

Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích
Přírodovědecká fakulta



Sukcese na zatravněných a spontánně zarostlých polích
v Pošumaví:
krajinný a detailní pohled

Magisterská diplomová práce

Kamila Lencová

Vedoucí práce: Prof. RNDr. Karel Prach, CSc.

Specialista: Mgr. Eva Uhlířová, Ph.D.

České Budějovice 2009

Lencová, K. (2009): Sukcese na zatravněných a spontánně zarostlých polích v Pošumaví: krajinný a detailní pohled. [Succession in regrassed and spontaneously revegetated fields in the Bohemian Forest foothills. Mgr. Thesis, in Czech] - 47 p., Faculty of Sciences, University of South Bohemia, České Budějovice, Czech Republic.

Anotace

V této práci byla sledována sukcese na zatravněných a spontánně zarostlých polích v Pošumaví a v detailním pohledu vliv managementu (seče) na změny vegetace a vybraných mikrobiálních charakteristik v půdě. Hlavními cíly bylo zjistit: i) zda jsou rozdíly ve vegetaci zatravněných a spontánně zarostlých polí, ii) ověřit vliv okolí na opuštěná pole a iii) určit, které vlastnosti lučních druhů jsou pozitivně korelovány se sukcesním stářím, iiiii) zjist vliv seče na vegetace a vybrané půdní charakteristiky. Data pro krajinný pohled byla sbírána během jedné sezony (2008) a vyhodnocena použitím ordinačních metod (DCA, CCA) a metody ANCOVA. Pro detailní pohled byla zpracována data ze tří vegetačních sezon (2006-2008) s použitím ordinační metody (RDA) a jednorozměrných metod (Repeated Measures ANOVA, One Way ANOVA). Nebyl nalezen průkazný rozdíl mezi zatravněnými a spontánně zarostlými poli. Vliv nejbližšího okolí na vegetaci polí byl důležitý, neboť většina rostlinných druhů v okolí (86% v průměru) se vyskytovala také na studovaných polích. Sukcesní stáří polí bylo pozitivně korelováno s některými vlastnostmi přítomných lučních druhů. Zatímco kosení nemělo signifikantní vliv na společenstvo rostlin, rychlost mineralizace půdní organické hmoty se průkazně zvýšila.

Annotation

The subjects of this study were the plant succession of the regrassed and spontaneously revegetated fields in the Bohemian Forest foothills and the effect of grass cutting management on vegetation changes in time and some of the important soil microbial characteristics. The main aims of this study were to assess i) the phytocoenose differences between the re-grassed and spontaneously revegetated fields, ii) the effect of abandoned field surroundings on the field grassing, iii) the possible correlations between the successional age of fields and characteristics of meadow plant species. The data for the landscape view were collected during the season 2008 and were analyzed by ordination methods (DCA, CCA) and by the ANCOVA. The second data for the detailed view were collected during three seasons (2006-2008) from ten experimental squares and were analyzed by the ordination method (RDA) and the methods Repeated Measures ANOVA and One Way ANOVA. The significant difference between regrassed and naturally revegetated fields was not found. The effect of surrounding was important, while most of the plant species (86% in average) occurring in the surroundings were also found on the studied fields. The field age was positively correlated with particular characteristics of presented meadow plant species. Although the effect of grass cutting on the phytocoenose was not significant, the effect on the microbial biomass was significant in the mineralization rate of soil organic matter.

Prohlašuji, že jsem tuto magisterskou diplomovou práci vypracovala samostatně, pouze s použitím uvedené literatury.

Prohlašuji, že v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb. v platném znění souhlasím se zveřejněním své magisterské diplomové práce, a to v nezkrácené podobě elektronickou cestou ve veřejně přístupné části databáze STAG provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích na jejích internetových stránkách.

V Českých Budějovicích dne 29. dubna 2009

.....

Obsah:

1. ÚVOD.....	5
1.1 Sukcese na opuštěných polích.....	5
1.2 Řízená sukcese versus spontánní sukcese.....	7
1.3 Mikrobiální charakteristiky půd.....	8
1.4 Vliv managementu na mikrobiální biomasu.....	10
2. CÍLE PRÁCE	11
3. METODIKA.....	12
3.1 Charakteristiky území.....	12
3.2 Krajinný kontext.....	13
3.3 Vlastnosti druhů.....	15
3.4 Experimentální plochy na vybraném poli.....	15
4. VÝSLEDKY.....	19
4.1 Krajinný kontext.....	19
4.2 Vlastnosti druhů.....	25
4.3 Experimentální plochy na vybraném poli.....	25
5. DISKUZE.....	29
5.1 Krajinný kontext.....	29
5.2 Vlastnosti druhů.....	32
5.3 Experimentální plochy na vybraném poli.....	34
6. ZÁVĚR.....	36
7. LITERATURA.....	38
8. PŘÍLOHY.....	48

1. ÚVOD

Sledování sukcese na opuštěných polích v krajinném a detailním měřítku by mělo přinést zejména vzájemné propojení a doplnění obou pohledů na věc. Tato práce sleduje vliv zatravnění orné půdy po opuštění pole na druhové složení vegetace. Dále je zaměřena na následné udržování kontinuálního managementu, konkrétně seče, respektive jejího vlivu na vegetaci a vybrané půdní charakteristiky. V zásadě se jedná o širší observační a detailní experimentální maloplošný přístup. Experiment v krajině není možný.

V další části se práce snaží o propojení informací o vegetaci opuštěného pole s půdní složkou, o prokázání vlivu seče jak na vegetaci, tak i na půdní mikrobiální biomasu. Vegetace a půda, s jejími jednotlivými složkami, jsou vzájemně neoddělitelné a je třeba je tak i vnímat a pokud možno zohledňovat ve všech případech. Luční porosty jsou určující pro rozmanitost a celkový stav půdního prostředí, stejně tak jako charakter a stav půdy silně ovlivňuje vegetaci na ní rostoucí (RYCHNOVSKÁ 1993).

1.1 Sukcese na opuštěných polích

Na počátku 20.století bylo na území České republiky evidováno téměř 1200 tisíc ha trvalých travních porostů (TTP). Dvě třetiny z této rozlohy zaujímaly louky a třetinu pastviny. V době maximálního zornění v devadesátých letech 20. století klesla rozloha TTP až o 30% původní rozlohy. TTP byly systematicky převáděny na ornou půdu v době kolektivního hospodaření a trendu intenzifikace zemědělství (JONGEPIEROVÁ & POKOVÁ 2006). V souvislosti s kolektivizací zemědělství u nás v 50.letech, ale i později, však docházelo někdy i k opouštění orné půdy. Opouštěny byly velkou zemědělskou technikou špatně dostupné pozemky. Druhá vlna opouštění pak nastala v 90. letech, kdy se zemědělství navracelo do soukromých rukou a pokračuje do současnosti. Bez využití zůstala i některá úrodnější pole o větší rozloze. Samovolnému zatravnění byla ponechána cca 30-40 % polí (JONGEPIEROVÁ & POKOVÁ 2006). Na tomto místě by se pak dalo uvažovat o určitém rozdílu mezi poli opuštěnými v době tzv. socialismu a v 90. letech. Jedná se zejména o způsob zatravnění, charakter vegetace, ale i o stav a obsah živin a chemikálií v půdě, aj. Významnou roli tu může hrát i stav okolní krajiny a možnosti šíření druhů z okolí. Neméně významnými faktory jsou změna vodního režimu a zvýšená mineralizace půdního profilu. Pole opuštěná v 50. a na počátku 60. let jsou již nyní, pokud je na nich udržován kontinuální management, polopřirozená luční společenstva (PRACH et al. 1996). Přirozeně by však sukcesní vývoj těchto

plach směřoval přes stádium křovin, k lesu. Prováděným managementem, kosením či pastvou, může dojít právě k blokaci tohoto vývoje a mohou tak vznikat relativně stabilní sukcesní stádia, travinná společenstva, či společenstva s roztroušenými keři. Termín louka se důsledně vzato vztahuje jen na kosené travinné ekosystémy, správně by se mělo tedy v tomto případě hovořit o loukách a pastvinách. Hranice mezi těmito společenstvy je však poměrně neostrá díky kombinaci managementu seče a pastvy. V této práci bude tedy termín louka užíván v širším slova smyslu, tj. i s pastvinami. Tato polopřirozená stanoviště splňují řadu významných ekologických funkcí (OSBORNOVÁ et al. 1990, PRACH et al. 1996). Poskytují ochranu proti vodní i půdní erozi, nabízí úkryt a potravní zdroje a mohou se stát refugií vzácných a ohrožených druhů rostlin i živočichů. Proto je žádoucí zabývat se způsoby zakládání a následným vývojem lučních společenstev na bývalé orné půdě.

Vývoj vegetace opuštěných polí je dále ovlivněn několika velmi důležitými faktory. V iniciálních fázích sekundární sukcese je to zejména množství životaschopných diaspor v půdě (WALKER & DEL MORAL 2003, GLENN-LEWIN et al. 1992). V dalších fázích se jedná o plošný rozsah a typ okolní vegetace, stupeň izolace a velikost sledovaného pole (OSBORNOVÁ et al. 1990). COULSON et al. (2001) svými experimentálními výsevy prokázali, že dostupnost semen je limitujícím faktorem výskytu druhů na bývalé orné půdě. Pokud je málo dostupných populací v okolí, limitace zdrojem semen je velmi vysoká. Dokonce i když jsou v okolí zdrojové populace, některé druhy mají i přesto problémy se šířením. Je třeba se tedy zaměřit na tři hlavní procesy, které jsou důležité pro šíření druhů: (i) produkce semen v okolních ekosystémech, (ii) schopnost šířit se z okolí, (iii) schopnost uchytit se (ÖSTER et al. 2008). Procesem dosycování druhy z okolí se pomalu zvyšuje podobnost mezi bývalým polem a lučním ekosystémem (HANSSON & FOGELFORS 1998). Úspěch rostlinných druhů při kolonizaci je do značné míry ovlivněn i jejich biologickými vlastnostmi. Jedná se zejména o způsob rozšiřování semen, růstovou formu druhu, životní strategie a schopnost konkurence, možnost vegetativního množení, ale i o délku života atd. (GLENN-LEWIN et al. 1992).

Dalšími všeobecnými faktory, které mohou sukcesi ovlivnit, jsou abiotické podmínky, zejména klima, dané hlavně teplotou, respektive délkou vegetační sezony. Dalším důležitým faktorem jsou místní podmínky, zahrnující např. dostupnost vody, ale i substrát. Ten je pak charakterizovaný dostupností živin, hodnotou pH, ale také svojí strukturou (GLENN-LEWIN et al. 1992; WALKER & DEL MORAL 2003). Rostlinná společenstva jsou dále ovlivňována biotickými interakcemi, zahrnující kompetici, predaci a půdní mikrobiální procesy (BROWN &

GANGE 1989; BULLOCK 2000). Přítomnost silných kompetitorů může zabránit kolonizaci žádoucích druhů nebo dokonce zcela vytlačit druhy již přítomné (HANSSON & FOGELFORS 1998; BULLOCK 2000). Tyto kompetičně silné druhy mohou být potlačeny pastvou (BULLOCK et al. 2001), nebo kosením (COULSON et al. 2001) čímž se snižuje množství biomasy a vytváří se tak prostor, vhodný pro klíčení nových druhů. Otázkou tedy je, které druhy jsou žádoucí, neboli cílové, pro zarůstající pole. Pokud chceme mít na bývalém poli louku, jsou to zejména druhy, vyskytující se na polopřirozených lučních porostech, tedy druhy svazu Molinio-Arrhenatheretea, Festuco-Brometea, ale i Nardo-Callunetea (ELLENBERG et al 1992).

1.2 Řízená sukcese versus spontánní sukcese

Snahy o navrácení pole k polopřirozeným ekosystémům se různí. Nejprve je třeba si uvědomit, k čemu má opuštěné pole sloužit a na základě toho se s ním pak dále nakládá. Pokud je dané pole pouze uvedené do klidu a v budoucnu se počítá s jeho další kultivací, je třeba ho chránit před expanzí dřevin pravidelným kosením alespoň jednou za dva roky, v nejlepším případě každoročně. Lze využít i kontrolovanou extenzivní pastvu. Pokud je cílovým stádiem kosená louka či pastvina, poslouží stejný postup, tzn. že spontánní sukcese je po cca 5 letech nahrazena řízeným managementem - každoročním kosením či extenzivní pastvou. Historicky byly louky využívány pro produkci sena a pastvu, avšak pokles poptávky postupně tradiční cykly seče a pastvy ekonomicky znevýhodnil. Proto se na některých hodnotných ekosystémech ustalo s managementem, což má negativní vliv jak na vegetaci, tak i na podzemní složku.

Pokud je cílovým stádiem lesní společenstvo, možným způsobem je ponechat pole spontánní sukcesí zcela, dokud se dřeviny samy nerozšíří. Mezi 10-20 rokem po opuštění se začínají uchycovat první keře, skutečný les je však záležitostí delší, většinou víc jak 50 let. Bohužel běžnějším postupem je zalesnění umělé, kdy vznikají monotónní plantáže předpěstovaných dřevin (PRACH et al. 2006).

Spontánní sukcese, jako nástroj k vytváření polopřirozených luk, je v současné době jen velmi málo využíváno. V komerční sféře je spíše preferována metoda rychlého ozelenění. Na zvláčené pole se vyseje směs 4-8 druhů, často ne zcela vhodně zvolených, přičemž 80% tvoří trávy a 20% leguminózy. Při tomto způsobu hrozí zavlečení nepůvodních genotypů domácích

druhů. Druhým způsobem zatravňování je použití takzvané regionální směsi, která je namíchána ze semen druhů z daného území a významné procento v ní tvoří i byliny (JONGEPIEROVÁ et al. 1994; JONGEPIEROVÁ 2008). Při sestavování směsí by se však mělo přihlížet i ke schopnosti šíření jednotlivých druhů a směsi by měly obsahovat zejména ty druhy, které by se na pole jen těžko spontánně dostávaly. Využitím travních směsí se zabývali zejména autoři PYWELL et al. (2002, 2003, 2007); LINDBORG (2006) a na území České republiky hlavně JONGEPIEROVÁ et al. (1994, 2007). Regionální směsi jsou tak vhodnou alternativou pro komerční rychlé ozelenění. Je třeba však zdůraznit, že potřeba zatravňování není zdaleka tak velká. Spontánní sukcese, i když s menší prodlevou, směřuje rovněž ke kvalitnímu lučnímu společenstvu. Ale i v tomto případě je nutné počítat s určitými riziky. Na iniciálních stádiích může být větší riziko masivního zaplevelení, i když jen dočasné, ale může dojít i k zablokování sukcese vlivem nějakého invazního či expanzivního druhu (např. *Calamagrostis epigeios*). Problémy se zaplevelením a invazními nebo expanzivními druhy jsou částečně řešeny udržováním managementu, nejčastěji seče ve vhodném období vegetační sezony.

