 35 %). Vizualně ale víceleté úhory už vypadají spíše jako louky.

**Podobnosti složení vegetace mezi zásahy**



**Obr. V9:** Vývoj podobnosti jednotlivých typů zásahů sobě navzájem, základem Bray-Curtisův index nepodobnosti, zobrazeny 95 % intervaly spolehlivosti (pokud se překrývají, není významná odlišnost, jinak ano), typy zásahu: A = orané každý rok, B = zorané 1 ×, C = kontrolní louka

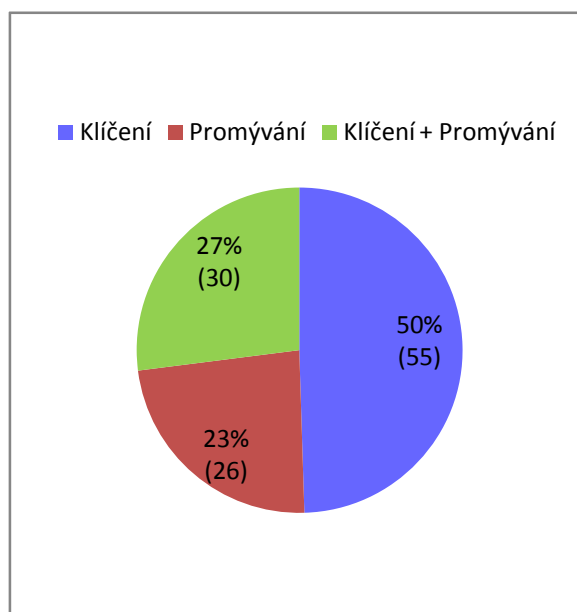
## 5.2 Semenná banka

### 5.2.1 Druhové složení

V semenné bance jsem našla přibližně 111 druhů rostlin. Patnáct nejčastějších druhů je zobrazeno v tabulce S1, ostatní jsou uvedeny v Příloze 1. Přibližně tři čtvrtiny druhů (85) odhalil klíčící pokus, zbylou čtvrtinu jsem našla v promytých vzorcích (Obr. S1).

**Tab. S1:** 15 nejčastějších druhů ze SB

Nejčastější druhy ze SB	Počet nalezených semen
<i>Polygonum aviculare</i>	1964
<i>Rumex acetosella</i>	1849
<i>Chenopodium album</i> agg.	1756
<i>Artemisia vulgaris</i>	1619
<i>Tripleurospermum inodorum</i>	1101
<i>Setaria pumila, viridis</i>	1009
<i>Arabidopsis thaliana</i>	629
<i>Thlaspi arvense</i>	614
<i>Lamium amplexicaule, purpureum</i>	611
<i>Trifolium arvense</i>	605
<i>Juncus bufonius</i>	541
<i>Hypericum perforatum</i>	450
<i>Plantago lanceolata</i>	344
<i>Trifolium campestre</i>	320
<i>Anagallis arvensis, foemina</i>	299



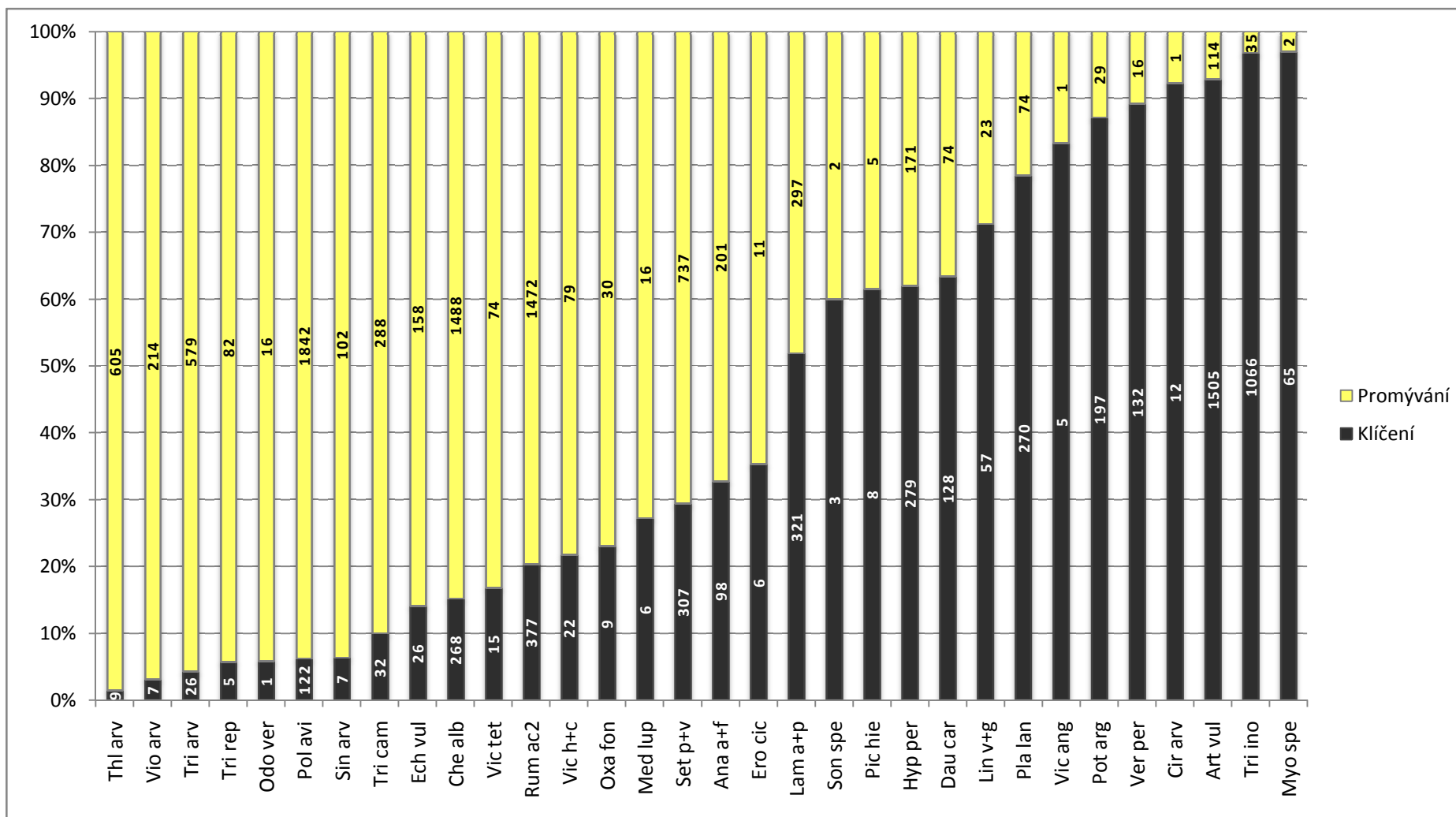
**Obr. S1:** Počet nalezených druhů dle metody

Nejčastější druhy nalezené pouze při klíčícím pokusu či pouze při promývání ukazuje tabulka S2. Třicet druhů bylo nalezeno jak při klíčení, tak při promývání. Většinou ale v jedné z frakcí početně převažovaly, pouze semena druhů *Lamium amplexicaule* a *Lamium purpureum* se vyskytovala stejnou měrou v obou (Tab. S3).

**Tab. S2:** Druhy nalezené pouze při klíčícím pokusu/promývání

Druhy nalezené pouze při klíčícím pokusu		Druhy nalezené pouze při promývání	
Jméno	Počet semen	Jméno	Počet semen
<i>Arabidopsis thaliana</i>	629	<i>Silene species</i>	79
<i>Juncus bufonius</i>	541	<i>Potentilla cf. argentea</i>	29
<i>Potentilla argentea</i>	197	<i>Chenopodium hybridum</i>	19
<i>Conyza canadensis</i>	152	<i>Veronica hederifolia</i>	13
<i>Echinochloa crus-galli</i>	98	<i>Potentilla species</i>	5
<i>Plantago major</i> agg.	94	<i>Aethusa cynapium</i>	4
<i>Veronica arvensis</i>	83	<i>Berteroa incana</i>	4
<i>Valerianella locusta</i>	80	<i>Fumaria officinalis</i>	4

**Tab. S3:** Odlišnost klíčení a promývání – graf ukazující 30 druhů, které byly nalezeny jak při klíčícím pokusu, tak při promývání; žlutá = promývání, černá = klíčení, čísla ve sloupečcích udávají přesný počet semen, zkratky viz Příloha 1



## 5.2.2 Počet jedinců a druhů

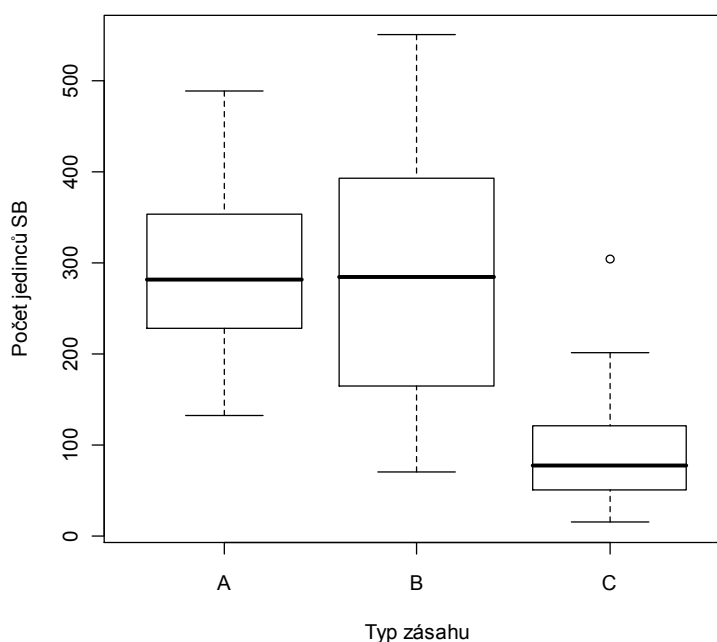
Celkem jsem našla 16608 jedinců z čehož o něco více při promývání (8861) než při klultivaci (7747). Z toho 83 % všech semen (13711) vyprodukovalo 15 dominantních druhů (Tab. S1).

Průměrný počet jedinců na plochu je 221, ale tyto počty jsou ve skutečnosti značně variabilní (Tab. S4) a ve vzorcích z lučních ploch (C) je jedinců na plochu signifikantně méně ( $p < 0,001$ ) (Obr. S2, S3).

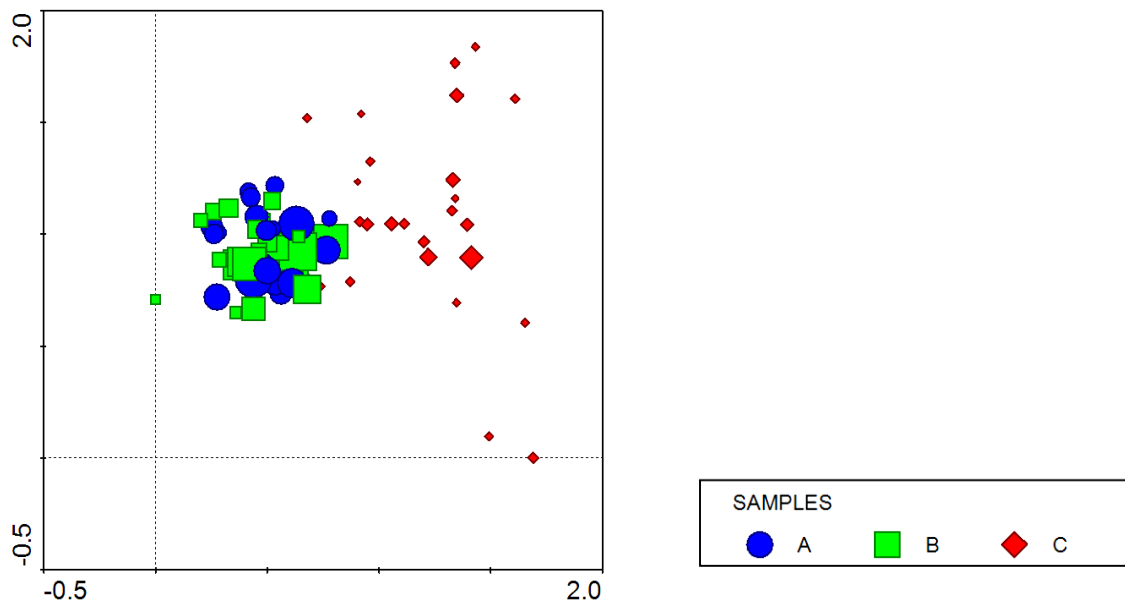
Podobné výsledky jsem získala i pro počet druhů. Průměrný počet nalezených druhů na plochu je sice 24, mezi zásahy je ovšem velká odlišnost a luční plochy (C) mají druhů signifikantně méně ( $p < 0,01$ ) (Obr. S4, S5). U počtu nalezených druhů je také značná variabilita mezi jednotlivými lokalitami, kde se od sebe výrazně odlišují – hlavně lokalita Fládnitzká chata a Konice s průměrným počtem druhů kolem 20 od lokality Vinice, kde je druhů na plochu v průměru o 10 více (Obr. S6).

**Tab. S4:** Počty druhů a jedinců v SB

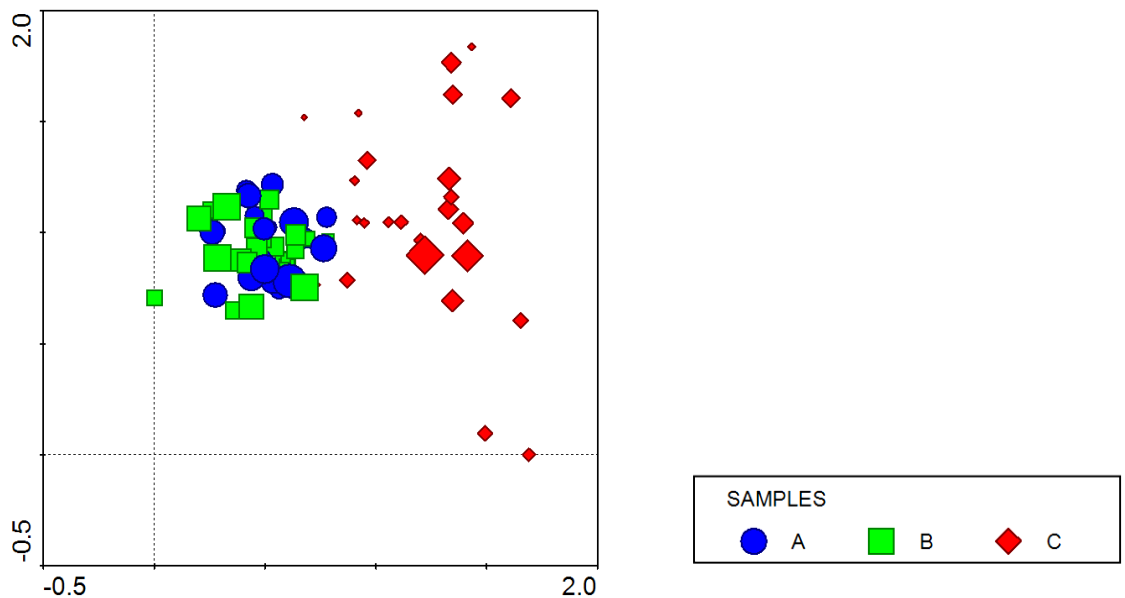
Počty jedinců/plocha		Počty druhů/plocha	
průměr	221	průměr	24
min	15	min	9
max	550	max	40



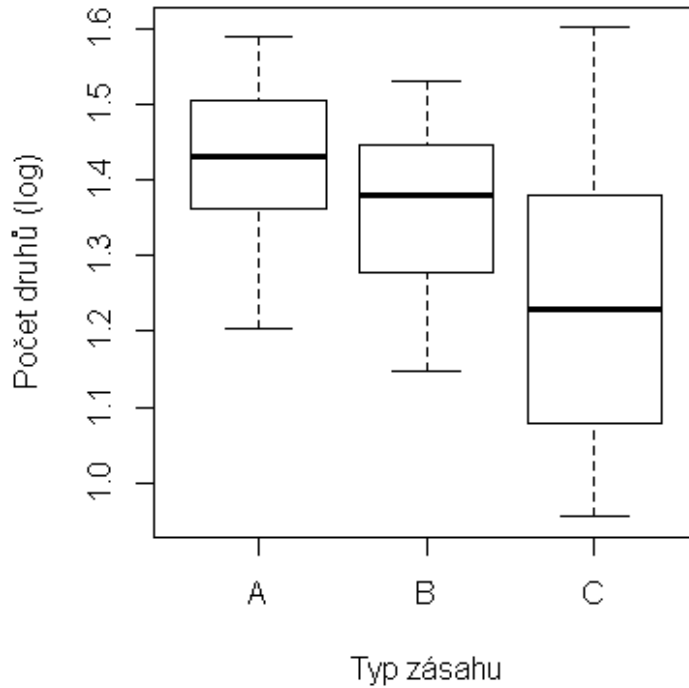
**Obr. S2.:** Rozdíly v počtu jedinců získaných z půdních vzorků z různých zásahů, vzorky z louky (C) obsahují průkazně méně semen než vzorky z úhorů (A, B), jednocestná ANOVA,  $p < 0,001$ , typy zásahu: A = orané každý rok, B = zorané 1 x, C = kontrolní louka



