

Přírodovědecká fakulta Univerzity Karlovy v Praze

Katedra botaniky

Oddělení geobotaniky



Faktory určující druhovou diversitu a druhové složení bývalých polí ve Slavkovském lese

Factors determining species composition and diversity of former fields in
Slavkovský les

Diplomová práce

Bc. Tomáš Procházka

Vedoucí práce: Doc. RNDr. Zuzana Münzbergová, Ph.D.

Praha 2009



Prohlašuji, že jsem tuto diplomovou práci vypracoval samostatně s využitím uvedené literatury a informací, na něž odkazuji.

Tomáš Procházka

Poděkování

Poděkovat bych chtěl předně své školitelce Zuzce Münzbergové za pomoc s výběrem tématu této diplomové práce. Pomohla mi smysluplně uzpůsobit téma na základě toho, co jsem si navymýšlel, a dala mi mnoho nepostradatelných rad, jak postupovat při sběru dat, jejich následném zpracování i při psaní této diplomové práce.

Mé poděkování patří také ostatním členům „Slavkovského týmu“, tedy jmenovitě Zdeňkovi Janovskému, Marušce Mártonové, Cilce Jarošíkové a Janě Novotné, především za pomoc se získáváním a následnou digitalizací historických map.

Velký dík za podporu a zázemí patří celé mé rodině, především pak prarodičům, u kterých jsem přebýval v průběhu sběru terénních dat. Babičce za její úžasné vyváření a dědovi pak za auto, kterému jsem bohužel pomohl do šrotu.

Děkuji také Aničce Kynčlové za bezmeznou podporu ve všem a ochotným lidem z Ovesných Kladrub a okolí, kteří my poskytli řadu zajímavých informací především o historii okolní krajiny.

V neposlední řadě děkuji všem lidem na katedře, se kterými jsem se za těch příjemných pár let studia setkal a mezi kterými jsem si našel řadu dobrých přátel, kteří mi, jak pevně doufám, vydží i do budoucna.

Obsah

Abstract	6
1. Úvod	7
1.1. Historie kulturní krajiny se zaměřením na nelesní biotopy	7
1.2. Primární a sekundární travinné porosty	8
1.2.1. Kompetice, koexistence a druhová diversita	9
1.2.2. Šíření druhů, species pool a historické faktory	10
1.3. Sukcese na opuštěných polích	12
2. Cíle práce	15
3. Metodika	16
3.1. Charakteristika studované oblasti	16
3.1.1. Geografie	16
3.1.2. Studované lokality	17
3.1.3. Geologie	18
3.1.4. Fytogeografie	18
3.2. Mapové podklady	20
3.2.1. Zpracování map	21
3.3. Sběr dat	22
3.3.1. Druhové složení	22
3.3.2. Druhová diversita	23
3.3.3. Rušivé proměnné	23
3.3.4. Půdní vlastnosti	24
3.3.4.1. Odběr půdních vzorků	26
3.3.4.2. Zpracování půdních vzorků	27
3.3.5. Vzdálenost ke kontinuálnímu travnímu porostu	30
3.3.6. Historie	30
3.3.7. Ellenbergovy indikační hodnoty	31
3.4. Zpracování dat	32
3.4.1. Druhové složení	32
3.4.1.1. Vliv rušivých proměnných na druhové složení	34
3.4.1.2. Vliv dosevu na druhové složení	35
3.4.1.3. Vliv půdních vlastností na druhové složení	35
3.4.1.4. Vliv vzdálenosti nejbližšího kontinuálního travního porostu na druhové složení	36
3.4.1.5. Vliv historie na druhové složení	37
3.4.2. Druhová diversita	37
3.4.2.1. Vliv rušivých proměnných na druhovou diversitu	37
3.4.2.2. Vliv dosevu na druhovou diversitu	37
3.4.2.3. Vliv půdních vlastností na druhovou diversitu	38
3.4.2.4. Vliv vzdálenosti nejbližšího kontinuálního travního porostu na druhovou diversitu	38
3.4.2.5. Vliv historie na druhovou diversitu	38
3.4.3. Ellenbergovy indikační hodnoty	39