Cílem mnoha projektů obnovy na bývalé orné půdě je vytvořit společenstvo, podobající se polopřirozeným loukám s nízkou nebo střední produktivitou. Vysoce produkční travní porosty jsou vždy druhově chudé (LEPŠ 1999). Je tedy otázkou, nakolik jsou druhy schopné kolonizovat opuštěná, či nějakým způsobem narušená stanoviště, a toto společenstvo tak vytvořit. Důležité je pak znát všechny faktory, které by mohly sukcesi ovlivnit, tento vliv zhodnotit a navrhnout prospěšný management daného území (WALKER & DEL MORAL 2003).

1.3 Mikrobiální charakteristiky půd

Travní ekosystémy mají poměrně vysokou primární produkci, což přispívá k vysokému obsahu půdní organické hmoty. Půdní organická hmota (dále jen POH) je významnou zásobárnou živin (zejména N, P a S), zlepšuje půdní strukturu, zamezuje půdní erozi, zvyšuje pufrační schopnost půdy a významně ovlivňuje vodní režim a zadržování vody v krajině. Vzhledem k vysokému obsahu půdní organické hmoty jsou travní ekosystémy velmi významným zásobníkem v globálním koloběhu uhlíku (PAUL & CLARK 1996). Celkový obsah uhlíku se v lučních půdách pohybuje v rozmezí od 2-40 %, podle množství organické

hmoty (ÚLEHLOVÁ & TESAŘOVÁ 1988). V lučních půdách je tak vázáno cca 189 t celkového uhlíku na hektar (ŠANTRŮČKOVÁ 1999).

Obsah i kvalitu POH ovlivňuje způsob obhospodařování luk. Při nevhodném managementu může dojít k porušení rovnováhy mezi poutáním organické hmoty v půdě a její mineralizací, ke snížení produktivity ekosystému a uvolnění velkého množství oxidu uhličitého do atmosféry. Naopak vhodně zvolený management (kosení nebo řízená pastva, organické hnojení, závlahy) může vést k většímu poutání uhlíku do půdní organické hmoty travinných ekosystémů (CONANT et al 2001).

Význam půdních mikroorganismů spočívá v tom, že svou činností zprostředkovávají přeměnu POH a současně jsou důležitým zdrojem a zásobárnou živin. Společenstvo půdních mikroorganismů podílejících se na přeměnách a mineralizaci organické hmoty je závislé především na teplotě, vlhkosti, obsahu snadno rozložitelných látek v půdě a rostlinném pokryvu (RYCHNOVSKÁ 1993). Mikrobiální aktivita je ve většině půd limitována nedostatkem snadno dostupného uhlíkatého substrátu (FALLIH & WAINWRIGHT 1996).

Celková POH často zůstává po dlouhou dobu managementem neovlivněna (HASSINK 1994; BENDING et al. 2000). Protože však jsou mikroorganismy odpovědné za její transformaci, vliv managementu může být včas indikován pomocí změn jejich biomasy (POWLSON et al. 1987, RICE et al. 1996) a aktivity (TRACY & FRANK 1998; BENDING et al. 2000). Mikrobiální biomasa je tak důležitým indikátorem změn v obsahu půdní organické hmoty. Její velikost se nejčastěji vyjadřuje jako obsah uhlíku v mikrobiálních buňkách - Cmic (ŠANTRŮČKOVÁ 1993a).

Respirace půdy je uvolňování CO₂ živými, metabolizujícími komponenty půdy – kořeny, půdními živočichy a mikroorganismy. Pokud je však měřena v laboratorních podmínkách u homogenizovaného vzorku, reprezentuje především respiraci půdních mikroorganismů a zahrnuje v sobě jejich množství i aktivitu (ÚLEHLOVÁ 1989). Mikrobiální respirace je nejobecnějším měřítkem mineralizace organické hmoty v půdě. Mezi faktory, které jí ovlivňují, patří především teplota a vlhkost (ŠANTRŮČKOVÁ 1993b), dále hloubka půdy, její aerace, hnojení, obsah minerálů a využití půdy. Měření tzv. bazální respirace, tedy respirace neovlivněné přidavkem jakéhokoliv substrátu, se tak používá pro studium vlivu vlhkosti půdy, její teploty, aerace a jiných definovatelných fyzikálních faktorů na mineralizaci organické hmoty nebo ke stanovení schopnosti půdních organismů mineralizovat organickou hmotu v daných podmínkách (ŠANTRŮČKOVÁ 1993b).

1.4 Vliv managementu na půdní mikrobiální biomasu

Management podzemní biomasu a její potravní nároky ovlivňuje poměrně značně, a to díky změnám v celkovém množství uhlíku a jeho distribuci v travinných ekosystémech (RYCHNOVSKÁ 1993, MIKOLA et al. 2001). Jak potvrdila i TESAŘOVÁ (1993b), mikrobiální biomasa v rhizosféře je dva až třikrát vyšší než v okolní půdě bez kořenů rostlin. Její obsah v rhizosféře je stimulován kosením a odstraněním nadzemní biomasy. Lze uvažovat o dvou hlavních cestách jak defoliace, způsobená kosením či pastvou, ovlivňuje biotická společenstva půdy. Prvním způsobem je zvýšená exudace kořenů, kterou se do společenstva dostává více uhlíku a druhým je ovlivnění kořenové biomasy a její morfologie (BARDGETT et al. 1998). Defoliace vede ke komplexní redistribuci asimilovaného uhlíku, zvýší se rychlost fotosyntézy a podpoří se růst nových částí rostlin (SCHNIDER & DE VISSER 1999). Zvyšující se rhizodepozice (exudace kořenů, v širším slova smyslu vstup organického materiálu do půdy) pozitivně ovlivňuje velikost a aktivitu půdních mikroorganismů (RICE et al. 1996, TESAŘOVÁ 1993) a podporuje zásobování živinami, potřebných pro růst rostlin (MCNAUGHTON et al. 1997). Druhý způsob vlivu defoliace na půdní mikroorganismy je změna kvality a množství rostlinného opadu a změna struktury rostlinného společenstva (MCNAUGHTON et al. 1997, MIKOLA et al. 2001). Mnoho autorů zaznamenalo pozitivní vliv rostlinné defoliace (pastva/kosení) na mikrobiální biomasu. Zlepšuje cyklus živin a že zvyšuje dostupnost uhlíku (BARDGETT et al. 1998, GUITIAN & BARDGETT 2000, UHLÍŘOVÁ et al. 2004). Absolutně nejnižší hodnoty mikrobiální biomasy byly shledány na přirozené luční ploše bez lidského zásahu (TESAŘOVÁ 1993).

Vhodný management pomáhá udržet nebo zvýšit množství a kvalitu POH v systému a to přispívá k zachování jeho funkčnosti.

2. Cíle práce

Cílem této práce bylo zhodnotit vliv okolní vegetace při uplatnění druhů na opuštěných polích v jedné krajině a vliv zatravnování orné půdy v iniciálních stádiích sukcese komerční směsí na následné druhové složení vegetace bývalého pole. Dále pak byl sledován vliv managementu, konkrétně seče, na počet druhů a druhové složení společenstva opuštěného pole a vliv managementu na vybrané půdní charakteristiky na experimentálních plochách.

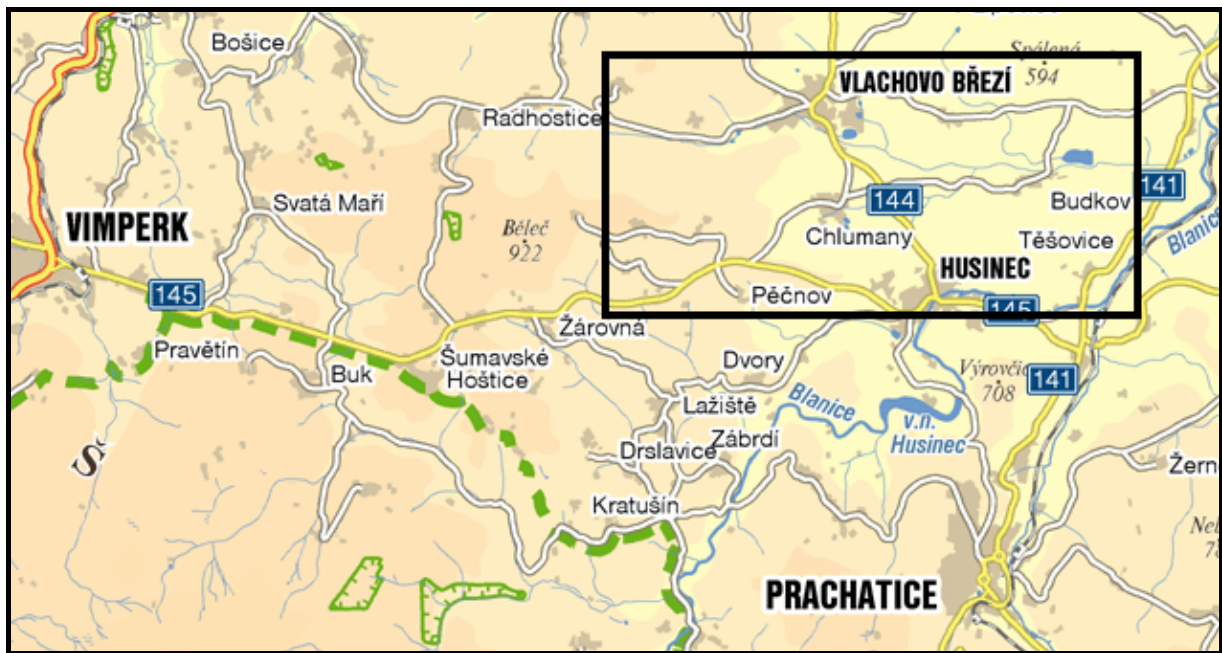
Dílčí cíle:

1. Porovnat průběh sukcese na spontánně zarostlých a zatravněných polích.
2. Ověřit předpokládaný vliv nejbližšího okolí na vegetaci opuštěných polí.
3. Zjistit, které vlastnosti druhů jsou pozitivně korelovány se sukcesním stářím pole.
4. Pomocí experimentálních ploch založených na jednom poli prokázat vliv seče na vegetaci (tříleté pozorování).
5. Pomocí experimentálních ploch založených na jednom poli prokázat vliv seče na vybrané půdní ukazatele (jednorázová analýza).

3. METODIKA

3.1 Charakteristika území

Lokality se nachází v rozmezí nadmořských výšek od 550 do 850 m n.m. v poměrně členitém reliéfu Vimperské vrchoviny (Obr.1).

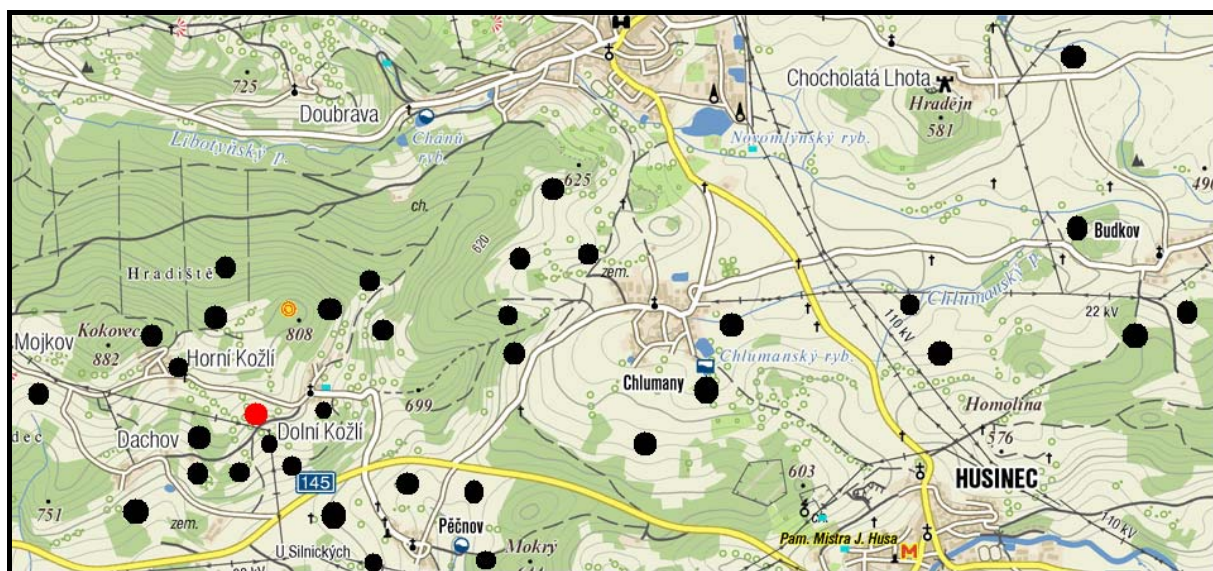


Obr.1 - Mapa s vyznačenou oblastí, kde se opuštěná pole nachází.

Geologické podloží v této oblasti tvoří zejména biotitické pararuly (moldanubikum). Půdním pokryvem je mělká skeletovitá kambizem. Klimaticky lokalita spadá do mezofytika a je součástí fytogeografického okresu Šumavsko-novohradského předhůří (ALBRECHT et al. 2003). Průměrný roční úhrn srážek je od 500 mm do 1000 mm a průměrná roční teplota se pohybuje od 6 do 7°C (Atlas podnebí ČR, 2007, CHMI). Vegetační stupeň je submontánní (CULEK et al. 1996). Podle Mapy potenciální vegetace České republiky se všechna pole nachází na spodním okraji rozšíření bučin a odpovídají mu bikové bučiny (*Luzulo-Fagetum*) (NEUHÄUSLOVÁ et al. 2001).

3.2 Krajinový kontext

Terénní výzkum byl prováděn na 35 opuštěných polích v jižních Čechách na Prachaticku, v katastru pěti malých obcí (Dolní Kožlí, Chlumany, Budkov, Lhota Chocholatá, Pěčnov) (Obr.2). Jednalo se o všechna pole, která byla k dispozici a u kterých byla jasná historie.



Obr.2 - Mapa přibližných poloh zkoumaných polí. Červeně vyznačeno experimentální pole.

Pouze 9 polí z celkového počtu bylo v minulosti ponecháno samovolné sukcesí, zbytek byl zatravněn komerční směsí rychlého ozelenění o složení: *Agrostis stolonifera*, *Festuca pratensis*, *Festuca rubra*, *Lolium multiflorum*, *Lolium perenne*, *Poa pratensis*, *Trifolium pratense*, *Trifolium repens*. Všechna pole jsou jednou do roka kosena, někdy i vypásána. Doba od opuštění jednotlivých polí se liší, pohybuje se od 1 roku do 50 let. Stáří pole bylo určeno přímo od vlastníků a velikost změřena z ortofoto map pomocí programu ArcView.

Byly zaznamenány všechny druhy cévnatých rostlin (nomenklatura dle KUBÁT et al. 2002) na polích a v jejich 100-metrovém okolí. Hojnost druhů byla odhadována pomocí semikvantitativní stupnice abundance podle Braun-Blanqueta (VAN DER MAAREL 1979): 1 – velmi vzácný, 2 – vzácný, 3 – roztroušený, 4 – hojný, 5 – velmi hojný. Průzkum probíhal v červnu a červenci roku 2008.