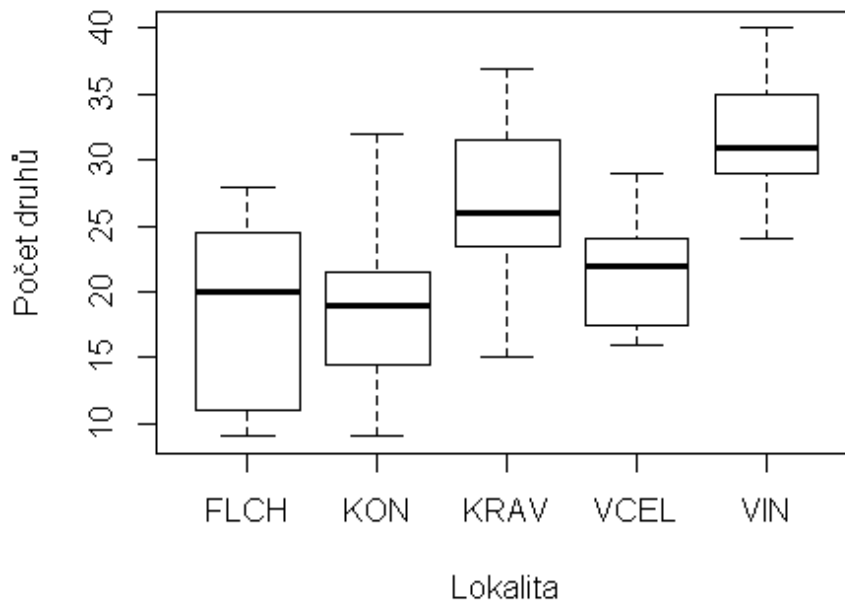
**Obr. S3:** DCA zobrazující všechny vzorky SB s barevně odlišenými jednotlivými zásahy a velikostně odlišeným **počtem jedinců** (čím větší symbol, tím více nalezených jedinců), vysvětlená variabilita 1. osa – 11,1 %, 2. osa – 5,4 % kovariáta lokalita, logaritmickeá transformace dat, typy zásahu: A = orané každý rok, B = zorané 1 ×, C = kontrolní louka



**Obr. S4:** DCA zobrazující všechny vzorky SB s barevně odlišenými jednotlivými zásahy a velikostně odlišeným **počtem druhů** (čím větší symbol, tím více nalezených druhů), vysvětlená variabilita 1. osa – 11,1 %, 2. osa – 5,4 % kovariáta lokalita, logaritmickeá transformace dat, typy zásahu: A = orané každý rok, B = zorané 1 ×, C = kontrolní louka



**Obr. S5:** Rozdíly v počtu druhů získaných z půdních vzorků z různých zásahů, vzorky z louky (C) obsahují průkazně méně druhů než vzorky z úhorů (A, B), jednocestná ANOVA,  $p < 0,01$ , data logaritmována, typy zásahu: A = orané každý rok, B = zorané 1 ×, C = kontrolní louka

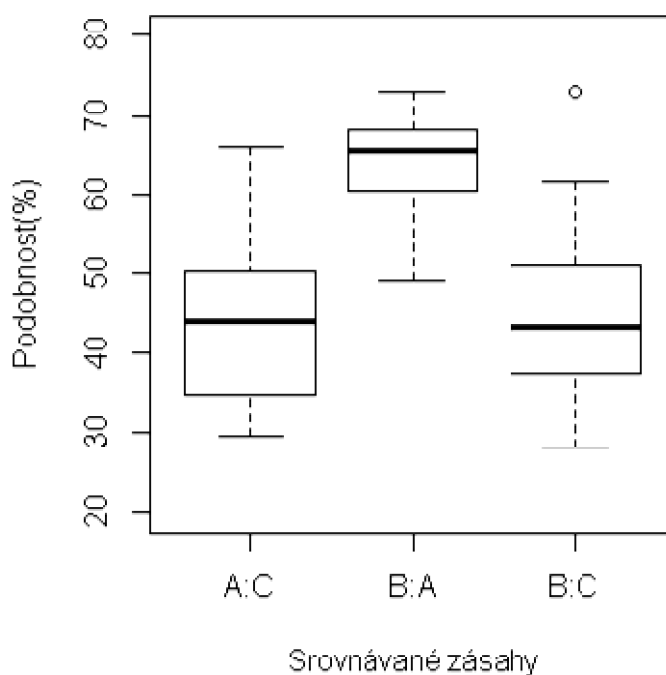


**Obr. S6.** Rozdíly v počtu druhů nalezených v semenné bance mezi jednotlivými lokalitami

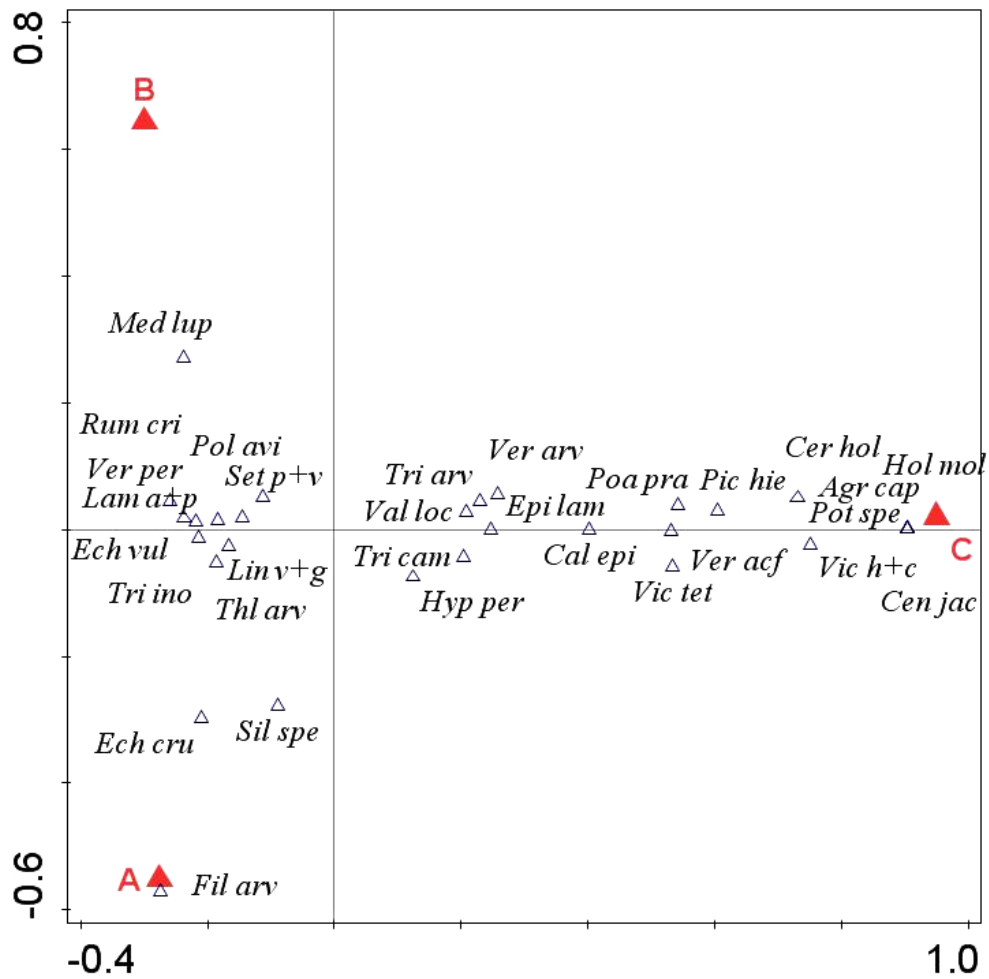
### 5.2.3 Podobnost druhového složení SB mezi zásahy

Je zajímavé, že semenná banka lučních ploch (C) se od semenné banky obou úhorů (A, B) liší nejen v kvantitativních znacích, ale i kvalitativně. Zatímco úhory jsou si (dle očekávání) ve složení semenné banky hodně podobné (podobnost 65 %, založeno na Bray-Curtisově indexu nepodobnosti), podobnost s loukou se pohybuje pouze kolem 44 % (Obr. S7). Z grafu kanonické korespondenční analýzy (Obr. S8), který taktéž ukazuje odlišnost A a B od C ( $p = 0,002$ ), lze usuzovat, že v semenné bance úhorů (A, B) dominují jednoleté druhy často označované za plevelné (*Veronica persica*, *Tripleurospermum inodorum*, *Lamium amplexicaule*, *Thlaspi arvense*). V semenné bance luk (C) jsou tyto druhy také v menším množství obsaženy, ale na rozdíl od úhorů jsou zde navíc semena trav (*Holcus mollis*, *Calamagrostis epigejos*, *Agrostis capillaris*), víceletých rostlin (*Centaurea jacea*, *Picris hieratioides*) a větší množství semen vikví (*Vicia tetrasperma*, *V. cracca*, *V. hirta*).

Semenná banka lučních ploch se odlišuje i v hodnotách Longevity indexu ( $p < 0,001$ ). Pro luční plochu je průměrná hodnota LI = 0,49, pro víceletý úhor 0,59 a pro jednoletý úhor 0,62. Naproti tomu zastoupení RCS strategií je u semenné banky všech zásahů téměř totožné (viz Obr. P4 a kapitola 5.3.2).



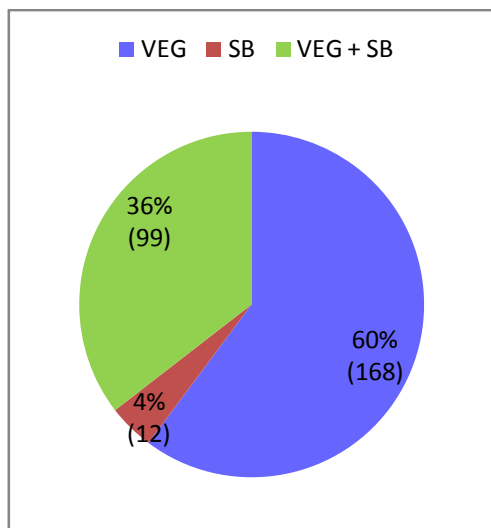
**Obr. S7:** Podobnost SB mezi jednotlivými zásahy vyjádřená v procentech (základem je Bray-Curtisův index nepodobnosti), SB úhorových ploch (A, B) se signifikantně ( $p < 0,001$ ) liší od SB z kontroly (C), Kruskal-Wallisův test, Wilcoxonův test s Holmovou korekcí p-hodnoty, typy zásahu: A = orané každý rok, B = zorané 1 ×, C = kontrolní louka



**Obr. S8:** CCA ukazující vliv zásahu na druhové složení SB,  $p = 0,002$ , vysvětlená variabilita 1. osa – 8,9 %, 2. osa – 1,3 %, kovariáta lokalita, zobrazeno 30 nejvýznamnějších druhů, logaritmická transformace dat, typy zásahu: A = orané každý rok, B = zorané 1 ×, C = kontrolní

### 5.3 Podobnost vegetace a semenné banky

Většina z celkových 279 nalezených druhů se vyskytovala pouze ve vegetaci nebo v semenné bance i vegetaci (Obr. P1), druhů typických pouze pro semennou banku jsem našla pouze 12 (Tab. P1).



Obr. P1: Nalezené druhy

Tab. P1: Druhy nalezené pouze v semenné bance

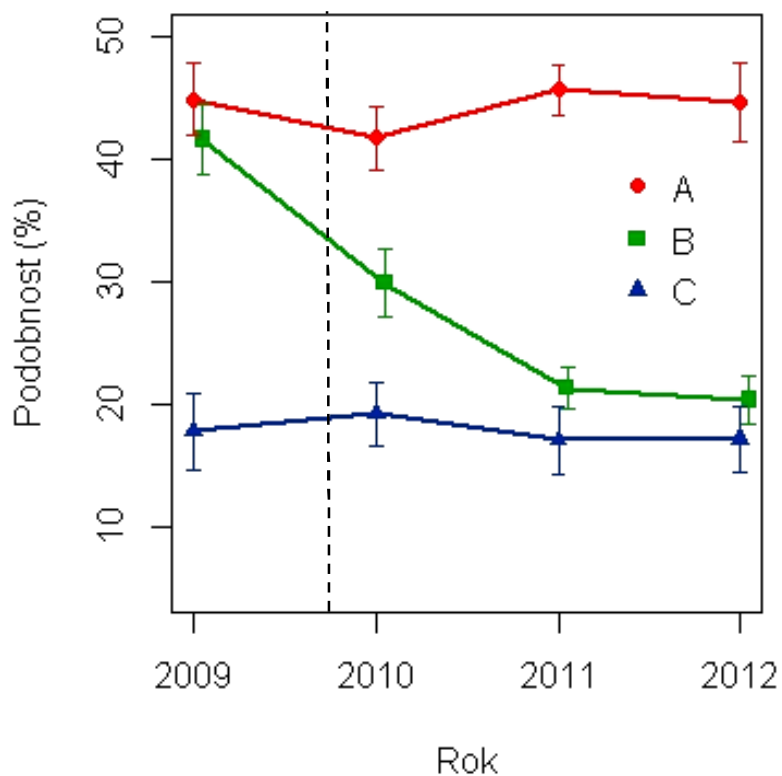
Druhy nalezené pouze v semenné bance	
Jméno	Počet semen
<i>Veronica hederifolia</i>	13
<i>Papaver rhoeas</i>	6
<i>Myosurus minimus</i>	4
<i>Agrostis stolonifera</i>	2
<i>Pseudognaphalium luteoalbum</i>	2
<i>Sagina procumbens</i>	2
<i>Veronica beccabunga</i>	2
<i>Linum sp.</i>	1
<i>Neslia paniculata</i>	1
<i>Sambucus species</i>	1
<i>Vitis vinifera</i>	1
<i>Tussilago farfara</i>	1

Podobnost druhového složení semenné banky a vegetace se značně liší mezi jednotlivými zásahy (Obr. P2). Na pravidelně disturbovaných plochách (A) se pohybuje kolem 45 % (dle Bray-Curtisova indexu), zatímco na lučních plochách (C) pouze kolem 18 %. Pro tyto dva typy zásahů se hodnoty v průběhu jednotlivých let příliš nemění. Lze tedy říci, že semenná banka je v tomto případě stejně podobná vegetaci, která ji vytvořila (2009) i vegetaci, která z té semenné banky vzešla (2010).

Na sukcesních plochách (B) je situace jiná, během čtyř let je vidět značný pokles podobnosti vegetace a semenné banky ze 42 % na 20 %. Vegetace se tedy mění rychleji než semenná banka, která je více konzervativní.

Pokud porovnám hodnoty podobnosti vypočítané na základě Bray-Curtisova indexu nepodobnosti (abundančně vážený) a Sørensenova indexu podobnosti (pouze prezenčně-absenční data), vychází Sørensen v průměru o 6 % vyšší (Tab. P2).