4. Výsledky	40
4.1. Druhové složení opuštěných polí	40
4.1.1. Vliv rušivých proměnných na druhové složení	44
4.1.2. Vliv dosevu na druhové složení	47
4.1.3. Vliv půdních vlastností na druhové složení	49
4.1.3.1. Vliv historie na půdní vlastnosti	51
4.1.4. Vliv vzdálenosti nejbližšího kontinuálního travního porostu na druhové složení	55
4.1.5. Vliv historie na druhové složení	58
4.2. Druhová diversita	60
4.2.1. Vliv rušivých proměnných na druhovou diversitu	61
4.2.2. Vliv dosevu na druhovou diversitu	62
4.2.3. Vliv půdních vlastností na druhovou diversitu	64
4.2.4. Vliv vzdálenosti nejbližšího kontinuálního travního porostu na druhovou diversitu	68
4.2.5. Vliv historie na druhovou diversitu	69
4.3. Ellenbergovy indikační hodnoty	71
5. Diskuse	75
5.1. Druhové složení	75
5.2. Půdní vlastnosti	77
5.2.1. Dusík a maximální vodní kapacita	77
5.2.2. Fosfor a dusík	78
5.2.3. Ostatní půdní vlastnosti	79
5.3. Vzdálenost ke kontinuálnímu travnímu porostu	80
5.4. Historie	81
5.5. Dosev	81
5.6. Ellenbergovy indikační hodnoty	82
6. Závěr	83
7. Použitá literatura	84
8. Příloha	91

Abstract

Factors determining plant species composition and species diversity of former fields in Slavkovský les

The secondary succession is relatively thoroughly examined phenomenon, but quite little is known about wet secondary grasslands developed on the former farmland. There is a large number of abandoned fields in the Slavkovský les protected landscape area, western Bohemia, which occurring on mesic to wet soil. For this study an area surrounding Ovesné Kladruby hamlet was chosen.

The aim of this thesis is to explore, which plant species can occur on the former fields and how the species composition and species diversity is effected by environmental and historical factors, such as soil properties, distance from an old grassland and the age of the field.

I made 190 phytosociological relevés and noted 215 species of vascular plants. Some rare species were also present, e.g. an orchid *Dactylorhiza majalis* and state protected species *Triglochin palustre*. Species composition data were explored using multivariate analyses and species diversity data using linear regression.

Species composition was effected mainly by soil properties. The effect of soil nitrogen and phosphorus content was the strongest one. Soil nitrogen content was positively correlated with soil moisture and on such localities mainly wetland plants were present. Those fields ranked usually among the oldest ones, i.e. about sixty years old.

Phosphorus rich fields were much dryer and ruderal plants occurred there. Those fields were abandoned quite recently (about fifteen years ago) and had higher pH and potassium content as well, probably due to previous fertilization. Higher content of phosphorus also resulted in significantly decreasing species diversity.

Distance from an old grassland had significant effect on species composition of the youngest fields only.

Ellenberg's indicator values have only limited use in the studied old fields. Just the Ellenberg's value for moisture provided valuable information about soil water holding capacity.

Overall, most of the observed abiotic factors were influenced by the age of field and thus, through the years, abandoned fields in Slavkovský les are getting wetter, soil nitrogen content is increasing whereas the other nutrients tend to decrease. In correspondence with this, the species composition is gradually changing and species diversity is increasing.

Key words: former field, wet secondary grassland, Slavkovský les, species composition, species diversity, environmental conditions, history