Statistické zpracování dat

Zaznamenané druhy byly klasifikovány podle jejich cenotické příslušnosti (CHYTRÝ & TICHÝ 2003) do dvou skupin na luční a ruderní druhy. Pro zpracování dat byly počty lučních i ruderních druhů před analýzami logaritmovány, stejně jako velikost pole (normalita dat). Pro zjištění jejich závislosti na managementu (zatravnění) pole byla použita jednorozměrná metoda ANCOVA. Jako kovariáta byl zadán logaritmus velikosti pole a stáří pole, aby se odfiltroval jejich vliv.

Dále byl spočten Czekanovského index podobnosti druhového složení pole a jeho okolí ze všech zaznamenaných druhů, ale také jen pro luční druhy. Zohledněna byla abundance jednotlivých druhů (KENT & COKER 1992). Výsledné hodnoty tohoto indexu byly analyzovány pomocí jednorozměrného modelu ANCOVA pro zjištění závislosti na věku. Jako kovariáta byl zadán logaritmus velikosti pole a management, opět pro odfiltrování jejich vlivu.

Změny v druhovém složení byly vyhodnoceny použitím mnohorozměrných ordinačních metod a grafické výstupy byly vytvořeny v programu CanoDraw (Canoco for Windows, TER BRAAK & ŠMILAUER 2002). Jako vysvětlovaná proměnná byly zadány hodnoty abundance druhů z každého pole a jako vysvětlující proměnné (environmentální proměnné) byly zadány věk, velikost pole a management (zatravněno/nezatravněno). Nejprve byla spočtena Detrended Correspondence Analysis (DCA) pro zjištění gradientu v druhových datech bez transformace. Gradient v druhových datech byl 2,38 SD jednotek. I když je to na hranici použití unimodálních, resp. lineárních metod, vzhledem k charakteru dat byly dále užity unimodální metody (LEPŠ&ŠMILAUER 2003). V ordinačním diagramu jsou zaznamenány pouze druhy s nejvyšším fitem a zkratky jsou odvozeny ze 4 počátečních písmen názvů rodu a druhu (viz seznam druhů v Příloze č. 2)

Pomocí CCA byl zjištěn marginální vliv (proměnná prostředí jako jediná vysvětlující proměnná) a parciální vliv (jedna vysvětlující proměnná, zbytek jako kovariáty) u každé proměnné, aby se zjistilo, kolik která environmentální proměnná vysvětlí z celkové variability. Vliv každé z proměnných vyšel průkazně (Monte Carlo permutační test s 499 permutacemi). Jako kategoriální proměnná byl kódován management, tzn. zatravnění či využití spontánní sukcese.

Poté byla opět použita unimodální metoda DCA k posouzení podobnosti mezi polem a jeho okolím (zadáno jako vzorky) a soubor byl rozdělen na dvě skupiny: na pole do 10 let po opuštění a na pole ve věku od 11 do 50 let po opuštění, protože mezi těmito dvěma skupinami by měl být vidět největší rozdíl a také byl k dispozici dostatek dat.

3.3 Vlastnosti druhů

Byly vybrány tyto vlastnosti lučních druhů: life history, life strategy, způsob rozšiřování a rychlost vegetativního šíření za rok (BIOL-FLOR DATABÁZE: KLOTZ et al 2002; GRIME et al. 1988). Pro zjištění, které z těchto vlastností druhů jsou pozitivně korelované se sukcesním stářím, byl použit regresní model. K odstínění vlivu fylogenetické spřízněnosti sledovaných druhů byla provedena fylogenetická korekce Desdevisovou metodou (DESDEVIDES et al. 2003). Krátký postup: Informace o evoluční vzdálenosti jednotlivých párů taxonů (tj. jak daleko je, měřeno délkou větví, ke společnému předku zvolené dvojice taxonů) je převedena na souřadnice jednotlivých taxonů na osách analýzy hlavních koordinát (*Principal Coordinate Analysis*, PCO). Byly vybrány jen ty fylogenetické prediktory, které mají průkazný vztah k vysvětlované proměnné. Ty se pak do RDA analýzy zadaly jako kovariáta. Průměry věku polí kdy se druh poprvé objevil, vážené abundancí druhů byly do analýzy zadány jako druhová data. Vlastnosti druhů, kódovány jako dummy variables, byly zadány jako environmentální proměnné. Všechna data byla logaritmována a manuálním výběrem byly určeny pouze průkazné charakteristiky druhů. Pro srovnání byla provedena analýza i bez fylogenetické korekce.

3.4 Experimentální plochy na vybraném poli

Podrobněji byly sledovány sukcesní změny na opuštěném poli v blízkosti malé obce Dolní Kožlí, 7 km severozápadně od Prachatic v jižních Čechách (viz mapa na Obr. 2). Sledované pole se nachází na mírném svahu (do 5°) s JJV orientací.

Kvůli náročnosti hospodaření v těchto podhorských podmínkách a nízké bonitě půdy bylo pole po vegetační sezoně v roce 2001 ponecháno sukcesi a každoročně se kosí. Okolní vegetaci tvoří kosené louky a lesní porosty, převládající management v okolí je extenzivní.

Na tomto poli bylo v roce 2006 založeno 10 experimentálních ploch v těsné návaznosti na sebe o velikosti 2x2 m. Pět ploch bylo každoročně jedenkrát pokoseno a 5 ponecháno bez managementu (viz Příloha č.1 Schéma experimentu).

Vliv managementu na změny vegetace

Fytocenologické snímkování všech ploch probíhalo v červnu nebo v červenci v letech 2006-2008. První snímkování bylo provedeno ještě před započítáním pokusného zásahu, aby byla k dispozici výchozí (base-line) data pro každou plochu. Pokryvnost jednotlivých druhů cévnatých rostlin byla vizuálně odhadnuta v centrálním 1 m² každé plochy. Data jsou ve formě opakovaných měření; každá plocha byla snímkována třikrát.

Statistické zpracování dat

Z jednorozměrných statistických metod byla použita *Repeated Measures ANOVA* (VON ENDE 1991) pro vyhodnocení vztahu mezi počtem druhů na plochách a managementem a interakce managementu a času. Druhové složení bylo analyzováno nejprve unimodální nepřímou metodou DCA pro zjištění délky gradientu (0,87 SD) a poté byla použita redundanční analýza (RDA, *Redundancy Analysis*) v programu CANOCO s Monte Carlo permutačním testem (499 permutací). Rok z kterého snímky pochází, byl zadán jako kovariáta. Grafický výstup byl vytvořen v programu CanoDraw (CANOCO FOR WINDOWS, TER BRAAK & ŠMILAUER 2002). RDA je metoda založená na lineární odpovědi druhu a byla použita proto, že druhové složení v plochách bylo poměrně homogenní.

Vliv managementu na vybrané půdní parametry

V roce 2008 byl proveden jednorázový odběr půdy ke zjištění hodnot mikrobiální biomasy a rychlosti respirace v půdě kosených a nekosených ploch. Odběry probíhaly v květnu 2008 a to tak, že z každého vnitřního čtverce 1x1m bylo pomocí půdní sondy o průměru 5 cm odebráno pět vzorků půdy do hloubky 20 cm a z nich byl

vytvořen jeden směsný vzorek. Následující den byly veškeré vzorky prosety přes síto s velikostí ok 2 mm a uloženy v polyethylenových sáčkách do chladicího zařízení při konstantní teplotě 4°C.

Stanovení suché hmotnosti půdy

Sušina půdy (podíl suché půdy v 1 g čerstvého vzorku) byla stanovena vážkově po vysušení čerstvé půdy do konstantní hmotnosti při 105°C.

Stanovení C, N v mikrobiální biomase

Pro stanovení množství dusíku a uhlíku v mikrobiální biomase byla vybrána fumigačně-extrakční metoda (VANCE et al. 1987). Působením chloroformu na buněčné stěny mikroorganismů dojde k vylití protoplazmy, čímž se zvýší obsah snadno přístupných živin, zejména C a N, které lze z půdy extrahovat pomocí 0,5 M K₂SO₄ (po dobu 30 min). Po filtraci suspenze, naředění a okyselení vzorků ředěnou HCl na pH 3-3,5 se obsah organického C a celkového N měřilo na přístroji LiquiTOC II (ELEMENTAR, NĚMECKO). Z rozdílů obsahu organického C a celkového N mezi kontrolou a fumigovanými vzorky lze stanovit množství mikrobiálního uhlíku (C_{mic}) a mikrobiálního dusíku (N_{mic}) v půdě. Pro konečný výpočet C_{mic} byl použit konverzní faktor 0,38 (VANCE et al. 1987) a pro N_{mic} 0,54 (BROOKS 1982). Hodnoty jsou uváděny v µg C(N) g⁻¹ suché půdy.

Rychlost mineralizace půdní organické hmoty (POH)

Rychlost mineralizace POH je vyjádřena mikrobiální respirací. Ta byla stanovena jako bazální půdní respirace po ustálení vzorku a bez přídavku substrátu. Bylo naváženo 10 g půdy do inkubačních nádob, které byly na tři dny umístěny do inkubátoru při teplotě 20°C za účelem ustálení mikrobiální aktivity po disturbanci způsobené vážením a změnou teploty. Poté byly vzorky vzduchotěsně uzavřeny a po cca 24 hod byla změřena koncentrace CO₂ v nádobách na plynovém chromatografu. Na závěr byl vážkově stanoven plynný objem láhve.

Objem CO₂ v plynném objemu nádoby vypočítáme ze vztahu:

$$G = c_{CO_2} \cdot V_G / 1000 \quad [\mu\text{l CO}_2]$$

c_{CO_2} koncentrace CO₂ ve vzorku po odečtení blanku (ppm)

V_G plynný objem nádoby (ml)

Objem CO₂ rozpuštěného v půdním roztoku vypočítáme ze vztahu:

$$L = 0,83 \cdot p_{CO_2} \cdot V_L \quad [\mu\text{l CO}_2]$$

p_{CO_2} parciální tlak CO_2 ve vzorku (C_{CO_2} v ppm / 10^6)

V_L objem půdního roztoku v inkubační nádobě (ml)

Rychlost respirace (mineralizace POH) vypočítáme ze vztahu:

$$Y = 0,536 \cdot (G + L) / (\text{navážka} \cdot \text{sušina} \cdot \text{délka inkubace}) \quad [\mu\text{g C-CO}_2 \text{ g}^{-1} \text{ den}^{-1}]$$

koeficient 0,536 je přepočtem z $\mu\text{l CO}_2$ na $\mu\text{g C-CO}_2$

Dále byl vypočítán poměr extrahovatelného organického uhlíku a mikrobiálního uhlíku, tedy poměr nefumigovaného C ku mikrobiálnímu C.

Statistické zpracování dat

Statistické vyhodnocení dat a výstupní grafy byly vytvořeny v programu Statistica 8.0 for Windows (STATSOFTINC 2007). Pomocí jednocestné analýzy variance (One Way ANOVA) byl testován vliv kosení na půdní ukazatele.

4. VÝSLEDKY

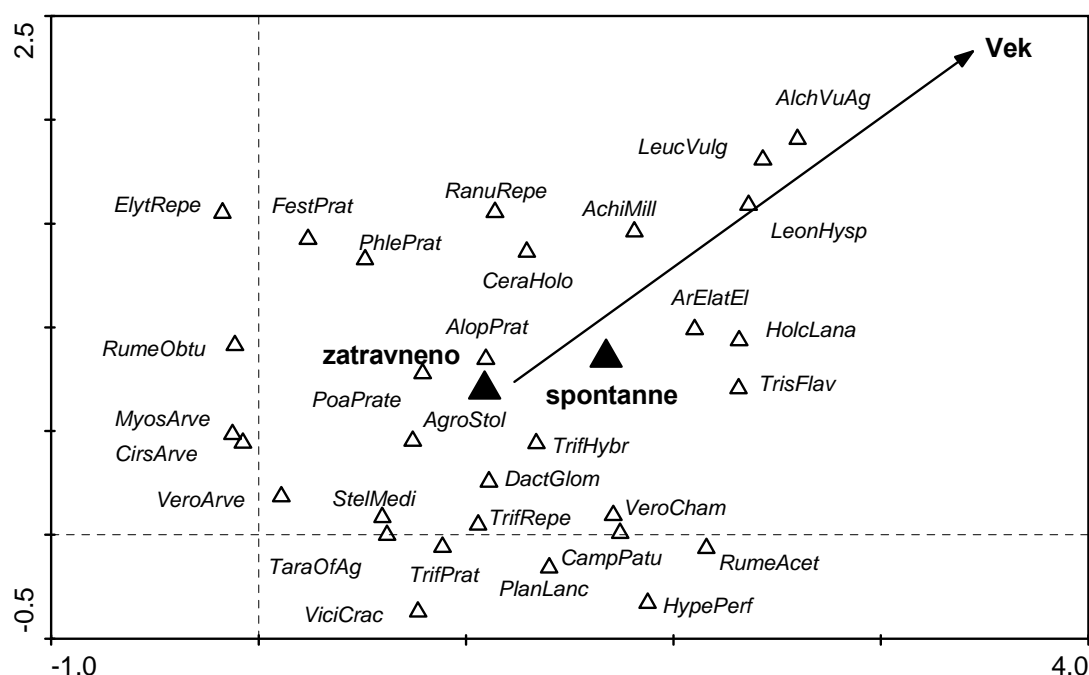
4.1 Krajinový kontext

Průběh sukcese

Při terénním průzkumu bylo na polích a v jejich okolí nalezeno celkem 257 druhů. Z výsledků DCA analýzy (Obr.3) vyplývá, že vegetace na všech sledovaných polích vede k lučním společenstvům. Do ordinačních diagramů byly ex post promítnuty pasivní proměnné (stáří pole a management). Pasivní proměnná věk ukazuje hlavní trend ve změnách vegetace. V iniciálních fázích sukcese se uplatňují zejména druhy jednoleté, jako *Veronica arvensis*, *Myosotis arvensis* a *Stellaria media*. Spolu s nimi lze vysledovat i hojnou přítomnost vytrvalých ruderálních druhů, jako je *Rumex obtusifolius*, *Cirsium arvense*, *Taraxacum officinale* agg. a *Elytrigia repens*. Postupně pak přibývá počet vytrvalých bylin a trav a narůstá pokryvnost některých druhů, jako např. *Plantago lanceolata*, *Hypericum perforatum*, *Veronica chamaedrys* a z vytrvalých travin *Dactylis glomerata*, *Alopecurus pratensis* a *Phleum pratense*. Na středně starých polích lze zaznamenat hojnost dalších vytrvalých travin, zejména *Arrhenantherum elatius*, *Trisetum flavescens* a *Holcus lanatus*. Nastupují i další vytrvalé druhy bylin, například *Achillea millefolium*, *Ranunculus repens* a *Cerastium holosteoides*. Pro pozdně sukcesní stádia je charakteristický hojný výskyt druhů *Leontodon hypsidus*, *Leucanthemum vulgare* a *Alchemilla vulgaris* agg.

Dále jsem pak vysledovala nepřítomnost, či jen velmi nízké zastoupení většiny vyšetých druhů v pozdějších sukcesních stádiích. V grafu DCA je tento jev také zřejmý. Vyšeté druhy jako *Poa pratensis*, *Agrostis stolonifera*, *Trifolium repens* a *Trifolium pratense* se hojněji vykytovaly pouze v iniciálních či časných stádiích sukcese. Později buď zcela vymizely (jako v případě vyšetých druhů *Lolium multiflorum* a *Lolium perenne*), nebo se vyskytovaly pouze v menší míře (*Trifolium pratense*, *Festuca pratensis*).