## Podobnosti mezi VEG a SB



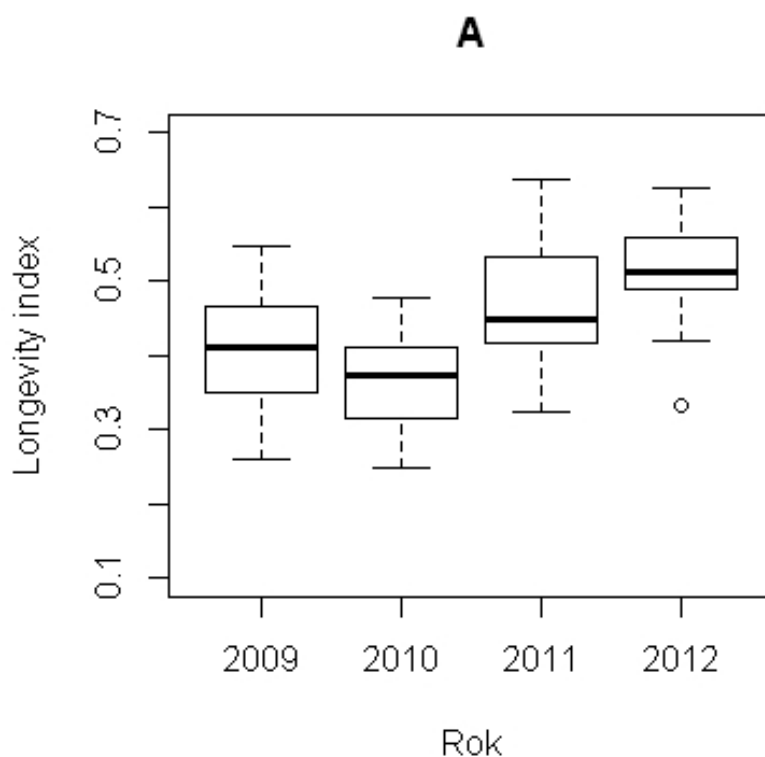
**Obr. P2:** Podobnost mezi vegetací (VEG) a semennou bankou (SB), základem je Bray-Curtisův index nepodobnosti, zobrazeny průměrné hodnoty a 95 % intervaly spolehlivosti (pokud se překrývají, není signifikantní odlišnost, jinak ano), přerušovaná čára vyznačuje dobu odběru vzorků SB, ke kterým se všechny hodnoty podobnosti vztahují

**Tab. P2:** Rozdíly v hodnotách podobnosti založených na Bray-Curtisově indexu nepodobnosti a Sørensenově indexu podobnosti, zobrazeny průměrné hodnoty pro daný rok a zásah

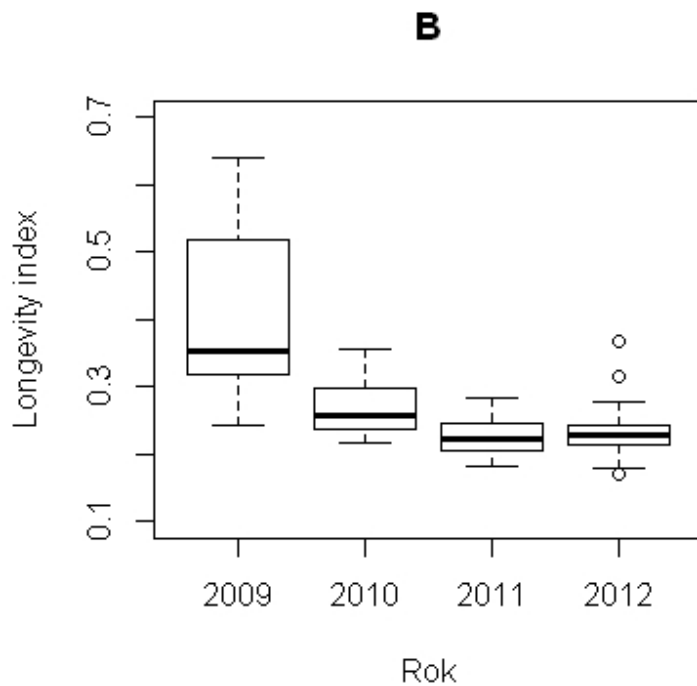
Podobnost SB/VEG (%)		2009	2010	2011	2012
Bray-Curtis	A	45,0	41,8	45,7	44,8
	B	41,7	30,0	21,4	20,4
	C	17,9	19,3	17,2	17,2
Sørensen	A	50,2	50,3	49,8	47,1
	B	45,8	38,6	28,7	27,5
	C	23,8	26,6	24,8	23,2

### 5.3.1 Longevity index (LI)

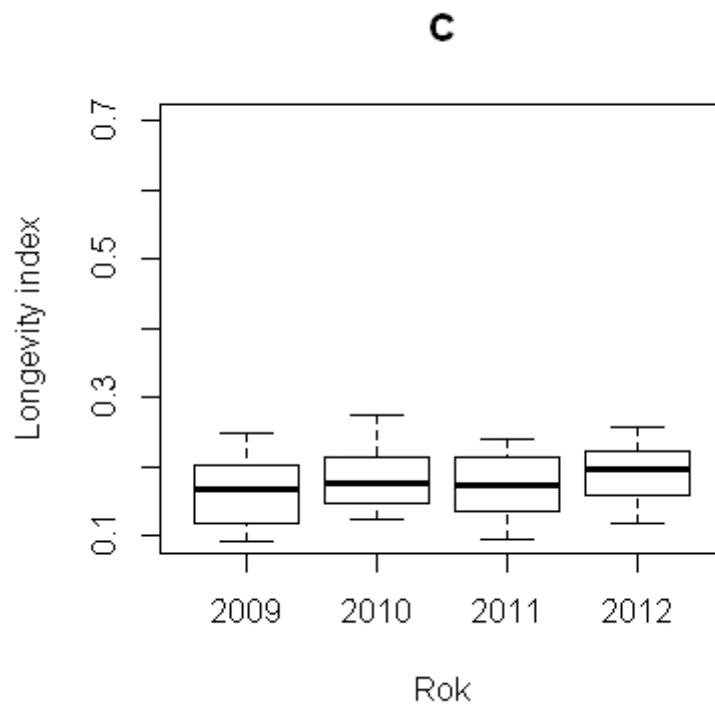
Longevity index vykazuje podobné trendy, jako jsou vidět na grafech vývoje podobnosti semenné banky a vegetace (Obr. P2), pouze s tím rozdílem, že i pro pravidelně disturbované plochy (A) se hodnota indexu mezi roky 2009 a 2012 významně mění ( $p < 0,001$ ) a je patrný mírný růst průměrných hodnot z 0,40 na 0,53 (Obr. P3). U sukcesních ploch (B) je vidět pozvolný avšak významný ( $p < 0,001$ ) pokles průměrné hodnoty LI z 0,41 na 0,23 (Obr. P4). U lučních ploch (C) se hodnota pohybuje kolem 0,18 a v čase se nijak nemění (Obr. P5). Pro zásahy A a B v počátečních letech experimentu vycházejí hodnoty LI = 0,51 pro rok 2007 a 0,38 pro rok 2008. Tyto hodnoty však nejsou vážené pokryvností druhů.



**Obr. P3:** Longevity index na jednoletých úhorech (A) mezi roky 2009 a 2012 významně vzrostl ( $p < 0,001$ ), Kruskal-Wallisův test, Wilcoxonův test s Holmovou korekcí p-hodnoty



**Obr. P4:** Longevity index na víceletých úhorech (B) mezi roky 2009 a 2012 signifikantně poklesl ( $p < 0,001$ ), Kruskal-Wallisův test, Wilcoxonův test s Holmovou korekcí p-hodnoty



**Obr. P5:** Longevity index lučních ploch (C) nevykazuje žádnou signifikantní změnu v čase, Kruskal-Wallisův test, Wilcoxonův test s Holmovou korekcí p-hodnoty

### 5.3.2 RCS strategie

Grafy rozložení jednotlivých typů strategií a jejich změnu v čase ukazují obrázky P6 a P7. Druhy, které nejvíce přispívají k jednotlivým strategiím, zobrazuje tabulka P5.

U každoročně disturbovaných ploch (A) má, dle očekávání, vysoký význam, který v čase ještě prokazatelně roste ( $p = 0,001$ ), R-strategie (hlavní druhy: *Polygonum aviculare*, *Setaria viridis*, *Chenopodium album* agg., *Lamium amplexicaule* a *Setaria pumila*), ale překvapivě podobně vysoký význam má i C-strategie (hlavní druhy: *Elytrigia repens*, *Artemisia vulgaris*, *Chenopodium album* agg., *Echium vulgare* a *Daucus carota*). Ten ale v čase signifikantně klesá ( $p = 0,01$ ).

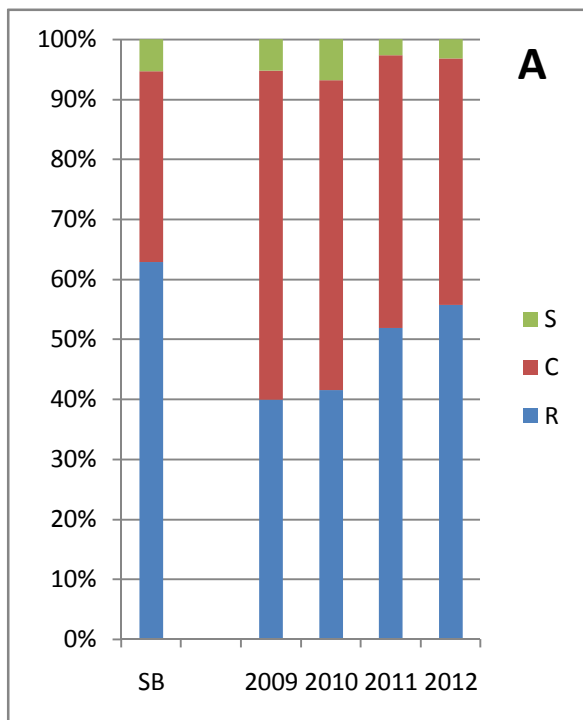
U sukcesních ploch (B) je během prvních 4 let sukcese, vidět signifikantní ( $p < 0,001$ ) trend v poklesu významu R-strategie a nárůstu významu S-strategie ( $p < 0,001$ ). C-strategie vykazuje mírný nárůst, který ale není statisticky průkazný ( $p = 0,07$ ).

Ve vegetaci lučních ploch (C) má nejvyšší význam C-strategie. To je způsobeno hlavně velkým zastoupením druhů *Arrhenatherum elatius*, *Calamagrostis epigejos*, *Festuca rubra*, *Dactylis glomerata*, *Fragaria viridis* a *Hypericum perforatum*. Význam jednotlivých strategií se v čase nemění.

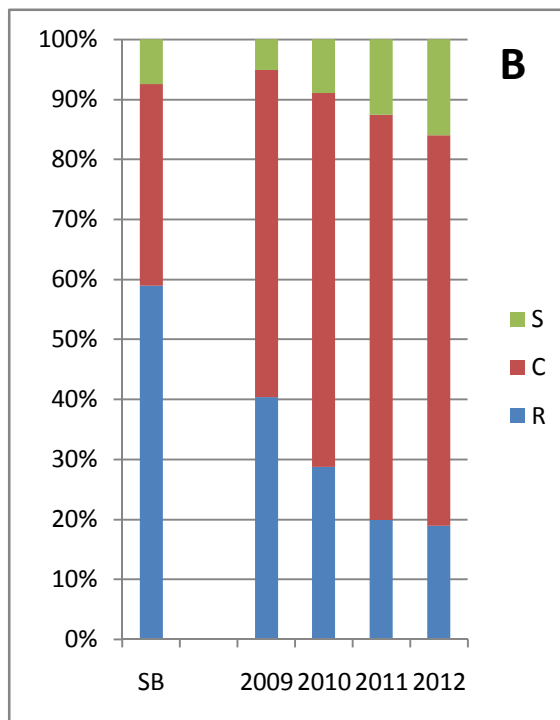
Pokud se podíváme na semennou banku, je situace poněkud odlišná – u všech typů zásahů je rozložení RCS strategií téměř stejné a nejvíce se podobá rozložení strategií ve vegetaci z roku 2007, tedy půl roku po orbě. Zajímavé ovšem je, že se částečně liší druhy, které nejvíce k daným strategiím přispívají, zejména co se R-strategie týká. U úhorových ploch (A, B) jsou nejvýznamnější pro R-strategii druhy: *Polygonum aviculare*, *Setaria pumila* a *S. viridis*, *Thlaspi arvense*, *Chenopodium album* agg., *Lamium amplexicaule* a *L. purpureum*, *Arabidopsis thaliana* a *Rumex acetosella*, zatímco u lučních ploch (C) se jedná o druhy: *Trifolium arvense*, *Juncus bufonius*, *Polygonum aviculare*, *Chenopodium album* a *Trifolium campestre*.

Semenná banka lučních ploch se také nejvíce odlišuje od aktuální vegetace. C-stratégové, kteří ve vegetaci dominují, se v semenné bance projevují jen málo (převládá u nich spíše vegetativní rozmnožování a semena jsou málo vytrvalá), naopak je zde zastoupeno větší množství druhů typických R-strategií, které mají v aktuální vegetaci pouze malý význam.

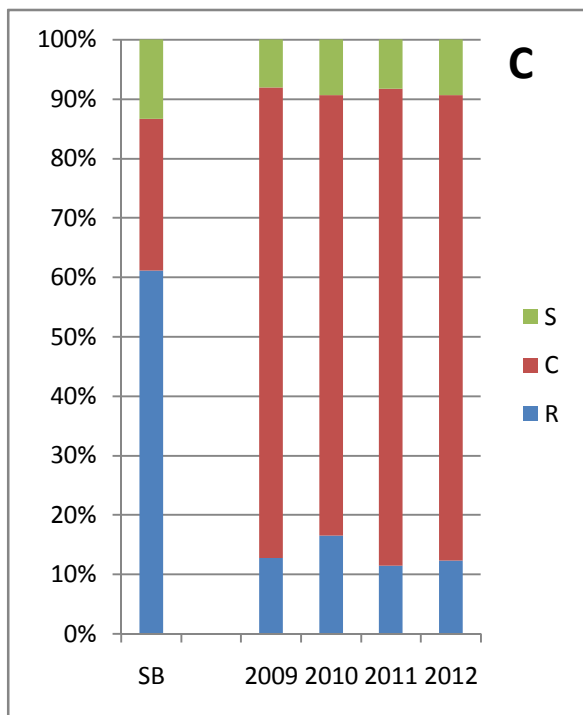
**Obr. P6:** Změny příslušnosti ploch k jednotlivým strategiím v čase I



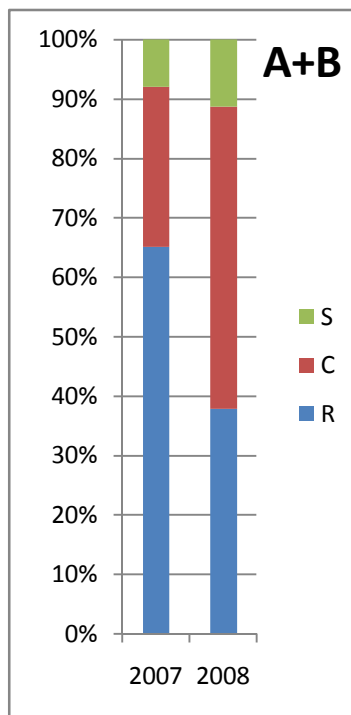
**Jednoletý úhor (A):** V čase je signifikantní nárůst zastoupení R-strategie ( $p = 0,001$ ) a pokles zastoupení C-strategie ( $p = 0,01$ ) ve vegetaci, zastoupení S-strategie se prokazatelně nemění



**Víceletý úhor (B):** V čase je signifikantní pokles zastoupení R-strategie ( $p < 0,001$ ) a nárůst zastoupení S-strategie ( $p < 0,001$ ), zastoupení C-strategie se prokazatelně nemění ( $p = 0,07$ )