1. Úvod

Sukcese na opuštěném poli – toto slovní spojení se v poslední době stává téměř pojmem, který nejen odborná veřejnost, ale i řada lidí s prostým zájmem o přírodu zná a spojuje si ho často právě se zarůstajícím polem za vlastním domem či s parcelou, na které byly z nějakého administrativního důvodu pozastaveny stavební práce. To, jak se na takovém pozemku objeví první plevelné druhy, které jsou postupně vystřídány jinými, jak se zde objevují první dřeviny a po několika desítkách let bez zásahu zde může stát mladý les, to je velmi zajímavý fenomén, kterým se již zabývala a do budoucna jistě i bude zabývat nejedna studie. Čím je podmíněno, které druhy osídlí takovéto nově vzniklé stanoviště? Je to dáno šířením semen druhů rostoucích v okolí či semeny již přítomnými v půdě? Nebo hrají tu nejpodstatnější roli abiotické podmínkami stanoviště, jako je například geologické podloží či dostupnost vody? Nebo je primárně na vině historie, kterou toto stanoviště prošlo? Pravděpodobně každý z těchto (nebo i dalších) faktorů bude hrát svou roli, navíc řada z nich spolu bude nejspíš vzájemně souviset. Jak však řada studií ukázala, minimálně pro různé oblasti či typy vegetace jsou některé faktory podstatnější, než jiné.

1.1. Historie kulturní krajiny se zaměřením na nelesní biotopy

Již v úvodu v této kapitoly je třeba poznamenat dvě věci. První poznámka – to, od kdy se dá mluvit (ať už ve středoevropském či jiném měřítku) o kulturní krajině je velice diskutabilní. Tradiční názor je přibližně ten, že ve střední Evropě až počínaje neolitickou revolucí (přibližně od poloviny 7. tisíciletí, i když neolitizace neproběhla plošně v krátké době a mohlo se jednat o proces trvající po další tisíciletí, Pavlů 2005) začíná člověk výrazněji ovlivňovat své okolí a utvářet tzv. kulturní krajinu (např. Ložek 1973). Aktivita mezolitického člověka se údajně omezovala spíše na občasné lesní požáry v okolí sídel. Vencl et al. (2006) už však předpokládá, že úmyslně zakládané lesní požáry byly v době mezolitu poměrně častým jevem, což dokládá výsledky palynologických analýz a rozborů dřevěných uhlíků (viz také Pokorný 2005). Především v palynologickém záznamu z období mezolitu bylo nalezeno velké množství pylu synantropních (např. *Chenopodium* spp, *Sambucus nigra*) a světlomilných druhů (především *Quercus robur* a *Q. petraea*, typické druhy neschopné regenerovat ve stinném zapojeném porostu). Tyto poznatky bývají předkládány jako důkaz o poměrně intenzivním vlivu člověka na krajinu už v době mezolitu, především pak jeho účasti na vzniku bezlesých travnatých ploch (např. Patterson et al. 2002). Zde možno podotknout (druhá poznámka), že ač má tato kapitola v názvu, že se bude zabývat přednostně nelesními

biotopy, je nevyhnutelné se zmínit trochu podrobněji i o lesích, protože oba tyto typy prostředí mají společnou historii.

Alternativní vysvětlení pro existenci bezlesích ploch v kontextu pravěkých lesů (*primeval forests*) nabízí Vera (1997, 2000), který předpokládá, že tehdejší krajina měla už delší dobu charakter tzv. parkového lesa, tedy jakési mozaiky zapojeného lesa a otevřených bezlesých ploch. Za hlavní faktor udržující tento systém v rovnováze považuje Vera (2000) pastvu lesní zvěře, především vysoké, jako je zubr, jelen a srnec. Ti svým okusem zabraňují v expanzi dřevin na plochách přirozeně vzniklých např. po pádu stromů či po požáru. S Verou (2000) ve své práci často polemizuje Sádlo et al. (2005), např. v tom, že má-li zvěř na výběr mezi šťavnatou trávou či jinými bylinami a dřevnatý křovím, preferuje byliny a křoví nechává (důkazem mohou být nedopasky na dnešních pastvinách a expanze křovin v případě, že nejsou pravidelně odstraňovány). Přítomnost bezlesých ploch je v Sádlově práci (2005) vysvětlována lidskou aktivitou (opět především v blízkosti sídel), kterou autor předpokládá v ještě větší míře než předchozí studie a nabízí srovnání s lesním hospodařením na Blízkém Východě.

Co však vyplývá z většiny zmíněných studií je fakt, že v období posledního postglaciálu se na území střední Evropy (kde byl původně předpokládán zapojený listnatý prales) nacházelo velké množství bezlesých ploch, které mohly po celou dobu hostit rostliny známé dnes jako klasické luční druhy.