Z pozice centroidu managementu zatravnění lze konstatovat, že stojí proti proměnné věk.



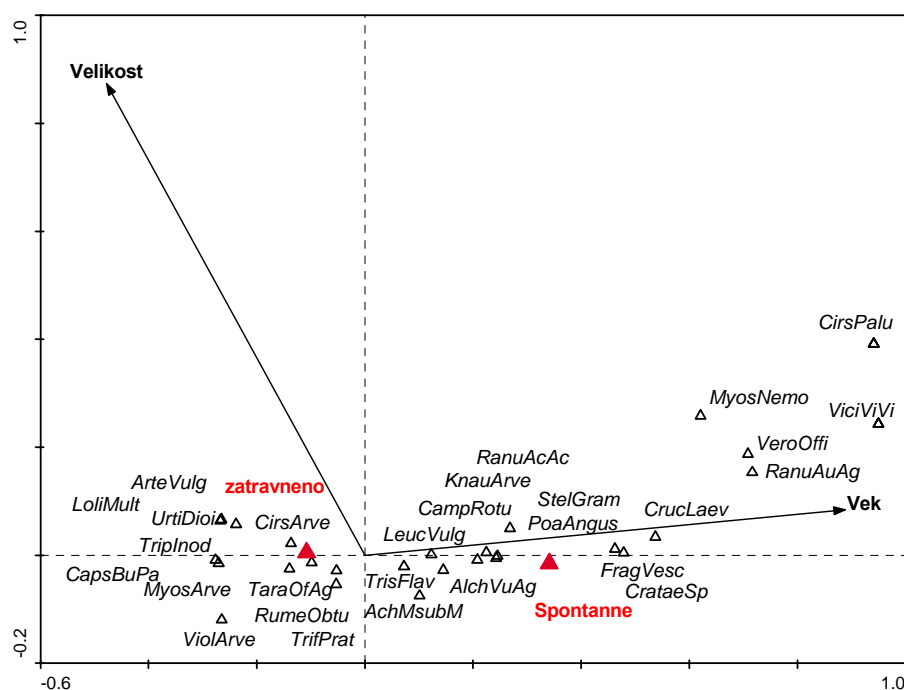
Obr.3 - DCA na základě dat o hojnosti druhů na všech polích. Promítnuty pasivní proměnné (stáří pole a management).

V Tab.1 jsou uvedeny výsledky CCA (Obr.4) marginálních a parciálních efektů třech proměnných. Všechny proměnné dohromady vysvětlily 45 % z celkové variability ($F=1,863$, $p=0,002$). Inflation faktory byly u všech CCA analýz nízké, z čehož lze usoudit na malou korelaci mezi proměnnými (TER BRAAK & ŠMILAUER 2002).

Podle očekávání nejvíce vysvětlilo stáří lokality – 17,1% z celkové variability (parciální efekt). Podle výsledků lze usoudit, že i velikost pole má určitý vliv na průběh sukcese, respektive na vegetaci na bývalých polích, a vysvětlila poměrně vysoké procento variability (15,1%). Co se týče managementu, respektive zatravnění směsí či ponechání samovolné sukcese, podařilo se vysvětlit o něco méně variability v druhových datech (11,9%). Z vybraných proměnných má sice nejmenší vliv na vegetaci zarůstajících polí, ale i tak vysvětluje poměrně vysoké procento variability.

Tab. 1 - Výsledky CCA, environmentální proměnné a jejich marginální a parciální efekty.

Envi.proměnná	F _{margin}	P _{margin}	% _{margin}	F _{parc}	P _{parc}	% _{parc}
Stáří	2,211	0,002	18,8	2,043	0,002	17,1
Velikost	1,92	0,02	16,4	1,844	0,03	15,1
Management	1,542	0,012	13,3	1,46	0,012	11,9

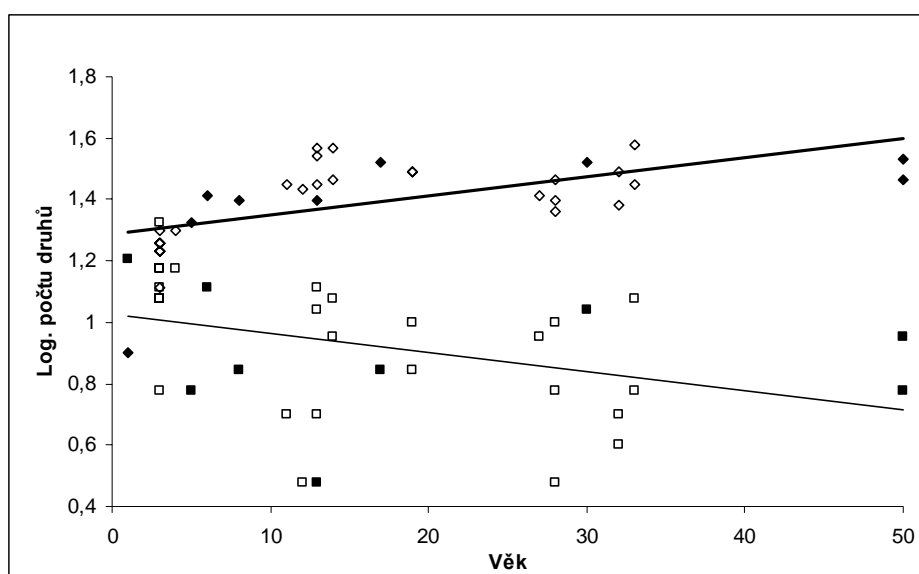


Obr.4 - CCA na základě dat o hojnosti druhů na všech polích. Analýza celkem vysvětlila 44,9 % celkové variability (1.osa 7,1 %; 2.osa 5 %).

Podle výsledků jednorozměrné analýzy ANCOVA (Tab.2) vyšla statisticky průkazná jediná závislost - počet lučních druhů s věkem stoupá (Obr.5). Vliv managementu pole neměl vliv na počet lučních ani ruderálních druhů.

Tab.2 - Výsledky analýzy ANCOVA pro závislost počtu lučních a ruderálních druhů na stáří pole a managementu (zatravnění).

	Stáří pole (kovariáty management a velikost pole)		Management (kovariáty stáří a velikost pole)	
	F_{17,15}	p	F_{1,31}	p
Luční druhy	13,3990	0,0000	0,0052	0,943
Ruderální druhy	1,8023	0,1288	0,825	0,3707



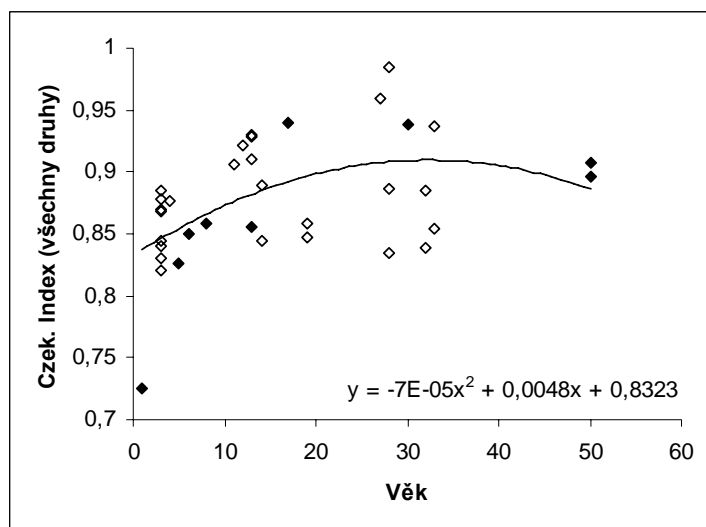
Obr.5 - Vztah logaritmovaného počtu ruderálních (tenká čára) a lučních (silná čára) druhů na věku pole. Plné symboly jsou nezatravněná pole, prázdné zatravněná.

Vliv okolí na sledovaná pole

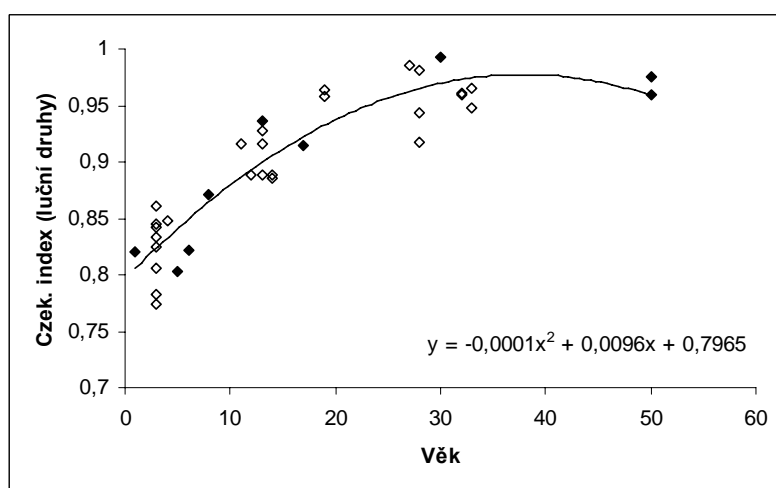
Okolní vegetace má bezesporu vliv na vegetaci přilehlých polí. Většina lučních druhů, které jsou na poli (86%), se vyskytují v jeho 100-metrovém okolí. Podle výsledků jednorozměrné analýzy ANCOVA (Tab.3) s Czekanovského indexem (jednak pro luční – Obr.7, tak i pro všechny druhy – Obr.6) lze konstatovat, že čím starší je pole, tím si je podobnější se svým okolím.

Tab.3 - Výsledky analýzy ANCOVA pro závislost Czekanovského indexu na stáří pole. Velikost pole a management zadány jako kovariáty .

	Czek.index (všechny druhy)		Czek.index (luční druhy)	
	F _{17,15}	p	F _{16,16}	p
Stáří pole (kovariáty management a velikost pole)	2,4499	0,0439	15,2610	0,0000



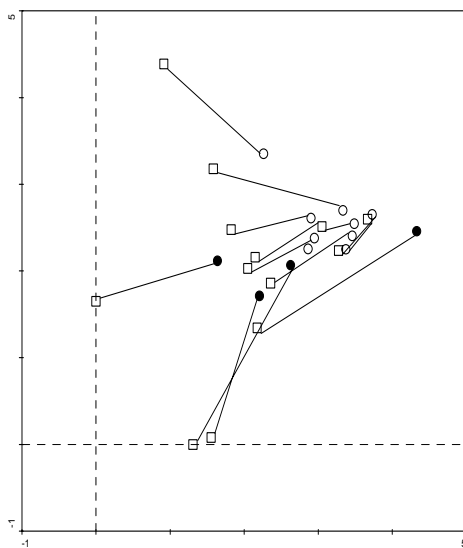
Obr.6 - Vztah mezi Czekanovského indexem (podobnost v druhovém složení pole a jeho okolí) pro všechny druhy a stářím pole. Plné symboly jsou nezatravněná a prázdné zatravněná pole.



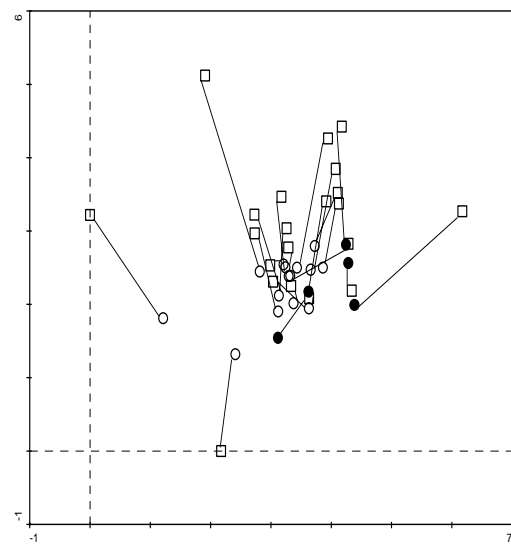
Obr.7 - Vztah mezi Czekanovského indexem (podobnost v druhovém složení pole a jeho okolí) pro luční druhy a stářím pole. Plné symboly jsou nezatravněná a prázdné zatravněná pole.

Podobnost druhového složení vegetace na poli a v jeho blízkém okolí ukazují výsledky ordinace na Obr. 8. Mladší pole do 10 let po opuštění jsou znázorněna na Obr. 8a a druhá věková skupina, starší pole od 10-50 let po opuštění, je vidět na Obr. 8b. Pole a okolí je vždy spojeno čarou. Čím kratší je vzdálenost mezi body, tím podobnější je pole s okolím. V první věkové skupině si je většina polí méně podobných, kdežto v druhé věkové skupině je nejvíce polí a jejich okolí soustředěna blízko sebe a jen několik jsou od sebe více vzdáleny. Opět lze tedy konstatovat, že během sukcese se zvyšuje podobnost mezi druhovým složením vegetace na polích a v jejich okolí. Z grafů je zřejmé, že obecně je tato podobnost dosti vysoká. Dalším, pěkně doloženým faktem z těchto ordinačních diagramů je, že okolí je heterogennější než sukcesí stadia na polích.

a)



b)



Obr.8 - DCA soupisu druhů pole a jejich okolí. Mladší pole a jejich okolí (<10 let) (a), a starší pole a jejich okolí (>10 let)(b). Plné symboly jsou nezatravněná pole, prázdné symboly pole zatravněná. Pole je v grafu znázorněno kolečkem a okolí čtverečkem.

4.2 Vlastnosti druhů

Výsledky RDA analýzy s fylogenetickou korekcí ukázaly jako jediné dva průkazné vztahy vlastností a věku váženého abundancí (pozice v sukcesním vývoji) stres toleranci (S) a vytrvalost druhů (Perennial). Bez fylogenetické korekce, tedy bez odstínění taxonomické příslušnosti, vyšel průkazně jediný vztah, a to rozšiřování větrem. Všechny vztahy byly pozitivně korelované. To znamená, že druhy těchto vlastností se na pole dostávaly v pozdějších stádiích sukcese. Podle těchto výsledků jiné vlastnosti průkazný vliv na dobu kolonizace nemají.