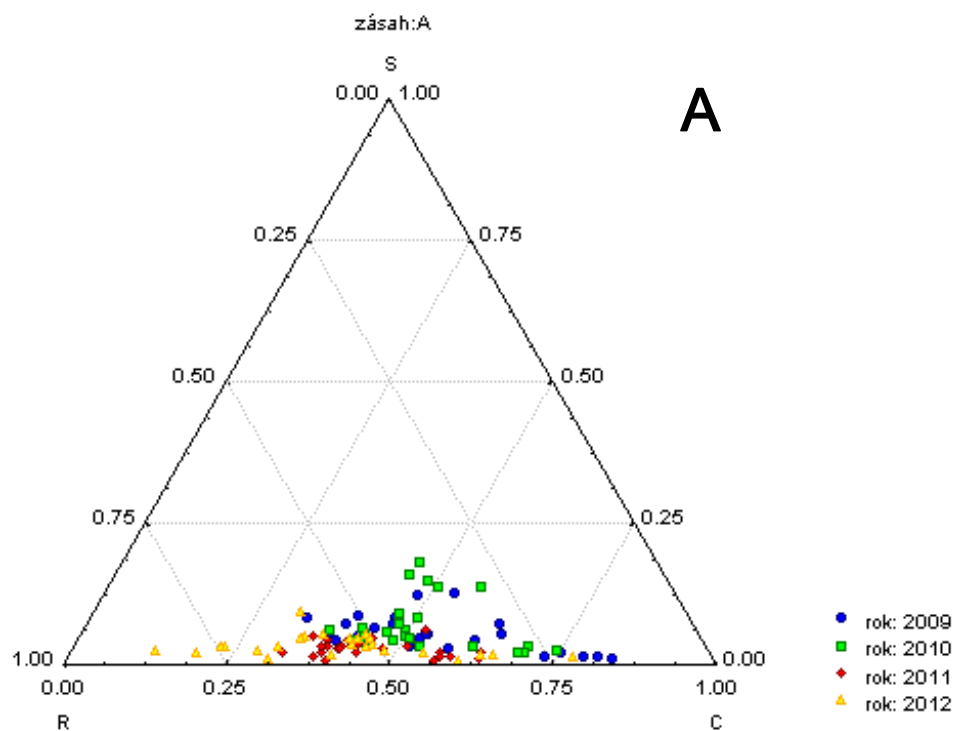


**Louka (C):** V čase není signifikantní změna zastoupení žádné ze strategií ( $p > 0,1$ ).

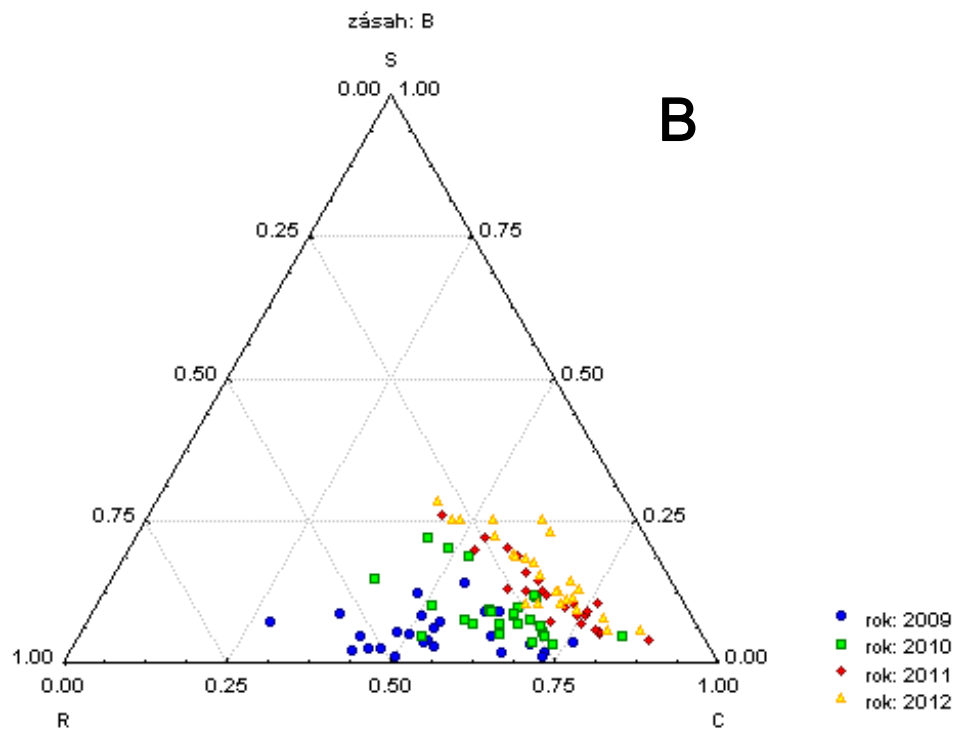


**Úhory v letech 2007 a 2008:** Data nejsou (na rozdíl od předchozích grafů) vážená pokryvnostmi druhů

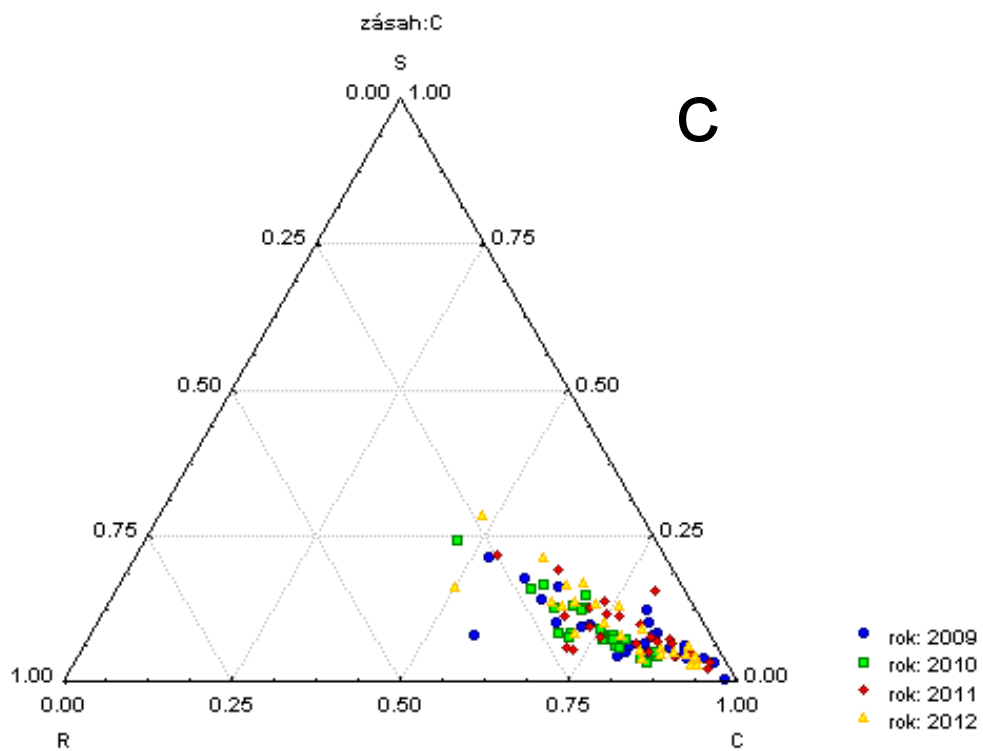
**Obr. P7:** Změny příslušnosti ploch k jednotlivým strategiím v čase II



**Obr. P7A:** Změny příslušnosti ploch k jednotlivým strategiím v čase – jednoletý úhor (A)



**Obr. P7B:** Změny příslušnosti ploch k jednotlivým strategiím v čase – víceletý úhor (B)



**Obr. P7C:** Změny příslušnosti ploch k jednotlivým strategiím v čase – louka (C)

**Tab. P5:** Hlavní druhy určující příslušnost k jednotlivým typům strategií v pořadí podle jejich významu, VEG = vegetace, SB = semenná banka

		<b>R</b>	<b>C</b>	<b>S</b>
<b>VEG</b>	<b>A</b>	<i>Polygonum aviculare</i> <i>Setaria viridis</i> <i>Chenopodium album</i> agg. <i>Lamium amplexicaule</i> <i>Setaria pumila</i>	<i>Elymus repens</i> <i>Artemisia vulgaris</i> <i>Chenopodium album</i> agg. <i>Echium vulgare</i> <i>Daucus carota</i>	<i>Plantago lanceolata</i> <i>Linaria vulgaris</i> <i>Trifolium arvense</i>
	<b>B</b>	<i>Daucus carota</i> <i>Plantago lanceolata</i> <i>Setaria viridis</i> <i>Holcus mollis</i> <i>Chenopodium album</i> agg.	<i>Elymus repens</i> <i>Rumex acetosa</i> <i>Artemisia vulgaris</i> <i>Calamagrostis epigejos</i> <i>Daucus carota</i>	<i>Plantago lanceolata</i> <i>Holcus mollis</i> <i>Potentilla argentea</i> <i>Linaria vulgaris</i>
	<b>C</b>	<i>Fragaria viridis</i> <i>Vicia tetrasperma</i> <i>Trifolium campestre</i>	<i>Arrhenatherum elatius</i> <i>Calamagrostis epigejos</i> <i>Festuca rubra</i> <i>Dactylis glomerata</i> <i>Fragaria viridis</i> <i>Hypericum perforatum</i>	<i>Fragaria viridis</i> <i>Achillea millefolium</i> agg. <i>Potentilla argentea</i> <i>Plantago lanceolata</i>
<b>SB</b>	<b>A</b>	<i>Polygonum aviculare</i> <i>Setaria pumila, viridis</i> <i>Thlaspi arvense</i> <i>Chenopodium album</i> agg. <i>Lamium amplexicaule, purpureum</i> <i>Arabidopsis thaliana</i>	<i>Artemisia vulgaris</i> <i>Chenopodium album</i> agg. <i>Tripleurospermum inodorum</i> <i>Rumex acetosella</i>	<i>Rumex acetosella</i> <i>Trifolium arvense</i> <i>Potentilla argentea</i> <i>Plantago lanceolata</i>
	<b>B</b>	<i>Polygonum aviculare</i> <i>Chenopodium album</i> agg. <i>Setaria pumila, viridis</i> <i>Lamium amplexicaule, purpureum</i> <i>Rumex acetosella</i>	<i>Artemisia vulgaris</i> <i>Chenopodium album</i> agg. <i>Rumex acetosella</i> <i>Tripleurospermum inodorum</i>	<i>Rumex acetosella</i> <i>Trifolium arvense</i> <i>Plantago lanceolata</i> <i>Potentilla argentea</i>
	<b>C</b>	<i>Trifolium arvense</i> <i>Juncus bufonius</i> <i>Polygonum aviculare</i> <i>Chenopodium album</i> <i>Trifolium campestre</i>	<i>Hypericum perforatum</i> <i>Chenopodium album</i> agg. <i>Rumex acetosella</i> <i>Calamagrostis epigejos</i>	<i>Trifolium arvense</i> <i>Rumex acetosella</i> <i>Plantago lanceolata</i> <i>Potentilla argentea</i>

## 5.4 Invazní druhy

Z invazních druhů (dle Pyšek et al. 2012) se na studovaných lokalitách vyskytlo 7 neofytů a 3 archeofyty (Tab. I1). Pouze 4 z nich byly však významnější a vyskytovaly se opakovaně na větším počtu ploch (v tabulce tučně), ostatní se vyskytovaly pouze ojediněle a v malém počtu.

Tab. I1: Invazní druhy

Neofyty	Archeofyty
<b><i>Conyza canadensis</i></b>	<b><i>Arrhenatherum elatius</i></b>
<i>Amaranthus retroflexus</i>	<b><i>Cirsium arvense</i></b>
<i>Cannabis ruderalis</i>	<b><i>Echinochloa crus-galli</i></b>
<i>Erigeron annuus</i>	
<i>Galinsoga quadriradiata</i>	
<i>Impatiens parviflora</i>	
<i>Robinia pseudacacia</i>	

Nejhojnějším neofytem je *Conyza canadensis* která se objevila ve 151 snímcích (z celkových 300) a ve 40 záznamech ze semenné banky. Pouze v 5 snímcích (vždy disturbované plochy), měla však pokryvnost vyšší než 5 %.

Z archeofytů se nejlépe vedlo druhu *Cirsium arvense*, který se vyskytl ve 150 snímcích. V semenné bance se však téměř nevyskytoval a podobně jako předchozí druh pokryvnost vyšší než 5 % (max 18 %) měl jen v 17 snímcích.

*Echinochloa crus-galli* se vyskytla v 76 snímcích (vždy pouze A či mladší B plochy) a v 16 záznamech ze semenné banky. Na 3 plochách dosáhla pokryvnosti vyšší než 5 %.

Pouze jako doplnění zmíním druhy *Arrhenatherum elatius* a *Calamagrostis epigejos* (ta sice není invazní, ale expanzivní a často s ní bývají problémy). Jedná se o trávy, které se hojně vyskytují v kontrolních lučních plochách, a orba je silně potlačuje. Na sukcesních plochách (B) nedosáhly ani po 4 letech vývoje srovnatelné pokryvnosti, jako v kontrolní louce.

## 5.5 Ohrožené druhy

Na pokusných plochách jsem zaznamenala celkem 17 (15 ve vegetaci) v různé míře ohrožených taxonů (Grulich 2012), z čehož opakovaně a/nebo ve větším počtu se jich tam vyskytovalo 8 (Tab. O1). Z nich druhy typické pro pravidelně disturbované plochy, které se objevovaly pouze na každoročně oraných plochách (A) a v prvních dvou letech na sukcesních plochách (B), jsou: *Anagallis foemina*, *Filago arvensis*, *Hyoscyamus niger*, *Galium spurium* a *Silene noctiflora*. *Anagallis* preferovala spíše vlhčí místa v podrostu, *Filago* naopak sušší místa s obnaženou půdou často mimo plochy na hranicích A a B pásů.

**Tab. O1:** Ohrožené druhy vyskytující se na pokusných lokalitách, tučně zvýrazněny významné; kategorie: C1t - kriticky ohrožený s trendem úbytku lokalit, C2t – silně ohrožený s trendem úbytku lokalit, C3 – ohrožený, C4a – vzácnější taxony vyžadující pozornost, méně ohrožené, VEG – vegetace, SB – semenná banka, SB? – mohl se v SB vyskytnout, ale semena/semenáčky nelze jistě odlišit od podobného běžného taxonu

Stupeň ohrožení	Druhy	Kde se vyskytl
<b>C1t</b>	<i>Pseudognaphalium luteoalbum</i>	SB (klíčení)
<b>C2t</b>	<i>Malva pusilla</i>	VEG
<b>C3</b>	<b><i>Anagallis foemina</i></b>	VEG, SB?
	<b><i>Chondrilla juncea</i></b>	VEG
	<b><i>Filago arvensis</i></b>	VEG, SB (klíčení)
	<b><i>Linaria genistifolia</i></b>	VEG, SB?
	<b><i>Hyoscyamus niger</i></b>	VEG, SB (klíčení)
	<i>Scabiosa canescens</i>	VEG
	<i>Verbena officinalis</i>	VEG
	<i>Myosurus minimus</i>	SB (klíčení)
<b>C4a</b>	<b><i>Galium spurium</i></b>	VEG
	<b><i>Silene noctiflora</i></b>	VEG, SB?
	<b><i>Verbascum chaixii</i> subsp. <i>austriacum</i></b>	VEG
	<i>Libanotis pyrenaica</i>	VEG
	<i>Petrorhagia prolifera</i>	VEG
	<i>Seseli osseum</i>	VEG
	<i>Veronica prostrata</i>	VEG

Druhem, který preferoval starší úhory a louky, byla *Chondrilla juncea*. Druhy *Linaria genistifolia* a *Verbascum chaixii* subsp. *austriacum* se vyskytovaly ve všech typech zásahů s mírnou preferencí starších úhorů.

Většina ostatních druhů (*Malva*, *Scabiosa*, *Libanotis*, *Petrorhagia*, *Seseli*, *Veronica*, *Verbena*) se objevila pouze jednou či dvakrát a jen minimum jich přetrvalo více let. Jedná

se o druhy, které se na lokality pravděpodobně dostaly náhodou z okolních suchých trávníků a vřesovišť.

Poslední dvojice druhů (*Pseudognaphalium luteoalbum* a *Myosurus minimus*) se objevila pouze ve vzorcích semenné banky při klíčícím pokusu. *Pseudognaphalium* bylo nalezeno v počtu 2 jedinců v jednom vzorku (= jedné ploše), *Myosurus* v počtu 4 jedinců ze dvou vzorků.

## **6. Diskuse metodiky**

### **6.1 Design pokusu**

Pro dlouhodobější terénní experimenty, které určitým způsobem pozměňují podmínky prostředí (ať už se jedná o hnojení, kosení, pastvu či jiné vlivy) se obecně doporučuje takové rozmístění experimentálních ploch, kde plochy s různým managementem jsou mezi sebou vhodně promíchány (Herben in verb. 2012). Toto uspořádání má za cíl minimalizovat vlivy případné heterogenity prostředí, která ovlivňuje výzkum, ale přitom nás příliš nezajímá. Proto by jistě i u tohoto experimentu bylo ze statistického hlediska správnější mít orané, sukcesní i kontrolní plochy promíchané a ne v pásech za sebou. Tady ale bohužel narážím na technická omezení stran orby a traktoru, pro který je orba v pásech prakticky jedinou realizovatelnou možností. Navíc cílem práce není pouze prozkoumat vliv orby, ale také zjistit, zda by tento management mohl být využitelný i v praxi, což vyžaduje co možná nejjednodušší provedení.

### **6.2 Problematický management**

Těžkostí, s níž jsem se v průběhu pokusu často potýkala, byla mírně problematická domluva se Správou NP a z toho plynoucí problémy se zajištěním správného typu managementu ve správnou dobu. Původním plánem bylo kontrolní louky kosit jednou či dvakrát do roka v průběhu sezóny a úhorové plochy pokosit (kvůli odstranění biomasy) na konci sezóny, až dojde k vysemenění rostlin. V praxi se ale tento postup ne vždy na všech lokalitách uskutečnil. Louky se občas v daném roce vůbec nepokosily a jindy zase pokosily těsně před plánovaným snímkováním, což mohlo vést ke ztrátě některých druhů ze záznamu (typicky různé popínavé vikve) a pravděpodobně i snižovat přesnost určování (například sterilních trav). Víceleté úhory byly zase někdy koseny spolu s vedlejší loukou (protože od druhého roku ji začaly opticky připomínat). Nejstabilnější management byl na úhorových plochách, které byly vždy jasně rozeznatelné. Naopak největší chaos panoval na lučním pásu na Kraví hoře, který byl nejdříve ponechán bez kosení, posléze pokosen a v poslední sezóně pokusu i přepasen stádem ovcí z nedalekého vřesoviště, což se značně odrazilo například na vývoji počtu druhů (Obr. V1). V letošním roce 2013 (který už naštěstí do DP nezahrnuji, trvalé plochy však stále monitorujeme) byl dokonce orbou na nevhodných místech (typicky loukách a sukcesních pásech) pokus na několika lokalitách úplně zničen. I z tohoto důvodu výzkum úhorů v letošním roce ukončujeme.

### 6.3 Zjišťování druhového složení semenné banky

Pro zjišťování druhového složení semenné banky existuje mnoho metod, z nichž každá má své pro a proti. Obecně nejoblíbenější a nejpoužívanější jsou kultivační metody, při kterých se vzorek půdy přemístí do skleníku do definovaných podmínek, které by měly být pro klíčení semen vhodnější než podmínky v místě odběru vzorku (typicky lepší přístup světla a pravidelné zavlažování). Každý druh má ovšem jiné nároky na klíčení a touto metodou tak nalezneme pouze druhy, jimž definované skleníkové podmínky vyhovují (Gros 1990).

Důležitou roli zde hraje i doba odběru vzorků – při odběru na podzim budou ve vzorcích s vyšší pravděpodobností přítomna i semena druhů s přechodnou semennou bankou, která nepřežívají zimu, ale zároveň nedojde k chladové stratifikaci, která je pro klíčení množství druhů nezbytná (Devlaeminck et al. 2004). Při jarních odběrech naopak vzorky budou stratifikované, avšak pravděpodobně ochuzené o druhy, jejichž semena nepřežívají zimu či klíčí již na podzim. Obecně je doporučováno provádět spíše jarní odběry pro jejich vyšší úspěšnost, co do počtu odhalených druhů i jedinců (Thompson et al. 1997, Devlaeminck et al. 2004).

Já jsem odebírala vzorky začátkem prosince, kdy pravděpodobně k dostatečné stratifikaci ještě nedošlo. Důvodem byla snaha o zachycení druhů s přechodnou semennou bankou a předpoklad, že na jaře se budou odběry opakovat. Tento předpoklad se ale ukázal být co do množství práce nerealizovatelný. Protože jsem však vzorky následně ještě promývala, neměl by mít termín odběru na získané množství druhů a jedinců příliš velký vliv.

Mohl ale zapříčinit to, že při kultivačním pokusu vyklíčila pouze necelá polovina semen (47 %). Jana Kůrová (2012) zkoumala za použití stejné metodiky jiné lokality v NP Podyjí, vzorky ale odebrala až později v zimě a při kultivaci jí vyklíčilo 83 % všech nalezených semen. Další příčinou malé klíčivosti mohl být hojný výskyt mechů a jätrovek, které utvořily po čase na povrchu některých vzorků takřka souvislý koberec, jenž mohl inhibovat klíčení některých semen.

Po ukončení kultivace jsem vzorky promývala na sítích. Při promývání hrozí riziko vymytí malých semen (Brown 1992). Oka nejmenějšího síta, které jsem použila, mají rozměr  $0,5 \times 0,5$  mm. Nejmenší semínko, které jsem zachytila, je *Hypericum perforatum* s průměrnou velikostí semen  $1,25 \times 0,47$  mm (Cappers et al. 2006). Jsem si vědoma toho, že některé druhy s menšími semeny (které jsem typicky našla pouze při kultivaci) jsem takto pravděpodobně ztratila (např. *Juncus buffonius*, *Arabidopsis thaliana*, *Spergularia rubra*, *Arenaria*

*serpyllifolia* nebo *Erophila verna*), na druhou stranu použití jemnějšího síta by neúměrně zvýšilo pracnost a časovou náročnost celého postupu (hlavně díky častému zanášení síta).

I při kombinaci dvou různých metod, což je doporučovaný postup (Thompson et al. 1997), je však možné, že mi některé druhy mohly uniknout. Jsou to ty, kterým nevyhovovaly podmínky ve skleníku (a tak nevyklíčily) a zároveň měly příliš malá semena (a propadly sítím). Celkový obraz semenné banky, který jsem získala je ale pravděpodobně mírně nadhodnocený, jelikož jsem téměř úplně vyloučila například vliv predace semen, který má často pro přežití semen velký význam (Thompson 1987).

## **6.4 RCS strategie, Longevity index**

Hodnoty příslušnosti k jednotlivým strategiím a Longevity indexu mohou být mírně zkreslené tím, že ne pro všechny druhy jsou tyto údaje v databázích k dispozici. Týká se to i některých druhů celkem hojně se vyskytujících na zkoumaných plochách. Typ RCS strategie není k dispozici např. pro druhy: *Poa pratensis* agg., *Plantago major* agg., *Odontites vernus* subsp. *serotinus*, *Rosa canina* agg. či *Rubus fruticosus* agg. a LI pro druhy: *Centaurea stoebe* a *Odontites vernus* subsp. *serotinus*. Jistě by bylo možné použít k doplnění informací jiné databáze či zdroje, hrozilo by ale riziko, že se nebudou shodovat v přiřazení ostatních druhů.

U RCS strategií vážených pokryvností je výsledek značně závislý na zařazení dominant. Například dominanty opakovaně oraných ploch (A) jsou často *Elymus repens* a *Artemisia vulgaris*, které jsou v databázi BioFlor (Klotz et al. 2002) vedeny jako čistí C-stratégové (tj. druhy konkurenčně silné, které nesnášejí disturbanci a stres), což příliš neodpovídá realitě, avšak nelze to řešit jinak, pokud chci zachovat konstantní datový soubor.

## **6.5 Vývoj počtu druhů**

V grafech vývoje počtu druhů ve vegetaci v čase (Obr. V1) používám dva typy dat, které mohou být každý zkreslený poněkud jiným způsobem. Pro roky 2007 a 2008 mám k dispozici soupisy druhů. Ty typicky nejsou prováděny tak pečlivě jako fytoecologické snímky a je při nich riziko přehlédnutí malých a málo častých druhů. Na druhou stranu tyto soupisy byly dělány pro pásy dvojnásobné velikosti (pásy A a B dohromady) než pro jaké mám data z pozdějších let (pásy A a B zvlášť), což může počet druhů naopak nadhodnotit.

Pro sezóny 2009–2012 používám jako vyjádření počtu druhů sumu všech druhů, které se vyskytly na daném pásu. Zde je zase riziko, že snímkané čtverce zcela nepokrývají celé

druhové spektrum pásu, na druhou stranu snímky byly dělány pečlivě a jsou v nich zaznamenány i malé a vzácné druhy.

Bohužel neexistují data o počtu druhů či druhovém složení před začátkem orby, jako výchozí stav lze ale teoreticky brát kontrolní louku kolem. Zde je ale pravděpodobné obohacení o plevelné a ruderalní druhy z vedlejších úhorů.

## **6.6 Podobnost vegetace a semenné banky**

Při výpočtu podobnosti vegetace a semenné banky vztahují vždy údaje o vegetaci z jednotlivých let k údajům o semenné bance, které mám k dispozici pouze pro jeden rok.

Tento postup by byl správný, kdybych předpokládala, že se semenná banka v čase nemění, což ale většinou není pravda (např. Leck & Leck 1998). Semenná banka je dynamická a ovlivňována přísunem semen z okolí. Čím více se tedy v čase vzdalují od doby odběru půdních vzorků, tím více je podobnost vegetace a semenné banky spíše odhadem skutečného stavu než exaktní hodnotou. Ideální by bylo odběry půdních vzorků v průběhu pokusu opakovat, časově to ovšem nebylo zvládnutelné a byl také problém s místem ve skleníku.

## 7. Diskuse výsledků

### 7.1 Aktuální vegetace

#### 7.1.1 Obecné poznatky

Na zkoumaných plochách jsem našla celkem 267 druhů cévnatých rostlin. Druhá bohatost a částečně i druhové složení (hlavně dominantních druhů) se ale mezi jednotlivými lokalitami výrazně odlišovalo, přestože tyto lokality leží poměrně blízko u sebe.

V literatuře je popisovaných mnoho různých faktorů, které mohou zapříčinit tento stav. V souvislosti s opuštěnými poli je často zmiňován například vliv historie lokality a jejího využití (Osbornová et al. 1990, Prach et al. 2008, Gross & Emery 2007). Na vývoj druhového složení pole může mít vliv poslední pěstovaná plodina. Například na opuštěných polích v New Jersey platilo, že pokud poslední plodinou byla sója či čirok vedlo to k vyšší počáteční druhové diverzitě, než pokud na poli byla pěstována srha (*Dactylis*), která počáteční diverzitu snižovala a zpomalovala sukcesí (Myster & Pickett 1994). Vliv plodiny je dán mimo jiné i tím, že každá hostí jiné druhy plevelů, které mohou po opuštění pole přetrvat a vlivem tohoto „násroku“ se stát dominantními. Pokud však dochází k častému střídání plodin na poli, typická plevelová společenstva jednotlivých plodin se nemusí vyvinout (Soukupová 1984). Důležité také je, zda bylo pole před opuštěním zoráno, či ne, protože narušený povrch může napomoci v uchycení různých druhů (Myster & Pickett 1994). Vliv zmíněné „*land-use history*“ je prokazatelný pro časná stadia sukcese, s rostoucím stářím pole ale většinou postupně mizí (Meiners et al. 2007).

Dalším nezanedbatelným faktorem je okolní vegetace a dostupný *species pool*, který často určuje složení vegetace na začátku sukcese (Osbornová et al. 1990). Při průzkumu sukcese v širším geografickém měřítku se zjistilo, že okolní vegetace měla vliv vždy, když byla studována. Proto tedy by, dle autorů, sukcese bez krajinného kontextu neměla být vůbec interpretována (Prach & Řehouňková 2006).

Nelze zapomenout ani na abiotické podmínky, z nichž nejčastěji je zmiňován vliv dostupnosti vody na lokalitě (např. Osbornová et al. 1990, Blatt et al. 2005, Procházka 2009), typu půdy (Leck et al. 1989) či obsahu dusíku (Prach & Řehouňková 2006).

Moje studie však nebyla primárně zaměřená na hledání rozdílných vlivů působících na jednotlivé lokality, proto nebudu jednotlivé možnosti rozebírat detailněji.

Průběh experimentu byl ale pravděpodobně ovlivněn specifickým průběhem klimatu v jednotlivých letech. Dle pozorování v terénu hlavně množstvím a rozložením srážek a speciálně jejich množstvím v květnu a červnu, kdy dochází k vývoji mnoha polních druhů. Podle dat z meteorologické stanice ve Znojmě-Kuchařovicích (www12) byly srážky v květnu a červnu 2009 a 2010 spíše nadprůměrné a v letech 2011 a 2012 spíše podprůměrné. Ve vegetaci se výrazně projevila hlavně sezóna 2010, kdy kvůli podmáčené půdě nebylo možné jednu lokalitu zorat, objevilo se několik vlhkomilných druhů (např. *Juncus bufonius*), které se v jiných sezónách nevyskytly, a počet druhů celkově byl na všech lokalitách vysoký. Naopak rok 2012 byl charakteristický velice suchým jarem, které zapříčinilo, že se na polích prakticky nevyvinul jarní aspekt a množství druhů z předchozích let se ve vegetaci vůbec neprojevilo.

### 7.1.2 Jednoletý úhor (A)

Počet druhů na opakovaně oraných plochách (A) první 3–4 roky prováděného managementu strmě stoupal a poté opět celkem strmě klesal. Průměrný počet druhů na oraný pás je 22 v roce 2007, 65 v roce 2010 a pouze 36 v roce 2012.

Pokles celkového počtu druhů v posledních dvou letech by mohl být způsoben nástupem několika více pokryvných dominant produkujících množství semen, které postupně v posledních dvou letech převládaly ve vegetaci na úkor ostatních druhů – např. *Setaria viridis*, *Polygonum aviculare*, *Echium vulgare*, *Sinapis arvensis* či *Artemisia vulgaris*.

Případným dalším možným vysvětlením je postupné vyčerpání semenné banky – v prvních několika letech se na povrch pravděpodobně dostala semena většiny druhů, která v půdě byla přítomna. Pokud vyklíčila, ale nezvládla přitom odplodit a vnést tak do půdy zásobu nových semen, mohly z lokality tyto druhy vymizet. Pro obdělávaná pole takovýto pokles zásoby semen v půdě popisují například Mirsky et al. (2010) a Mulugeta & Stoltenberg (1997).

Druhový pokles pravděpodobně podpořilo i sucho v letech 2011 a 2012. Podle předběžných dat ze snímkování z června 2013 se zdá, že tento rok (který je zatím srážkově nadprůměrný – www12) bude počet druhů ve vegetaci spíše stejný nebo vyšší než v předchozí sezóně a zastoupení druhů rovnoměrnější.

Iniciální stadia sukcese, ve kterých jsou pravidelně orané plochy uměle udržovány, jsou charakteristické velkou variabilitou a nepředvídatelností druhového složení (Osbornová et al. 1990). To je často určeno semennou bankou, která je na stanovišti dostupná (Luzuriaga et al. 2005). Lavorel a Lebreton (1992) experimentálně potvrdili, že pro popis procesů

odehrávajících se v prvních letech sukcese na starém poli se nejvíce hodí teorie „*lotery recruitment*“, dle které mají druhy v prostoru náhodnou distribuci (jsou náhodně „tahány“ ze semenné banky) a záleží pouze na tom, zda a v jakém množství je druh v semenné bance přítomen.

Pro iniciální stadia jsou typické krátkověké druhy produkující hodně semen (Osbornová et al. 1990). Na studovaných lokalitách lze jmenovat například *Chenopodium album*, *Lamium amplexicaule*, *Thlaspi arvense*, *Tripleurospermum inodorum* či *Rumex acetosella*.

Dlouhodobou dominantou byla zde i na sukcesních (B) plochách *Elytrigia repens*. Pýr jakožto dominantní druh mladších stadií opuštěných polí je popisován z celé řady lokalit (Osbornová et al. 1990, Ruprecht 2005). Pravděpodobně díky jeho velké konkurenceschopnosti, rychlému vegetativnímu šíření a obnově z oddenků. Prach et al. (2008) ho popisují jako typickou dominantu v sukcesních stadiích starých 3–8 let. Jeho nástup časově i měrou závisí na předchozím zaplevelení pole. Na mnou studovaných lokalitách se vyskytuje od 2. roku po zorání a dominantnou ve vegetaci je mezi 3. a minimálně 6. rokem po začátku pokusu a to jak na opakovaně oraných, tak na sukcesních plochách. Naopak v kontrolních lučních porostech prakticky chybí.

Longevity index v čase mírně, ale prokazatelně stoupá (z 0,40 na 0,53), což pravděpodobně souvisí i se změnami v zastoupení RCS strategií, kdy roste význam R-strategie (která je často spojená s trvalejší semennou bankou) a klesá význam C-strategie (která se spíše spojuje s vegetativním množením a nástupem trav a víceletých bylin). Uspokojivé vysvětlení pro tyto změny jsem zatím nenalezla. Mohlo by to mít souvislost s tím, že jednoleté druhy, které na A pásech dominují, produkují velké množství semen, z nichž část vyklíčí, ale část se uloží do semenné banky, kde přežívá dlouhou dobu. Semenná banka se tak postupně obohacuje o semena plevelů (typicky R-stratégů), což jim může dávat kvantitativní výhodu na počátku sezóny – vyklíčí ve velkém množství brzy na jaře, kdy víceleté druhy (C-stratégové) teprve aktivují, a obsadí tak volné plochy, kde by se jinak později rozvinuli právě C-stratégové.

### **7.1.3 Víceletý úhor (B)**

Počet druhů na sukcesních plochách (B) ze začátku vykazuje stejný stoupající trend jako u orané plochy, po dosažení maxima v roce 2010 (průměr 67 druhů/pás) však počet druhů klesá mírněji nebo stagnuje. Tento průběh je celkem dobře vysvětlitelný – na začátku jsou přítomny pouze jednoleté segetální a ruderální druhy (*Chenopodium album*, *Lamium amplexicaule*...), postupně se k nim přidávají i víceleté luční druhy (*Arrhenatherum elatius*,

*Tanacetum vulgare...*), které ale jsou konkurenčně silnější a začínají iniciální sukcesní druhy vytlačovat a společenstvo se opět druhově mírně ochuzuje. Nejvíce druhů tedy plocha hostí tehdy, když se střídají dva typy porostů a jsou ještě přítomné druhy z obou z nich (Osbornová et al. 1990). Obdobný průběh je dokumentován například z opuštěných polí v Českém krasu, kde počet druhů ve snímku stoupal prvních pět let a od 6. do 12. roku sukcese zase klesal v souvislosti s vymizením plevelných druhů iniciálních stadií (Klaudisová 1978). Prach et al. (1996) popisuje nejvyšší počet druhů již ve 3. roce sukcese. Naopak na opuštěných polích v Transylvánské nížině druhová bohatost narůstala prvních 12 let a poté se stabilizovala bez výrazného poklesu (Ruprecht 2005). Dle autora je to pravděpodobně způsobeno občasným přepásáním či kosením ploch, které udržuje sukcesí v druhově bohatém travním stadiu. Přestože kosení probíhá i na studovaných lokalitách, podobný trend jsem nezaznamenala – pravděpodobně kvůli odlišnostem v podmínkách prostředí a dostupném *species pool*.

Jak jsem již zmínila, na víceletém úhoru bylo možné již za čtyři sezóny pozorovat změny druhového složení typické pro sukcesí, kdy „malé a krátkověké druhy jsou nahrazovány velkými a dlouhověkými“ (Monk 1983). V prvním a druhém roce sukcese na plochách převažovaly jednoletky, typicky R-stratégové s trvalejší semennou bankou (*Thlaspi arvense*, *Chenopodium album*, *Lamium amplexicaule*...). Od druhého roku se přidaly víceleté druhy nesnášející orbu (*Verbascum chaixii* subsp. *austriacum*, *Tanacetum vulgare*, *Centaurea jacea*...) a přibližně od třetího roku se začaly více objevovat i trávy (*Arrhenatherum elatius*, *Festuca rubra*, *Calamagrostis epigejos*, *Holcus lanatus*...). Dominance plevelných jednoletek na začátku sukcese je popisována takřka ve všech studiích na toto téma (Soukupová 1984, Klaudisová 1978, Ruprecht 2005, Meiners et al. 2007, Prach et al. 2008). Pouze pokud je pole malé, obdělávané jenom pár let, nehnojené a obklopené přirozenou vegetací může se tomuto iniciálnímu stadiu s pleveli vyhnout (Jongepierová et al. 2004). Tyto plevelné druhy pak typicky během prvních 10 let sukcese vymizí (Soukupová 1984, Klaudisová 1978, Csecserits & Rédei 2001) a objevují se dále pouze v lokálních disturbancích (Jelínek 1981). V mém případě budou plochy pravděpodobně i nadále udržovány kosením v blokovaném sukcesním stadiu a bude tak zabráněno růstu keřů a stromů, které jsou typickými zástupci pozdně sukcesních druhů na mezických stanovištích (Prach et al. 2008).

Podobnost vegetace víceletého úhoru (B) ostatním pásům je nejdříve nejvyšší s vegetací úhoru jednoletého, přesto však dosahuje pouze 65 % (Bray-Curtisův index).