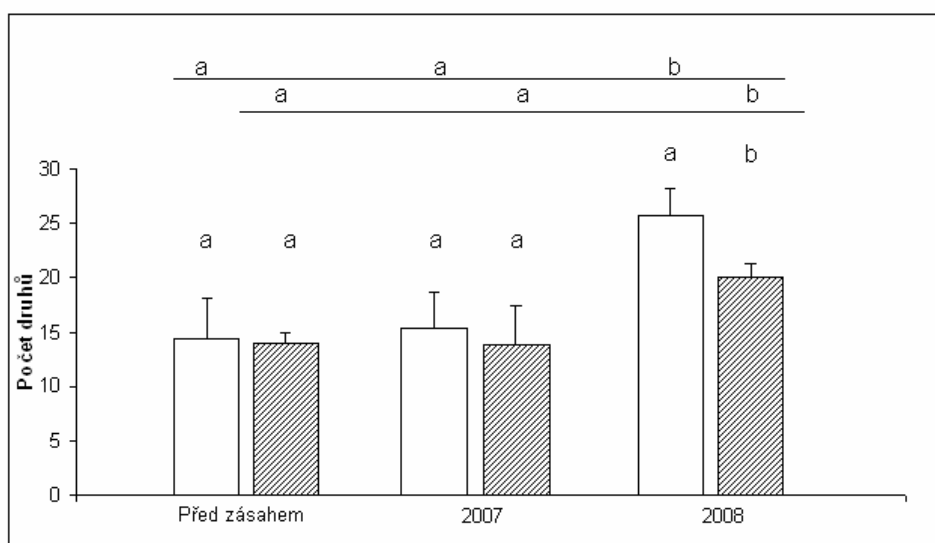
4.3 Experimentální plochy na vybraném poli

Vliv managementu na změny vegetace

Vliv managementu na počet druhů vyšel podle analýzy Repeated Measures ANOVA na hranici průkaznosti (Tab.3). Kdežto Post Hoc test (Tukey HSD) ukázal průkazný vliv managementu v roce 2008 na kosených i nekosených plochách. Průkazné rozdíly byly nalezeny i mezi roky (Obr.9). Konkrétně se lišila kosená varianta v roce 2008 a to od všech ostatních snímků z předchozích let kosených i nekosených ploch. Nekosená varianta v roce 2008 se průkazně lišila od ostatních nekosených variant v roce 2006 a 2007, ale i od kosených ploch v roce 2006 a 2008. Vzájemný vztah mezi časem a zásahem odráží rozdíl ve vývoji pokusných ploch (interakce čas a management, Tab.3).

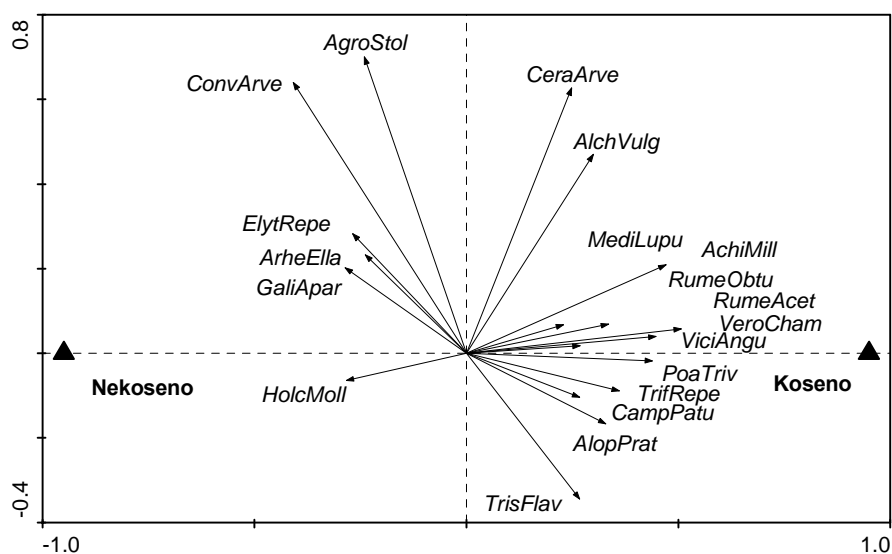
Tab.3 - Výsledky Repeated Measures ANOVA, závislost počtu druhů na managementu a na interakci management a čas.

	F_{1,8}	p
Kosení	5,091	0,054
	F_{2,16}	p
Kosení x čas	3,23	0,066



Obr.9 - Závislost počtu druhů na prováděném managementu. Znázorněny jsou výsledky post hoc Tukey testu rozdílů mezi experimentálními plochami. Tmavší sloupce jsou nekosené plochy, písmenka znázorňují průkaznost jednotlivých interakcí - jak mezi kosenými a nekosenými plochami v jednotlivých letech, tak i meziročně.

Druhové složení na kosených a nekosených plochách bylo analyzováno pomocí redundanční analýzy (RDA, *Rudundancy Analysis*) (Obr.10). Vliv kosení na druhové složení je průkazný. Z grafu vyplývá, že druhy jako *Gallium aparine*, *Holcus mollis*, *Arrhenantherum elatius* a *Elytrigia repens* jsou spíše omezovány ve své pokryvnosti kosením a ve větším zastoupení se nachází na nekosených plochách. Naopak druhy podpořené kosením byly *Vicia angustifolia*, *Poa trivialis*, *Trifolium repens*, *Rumex acetosa*, *Veronica chamaedris*, *Campanula patula* a další.



Obr.10 - RDA analýza druhových dat z kosených a nekosených ploch. 1. osa vysvětlila 9,1% a druhá osa 27,2 % variability. Faktor managementu měl na vegetaci statisticky průkazný vliv $p=0,008$; $F= 2,708$.

Vliv managementu na vybrané půdní ukazatele

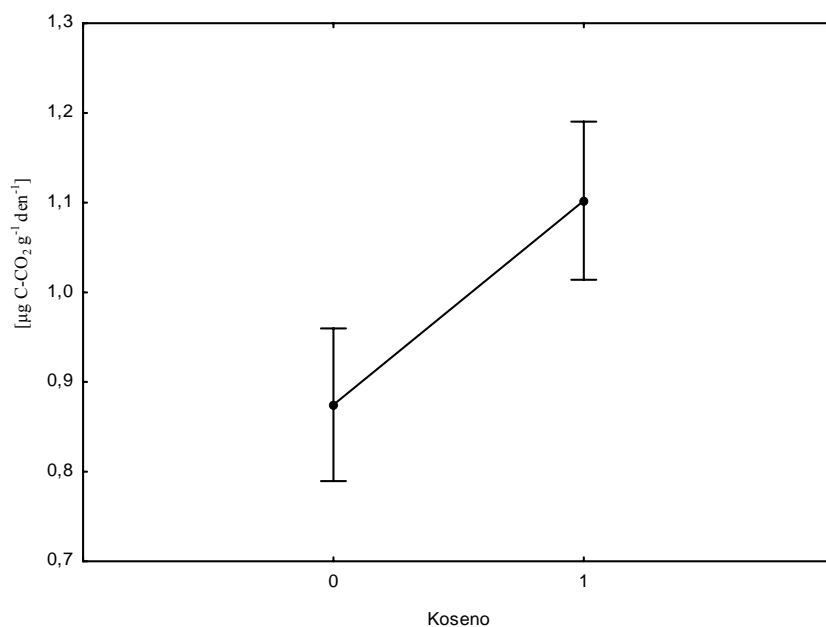
Průměrné hodnoty vybraných půdních parametrů na kosených a nekosených půdách jsou uvedeny v Tab.4.

Analýza variance neukázala statisticky průkazný rozdíl mezi kosenou a nekosenou variantou v množství mikrobiálního uhlíku ani dusíku, ani v poměru organického a mikrobiálního C, což vyjadřuje množství dostupného substrátu na jednotku biomasy. Vlivem kosení ale došlo k průkaznému zvýšení mikrobiální aktivity a tedy ke zvýšení rychlosti mineralizace POH (Obr.11).

Tab.4 - Průměrné hodnoty vybraných půdních parametrů na kosených a nekosených plochách.

Cmic - mikrobiální uhlík; Nmic – mikrobiální dusík; Org.C/Mikrob.Cpoměr organického ku mikrobiálnímu uhlíku; mineralizace POH – mineralizace půdní organické hmoty. St.Dev – střední chyba průměru.

	Cmic ±St.Dev. [$\mu\text{g C g}^{-1}$]	Nmic ±St.Dev. [$\mu\text{g N g}^{-1}$]	Org.C/Mikrob.C ± St.Dev.	Mineralizace POH ± St.Dev [$\mu\text{g C-CO}_2 \text{ g}^{-1} \text{ den}^{-1}$]
Koseno	319,9± 73,3	45,7 ± 10	0,26 ± 0,1	1,1 ± 0,14
Nekoseno	302,1± 88,4	47,5± 15,9	0,3± 0,16	0,9± 0,18



Obr.11 - Závislost rychlosti mineralizace půdní organické hmoty na prováděném managementu (Jednocestná ANOVA, $F_{1,28}=15,87$, $p=0,00044$).

5. DISKUZE

5.1 Krajinný kontext

Průběh sukcese

Všechna pole, ať zatravněná či spontánně zarostlá, postupně směřovala k polopřirozenému lučnímu společenstvu. Schéma nástupu jednotlivých typů druhů se shodovalo s obecnými závěry mnoha prací (např. OSBORNOVÁ et al.1990, PRACH et al.1996, CRAMER & HOBBS 2007, BAZZAZ 1979). Na mladých polích se větší měrou vyskytovaly jednoleté druhy, často polní plevely. Na zatravněných polích se navíc vyskytovaly ještě druhy pocházející ze zatravnovací směsi.

V iniciálních stádiích sukcese na polích jsem zaznamenala prakticky vyrovnané počty lučních a ruderálních druhů. Vytrvalé traviny začaly spontánně kolonizovat pole poměrně brzy po opuštění. Druhy jako *Arrhenantherum elatius*, *Trisetum flavescens*, *Dactylis glomerata*, *Alopecurus pratensis*, ale i *Anthoxantum odoratum* byly schopné dostat se na pole a úspěšně ho kolonizovat už po třech letech po opuštění. Poměrně rychlá kolonizace časných sukcesích stádií travinami by mohla být způsobena větší schopností regenerovat z semen životaschopné semenáčky, zatímco u řady druhů lučních rostlin, je pro jejich úspěšnou regeneraci ze semen nezbytný alespoň částečně rozvolněný, nebo narušený porost (REGENERAČNÍ NIKA - GRUBB 1977, KOTOROVÁ & LEPŠ 1999). Vyšší efektivita a rychlost šíření trav může být dále způsobena velmi dobrou schopností klonálního růstu. Schopnost šířit se a obsazovat volný prostor se ukazuje jako důležitý faktor pro budoucí skladbu rostlinného společenstva a měl by být zohledňován při výběru vhodných druhů, určených k obnově lučních porostů (DOLEŽAL et al. 2006).

Na středně starých polích bylo podle očekávání zaznamenáno větší množství širokolistých bylin a vytrvalých trav. Na žádném poli, ani na těch nejstarších, nebyly nalezeny dřeviny, vyjma několika mladých semenáčků, které nejspíš nepřežijí kompetiční tlak. Důvodem je nejspíš nepřetržité udržování managementu kosením či pastvou.

Co se týče managementu zatravnění, z DCA grafu, ale i CCA grafu, lze odvodit i jistou souvislost s rychlostí sukcese na zatravněných a spontánně zarostlých polích. Z pozice umístění centroidu značícího managementu zatravnění lze usoudit na jisté zpomalení sukcese. Lze se domnívat, že použití komerčních osevních směsí brání nástupu pozdně sukcesních

druhů a tím se i zpomaluje ustanovení lučního společenstva. Spontánně zarostlá pole tedy směřují k lučnímu společenstvu rychleji.

Zajímavým faktem dále je, že druhy, vyseté při zatravnování, se nevyskytují (nebo jen velmi málo) už ve středních sukcesních stádiích, tj. cca 10 let po vysetí. Například vysévaný druh *Lolium multiflorum* se nevyskytoval již na většině polí (64 %), starších 11 let. Na polích starších 20 let se již nevyskytoval vůbec. Abundance vysetých druhů s věkem zatravněného pole klesá, a některé z těchto vysetých druhů po určité době a na některých polích vymizí úplně. Jako např. druh *Lolium perenne*, který se vyskytoval pouze na 50 % zatravněných polích starších 20 let. V každém případě dominantami byly tyto druhy, pocházející z vysévaných směsí, pouze v časných fázích sukcese, poté ustupovaly spontánním kolonizátorům. To by mohlo mít i jistou souvislost s pozicí centroidu zatravnění v ordinačních diagramech, a polohu proti proměnné věk by mohly určovat právě tyto vyseté druhy. Většinou lze na starších polích z těchto druhů nalézt pouze druh *Poa pratensis* a *Trifolium repens*, u kterých ale nelze úplně vyloučit, že to jsou noví kolonizátoři a ne původně vysetí jedinci.

Na mnoha sledovaných sukcesních sériích bylo potvrzeno, že odpovídající čas pro obnovu lučního společenstva na narušených stanovištích se ve střední Evropě pohybuje okolo 15-ti let spontánního vývoje (PRACH & PYŠEK 2001). V tomto souboru opuštěných polí, bylo poměrně vyváženého lučního společenstva dosaženo většinou dříve, cca kolem 10 let, což je zřejmě dáno dostatkem zdrojů diaspor cílových druhů v okolí, kde se vždy nacházel alespoň jeden trvalý, polopřirozený luční porost. Limitace zdrojem diaspor není tak zásadní zejména v krajině, kde je zachováno alespoň částečně hospodaření tradičního rázu, kde není krajina zcela pozmeněná a pole nejsou přehnojená či meliorovaná a kde se v okolí nachází (polo)přirozená společenstva. Ve velmi pozmeněné krajině se často na opuštěné plochy dostávají nepůvodní druhy jako je *Solidago canadensis*, *Calamagrostis epigeios* atd., které mohou invadovat zejména na živinami bohatá místa (PRACH et al. 2006).

Z výsledků práce vyplynulo, že zatravnování polí je zbytečné, pakliže není hlavním cílem co nejrychleji dosáhnout co nejvyšší produkce. A to při dnešním všeobecném přebytku píče až na výjimky není. Naopak, výsev konkurenčně silných druhů může následnou sukcesí spíše zpomalit. Spontánní sukcese zřejmě směřuje rychleji k polopřirozenému lučnímu společenstvu.

Nejvyšší variabilitu v druhových datech pomocí unimodální metody CCA vysvětlil věk pole, což je poměrně jasný a hojně prostudovaný fakt (RUPRECHT 2005, BONET & PAUSAS 2004, OSBORNOVÁ et al. 1990). Velikost pole již vysvětlila menší procento variability, ale i přes to se

jako faktor ovlivňující sukcesi nedá pominout (URSIC et al.1997). Co se týče managementu, respektive zatravnování, z vybraných proměnných vysvětlilo nejméně variability, ale i tak je toto procento poměrně vysoké a vliv zatravnění na druhové složení vegetace byl průkazný. Možné vysvětlení je přítomnost druhů ze zatravnovací směsi na mladších polích, které měly většinou i poměrně velkou pokryvnost, což by mohlo způsobit poměrně velkou variabilitu v druhových datech, kterou lze vysvětlit právě managementem.

Jak ale ukázaly výsledky jednorozměrné metody, zatravněná a spontánně zarostlá pole se nelišila v počtu lučních ani ruderálních druhů.

Podle závěrů evropských projektů CLUE a TLinks, které zahrnovaly i experimentální výsevy směsí lučních druhů, by se dalo konstatovat, že výsev vedl k potlačení přirozeně kolonizujících druhů (DOLEŽAL et al. 2006).

Pokud je třeba z různých příčin využít metody zatravnování, měly by se používat pouze regionální směsi, složené z původních druhů, pocházejících z daného místa (JONGEPIEROVÁ 2008, VAN ANDEL & ARONSON 2006). Při navrhování těchto směsí by se ale zároveň mělo přihlížet k empiricky zjištěným údajům o úspěšnosti kolonizace a do směsi nezařazovat například druhy, které jsou v krajině všeobecně rozšířené a mají předpoklad snadného proniknutí na lokalitu samovolně. Pro obnovu polopřirozených lučních ekosystémů se jeví výsev druhových směsí spíše jako způsob introdukce žádoucích druhů, či jako alternativa k rychlejšímu zapojení vegetace na bývalých polích.