To značí, že ani na začátku pokusu neměly tyto dva pásy úplně stejné složení vegetace. Příčinou může být například agregovanost semenné banky, která se odráží i ve vegetaci (podrobněji kapitola 7.2). Tato podobnost se za čtyři roky snížila na 35 %. Naopak podobnost s vegetací louky vzrostla z počátečních 20 % na 50 %. Podobný vývoj podobnosti pro oranou plochu na starém poli (obdoba B) a neoranou plochu tamtéž (obdoba C) ukazuje Blatt et al. (2005) – podobnost se tam během 22 let zvýšila z 44 % (také Bray-Curtisův index) na 73 %.

Zajímavé je, že přestože po 4 letech už víceleté úhory hostí mnoho trav a jiných lučních druhů a opticky vypadají většinou jako louky, faktická podobnost s lučním pásem je pouze zmíněných 50 %. Podle pozorování Soukupové (1984) je rychlost úplného zapojení trav velice závislá na místě a podmínkách, v Českém krasu trvala vždy nejméně 10 let.

Longevity index vegetace na sukcesních plochách v čase mírně ale prokazatelně klesá (z 0,41 na 0,23). Tento pokles je pravděpodobně spojen s poklesem významu R-strategie (která je většinou spojena s vyššími hodnotami LI), což je jeden z typických znaků průběhu sukcese (Prach et al. 1997). V čase také prokazatelně narůstá význam S-strategie. Význam C-strategie, který by měl dle očekávání v sukcesi narůstat (Prach et al. 1997), nevykazuje žádné signifikantní změny. Pokud se podívám na každou lokalitu zvlášť, pro tři je vidět alespoň mírně rostoucí trend, na zbylých dvou význam C-strategie mezi jednotlivými sezónami značně kolísá. Je však pravděpodobné, že plochy sleduji příliš krátkou dobu na to, aby se očekávané sukcesní změny nějak výrazněji projevil, Prach et al. (1997) mají své výsledky založené na desetileté studii, zatímco já mám záznam jen pro 4 sezóny.

Průběh sukcese může být ale ovlivněn i vlhkostí lokality – sukcese na mezických lokalitách běží od R-strategů spíše k C-strategům, zatímco na xerických lokalitách spíše směrem k S-strategům (Osbornová et al. 1990). Zde ale záleží na tom, jak definovat, zda je lokalita xerická či mezická. Většina ze studovaných lokalit je poměrně vlhká na jaře, přes léto však výrazně vysychají. Žádná z nich však není natolik suchá, aby se na ní neuchycovaly semenáčky dřevin, což je dle Osbornové et al. (1990) typické spíše pro mezické lokality.

Každopádně pokud se podíváme na grafy vývoje RCS strategií (Obr. P5), je patrné, že se sukcesní plochy rozložením jednotlivých strategií v čase postupně blíží k lučním plochám.

#### **7.1.4 Kontrolní louka (C)**

Na lučních plochách (C) by se dle předpokladu počet druhů v čase neměl výrazněji měnit (jako tomu je u křivek pro lokality Včelín, Konice a částečně i pro Fládnitzkou chatu, Obr. V1), protože další sukcese na plochách je blokována kosením. Kolísání počtu druhů

(obzvláště na lokalitě Kraví hora) je pravděpodobně následkem mírně nahodilého a různorodého managementu (viz kapitola 6.2).

Druhové složení je podobně jako na ostatních typech zásahu odlišné mezi jednotlivými lokalitami – někde se jedná o druhově chudý porost s dominancí druhů *Festuca rubra*, *Arrhenatherum elatius* a *Calamagrostis epigejos*, na dvou lokalitách (Vinice a Včelín) jsou však vyvinutá různorodá a druhově bohatá luční společenstva. Dle korespondenční analýzy se i vegetace luční ploch prokazatelně mění v čase (Obr. V6, V7), není zde ovšem patrný nějaký jednoznačný trend. Proto se domnívám, že i druhové změny by mohly být spíše následkem nepravidelností v prováděném managementu, případně ještě s vlivem vlhkých a suchých sezón. Vliv kosení a pastvy na počet druhů i druhové složení je věcí známou a mnohokrát zkoumanou (např. Fischer & Wipf 2002, Diaz et al. 2007). To, zda je zodpovědný i za změny na mnou zkoumaných plochách však nebylo možné ověřit.

Pokusně jsem z analýzy vlivu času na změnu druhového složení odebrala lokalitu Kraví hora, která byla změnami managementu nejvíce ovlivněna. Výsledky se však příliš nezměnily a vliv času na složení vegetace zůstal stále průkazný, pouze mírně vzrostl význam druhé osy oproti první (Obr. V6, 1. osa [= čas] vysvětlila 3,2 % variability, 2. osa – 7,2 % a po odebrání Kraví hory 8,3 %). Vyšší hodnoty vysvětlené variability pro druhou osu značí, že kromě času existuje ještě nějaký významnější faktor, který ovlivňuje složení vegetace. Dle mého názoru by druhá osa mohla mít souvislost s vlhkostí a živinami – v horní části grafu se akumulují druhy spíše sušších a méně úživných míst (např. *Hieracium pilosella*, *Scabiosa canescens*, *Dianthus deltoides* a *Chondilla juncea*) a ve spodní části grafu naopak druhy typické pro humóznější a živinami bohatší stanoviště (např. *Arrhenatherum elatius*, *Galium aparine*, *Convolvulus arvensis* a *Taraxacum* sect. *Ruderalia*)

Zajímavé je, že hodnoty Longevity indexu ani zastoupení jednotlivých typů strategií ve vegetaci se v čase nemění, přestože druhové složení vegetace změny vykazuje. Longevity index zůstává celkem nízký (0,18), což ukazuje na vyšší přítomnost druhů, které tvoří trvalou semennou banku. To je jeden z typických znaků C-strategie (Grime 1979), která má na lučních plochách nejvyšší význam. Dalšími typickými znaky C-strategů jsou vysoká konkurenční schopnost, velká růstová rychlost, pozdní reprodukce či vegetativní množení, relativně malá investice do semen, dlouhověkost a značná investice do biomasy. Důležitým faktorem na lokalitách tedy stále zůstává kompetice, která selektuje druhy schopné se tam

prosadit a udržet (na studovaných lokalitách například různé druhy trav – *Arrhenatherum elatius*, *Calamagrostis epigejos*, *Festuca rubra* a víceletých bylin – *Hypericum perforatum*, *Fragaria viridis*)

## 7.2 Semenná banka

### 7.2.1 Obecné poznatky

V semenné bance jsem našla celkem 111 druhů a 16608 jedinců. Tyto výsledky se příliš neshodují se studií prováděnou v západní části parku (Kůrová 2012), kde bylo za použití téměř totožné metodiky v semenné bance nalezeno více druhů (150) ale pouze 5415 jedinců. To je ani ne třetina semen, které jsem získala ze vzorků z východní části parku. Dobré vysvětlení pro takto velký rozdíl jsem zatím nenalezla. Velkou roli pravděpodobně bude hrát historie a umístění lokalit – lokality v západní části parku jsou více izolované od zemědělské krajiny a potenciálních zdrojů diaspor, navíc některá z těchto míst pravděpodobně polem nikdy nebyla (ale nacházejí se na Mašovické střelnici, kde docházelo k disturbancím vojenskou technikou). Na východě se naproti tomu většina lokalit nachází blízko polí a vinic a jedná se vždy o stará pole opuštěná relativně krátkou dobu (kromě Fládnitzké chaty, která je izolovanější a déle ladem). Tyto dva faktory by mohly být zodpovědné za menší množství semen v půdě, zda by však mohly způsobit až tak markantní rozdíly, nejsem schopná říci.

Většinu (83 %) ze všech nalezených semen vyprodukovalo 15 dominantních druhů. Hlavními druhy, které dosahovaly četností vyšších než 1500 jedinců, jsou *Polygonum aviculare*, *Rumex acetosella*, *Chenopodium album* agg. a *Artemisia vulgaris*. Takovýto stav je pro semennou banku polí typický. Například na lokalitách v západní části parku (Kůrová 2012) tvořilo 14 dominantních druhů 64 % všech semen a při průzkumu semenné banky polí v Pákistánu tvořilo pouhých 6 druhů téměř 80 % všech semen (Shaukat & Siddiqui 2004).

Z celkových 111 druhů jsem polovinu našla pouze při kultivaci (55), čtvrtinu pouze při promývání (26) a čtvrtinu jak při kultivaci, tak při promývání (30). Druhy nalezené hlavně či výlučně při kultivaci jsou typicky ty, co mají buď malá semena, která jsou sice trvanlivá, ale nezachytilo je síto (viz výše), anebo naopak druhy s většími semeny, která nepřežijí v půdě delší dobu (např. *Valerianella dentata* a *Echinochloa crus-galli*, které celkem hojně klíčily ve skleníku, jsem zachytila i po roce při promývání, všechna semena však již byla mrtvá).

Druhy nalezené hlavně či výlučně při promývání jsou naopak ty, kterým z nějakého důvodu nevyhovovaly podmínky ve skleníku. Příkladem mohou být druhy čeledi *Fabaceae* (*Vicia* sp., *Trifolium* sp., *Medicago lupulina* a další), z nichž většina nevyklíčila. Typickým

znakem je pro ně velice tvrdé osemení, které po určité době brání klíčení a způsobuje primární dormanci. Při kultivačních pokusech s těmito druhy je většinou nutné osemení mechanicky či chemicky narušit (Baskin & Baskin 2001).

Jiným příkladem je druh *Chenopodium album*, který tvoří více typů semen, každý jinak trvanlivý. Část semen klíčí hned a část je uložena jako rezerva do půdy, kde zůstává nějaký čas dormantní (Yao et al. 2010). Při mých pokusech vyklíčilo asi 300 semen druhu *Chenopodium album*, téměř 1500 jich však zůstalo nevyklíčených a bylo zachyceno až při promývání.

Malý počet druhů (12) se vyskytl pouze v semenné bance a to ještě vždy pouze v několika málo jedincích. Počet druhů nacházejících se pouze v semenné bance by měl růst s klesající intenzitou disturbance (Dölle & Schmidt 2009). Na mnou zkoumaných lokalitách tento rozdíl patrný není, druhy vyskytující se pouze v semenné bance jsou stejnou měrou zastoupeny jak v půdě disturbovaných pásů (A, B), tak pod loukou (C).

U druhu *Veronica hederifolia* (který našla pouze v semenné bance i Kůrová 2012) je možné, že se ve vegetaci vyskytoval a byl přehlédnut. Jelikož se jedná o časně jarní druh, mohl odkvést a odplodit ještě před červnovým snímkováním.

### 7.2.2 Úhorové plochy (A, B)

Semenná banka disturbovaných ploch (A, B) je si mezi sebou kvantitativně i kvalitativně podobnější než se semennou bankou louky (C). Průměrný počet jedinců se pohybuje kolem 300 na plochu pro A i B, průměrný počet druhů je na plochách A mírně vyšší (28 druhů/plocha) než na plochách B (24 druhů/plocha).

Přestože oba disturbované pásy do doby odběru vzorků prodělávaly stejný management, je podobnost semenné banky (stejně jako podobnost vegetace) mezi pásy A a B pouze 65 %. Oproti očekávání tedy pásy A a B již na začátku pokusu nebyly úplně totožné. Pravděpodobně to odráží skutečnost, že semena jednotlivých druhů v půdě jsou jen málokdy distribuována rovnoměrně, naopak většina druhů má semena nahloučená v blízkosti mateřské rostliny (Thompson 1986, Shaukat & Siddiqui 2004, Dölle & Schmidt 2009). A toto *pattern* pak často odráží i vegetace (Shaukat & Siddiqui 2004). Orba by sice měla semena v půdě částečně promíchat, jelikož se však orá v pásech, je pravděpodobnější, že toto míchání bude pouze v rámci jednoho pásu než mezi pásy.

Další příčinou odlišnosti zásahů A a B by mohl být nějaký gradient podmínek prostředí, který jsem nezaznamenala, který jde napříč přes pásy a ovlivňuje každý jinak.

### 7.2.3 Kontrolní louka (C)

V semenné bance lučních ploch je signifikantně méně jedinců i druhů než v semenné bance ploch disturbovaných. Průměrný počet jedinců činí 100 na jednu plochu, průměrný počet druhů 19. Obecně to odpovídá teoriím, že hustota semen i počet druhů v půdě klesá s rostoucím stářím pole (Soukupová 1984, Kwiatkowska-Falińska et al. 2011) a s klesající intenzitou disturbance (Dölle & Schmidt 2009). Ve studii ze západní části parku (Kůrová 2012) vyšlo, že v louce je signifikantně méně jedinců, počet druhů se však mezi zásahy signifikantně neliší. To odpovídá spíše výsledkům review (Hopfensperger 2007), dle kterého se druhová bohatost mezi jednotlivými ekosystémy (v této studii trávníky, mokřady, vřesoviště a les) prokazatelně neliší. Dle některých studií se nemusí různá prostředí (staré pole a louka) lišit ani v hustotě semen (Amiaud & Touzard 2004).

Semenná banka lučních ploch se od úhorové odlišuje i svým druhovým složením. Vyskytují se v ní i semena plevelů a ruderálních druhů typických pro vegetaci a semennou banku úhorů, obsahuje však i více semen trav, víceletek a lučních druhů obecně. Podobnost semenné banky louky k úhorovým se pohybuje pouze kolem 45 %. Longevity index je také prokazatelně nižší (LI louky = 0,49; LI úhorů = cca 0,60), což souvisí s výskytem trav a lučních druhů, které často tvoří pouze přechodnou semennou banku (Thompson et al. 1998). Dle Kůrové (2012) v západní části parku platí, že se druhové složení semenné banky mezi jednotlivými typy managementu neliší. Tento rozdílný výsledek může být dán odlišnou dobou odběru půdních vzorků (moje vzorky byly z podzimu, tudíž pravděpodobně obsahovaly větší množství semen lučních druhů s přechodnou semennou bankou) nebo obecně odlišnostmi v charakteristikách lokalit.

Je zajímavé, že zastoupení RCS strategií v semenné bance je stejné pro všechny typy zásahu. Přestože se tedy louka od úhorů liší téměř ve všech zaznamenaných údajích, platí, že v semenné bance má vždy největší význam R-strategie. Pouze konkrétní druhy náležející k R-strategii se mezi zásahy částečně liší. Luční plochy se také nejvíce odlišují v distribuci RCS strategií v nadzemní vegetaci (kde převažuje C-strategie) a v semenné bance. Souhlasí to například se studií srovnávající funkční skupiny druhů v semenné bance lesa, trávníku a čtyřleté paseky, kde se ukázalo, že v distribuci ekologických skupin není žádný rozdíl (Bisteau & Mahy 2005).

### 7.3 Podobnost SB a VEG

Z celkových 279 druhů se 60 % druhů (168) vyskytovalo pouze ve vegetaci, 36 % (99) ve vegetaci i v semenné bance a pouze 4 % (12) jen v semenné bance. V průzkumech prováděných v západní části parku (Kůrová 2012) bylo nalezeno méně druhů pouze ve vegetaci (50 %) a více pouze v semenné bance (11 %) a celkový počet nalezených druhů byl také o něco málo vyšší (292), pravděpodobně kvůli větší heterogenitě zkoumaných lokalit.

Druhy nalézající se pouze ve vegetaci, jsou většinou ty, které se spoléhají více na vegetativní množení (Shaukat & Siddiqui 2004). Popřípadě mohou produkovat malé množství semen s malou trvanlivostí, která nemusí být vzorky půdy zachycena, nebo naopak mohou mít velká semena, která podléhají predaci hlodavci a ptáky (Thompson & Grime 1979). Ve studii Soukupové (1984) 40 % druhů, které produkovaly semena, nebylo v semenné bance vůbec nalezeno.

Podobnost semenné banky a vegetace činila na opakovaně orané ploše (A) 45 % dle Bray-Curtisova indexu (Sørensenův index = 50 %), na kontrolní louce (C) 18 % (SI = 25 %) a na sukcesní ploše se během 4 let snížila ze 42 % (SI = 46 %) na 20 % (SI = 28 %).

Podobnost semenné banky a vegetace by měla být nejvyšší na často disturbovaných plochách, kde disturbance jednak snižuje vegetační kryt a kompetici nadzemních druhů a často vynese na povrch semena pohřbená v zemi (Luzuriaga et al. 2005). Dobrým příkladem jsou právě oraná pole (Dessaint et al. 1997). Míra podobnosti je ale velice různá. Například pro obdělávaná pole v Pákistánu je Sørensenův index podobnosti 60 % (Shaukat & Siddiqui 2004), pro opětovně oraná stará pole v Německu (orba 1 × ročně, stejně jako v mém pokusu) dosahuje hodnot kolem 40 % (Dölle & Schmidt 2009). S rostoucím stářím plochy a klesající intenzitou disturbance klesá i podobnost mezi semennou bankou a vegetací (Dölle & Schmidt 2009, Luzuriaga et al. 2005). Ve vegetaci se začínají více projevovat druhy, které se spoléhají spíše na vegetativní množení a neprodukují dormantní semena. V semenné bance však stále mohou přetrvávat druhy z iniciálních sukcesních stádií, které jsou naopak často charakteristické vysokou produkcí vytrvalých semen. Podobnost pro jednu ročně kosenou louku tak může být pouze 20 % (SI) a podobnost nedisturbované sukcesní plochy staré 22–36 let jen kolem 10 % (Dölle & Schmidt 2009). Tyto hodnoty a předpoklady souhlasí s výsledky mého pokusu. Existují samozřejmě ale i studie, které dokládají výsledky poněkud odlišného charakteru. Některé studie uvádějí, že vegetace travních ekosystémů dosahuje vysoké podobnosti se semennou bankou (Hopfensperger 2007, Bossuyt & Honnay 2008). Zde je ovšem důležité se podívat na porovnávané ekosystémy – v obou studiích jsou porovnávány

různé typy travních společenstev s lesem, ve druhé jsou navíc do kategorie „grassland“ zahrnuta i stará pole. Není příliš překvapivé, že pro les je podobnost nižší. Přesto ani takový výsledek nemusí být pravidlem – při srovnávání vegetace a semenné banky starého pole a různě starých lesních ploch (původně také pole) bylo zjištěno, že nejvyšší míru podobnosti vykazuje mladý les. Opuštěné pole bylo překvapivě až na posledním místě (Beatty 1991). Autorka v souvislosti s tímto výsledkem poukazuje na význam disperze (*seed rain*), která přináší nová semena do semenné banky a je tak důležitým faktorem ovlivňujícím podobnost.

Podobnost semenné banky a vegetace může být také do značné míry ovlivněna designem pokusu – platí, že čím méně je ploch, odběrných míst na plochu a čím jsou menší vzorky, tím menší je pravděpodobnost odhalení druhů, které se vyskytují pouze v malém množství v semenné bance, a tím pádem tedy také stoupá podobnost. Studie s méně odebranými vzorky vykazovaly větší podobnost než ty s rozsáhlými a podrobnými odběry (Bossuyt & Honnay 2008).

Předkládaná studie ukázala také souvislost bohatosti semenné banky a vegetace v rámci lokalit. Většinou platí, že pokud lokalita je vegetačně spíše chudší (např. Fládnitzká chata), tak i semenná banka je tvořena méně druhy. Platí tedy, že vztah vegetace a semenné banky je oboustranný – semenná banka dává vzniknout vegetaci a ta zase semena do půdy přispívá. Z mých výsledků vyplynulo, že semenná banka je stejnou měrou podobná jak vegetaci, z které vznikla (2009), tak vegetaci, kterou vytvořila (2010). Například Lavorel a Lebreton (1992) však dospěli k výsledku, že semenná banka je více podobná předchozí vegetaci z minulé sezóny, než ze sezóny následující.

## **7.4 Invazní druhy**

Na zkoumaných lokalitách se vyskytlo několik druhů chápaných v dnešní době jako invazní (Pyšek et al. 2012). Většina z nich se ovšem objevila pouze ve velice malém množství a neměla na okolní vegetaci žádný vliv. Jediný neofyt, který se vyskytoval hojněji, byla *Conyza canadensis* a z archeofytů *Cirsium arvense* a *Echinochloa crus-galli*. Ani ty však netvořily větší porosty a nepozorovala jsem jejich šíření do okolí studované lokality. Tyto druhy se navíc v okolní krajině běžně vyskytují, takže úhor jako možný zdroj zaplevelení se nepotvrdil. Podobné výsledky získala Klauisová (1978) a Prach et al. (1996) v Českém krasu – ani u iniciálních stadií úhorů nebyla pozorována expanze plevelů mimo studovanou lokalitu.

Na polích se mohou objevit exotické a pro daný region nepůvodní druhy rostlin. Jedná se ale často o jednoleté druhy spojené se zemědělstvím, které rychle vymizí a nemají

podstatný vliv na vývoj společenstva (Meiners et al. 2007). Komplikace může způsobit výskyt vytrvalých rostlin, jelikož ty mohou bránit uchycení semenáčků dřevin (vznikají dlouhodobě blokovaná sukcesní stádia). Příkladem může být druh *Microstegium vimineum* na pokusných polích v New Jersey (Meiners et al. 2007). Problémem může být invazní dřevina *Robinia pseudacacia* (Ruprecht 2005), která se ovšem nešíří z opuštěných ploch, ale spíše na ně.

Užitečným poznatkem pro praktický management plynoucím z mé práce je, že orba je poměrně účinným prostředkem na likvidaci druhu *Calamagrostis epigejos* – sice ho nezničí úplně, ale značně zpomalí jeho regeneraci (ani po 4 letech sukcese se nevytvořil souvislý zápoj *Calamagrostis*, jaký byl v kontrolních plochách).

## 7.5 Ohrožené druhy

Ohrožených druhů (Grulich 2012) se na lokalitách vyskytlo značné množství (17). Národní park Podyjí je však extrémně druhově bohaté území (Danihelka et al. 2002), takže v kontextu s okolím se nejedná o příliš mimořádnou situaci. Podstatných je však 8 druhů, které se vyskytovaly opakovaně na úhorových plochách: *Anagallis foemina*, *Filago arvensis*, *Hyoscyamus niger*, *Linaria genistifolia*, *Chondrilla juncea*, *Galium spurium*, *Verbascum chaixii* subsp. *austriacum* a *Silene noctiflora*.

Většina ohrožených druhů se objevila pouze ve vegetaci. Příčinou mohou být příliš malá semena, která se při promývání mohla vyplavit (*Pseudognaphalium luteoalbum*) nebo jich v půdě bylo natolik málo, že nebyla ve vzorcích zachycena.

Dva ohrožené druhy jsem objevila pouze v semenné bance při kultivačním pokusu. Jedná se o druhy *Myosurus minimus* a *Pseudognaphalium luteoalbum*. Jelikož vyklíčilo pouze několik málo jedinců, vyvstává otázka, zda se nemohlo jednat o kontaminaci. Úplně vyloučit to bohužel nelze. *Myosurus minimus* byl však nalezen i ve vzorcích půdy ze západní části parku (Kůrová 2012), což ukazuje, že minimálně v půdní semenné bance není v Podyjí až tak ojedinělý. Jedná se o typický druh obnažených rybníčních den, který se ovšem často vyskytuje i na zamokřených polích.

*Pseudognaphalium luteoalbum* je také druh typický pro obnažená dna rybníků. V Podyjí nebyl dosud zaznamenán (Entová 2011). Semena má drobná ochmýřená a dobře létavá. Podle zahradnic se s tímto druhem v průhonických sklenících již někdy v minulosti pracovalo. Proti kontaminaci však svědčí fakt, že jsem vzorky měla umístěné v nedávno renovované části skleníků, pod vzorky jsem podkládala pouze čistý perlit a semenáčky vyklíčily ještě v zimě, kdy se neotvírala okna, tudíž byla malá pravděpodobnost kontaminace zvenčí. Karlík a

Poschlod (in verb. 2012) navíc také našli tento druh v semenné bance travníků v Německu, přičemž v nadzemní vegetaci se nevyskytoval.

Opuštěná pole jakožto možná refugia pro vzácné a ustupující plevely (např. *Silene noctiflora*, *Consolida regalis*, *Anagallis foemina*, *Centaurea cyanus*) zmiňuje Prach et al. (1996). Podle autorů je však problematická dlouhodobá ochrana těchto druhů, protože mizí v sukcesi jako první. Možností je aplikovat občasnou orbu jako ochranný zásah (Klaudisová 1978). Avšak při pouhém opakování orby bez osetí se může měnit druhová skladba, mizet jednoleté druhy a docházet k expanzi dvouletek a trvalek (*Cirsium arvense*, *Carduus acanthoides*, *Elytrigia repens*) (Klaudisová 1978). Všechny tři zmíněné druhy na úhorových plochách v Podyjí rostou, *Elytrigia* je dokonce dominantním druhem. Osévat jsem však nikde nezkoušela, proto nemohu posoudit, zda by byl poté výsledek jiný. Odlišné druhové složení osetých a neosetých polí však popisují i Yamada et al. (2007) z rýžových polí v Japonsku, kde se pokoušeli obnovit původní plevelná společenstva. Těm se nejlépe dařilo na plochách, na nichž se střídavě jeden rok hospodařilo, a druhý rok ležely ladem.

Pokud se pokusím hodnotit jedinečnost nově vytvořených úhorů v kontextu okolní zemědělské krajiny, velká část druhů, které se na zkoumaných lokalitách běžně objevovaly, patří podle Státní rostlinolékařské správy mezi 60 nejčtenějších plevelů ČR (Číhal & Sojneková 2012) a našla jsem je i na okolních polích a vinicích. Na ohrožené druhy, které se na úhorových plochách objevují, jsem však v okolní krajině při zběžném průzkumu nenarazila. Není vyloučené, že se někde vyskytují, rozhodně ne však natolik běžně, aby to bylo patrné na první pohled.

## 8. Závěr

Na základě experimentu s opětovným rozoráním pěti opuštěných polí v NP Podyjí prováděného mezi lety 2009 a 2012 jsem dospěla k těmto závěrům:

1) Vegetaci opakovaně oraných ploch (A) tvořily převážně jednoleté plevelné a ruderalní druhy typické R-strategií a tvorbou semen schopných dlouhodobě přežít v půdě. Vegetaci louky (C) dominovaly převážně traviny a vytrvalé byliny typické C-strategií a tvorbou semen s krátkou životností. Vegetace víceletých úhorů (B) se nejdříve podobala jednoletým úhorům (A), ale za 4 roky sukcese se přesunula blíže k vegetaci luk (C). V průběhu sukcese se dle očekávání prokazatelně snížily hodnoty Longevity indexu. Snížil se také význam R-strategie a zvýšil význam S-strategie. C-strategie nevykazovala signifikantní změny.

2) Semenná banka úhorů (A, B) hostila více druhů i jedinců, než semenná banka louky. Převládala v ní semena plevelných a ruderalních jednoletých druhů. V louce se kromě nich vyskytovaly i některé druhy trav a vytrvalých bylin, což ovlivnilo i hodnoty Longevity indexu, které byly pro louku prokazatelně nižší. Rozložení RCS strategií bylo podobné pro všechny typy zásahů.

3) Aktuální vegetace se v druhovém složení značně lišila od semenné banky. Podobnost vegetace a semenné banky byla nejvyšší pro každoročně orané plochy a v průběhu sukcese se signifikantně snižovala, což odpovídá předpokladům, že podobnost se snižuje s klesající intenzitou disturbance a s rostoucím stářím lokality (Dölle & Schmidt 2009).

4) Na studovaných lokalitách se vyskytlo několik invazních druhů rostlin, avšak pouze v malé míře a jednalo se o druhy běžné i v okolní krajině. Nikde nebyla pozorována expanze těchto druhů mimo oranou plochu. V tomto případě se tedy nepotvrdila obava, že by úhory mohly být dominovány invazními druhy, které by se z nich šířily do okolních společenstev.

5) Na zoraných plochách se vyskytlo i několik ohrožených druhů polních plevelů, pro které byly vhodným biotopem pravidelně orané plochy (A): *Anagalis foemina*, *Filago arvensis*, *Hyoscyamus niger*, *Galium spurium* a *Silene noctiflora*. Pro některé další ohrožené druhy rostlin byly vhodným biotopem spíše starší neorané úhory (B): *Linaria genistifolia*,

*Chondrilla juncea*, *Verbascum chaixii* subsp. *austriacum*. Všechny zmíněné druhy patří do kategorií C3 (ohrožený) a C4 (méně ohrožený, vzácnější taxon vyžadující pozornost). Žádné kriticky (C1) ani silně ohrožené (C2) druhy se ve vegetaci nevyskytly. Pouze v semenné bance bylo zaznamenáno několik jedinců druhu *Pseudognaphalium luteoalbum* (C1). Ve vegetaci se ovšem ani po disturbanci tento druh neobjevil. Podle mých výsledků tedy orba poskytuje vhodné podmínky pro přežívání některých ohrožených druhů rostlin. Ne pro všechny druhy je ale dostačujícím a vhodným zásahem.

Na základě výše uvedených výsledků nelze samozřejmě jednoznačně tvrdit, že úhor je vždy lepší než louka a že je tedy třeba všechna bývalá pole opětovně rozorat. Vždy záleží na okolí a okolnostech. Například v krajině, kde jsou velké homogenní porosty druhově nepříliš bohatých luk na opuštěné orné půdě; popřípadě na místech, kde se dříve vyskytovaly dnes již ohrožené druhy plevelů, může rozorání části plochy vnést do krajiny nový prvek a obohatit ji (ať už botanicky, z hlediska biodiverzity či jinak). Vývoj úhorů je značně individuální a závisí na podmínkách prostředí, lokálním *species poolu* a semenné bance. Proto nelze výsledky studie úplně zevšeobecňovat. V případě NP Podyjí by, dle mého názoru, byl nejlepší postup plochy dále občasné orat každé 2–3 roky a udržovat tak biotop vhodný pro jednoleté i víceleté druhy. Velmi bych doporučovala provést obdobný výzkum zaměřený na hmyz a další bezobratlé živočichy, pro které tyto biotopy byly původně navrženy.

Smysl opětovného orání starých polí tkví nejen ve vytvoření biotopu pro druhy dnes již vzácné, ale i pro běžné druhy současné zemědělské krajiny. Některé druhy, které jsou dnes považovány za časté a obtížné plevele, se v budoucnu mohou stát stejně ohroženými druhy, jako tomu bylo například v případě druhu koukol polní (*Agrostemma githago*). A proto je jistě užitečné vědět, že opětovná orba pro ně může vytvořit vhodné prostředí.

## 9. Použitá literatura

- Amiaud B. & Touzard B.** (2004): The relationships between soil seed bank, aboveground vegetation and disturbances in old embanked marshlands of Western France. – *Flora*, 199 (1): 25–35.
- Baessler C. & Klotz S.** (2006): Effects of changes in agricultural land-use on landscape structure and arable weed vegetation over the last 50 years. – *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 115 (1–4): 43–50.
- Baskin C. C. & Baskin J. M.** (2001): *Seeds: ecology, biogeography, and evolution of dormancy and germination*. – Academic Press, San Diego, California, USA, 666 pp.
- Beatty S. W.** (1991): Colonization dynamics in a mosaic landscape: the buried seed pool. – *Journal of Biogeography*, 18 (5): 553–563.
- Bekker R., Bakker J., Grandin U., Kalamees R., Milberg P., Poschlod P., Thompson, K. & Willems J. H.** (1998): Seed size, shape and vertical distribution in the soil: indicators of seed longevity. – *Functional Ecology*, 12 (5): 834–842.
- Bisteau E. & Mahy G.** (2005): Vegetation and seed bank in a calcareous grassland restored from a *Pinus* forest. – *Applied Vegetation Science*, 8 (2): 167–174.
- Blatt S. E., Crowder A. & Harmsen R.** (2005): Secondary Succession in Two South-eastern Ontario Old-fields. – *Plant Ecology*, 177 (1): 25–41.
- Bossuyt B. & Honnay O.** (2008): Can the seed bank be used for ecological restoration? An overview of seed bank characteristics in European communities. – *Journal of Vegetation Science*, 19 (6): 875–884.
- Bray J. R., Curtis J. T.** (1957): An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. – *Ecological Monographs* 27 (4): 325–349.
- Brown D.** (1992): Estimating the composition of a forest seed bank – a comparison of the seed extraction and seedling emergence methods. – *Canadian Journal of Botany*, 70 (8): 1603–1612.
- Cappers R., Bekker R., Jans J.** (2006): *Digitale zadenatlas van Nederland: Digital seed atlas of the Netherlands*. – Barkhuis, Groningen, The Netherlands, 502 pp.
- Cramer V. A. & Hobbs R. J.** [eds.] (2007): *Old fields: Dynamics and restoration of abandoned farmland*. – Island Press, Washington, 334 pp.
- Csapody V.** (1968): *Keimlings-Bestimmungsbuch der Dikotyledonen*. – Akadémiai Kiadó, Budapest, HU, 268 pp.
- Csecserits A. & Rédei T.** (2001): Secondary succession on sandy old-fields in Hungary. – *Applied Vegetation Science*, 4 (1): 63–74.