Dalšími, v této studii nezkoumanými vlastnostmi, ovlivňující průběh sukcese, by mohla být např. vlhkost a množství živin na polích (OSBORNOVÁ et al.1990), vliv sezony v počátcích sukcese, kategorie land use, nadmořská výška, nebo i struktura a vlastnosti půdy.

Počet lučních a ruderálních druhů je závislý na stáří pole. Počet lučních druhů s věkem stoupá a počet ruderálních druhů s věkem klesá. Nárůst počtu druhů během sukcese je dokládán mnoha studiemi (BAZZAZ 1975, INOUYE et al. 1987), ale nemusí tomu tak být vždy, jak ukázali např. CSECSERITS & RÉDEI (2001), kteří zkoumali sukcesi na opuštěných polích v Maďarsku. Zjistili, že se počty druhů během sukcese v jednotlivých věkových skupinách nemění, tudíž vyvodili závěry, že v jejich studované oblasti není limitace zdroji propagulí, a že většina druhů se na pole dostane již do 5-ti let po opuštění.

Nejrychleji běží sukcese v prvních 10 letech, poté se změny postupně zpomalují. V této práci se fenomén zpomalování sukcese také projevil. Nejprudší nárůst počtu lučních druhů lze pozorovat cca do 10 let po začátku sukcese. Tyto závěry jsou shodné i s jinými pracemi, např. CSECSERITS & RÉDEI (2001), MYSTER & PICKETT (1994).

Bohužel z výsledků předložených v této práci nelze vyvozovat zcela pevné závěry, díky limitaci souboru dat. Z důvodu nevyváženosti dat – 26 zatravněných ku 9 nezatravněným polím, a poměrně malého souboru nelze závěry příliš generalizovat. Na druhé straně ale lze považovat daný soubor za reprezentativní pro danou krajinu, jelikož byla zpracována všechna pole, u kterých bylo možno datovat rok opuštění a byla známa i jejich další historie. To poměrně limitovalo výběr polí.

Vliv okolí

Druhové složení vegetace sukcesních stádií silně závisí na zdrojích diaspor v okolí (POULIN et al. 1999). V této studii se podařilo zjistit, že 86% lučních druhů na poli se nacházelo i v jeho nejbližším okolí. To znamená, že zaznamenáním 100-metrového okolí se dostatečně zachytily hlavní zdroje diaspor. Zbytek druhů pochází zřejmě z šíření na velké vzdálenosti a část zjevně ze zásoby semen v půdě, nahromaděných při předcházející kultivaci. ÖSTER et al. (2008) byli se svými odhady o něco konzervativnější, v jejich případě 70% lučních druhů bylo zaznamenáno jak v okolním polopřirozeném lučním porostu, tak i na 50 let opuštěném poli (spíše v jeho okrajových částech). Opuštěná pole tak mají jistý potenciál redukovat efekt fragmentace polo/přirozených lučních ekosystémů, který nastal při způsobu hospodaření v minulém režimu, a přispívají tak ke zvyšování plochy druhově bohatých luk (ÖSTER et al. 2008).

Vlivem okolí je myšlen dostatečný přísun kvalitních diaspor žádoucích druhů. Během práce v terénu nebyla nalezena žádná významná limitace zdrojem diaspor, u všech polí byla vždy v dosahu luční společenstva a meze bohaté na cílové druhy. V takovéto situaci se během sukcese nijak výrazně nemění počet druhů na poli. Zřejmě se druhy z okolí na lokalitu dostanou hned v časných stádiích sukcese. Což potvrzují výsledky i této práce, podobnost pole a okolí v podobě Czekanovského indexu je už i na mladších polích poměrně vysoká. Ovšem při nedostatku zdrojů diaspor může kolonizace cílovými druhy probíhat i několik dekád (CSECSERITS & RÉDEI 2001).

Vliv okolí je důležitý a nezanedbatelný i v jiných sukcesích na narušených stanovištích, jako jsou například opuštěné lomy (např. ROCHE et al. 1998, NINOT et al. 2001, BORGEGARD 1990).

Potenciál okolní vegetace napomáhat spontánní sukcesí v lomech je také velmi vysoký. Potvrzuje to i práce ŘEHOUNKOVÁ & PRACH (2007), kdy bylo 97,5 % druhů rostoucích v pískovkách nalezeno i v jejich okolí, ať už se jednalo o lesní, luční nebo mokřadní druhy.

5.2 Vlastnosti druhů

Vytrvalé druhy během sukcese zvyšují svou abundanci a potlačují jednoleté druhy (GRIME 2001). S tím se shodují i závěry této práce, kde vytrvalost druhů (Perennial) je pozitivně korelovaná se stářím pole.

Kategorie C, S a R většinou ukáží jasný trend (GRIME 2001), pro luční druhy v této práci byla průkazná jen stres tolerance (S strategie). Oproti tomu studie SZABO & PRACH (2009) prokázala růst trendu C a S strategií a pokles R strategie.

Větší význam vlastnosti rozšiřování větrem v pozdějších fázích sukcese může být překvapující, mnoho studií tvrdí spíše opak, tedy, že jeho význam se během sukcese snižuje (1985; RYDIN & BORGEGÅRD 1991). Na sebe navazující studie PRACH et al. (1997) a SZABO & PRACH (2009), které se snažily nalézt změny ve vlastnostech druhů (a to všech zaznamenaných druhů, ne jen lučních, jako v této práci) během 10 a 15 let běžící sukcese, také uvádí zvyšující se trend rozšiřování větrem. Tento fakt si vysvětlují tím, že mnoho plevelných druhů, charakteristických pro iniciální fáze sukcese, k rozšiřování vítr nepoužívají. Dále však počítají s tím, že v dalších letech vývoje vegetace význam rozšiřování větrem opět klesne. Konkrétně v této práci je vyšší význam anemochorie zřejmě způsoben větším zastoupením druhů čeledi Asteraceae, nacházejících se poměrně hojně na starších polích, které pro své šíření vítr používají. Větší abundancie druhů z této čeledi na pozdně sukcesních sériích by tedy mohly udržet význam rozšiřování větrem i nadále.

Toto hojné zastoupení druhů čeledi Asteraceae, rozšiřujících se větrem, by mohlo způsobit i rozdíl mezi výsledky analýz s korekcí a bez.

ÖSTER et al. (2008) zkoumali opuštěná pole ve Švédsku, převážně pastviny, a zaměřili se na vztah kolonizace a těchto vlastností: adhezivitu k zvířecí srsti, potenciál šířit se větrem a velikost semene. Ani u jedné z vlastností nenašli průkazný vztah ke schopnosti kolonizace. Zřejmě proto, že celý proces šíření je velmi komplexní, dominantní vlastností napomáhající šíření druhů může být úplně jiná charakteristika (např. endozochorie v případě pastvin atd.), nebo hraje významnou roli nějaká abiotická charakteristika, která ovlivňuje přísun diaspor z okolí (ÖSTER et al. 2008).

5.3 Experimentální plochy na vybraném poli

Změny vegetace po prováděném managementu

Nárůst počtu druhů na kosených i nekosených plochách má zřejmě více důvodů. Nejvýraznější vliv na počet druhů má čas, tedy sukcesní stáří. Vliv managementu sice průkazný nebyl, ale v posledním roce experimentu (2008) se rozdíl mezi kosenou a nekosenou variantou podařilo prokázat. Kosením se uvolní prostor pro další druhy a zamezí se kumulaci stařiny, tedy mechanické zábrany pro diaspory a klíčení semenáčků (KLIMEŠ et al 2000). Zlepší se i vlastnosti půdy (viz níže). Dalším způsobem ovlivnění vegetace kosením je podpora druhů které mají meristémy nízko u povrchu půdy, tedy trávy, dále pak druhy vytvářející růžice listů a druhy z čeledi Fabaceae (JOSHI & MATTHIES 1996).

Změny vybraných půdních ukazatelů po prováděném managementu

Podle laboratorních výsledků a následných analýz nebylo možné prokázat vliv kosení na množství mikrobiální biomasy (Cmic a Nmic) v půdě experimentálních ploch na opuštěném poli. Množství mikrobiální biomasy se tedy průkazně nezměnilo, ale změnila se její aktivita, konkrétně se zvýšila rychlost respirace. Podle některých studií je mikrobiální biomasa udávána jako poměrně citlivý a nejrychleji reagující parametr, co se týče vlivu managementu (POWLSON et al.1987, RICE et.al. 1996). Také některé ze specifických mikrobiálních aktivit, jako například schopnost využít uhlík, odpověď po přidavku živin či fosfatázová aktivita, indikují změny v půdní organické hmotě pod různým managementem. UHLÍŘOVÁ et.al (2005) ve svém tříletém polním experimentu prokázala jednoznačný pozitivní vliv kosení na půdní mikrobiální biomasu, efektivitu využití uhlíku během mikrobiálního metabolismu a poutání uhlíku v půdě. I v dalších studiích se podařilo prokázat vyšší mikrobiální biomasu na plochách s kontinuálním managementem (kosením), například TESAŘOVÁ (1993) a RICE et al. (1996). Pozitivní efekt na mikrobiální biomasu, respektive i na rychlost její respirace, je často vysvětlován jako důsledek zvýšené kořenové exudace po defoliaci (odstranění větší části nadzemní biomasy) rostlin (HOLLAND 1996, KUZYAKOV et al. 2002). Zvýšení množství kořenových exudátů, poskytující velké množství snadno dostupných zdrojů energie, podpoří mikrobiální společenstva kořenů (KUZYAKOV & DOMANSKI 2000) a urychlí obrat biomasy a

živin v rhizosféře (MCNAUGHTON et al. 1997, BARDGETT et al. 1998). Tuto hypotézu však nejde přímo pro tuto práci potvrdit, protože během pokusu nebyla měřena kořenová depozice a proto nelze ani odhadnout důležitost kořenových exudátů. Bylo by možné ji však nepřímo podpořit zvyšujícím se množstvím dostupného uhlíku, respektive zvyšujícím se poměrem dostupného uhlíku k mikrobiální biomase. Bohužel ani tento trend se neprokázal, to znamená že množství snadněji dostupného substrátu se nezvýšilo. Je tedy možné, že se zvětšila část aktivní biomasy, nebo se zlepšila kvalita a tedy rozložitelnost dostupné organické hmoty (množství exudátů), anebo jsou možné obě varianty. Obojí má souvislost se vstupem organické hmoty do půdy, obojí tedy souvisí s vegetací.

Je však nutné také počítat i s tím, že zde svou roli mohla sehrát sezónní variabilita, či náhoda. Na tuto otázku by se dalo odpovědět, pokud by půda na rozbory byla odebírána alespoň dvakrát v roce a po více let trvání podobného experimentu.

Správnější postup by tedy byl odebrat a zanalyzovat půdu alespoň dva roky po sobě vždy ve stejné fázi rozvoje vegetace. Tyto půdní parametry, především respirace a dostupnost substrátu, mají sezónní variabilitu poměrně velkou a není známý jejich stav před započítím managementu.

V tomto případě se ale jedná pouze o doplňkové analýzy a výsledek je poměrně dobře logicky zdůvodnitelný.

Obsah mikrobiální biomasy v půdě a její změny v průběhu roku jsou výsledkem komplexního působení fyzikálních, chemických, biologických i antropogenních faktorů (využití půdy, způsob hospodaření) a současně výsledkem variability těchto faktorů (ŠANTRŮČKOVÁ 1993a).

Půdní mikrobiální společenstva hrají velmi důležitou roli v regulaci a podpoře diverzity rostlin, díky jejich zajišťování esenciálních funkcí ekosystému (ZAK et al. 2003).

6. ZÁVĚR

Průběh sukcese na spontánně zarostlých a zatravněných polích probíhal velmi podobně. Z výsledků DCA analýzy druhových dat lze však usoudit na jisté zpomalení sukcese směrem k obnově polopřirozených luk na zatravněných polích, na spontánně zarostlých polích běží sukcese rychleji. V každém případě však vždy k lučnímu společenstvu.

Pomocí třech environmentálních proměnných věk, velikost pole a management se podařilo vysvětlit poměrně vysoké procento variability (45,7%). Z vybraných proměnných má na vegetaci největší vliv stáří pole.

Počet lučních druhů s věkem prokazatelně stoupá. Management zatravnění prokazatelný vliv na počty druhů nemá. Z dlouhodobého hlediska lze z těchto výsledků vyvodit závěr, že zatravnění bývalé orné půdy není nutné a může se využít spontánní sukcese. Avšak je-li třeba okamžitá produkce, lze použít i osevních směsí, které jsou namíchány pouze z místních genotypů lučních druhů.

Vliv nejbližšího okolí je markantní, většina lučních druhů (86%) pochází právě odtud. Čím starší pole, tím si je se svým okolím podobnější, tzn. že dosycování druhy probíhá ještě i na starších polích (pole nad 10 let po opuštění).

Jako jediné průkazné vlastnosti, po provedení fylogenetické korekce, pozitivně korelované se sukcesním stářím opuštěných polí, vyšly stres tolerance a vytrvalá životní forma druhů. Bez provedení této korekce byla jako jediná průkazná vlastnost zjištěna schopnost rozšiřování větrem.

Po třech letech odlišného managementu nebyl zaznamenán průkazný vliv managementu, ačkoli rozdíl mezi ostatními a posledním rokem průkazný byl a na kosených plochách byl nárůst počtu druhů signifikantně větší než na nekosených.

Ordinační metody také prokázaly vliv managementu, a to na druhové složení ploch. Na kosených plochách se více vyskytovaly druhy podporované kosením, zejména druhy luční a tudíž druhy žádoucí.

V půdních vzorcích odebraných jedenkrát po třech letech kosení nebyl nalezen prokazatelný vliv na mikrobiální biomasu a množství dostupného substrátu. Došlo však ke zvýšení mineralizace půdní organické hmoty, což je pravděpodobně spojeno se zvýšením rozložitelnosti dostupné organické hmoty. To lze vysvětlit zvýšeným vstupem kořenových exudátů (s vysokým obsahem dostupných cukrů, aminokyselin, organických kyselin a dalších látek, podporujících metabolismus mikroorganismů) do půdy.

I přes to, že v mnoha studiích bylo opakovaně potvrzeno, že pozdější stádia přirozeného sukcesního vývoje mají podobnou skladbu vegetace jako (polo)přirozená stanoviště v daném regionu, technická opatření, zatravnění a další způsoby rekultivace, jsou používány ve vysoké míře dodnes. Pokud je třeba z různých příčin sukcesí urychlit, měly by se k zatravnění používat pouze regionální směsi.

Stejně tak i udržování pravidelného managementu, ať už pastvy nebo seče, na lučních ekosystémech je důležitou podmínkou pro zachování kvalitní půdní organické hmoty, ale i druhové diverzity rostlin.

7. LITERATURA

Albrecht, J., et al. 2003. *Českobudějovicko*. In: Mackovič, P., Sedláček, M. et al.. *Chráněná území ČR*, svazek VIII. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR a EkoCentrum Brno, Praha.

Atlas podnebí Česka. 2007. ČHMÚ, Uni. Palackého v Olomouci, Praha – Olomouc. 256 str.

Bakker J. P., Olff H., Willems J. H. & Zobel M. 1996. „Why do we need permanent plots in the study of long-term vegetation dynamics?“ *Journal of Applied Science* 7: 147-156.

Bardgett, R.D., McAlister, E., 1999. „The measurement of soil fungal : bacterial biomass ratios as an indicator of ecosystem self-regulation in temperate meadow grasslands“, *Biology and Fertility of Soils* 29: 282-290.

Bazzaz F. A. 1996. *Plants in changing environments. Linking physiological, population and community ecology*, Cambridge University Press.

Bending, G.D., Putland, C., Rayns, F. 2000. „Changes in microbial community metabolism and labile organic matter fraction as early indicators of the impact of managements on soil biological quality“, *Biol. Fertil. Soils* 31: 78-84.

Bonet A. & Pausas J. G. 2004. „Species richness and cover along a 60-year chronosequence in old-fields in southeastern Spain“, *Plant Ecol.* 174: 257–270.

Borgegård S. O. 1990. „Vegetation development in abandoned gravel pits: effects of surrounding vegetation, substrate and regionality“, *Journal of Veg. Sci.* 1: 675–682.

Brookes, P.C., Powlson, D.S., Jenkinson, D.S. 1982. „Measurement of Microbial Phosphorus in Soil“, *Soil Biol. Biochem.* 14: 319-329.

Brown, V.K. & Gange, A.C. 1989. „Differential effects of above- and below-ground insect herbivory during early plant succession“, *Oikos*, 54: 67-76.

Bullock, J.M. 2000. *Gaps and seedling colonization. Seeds. The Ecology of Regeneration in Plant Communities*, 2nd edn, pp. 375-395. CAB International, Wallingford, UK.

Bullock, J.M., Franklin, J., Stevenson, M.J., Silvertown, J., Coulson, S.J., Gregory, S.J. & Tofts, R. 2001. „A 12-year grazing experiment on species-poor grassland: vegetation responses and correlation with plant traits“, *Journal of Applied Ecology* 38: 253-267.

Cain, M. L., Milligan, B. G. & Strand, A. E. 2000. „Long-distance seed dispersal in plant populations“, *American Journal of Botany* 87: 17-1227.

Conant, R.T., Paustian K., Elliot E.T., 2001. „Grassland management and conversion into grassland: effect on soil carbon“, *Ecol.Appl.* 11: 343-355.

Coulson, S., Bullock, J.M., Pywell, R.F. & Stevenson, M.J. 2001. „Colonisation of grassland by sown species: dispersal versus microsite limitation and interactions with management“, *Journal of Applied Ecology*, 38: 204-216.

Cramer V.A. & Hobbs R.J. (eds.) 2008. *Old fields: Dynamics and restoration of abandoned farmland*. Island Press, Washington.

Csecserits, A., Rédei, T. 2001. „Secondary succession on sandy old-fields in Hungary“, *Applied Vegetation Science* 4: 63-74.

Culek, M. et al. 1996. *Biogeografické členění ČR*. Enigma, Praha.

Desdevises Yves, Pierre Legendre, Lamia Azouzi & Serge Morand. 2003. „Quantifying phylogenetically-structured environmental variation“, *Evolution* 57(11): 2647-2652.

Díaz S., Cabido M. & Casanoves F. 1998. „Plant functional traits and environment filters at a regional scale“, *Journal of Vegetation Science* 9: 113-122.

Doležal, J., Šmilauerová M., Lepš J. 2006. „Obnova druhově bohatých společenstev na opuštěných polích-evropské projekty CLUE a Tlinks“, *Zprávy České Botanické Společ.*, Praha 41, Mater. 21: 199-207.

Ellenberg, H., Weber, H.E., Düll, R., Wirth, W., Werner, W., Paulißen, D. 1992. Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. 2nd ed., *Scripta Geobot.* 18: 1-258.

Fallih A.B.K.& Wainwright M., 1996. „Microbial and enzyme activity in soils amended with natural source of easily available carbon“, *Biology and Fertility of Soils* 21: 177-183.

Fenner, M. 1985. *Seed Ecology*, Chapman and Hall, London.

Glen-Lewin D.C., Peet R.K., Veblen T.T. (eds) 1992: *Plant succession. Theory and prediction*. Cambridge.

Grime, J. P. 2002. *Plant strategies and vegetation processes*. 2nd ed., J. Wiley & Sons, Chichester.

Grime, J. P., Hodgson, J. G. & Hunt, R. 1988. *Comparative plant ecology. A functional approach to common British species*. Unwyn Hyman Ltd, London.

Grime, J.P. 2001. *Plant Strategies and Vegetation Processes*. 2nd Ed. Wiley, Chichester.

Grubb P.J. 1977. „The maintenance of species-richness in plant communities: the importance of a regeneration niche“, *Biological Reviews* 52, 107-145.

Guitian, R. & Bardgett, R.D. 2000. „Plant and soil microbial responses to defoliation in temperate semi-natural grassland“, *Plant and Soil* 220, 271–277.

Hansson, M. & Fogelfors, H. 1998. „Management of permanent set-aside on arable land in Sweden“, *Journal of Applied Ecology* 35: 758-771.

Hassink, J. 1994. „Effects of soil texture and grassland management on soil organic C and N and rates of C and N mineralization“, *Soil Biol. Bioch.* 26:1221-1231.

Holland, J.N. 1996. „Effects of above-ground herbivory on soil microbial biomass in conventional and no-tillage agroecosystems“, *Applied Soil Ecology* 2: 275-279.

Chytrý, M., Tichý, L. 2003. „Diagnostic, constant and dominant species of vegetation classes and alliances of the Czech Republic: a statistical revision“, *Folia Fac. Sci. Nat. Univ. Masaryk. Brun., Biol.* 108: 1-231.

Jan Lepš, Petr Šmilauer. 2003. *Multivariate Analysis of Ecological Data using CANOCO*. Cambridge University Press.

Inouye, R.N., Huntley, D., Tilman, et al. 1987. „Old-field succession on a Minnesota sandplain“, *Ecology* 68:12-26.

Jongepierová I. (ed.) 2008. Louky Bílých Karpat. Grasslands of the White Carpathian mountains. *ZO ČSOP Bílé Karpaty*, Veselí nad Moravou.

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: 361-369.

Jongepierová I., & Poková H. 2006. *Obnova travních porostů regionální směsí. Metodická příručka pro ochranu přírody a zemědělskou praxi*. ZO ČSOP Bílé Karpaty, Veselí nad Moravou.

Jongepierová, I., Mitchley, J., Tzanopoulos, J. 2007. „A field experiment to recreate species rich hay meadows using regional seed mixtures“, *Biological Conservation* 139: 297-305.

Joshi J. & Matthies D. 1996. „Effects of mowing and fertilization on succession in old-field plant community“, *Bulletin of the Geobotanical Institute ETH* 62: 13-26.

Kent, M. & Coker, P. 1992. *Vegetation Description and Analysis*. West Sussex, Florida, Belhaven Press, CRC Press.

Klimeš L., Jongepierová I., Jongepier J.W. 2000. „The effect of mowing on a previously abandoned meadow: a ten-year experiment“, *Příroda* 17:7-24.

Klotz, S., Kuhn, I. & Durka, W. et al. 2002. *BIOLFLOR – Eine Datenbank zu biologisch-ökologischen Merkmalen der Gefäßpflanzen in Deutschland* (ed. by S. Klotz, I. Kühn, and W. Durka), pp. 93-118. Schriftenreihe für Vegetationskunde 38, Bundesamt für Naturschutz, Bonn.333 s.

Kotorová I., Lepš J. 1999. „Comparative ecology of seedling recruitment in an oligotrophic wet meadow“. *Journal of Vegetation Science* 10: 175-186.

Kubát,P., Hrouda, L., Chrtek, J.jun., Kaplan, Z., Kirschner, J., Štěpánek (eds.) 2002. *Klíč ke květeně České republiky*. Academia, Praha.

Kuzyakov, Y., Biryukova, O.V., Kuznetzova, T.V., Mölter, K., Kandeleva, E., Stahr, K. 2002. „Carbon partitioning in plant nad soil, karbon dioxide fluxes and enzyme activities as affected by cutting ryegrass“, *Biol Fertil Soils* 35: 348-358.

Kuzyakov, Y., Domanski, G. 2000. „Carbon input by plants into the soil. Review.“ *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 163: 421-431.

Lepš, J. 1999. „Nutrient status, disturbance and competition: an experimental test of relationships in a wet meadow“, *Journal of Vegetation Sciences* 10: 219-230.

Lindborg, R. 2006. „Recreating grasslands in Swedish rural landscapes-effects of seed sowing and management history“, *Biodivers.Conserv.* 15: 957-969.

Luken, James O. 1990. *Directing ecological succession*. Chapman and Hall, London.

Maarel van der, E. 1979. „Transformation of cover-abundance values in phytosociology and its effects on community similarity“, *Vegetatio* 38: 85-96.

McNaughton, S.J., Banyikwa, F.F., McNaughton, M.M. 1997. „Promotion of the cycling of diet-enhancing nutrients by African grazers“, *Science* 278: 1798-1800.

Mikola, J., Yaetes, G.W., Wardle, D.A., Barker, G.M., Bonner, K.I. 2001. „Response of soil food-web structure to defoliation of different plant species combinations in an experimental grassland community“, *Soil. Biol.Biochem.* 33: 205-214.

Myster, R. W. & S. T. A. Pickett 1994. „A comparison of rate of succession over 18 yr. in 10 contrasting old fields“, *Ecology* 75: 387-392.

Neuhäuslová, Z. et al. 2001. *Mapa potenciální přirozené vegetace České republiky*. Academia, Praha.

Ninot, J. M., Herrero, P., Ferré, A., & R. Guàrdia 2001. „Effects of reclamation measures on plant colonization on lignite waste in the eastern Pyrenees, Spain“, *Applied Vegetation Science* 4: 29–34.

Novák J. & Prach K. 2003. „Vegetation succession in basalt quarries: Pattern on a landscape scale“, *Applied Vegetation Science* 6: 111-116.

Osbornová, J., Kovářová, M., Lepš, J., Prach, K. (eds.) 1990. *Succession in Abandoned Fields*. Kluwer Academic Publisher, Dordrecht, Netherlands.

Öster M., Ask K., Römermann Ch., Oliver Tackenberg & Eriksson O. 2008. „Plant colonization of ex-arable fields from adjacent species-rich grasslands: The importance of dispersal vs. recruitment ability“, *Agriculture, Ecosystems and Environment* 130: 93-99.

Ozinga, W. A., Schaminée, J. H. J., Bekker, R. M., Bonn, S., Poschlod, P., Tackenberg, O., Bakker, J. & van Groenendael, J. M. 2005. „Predictability of plant species composition from environmental conditions is constrained by dispersal limitation“, *Oikos* 108, 555-561.

Palmer, M. 1994. „Variation in species richness: Towards a unification of hypotheses“, *Folia Geobot. Phytotax* 29: 511-530.

Partel, M., R. Kalamees, M. Zobel, & E. Rosen 1998. „Restoration of species-rich limestone grassland communities from overgrown land: the importance of propagule availability“, *Ecological Engineering* 10:275-286.

Paul E.A. & Clark F.E. 1996. *Soil microbiology and biochemistry*. Academic Press, Inc., California.

Poulin M., Rochefort L. & Desrochers A. 1999. „Conservation of bog plant species assemblages, assessing the role of natural remnants in mined sites“, *Appl. Veget. Sci.* 2:169–180.

Powlson, D. S., Brooks, P.C., Christensen, B., T. 1987. „Measurement of soil microbial biomass provides an early indication of changes in total soil organic matter due to straw incorporation“, *Soil Biol. Biochem* 19: 159-164.

Prach K. 2003. „Spontaneous succession in Central-European man-made habitats: What information can be used in restoration practice?“, *Applied Vegetation Science* 6: 125-129.

Prach K. et al. 2006. *Botanika a ekologie obnovy*. Zprávy České Botanické Společnosti, Materiály 21: 1-215.

Prach K., Pyšek P. & Bastl M. 2001. „Spontaneous vegetation succession in human disturbed habitats: a pattern across seres“, *Appl. Veget. Sci.* 4: 83-88.

Prach, K. & Řehouňková, K. 2006. „Vegetation succession over broad geographical scales: which factors determine the patterns?“, *Preslia* 78: 469-480.

Prach, K., Lepš, J., Rauch, O. 1996. „Dlouhodobé sukcesní změny vegetace na opuštěných polích v Českém krasu z hlediska ochrany přírody“, In: Kirschnerová, L. (ed.) „Monitoring vybraných přirozených společenstev a populací rostlinných indikátorů v České republice“, *Příroda* 4: 59-68.

Prach, K., P. Pyšek & P. Šmilauer 1997. „Species traits changing during succession: a search for pattern“, *Oikos* 79: 201-205.

Pywell R. F., Bullock J. M., Roy D. B., Warman L., Walker K. J. & Rothery P. 2003. „Plant traits as predictors of performance in ecological restoration“, *Journal of Applied Ecology* 40: 65-77.

Pywell R.F., Bullock J. M., Hopkins A., Walker K., Sparks T. H., Burkes M. J. W., Peel S., 2002. „Restoration of species-rich grassland on arable land: assessing the limiting processes using a multi site experiment“, *Journal of Applied Ecology*, 39: 294-309.

Pywell, R., Hulmes, L., Meek, W., Nowakowski, M. 2008. „Creation and Management of Pollen and Nectar Habitats on Farmland: Annual report 2007/8“, *NERC/Centre for Ecology and Hydrology*, 32pp.

Rice, C.W., Moorman, T.B., Beare, M., 1996. „Role of microbial biomass carbon and nitrogen in soil quality“. In: Doran, J.W., Jones, A.J. (Eds.). *Methods for assessing soil quality*. SSSA special publication no, 49, Soil Science Society of Amerika, Madison, Wisconsin, pp. 203-215.

Roche, P., Taton, T., & F. Médail 1998. „Relative importance of abiotic and land use factors in explaining variation in woody vegetation in a French rural landscapes“, *Journal of Vegetation Science* 9: 221–228.

Ruprecht E. 2005. „Secondary succession in old-fields in the Transylvanian Lowland (Romania)“, *Preslia* 77: 145–157.

Rydin, H. & Borgegård, S. O. 1991. „Plant characteristics over a century of primary succession on islands: lake Hjälmaren“, *Ecology* 72: 1089–1101.

Rychnovská M. (ed.) 1993. *Structure and functioning of seminatural meadows*. Academia, Praha.

Řehouňková K. & Prach K. 2008. „Spontaneous vegetation succession in gravel-sand pits: a potential for restoration“, *Restoration Ecology* 16: 109–121.

Sádlo, J., Chytrý, M. & Pyšek, P. 2007. „Regional species pool of vascular plants for habitats of the Czech Republic“, *Preslia* 79: 303-321.

Schnyder, H., de Visser, R. 1999. „Fluxes of reserve-derived and currently assimilated carbon and nitrogen in perennial ryegrass recovering from defoliation“, *Plant Physiology* 119, 1423-1435.