- Culek M.** [ed.] (1996): Biogeografické členění České republiky – 1. díl. – Enigma, Praha, 347 pp.
- Česká společnost ornitologická** [eds.] (2010): Zpracování monitoringu přínosu nově navržených agroenvironmentálních opatření (AEO) za rok 2010. - Deponováno na Ministerstvu zemědělství ČR, Praha, 69 pp.
- Číhal L. & Sojneková M.** (2012): Průzkum výskytu a rozšíření plevelů v České republice v roce 2011. – Státní rostlinolékařská správa, Brno, 33 pp.
- Danihelka J., Antonín V., Grulich V. & Chytrý M.** (2002): Národní park Podyjí. Botanický průvodce. – Česká botanická společnost, Praha, 12 pp.
- Dessaint F., Chadoeuf R. & Barralis G.** (1997): Nine years' soil seed bank and weed vegetation relationships in an arable field without weed control. – Journal of applied ecology, 34 (1): 123–130.
- Devlaeminck R., Bossuyt B. & Hermy M.** (2004): The effect of sampling period on results of seedling germination experiments in cropland and forest. – Belgian Journal of Botany, 137 (1): 27–35.
- Diaz S., Lavorel S., McIntyre S., Falczuk V., Casanoves F., Milchunas D., Skarpe Ch., Rusch G., Sternberg M., Noy-Meir I., Landsberg J., Zhang W., Clark H. & Campbell B. D.** (2007): Plant trait responses to grazing – a global synthesis. – Global Change Biology, 13 (2): 313–341.
- Dölle M. & Schmidt W.** (2009): The relationship between soil seed bank, above-ground vegetation and disturbance intensity on old-field successional permanent plots. – Applied Vegetation Science, 12 (4): 415–428.
- Dutoit T., Gerbaud E., Buisson E. & Roche P.** (2003): Dynamics of a weed community in a cereal field created after ploughing a seminatural meadow: Roles of the permanent seed bank. – Ecoscience, 10 (2): 225–235
- Entová M.** (2010): Dynamika vegetace na úhorech. – Bakalářská práce, Praha: Univerzita Karlova, Přírodovědecká fakulta, Katedra botaniky.
- Entová M.** (2011): Úhory v Národním parku Podyjí jako možná lokalita pro protěž žlutobílou (*Pseudognaphalium luteoalbum*). – Thayensia 8: 311–314.
- Fischer M. & Wipf S.** (2002): Effect of low-intensity grazing on the species-rich vegetation of traditionally mown subalpine meadows. – Biological conservation, 104 (1): 1–11.
- Flood R. J. & Gates G. C.** (1986): Seed identification handbook. – National Institute of Agricultural Botany, Cambridge, 72 pp.
- Grime J. P.** (1979): Plant strategies and vegetation processes. – Wiley, Chichester, 222 pp.
- Gross K. L.** (1990): A comparison of methods for estimating seed numbers in the soil. – Journal of Ecology, 78 (4): 1079–1093.

- Gross K. L. & Emery M. S.** (2007): Succession and restoration in Michigan old field communities. In: Cramer V. A. & Hobbs R. J. [eds.] (2007): Old fields: Dynamics and restoration of abandoned farmland. – Island Press, Washington, 162–179.
- Grulich V.** (2012): Red List of vascular plants of the Czech Republic: 3rd edition. – *Preslia* 84 (3): 631–645.
- Heinisch O.** (1955): Samenatlas der wichtigsten Futterpflanzen und ihrer Unkräuter: Seed atlas of the most important forage plants and their weeds. – Deutsche Akademie der Landwirtschaftswissenschaften, Berlin, 258 pp.
- Hennekens S. M. & Schaminée J. H. J.** (2001): TURBOVEG, a comprehensive data base management system for vegetation data. – *Journal of Vegetation Science*, 12 (4): 589–591.
- Hopfensperger K. N.** (2007): A review of similarity between seed bank and standing vegetation across ecosystems. – *Oikos*, 116 (9), 1438–1448.
- Hutchings M. J. & Booth K. D.** (1996): Studies on the feasibility of re-creating chalk grassland vegetation on ex-arable land. I. The Potential Roles of the Seed Bank and the Seed Rain. – *Journal of Applied Ecology*, 33 (5): 1171–1181.
- Jelínek F.** (1981): Sukcese a struktura vegetace na úhorech Doupovských hor. – Disertační práce. Praha: Univerzita Karlova, Přírodovědecká fakulta, Katedra botaniky.
- Jongepierová I., Jongepier J. W. & Klimeš L.** (2004): Restoring grassland on arable land: an example of a fast spontaneous succession without weed-dominated stages. – *Preslia*, 76 (4): 361–369.
- Jongepierová I. & Poková H.** [eds.] (2006): Obnova travních porostů regionální směsí. – ZO ČSOP Bílé Karpaty, Veselí nad Moravou, 104 pp.
- Klaudisová A.** (1978): Opuštěná pole a jejich funkce v krajině. – Rigorózní práce, Praha: Univerzita Karlova, Přírodovědecká fakulta, Katedra botaniky.
- Kleyer M., Bekker R. M., Knevel I. C., Bakker J. P., Thompson K., Sonnenschein M., Poschlod P., van Groenendael J. M., Klimeš L., Klimešová J., Klotz S., Rusch G. M., Hermy M., Adriaens D., Boedeltje G., Bossuyt B., Dannemann A., Endels P., Götzenberger L., Hodgson J. G., Jackel A-K., Kühn I., Kunzmann D., Ozinga W. A., Römermann C., Stadler M., Schlegelmilch J., Steendam H. J., Tackenberg O., Wilmann B., Cornelissen J. H. C., Eriksson O., Garnier E. & Peco B.** (2008): The LEDA Traitbase: A database of life-history traits of Northwest European flora. – *Journal of Ecology* 96 (6): 1266–1274.
- Klotz S., Kühn I. & Durka W.** [eds.] (2002): BIOLFLOR: Eine Datenbank mit biologisch-ökologischen Merkmalen zur Flora von Deutschland. – Schriftenreihe für Vegetationskunde 38: 1–334.
- Kohler F., Vandenberghe C., Imstepf R. & Gillet F.** (2011): Restoration of Threatened Arable Weed Communities in Abandoned Mountainous Crop Fields. – *Restoration Ecology*, 19 (101): 62–69.

- Kozák J.** (2009): Atlas půd České republiky. – Česká zemědělská universita v Praze, Praha, 149 pp.
- Kubát K., Hrouda L., Chrtek J. jun., Kaplan Z., Kirschner J. & Štěpánek J.** [eds.] (2002): Klíč ke květeně České republiky. – Academia, Praha, 928 pp.
- Kůrová J.** (2012): Vztah půdní semenné banky a vegetace na loukách a úhorech v NP Podyjí. – Diplomová práce, Brno: Masarykova univerzita, Přírodovědecká fakulta, Ústav botaniky a zoologie
- Kwiatkowska-Falińska A. J., Jankowska-Błaszczuk M. & Wódkiewicz M.** (2011): The pattern of seed banks during secondary succession on poor soils. – *Acta Societatis Botanicorum Poloniae*, 80 (4): 269–274.
- Lavorel S. & Lebreton J. D.** (1992): Evidence for lottery recruitment in Mediterranean old fields. – *Journal of Vegetation Science*, 3 (1): 91–100.
- Leck M. A., Parker T. & Simpson R. L.** (1989): Ecology of soil seed banks. – Academic Press, California, 462 pp.
- Leck M. A. & Leck C. F.** (1998): A ten-year seed bank study of old field succession in central New Jersey. – *Journal of The Torrey Botanical Society*, 125 (1): 11–32.
- Livingston R. B. & Alessio M. L.** (1968): Buried viable seed in successional field and forest stands, Harvard Forest, Massachusetts. – *Bulletin of the Torrey Botanical Club*, 95 (1): 58–69.
- Ložek V.** (2007): Zrcadlo minulosti. Česká a slovenská krajina v kvartéru. – Dokořán, Praha, 198 pp.
- Luzuriaga A. L., Escudero A., Olano J. M. & Loidi J.** (2005): Regenerative role of seed banks following an intense soil disturbance. – *Acta Oecologica*, 27 (1): 57–66.
- Mackovčín P., Jatiová M., Demek J., Slavík P. a kol.** (2007): Brněnsko. In: Mackovčín P. [ed.]: Chráněná území ČR, svazek IX. – Agentura ochrany přírody a krajiny ČR a EkoCentrum Brno, Praha, 932 pp.
- Marshall E. J. P., Brown V. K., Boatman N. D., Lutman P. J., Squire G. R. & Ward L. K.** (2003): The role of weeds in supporting biological diversity within crop fields. – *Weed Research*, 44 (2): 77–89.
- Meiners S. J., Cadenaso M. L. & Pickett S. T. A.** (2007): Succession on the Piedmont of New Jersey and its implications for ecological restoration. In: Cramer V. A. & Hobbs R. J. [eds.] (2007): Old fields: Dynamics and restoration of abandoned farmland. – Island Press, Washington, 145–161.
- Miko L. & Hošek M.** [eds.] (2009): Příroda a krajina České republiky. Zpráva o stavu 2009. – Praha. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, 102 pp.

- Mirsky S. B., Gallandt E. R., Mortensen D. A., Curran W.S. & Shumway D. L.** (2010): Reducing the germinable weed seedbank with soil disturbance and cover crops. – *Weed Research*, 50 (4): 341–352.
- Mitchley J., Jongepierová I., Fajmon K., & Holzel N.** (2012): Regional seed mixtures for the re-creation of species-rich meadows in the White Carpathian Mountains: results of a 10-yr experiment. – *Applied Vegetation Science*, 15 (2): 253–263.
- Monk C. D.** (1983): Relationship of life forms and diversity in old-field succession. – *Bulletin of the Torrey Botanical Club*, 110 (4): 449–453.
- Mulugeta D. & Stoltenberg D. E.** (1997): Increased weed emergence and seed bank depletion by soil disturbance in a no-tillage system. – *Weed science*, 45 (2): 234–241.
- Myster R. W. & Pickett S. T. A.** (1994): A comparison of rate of succession over 18 yr in 10 contrasting old fields. – *Ecology*, 75 (2): 387–392.
- Neruda P.** (2007): Starší doba kamenná v Podyjí – současný stav a perspektivy. – *Thayensia*, 7: 291–303.
- Oksanen J., Blanchet F. G., Kindt R., Legendre P., Minchin P.R., O'Hara R. B., Simpson G. L., Solymos P., Stevens M. H. H. & Wagner H.** (2013): *Vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.0-6.
- Osbornová J., Kovářová M., Lepš J. & Prach K.** [eds.] (1990): *Succession in abandoned fields. Studies in Central Bohemia, Czechoslovakia.* – Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 186 pp.
- Prach K., Lepš J. Š. & Rauch O.** (1996): Dlouhodobé sukcesní změny vegetace na opuštěných polích v Českém krasu z hlediska ochrany přírody. – *Příroda*, 5: 59–68.
- Prach K., Pyšek P. & Šmilauer P.** (1997): Changes in species traits during succession: a search for pattern. – *Oikos*, 79 (1): 201–205.
- Prach K. & Řehouňková K.** (2006): Vegetation succession over broad geographical scales: which factors determine the patterns? – *Preslia*, 76 (4): 469–480.
- Prach K., Lepš J. & Rejmánek M.** (2007): Old field succession in central Europe: local and regional patterns. In: Cramer V. A. & Hobbs R. J. [eds.] (2007): *Old fields: Dynamics and restoration of abandoned farmland.* – Island Press, Washington, 180–201.
- Prach K., Bastl M., Konvalíková P., Kovář P., Novák J., Pyšek P., Řehouňková K. & Sádlo J.** (2008): Sukcese vegetace na antropogenních stanovištích v České republice – přehled dominantních druhů a stadií. – *Příroda*, 26: 5–26.
- Procházka T.** (2009): Faktory určující druhovou diversitu a druhové složení bývalých polí ve Slavkovském lese. – Diplomová práce, Praha: Univerzita Karlova, Přírodovědecká fakulta, Katedra botaniky.

- Pyšek P., Chytrý M., Pergl J., Sádlo J. & Wild J.** (2012): Plant invasions in the Czech Republic: current state, introduction dynamics, invasive species and invaded habitats. – *Preslia* 84 (3): 575–629.
- Quitt, E.** (1971): Klimatické oblasti Československa. – *Studia Geographica* 16. Brno: Academia, Geografický ústav ČSAV, 73 pp.
- R Core Team** (2013): R: A language and environment for statistical computing. – R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Ramankutty N. & Foley J. A.** (1999): Estimating historical changes in global land cover: croplands from 1700 to 1992. – *Global Biogeochem. Cycles*, 13 (4): 997–1027.
- Ruprecht E.** (2005): Secondary succession on old-fields in the Transylvanian lowland (Romania). – *Preslia*, 77 (2): 145–157.
- Selinger-Looten R. & Muller S.** (2001): Restoration of grassland in old maize-cultivated land: impact of mowing and role of soil seed bank. – *Revue d'Ecologie*, 56 (1): 3–19.
- Shaukat S. S. & Siddiqui I. A.** (2004): Spatial pattern analysis of seeds of an arable soil seed bank and its relationship with above-ground vegetation in an arid region. – *Journal of Arid Environments*, 57 (3): 311–327.
- Smith H., Feber R. E., Johnson P., McCallum K., Plesner Jensen S., Younes M. & Macdonald D. W.** (1993): The Conservation Management of Arable Field Margins. – *English Nature Science* 18, English Nature, Peterborough, 455 pp.
- Smith H., Firbank L. G. & Macdonald D. W.** (1999): Uncropped edges of arable fields managed for biodiversity do not increase weed occurrence in adjacent crops. – *Biological Conservation*, 89 (1): 107–111.
- Soukupová L.** (1984): Změny ve struktuře vegetace na opuštěných polích Českého krasu. – *Studie ČSAV č. 18*, Academia, 156 pp.
- Sørensen T.** (1948): A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species and its application to analyses of the vegetation on Danish commons. – *Kongelige Danske Videnskabernes Selskab* 5 (4): 1–34.
- StatSoft, Inc.** (2004): STATISTICA (data analysis software system), version 7.
- ter Braak C. J. F. & Šmilauer P.** (2002): CANOCO reference manual and user's guide to Canoco for Windows: Software for Canonical Community Ordination (version 4.5). – Microcomputer Power, Ithaca, NY, US.
- Tichý L.** (2002): JUICE, software for vegetation classification. – *Journal of Vegetation Science*, 13 (3): 451–453.
- Thompson K. & Grime J. P.** (1979): Seasonal variation in the seed banks of herbaceous species in ten contrasting habitats. – *The Journal of Ecology*, 67 (3): 893–921.

- Thompson K.** (1986): Small-scale heterogeneity in the seed bank of an acidic grassland. – *The Journal of Ecology*, 74 (3): 733–738.
- Thompson K.** (1987): Seeds and Seed Banks. – *New Phytologist*, 106 (1): 23–34.
- Thompson K., Bakker J. P. & Bekker R. M.** (1997): The soil seed banks of North West Europe: methodology, density and longevity. – Cambridge University Press, Cambridge, 276 pp.
- Thompson K., Bakker J. P., Bekker R. M. & Hodgson J. G.** (1998): Ecological correlates of seed persistence in soil in the north-west European flora. – *Journal of Ecology*, 86 (1): 163–169.
- Wagner M., Poschold P. & Setchfield R. P.** (2003): Soil seed bank in managed and abandoned semi-natural meadows in Soomaa National Park, Estonia. – *Annales Botanici Feniçi*, 40 (2): 87–100.
- Yamada S., Okubo S., Kitagawa Y. & Takeuchi K.** (2007): Restoration of weed communities in abandoned rice paddy fields in the Tama Hills, central Japan. – *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 119 (1–2): 88–102.
- Yao S., Lan H. & Zhang F.** (2010): Variation of seed heteromorphism in *Chenopodium album* and the effect of salinity stress on the descendants. – *Annals of Botany*, 105 (6): 1015–1025.

#### **Internetové zdroje:**

- www1: **MZE:** Stránky ministerstva zemědělství České republiky. Dostupné z: <http://eagri.cz/public/eagri/zemedelstvi/> (26. 7. 2013)
- www2: **EU:** EUROPA. Portál Evropské unie. Dostupné z: [http://europa.eu/pol/agr/index\\_cs.htm](http://europa.eu/pol/agr/index_cs.htm) (26. 7. 2013)
- www3: **Rejmánek M. & Van Katwyk K. P.:** Old-field succession: a bibliographic review (1901–1991). Dostupné z: <http://botanika.bf.jcu.cz/suspa/pdf/BiblioOF.pdf> (26. 7. 2013)
- www4: **Convention on Biological Diversity.** Dostupné z: <http://www.cbd.int> (26. 7. 2013)
- www5: **Škorpík M.:** Oficiální stránky Národního parku Podyjí. Dostupné z: <http://www.nppodyji.cz/pece-o-uzemi> (9. 7. 2013)
- www6: **Škorpík M.:** Oficiální stránky Národního parku Podyjí. Dostupné z: <http://www.nppodyji.cz/prirodni-pomery-stav> (9. 7. 2013)
- www7: **Reiterová L.:** Oficiální stránky Národního parku Podyjí. Dostupné z: <http://www.nppodyji.cz/botanika> (9. 7. 2013)
- www8: **Škorpík M.:** Oficiální stránky Národního parku Podyjí. Dostupné z: <http://www.nppodyji.cz/vyvoj-krajiny> (9. 7. 2013)

www9: **Oficiální mapový server Národního parku Podyjí**. Dostupné z:  
<http://mapy.nppodyji.cz/mapserv/php/maps.php> (8. 7. 2013)

www10: **Radin P.**: Seeds and seedlings atlas. Dostupné z:  
<http://seeds.seed-atlas.com/> (9. 7. 2013)

www11: **UBC Botanical Garden Seed Collection**. Dostupné z:  
<http://botanyjohn.org/gallery/v/ubcbgseed/> (9. 7. 2013)

www12: **Portál ČHMÚ**: Historická data. Dostupné z:  
[http://portal.chmi.cz/portal/dt?menu=JSPTabContainer/P4\\_Historicka\\_data/P4\\_1\\_Pocasi/P4\\_1\\_9\\_Mesicni\\_data](http://portal.chmi.cz/portal/dt?menu=JSPTabContainer/P4_Historicka_data/P4_1_Pocasi/P4_1_9_Mesicni_data) (16. 7. 2013)