Smith, R.S., Shiel, R.S., Bardgett, R.D., Millward, D., Corkhill, P., Rolph, G., Hobbs, P.J. & Peacock, S. 2003. „Soil microbial community, fertility, vegetation and diversity as targets in the restoration management of meadow grassland“, *Journal of Applied Ecology* 40: 51-64.

Szabó R., Prach K. 2009. „Old-field succession related to soil nitrogen and moisture, and importance of plant species traits“, *Community Ecology* (in press).

Šantrůčková H. 1999. Skripta ke kurzu "Půdní biochemie a mikrobiologie". Biologická fakulta JU, České Budějovice.

Šantrůčková, H. 1993a. „Mikrobiální biomasa jako ukazatel biol.aktivity půdy“, *Rostlinná výroba* 39: 779-788.

Šantrůčková, H. 1993b. „Respirace půdy jako ukazatel biologické aktivity půdy“, *Rostlinná výroba* 39: 769-778.

Ter Braak, C.J.F., Šmilauer, P. 2002. *CANOCO Reference Manual and CanoDraw for Windows User's Guide: Software for Canonical Community Ordination* (version 4.52). Microcomputer Power, Ithaca, New York.

Tesařová, M., 1993. „Carbon cycling in grassland ecosystems“. In: Rychnovská, M. (Ed.), *Structure and functioning of seminatural meadows*. Academia Praha, pp. 265-276.

Tilman D. 1988. *Dynamics and structure of plant communities*. Princeton Univ. Press, Princeton.

Tracy, B.F., Frank, D.A. 1998. „Herbivore influence on soil microbial biomass and nitrogen mineralization in a northern grassland ecosystem: Yellowstone National Park“, *Oecologia* 114: 556-562.

Uhlířová, E., Šimek, M., Šantrůčková, H. 2004. „Microbial transformation of organic matter in soils of montane grasslands under different management“, *Applied Soil Ecology* 28: 225-235.

Úlehlová B. & Tesařová M. 1988. „Cycling of mineral elements“. In: Vančura V. & Kunc F. (eds.): *Soil microbial associations*, Academia, Praha.

Úlehlová B. 1989. *Nitrogen Cycle in Grass Ecosystems*. Academia, Praha: 26–42.

Ursic K. A., Kenkel N. C. & Larson D. W. 1997. „Revegetation dynamics of cliff faces in abandoned limestone quarries“, *J. Appl. Ecol.* 34: 289–303.

Van Andel, J., & Aronson, J. (Eds.) 2006. *Restoration ecology: The new frontier*. Oxford, UK: Blackwell Science.

van der Valk, A. G. 1992. „Establishment, colonization and persistence“. In: Glenn-Lewin, D. C., Peet, R. K., & Veblen, T. T. (eds.). *Plant succession. Theory and prediction*. pp. 60-102. Chapman and Hall, London.

Vance, E.D., Brookes, P.C., Jenkinson, D.S. 1987. „An extraction Method for measuring soil microbial biomass C“. In: *Soil Biology and Biochemistry* 19: 703-707.

von Ende, C. N. 2001. „Repeated-measures analysis: Growth and other time dependent measures“. In Scheiner, S. and I. Gurevitch (eds). *The Design and Analysis of Ecological Experiments*. Oxford University Press. pp. 134-157.

Walker, L. R. & del Moral, R. 2003. *Primary succession and ecosystem rehabilitation*. Cambridge University Press, Cambridge.

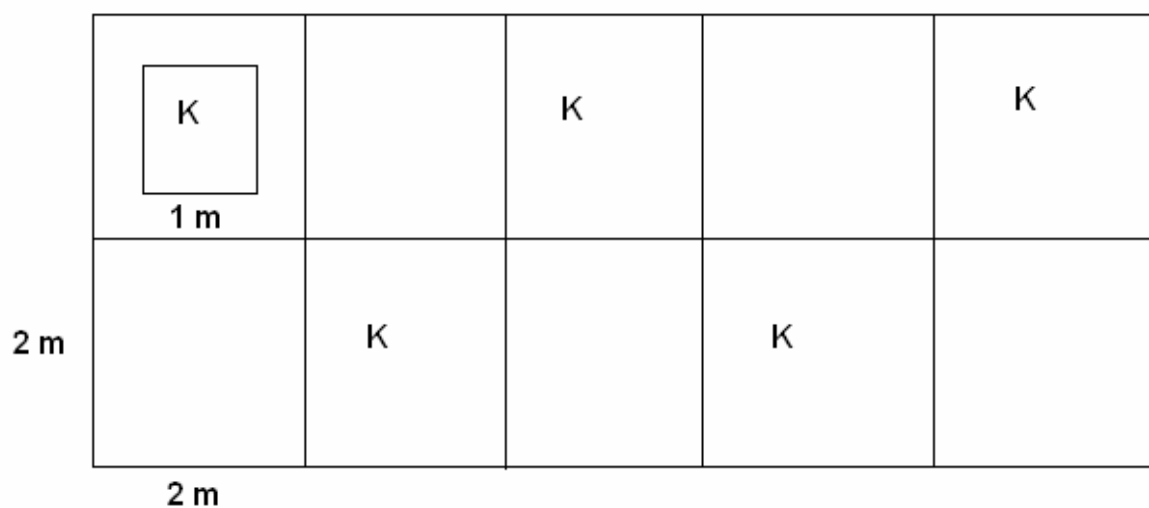
Zak, D.R., Holmes, W.E., White, D.C., Peacock, A.D. & Tilman, D. 2003. „Plant diversity, soil microbial communities, and ecosystem function: are there any links?“ *Ecology* 84, 2042-2050.

Zobel M., van der Maarel E. & Dupré C. 1998. „Species pool: the concept, its determination and significance for community restoration“, *Applied Vegetation Science* 1: 55-66.

<http://www.chmi.cz>

8. PŘÍLOHY
PŘÍLOHA Č. 1

Schéma experimentálních ploch na opuštěném poli.



(K – kosené plochy , prázdné čtverce nekosené plochy)

PŘÍLOHA Č. 2

Seznam druhů nalezených na všech polích a v jejich okolí (do 100 m)

Podtrženy jsou druhy vyskytující se na poli i v jeho 100m okolí, luční druhy (CHYTRÝ&TICHÝ 2003) jsou označeny hvězdičkou (*), ruderalní druhy (CHYTRÝ&TICHÝ 2003) jsou označeny křížkem (+).

<i>Acer pseudoplatanus</i>	<i>Carex ovalis</i> *	<i>Festuca rubra</i>
<i>Aegopodium podagraria</i> +	<i>Carex pallescens</i> *	<i>Festuca rupicola</i> *
<i>Agrimonia eupatoria</i>	<i>Carex</i> sp.	<i>Filipendula ulmaria</i> *
<i>Agrostis capillaris</i> *	<i>Carlina acaulis</i> *	<i>Fragaria vesca</i>
<i>Agrostis gigantea</i> *	<i>Carlina vulgaris</i> *	<i>Fragaria viridis</i>
<i>Agrostis stolonifera</i> +	<i>Carum carvi</i> *	<i>Frangula alnus</i>
<i>Achillea millefolium</i> subsp.millefolium *	<i>Centaurea cyanus</i> +	<i>Fraxinus exelsior</i>
<i>Alchemilla vulgaris</i> agg. *	<i>Centaurea jacea</i> subsp.jacea *	<i>Galeopsis tetrahit</i>
<i>Alopecurus pratensis</i> *	<i>Centaurea scabiosa</i> *	<i>Galinsoga parviflora</i> +
<i>Anagallis arvensis</i> +	<i>Cerastium holosteoides</i> *	<i>Galium album</i> *
<i>Angelica sylvestris</i> *	<i>Cirsium arvense</i> +	<i>Galium aparine</i> +
<i>Anthoxanthum odoratum</i> *	<i>Cirsium oleraceum</i> *	<i>Galium mollugo</i> *
<i>Anthriscus sylvestris</i> *	<i>Cirsium palustre</i> *	<i>Genista germanica</i> *
<i>Arabidopsis thaliana</i> +	<i>Cirsium vulgare</i> +	<i>Genista tinctoria</i> *
<i>Arctium lappa</i>	<i>Convallaria majalis</i>	<i>Geranium pratense</i> *
<i>Armoracia rusticana</i>	<i>Convolvulus arvensis</i> +	<i>Geranium robertianum</i>
<i>Arrhenantherum elatius</i> subsp. <i>Elatius</i> *	<i>Corylus avellana</i>	<i>Geum urbanum</i>
<i>Artemisia vulgaris</i> +	<i>Crataegus</i> sp.	<i>Glechoma hederacea</i>
<i>Astragalus glycyphyllos</i>	<i>Crepis biennis</i> *	<i>Gnaphalium sylvaticum</i>
<i>Avenella flexuosa</i>	<i>Cruciata laevipes</i>	<i>Gnaphalium uliginosum</i>
<i>Barbarea vulgaris</i>	<i>Cytisus scoparius</i>	<i>Helianthemum grandiflorum</i> subsp. <i>obscura</i>
<i>Bellis perennis</i> *	<i>Dactylis glomerata</i> *	<i>Hepatica nobilis</i>
<i>Betula pendula</i>	<i>Daucus carota</i> subs. <i>carota</i>	<i>Heracleum spondilium</i>
<i>Bidens frondosa</i> +	<i>Deschampsia caespitosa</i> *	<i>Hesperis matronalis</i>
<i>Brachipodium pinatum</i>	<i>Dianthus deltoides</i> *	<i>Hieracium aurantiacum</i> *
<i>Brassica napus</i>	<i>Digitalis grandiflora</i>	<i>Hieracium pilosella</i> *
<i>Briza media</i> *	<i>Dryopteris filix mas</i>	<i>Holcus lanatus</i> *
<i>Bromus hordeaceus</i> (syn. <i>mollis</i>)	<i>Echinops sphaerocephalus</i>	<i>Holcus mollis</i>
<i>Calamagrostis epigeios</i> +	<i>Echium vulgare</i>	<i>Hypericum maculatum</i> *
<i>Calluna vulgaris</i> *	<i>Echinochloa crus-gali</i> +	<i>Hypericum perforatum</i>
<i>Campanula patula</i> *	<i>Elytrigia repens</i> +	<i>Hypochaeris radicata</i> *
<i>Campanula persicifolia</i>	<i>Epilobium angustifolium</i>	<i>Chaerophyllum hirsutum</i> *
<i>Campanula rapunculoides</i>	<i>Epilobium ciliatum</i>	<i>Chaerohyllum temulum</i>
<i>Campanula rotundifolia</i> *	<i>Epilobium montanum</i>	<i>Chelidonium majus</i>
<i>Capsella bursa pastoris</i> +	<i>Equisetum arvense</i>	<i>Chenopodium album</i> +
<i>Cardamine pratensis</i>	<i>Equisetum pratense</i>	<i>Impatiens noli tangere</i>
<i>Carduus acanthoides</i>	<i>Equisetum sylvaticum</i>	<i>Impatiens parviflora</i>
<i>Carex acuta</i>	<i>Euphorbia cyparissias</i> *	<i>Juncus atriculatus</i>
<i>Carex brizoides</i>	<i>Euphrasia rostkoviana</i> *	<i>Juncus bufonius</i>
<i>Carex caryophylla</i> *	<i>Fagus sylvatica</i>	<i>Juncus effusus</i> *
<i>Carex contigua</i>	<i>Fallopia convolvulus</i> +	<i>Juniperus comunis</i>
<i>Carex muricata</i> agg.	<i>Festuca pratensis</i>	<i>Knautia arvensis</i> *

Koeleria pyramidata *
Lactuca seriola +
Lamium album +
Lamium purpureum +
Larix decidua
Lathyrus pratensis *
Leontodon hypsidus *
Leucanthemum vulgare *
Linaria vulgaris
Lolium multiflorum
Lolium perene *
Lotus corniculatus *
Lupinus polyphyllus
Luzula campestre *
Luzula pilosa
Luzula sylvatica
Lychnis flos cuculi *
Lysimachia numularia
Lysimachia vulgaris
Maianthemum bifolium
Malva moschata *
Malva neglecta +
Matricaria discoidea +
Matricaria recutita +
Medicago lupulina *
Medicago sativa
Melampyrum pratense
Mentha arvensis
Mercurialis perennis
Mycelis muralis
Myosotis arvensis +
Myosotis nemorosa *
Myosotis sylvatica
Oxalis acetosella
Papaver somnifera +
Pastinaca sativa
Persicaria lapathifolia
Petasites albus
Phalaris arundinacea
Phleum pratense *
Picea abies
Pimpinella major *
Pimpinella saxifraga *
Pinus sylvestris

Plantago lanceolata *
Plantago major +
Plantago media
Platanthera bifolia
Poa angustifolia *
Poa annua
Poa nemoralis
Poa pratensis *
Poa trivialis *
Polygala vulgaris *
Polygonum aviculare +
Polygonum hydropiper
Populus tremula
Potentilla anserina +
Potentilla recta
Prunella vulgaris *
Prunus avium
Prunus spinosa
Pyrola minor
Quercus petraea
Quercus robur
Ranunculus acris subsp. acris *
Ranunculus auricomus agg. *
Ranunculus repens *
Rhinantus minor *
Rosa sp.
Rubus idaeus
Rubus sp.
Rumex acetosella subsp. acetosella *
Rumex acetosa *
Rumex crispus +
Rumex obtusifolius +
Salix alba
Salix caprea
Salix fragilis
Sambucus nigra
Sanquisorba minor *
Scrophularia nodosa
Scirpus sylvatica
Securigera varia
Sedum acre
Sedum maximum
Senecio aquaticus *
Senecio fuchsii

Senecio jacobaea *
Silene dioica
Silene nutans
Silene vulgaris subsp. vulgaris
Solidago canadensis
Solidago virgaurea
Sonchus oleraceus +
Sorbus aucuparia
Stachys palustris *
Stellaria graminea *
Stellaria media
Tanacetum vulgare +
Taraxacum officinale agg. +
Thlaspi arvense +
Thymus pulegioides *
Tilia cordata
Tragopogon orientalis *
Trifolium alpestre
Trifolium arvense
Trifolium aureum *
Trifolium campestre
Trifolium hybridum
Trifolium medium
Trifolium pratense *
Trifolium repens *
Tripleurospermum inodorum +
Trisetum flavescens *
Typha latifolia
Urtica dioica +
Vaccinium myrtillus
Verbascum nigrum
Veronica arvensis +
Veronica beccabunga
Veronica chamaedris *
Veronica officinalis *
Vicia angustifolia
Vicia cracca *
Vicia sepium *
Vicia villosa sups. villosa
Viola arvensis +
Viola reichenbachiana
Viola riviniana

(Nomenklatura KUBÁT et al. (2002))

PŘÍLOHA Č.3

Fotografie vybraných lokalit (krajinný pohled).



Chlumany, zatravněno, 3 roky



Chlumany, zatravněno, 3 roky



Dolní Kožlí, spontánně zatravněno, 28let



Dolní Kožlí, spontánně zatravněno, 30 let

PŘÍLOHA Č.4

Fotografie experimentálních ploch (detailní pohled)