1.2. Primární a sekundární travinné porosty

Hlavním typem nelesního porostu (vyjma polí a jinak intenzivně lidmi využívaných ploch) jsou ve střední Evropě travinná společenstva (např. Tilman 1999). Dominantními druhy rostlin jsou graminoidy (především pak čeleď *Poaceae*) doprovázené obrovským množstvím tzv. lučních druhů rostlin (Chytrý 2007). Tyto travinné biotopy jsou často připodobňovány k rozsáhlým (především asijským) stepím mírného pásu (Ložek 1973). V Evropě bývají rozlišovány dva typy trávníků. Prvním z nich jsou přirozené, primární trávníky reprezentované např. vysokohorskými loukami, rašelinnými loukami a skalními stepmi. Ve všech těchto biotopech jsou vlivem abiotických podmínek potlačeny jinak dominující dřeviny (např. Danner et Knapp 2003). I na rašelinných loukách se však vyskytují ojedinělé smrky a na stepích dovedou expandovat dřeviny (Archer et al. 2001) a je otázkou, zda jsou tyto biotopy (především stepi) na našem území skutečně primárního charakteru a jestli jsou tudíž schopné samostatné existence bez managementu, jakým je např. kosení či

pastva (viz např. diplomové práce Jany Zmeškalové a Hany Mayerové obhajované v roce 2009, srov. též Vera 2000).

Přirozené trávníky však zaujímají v rámci dnešních evropských (míněna je především střední, severní a západní Evropa, ne evropská část Ruska) travinných společenstev, co se rozlohy týče, spíše zanedbatelnou část. Největší podíl těchto trvalých travní porostů (v ČR na ploše 978 tisíc hektarů), tvoří část zemědělské půdy využívaná jako pastviny a louky (např. Mládek et al. 2006). Společně s poli utvářejí louky a pastviny charakteristický vzhled naší krajiny a zároveň zde představují jeden z druhově nejbohatších biotopů vůbec (např. Kull et Zobel 1991, Janssens et 1998) Kde se však vzalo takové množství druhů a co umožňuje jejich koexistenci ve fungujícím společenstvu?

1.2.1. Kompetice, koexistence a druhová diversita

Při snaze vysvětlit druhové složení, hierarchické uspořádání a fungování společenstva jako celku je tradičně poukazováno především na vztahy mezi jednotlivci společenstva, které zase souvisí s faktory prostředí. Těmi nejdůležitějšími jsou pravděpodobně dostupné živiny, voda a světlo. Snaha jednotlivých druhů (a jedinců) o jejich co nejefektivnější čerpání může mít za následek kompetici o tyto zdroje (Begon et al. 1986).

Rostliny se mohou řídit různými strategiemi, některé jsou zdatnými kompetitory (k-strategie), jiné využívají rychlosti a obsazují jen dočasně uvolněné plošky (r-strategie), jiní „volí“ extrémní stanoviště, kde využívají svých speciálních adaptací (s-strategie, Grime 1977). Druhy dvou posledně jmenovaných skupin bývají pokládány za kompetičně slabé, nicméně jak ukazuje např. Fowler (1986) na příkladu aridních a semiaridních oblastí, i v těchto vysoce stresových biotopech hraje kompetice důležitou roli a podílí se výrazně na utváření struktury tamních společenstev.

Silní kompetitoři obvykle v pokročilejších stádiích sukcese převládají a potlačují ostatní slabší druhy. Kompetičně silné druhy se často uplatňují na vlhčích a živinami bohatých stanovištích a snižují tak druhovou diversitu těchto stanovišť (např. pokus s experimentálním hnojením aluviálních luk, Honsová et al. 2007, dále také Prach et al. 1993, Koerner et al. 1997). Půdní vlhkost a produktivita spolu navíc do jisté míry souvisejí, protože obsah půdních živin je závislý na dekompozici odumřelé biomasy. Ve vlhké zemině je větší aktivita půdních mikroorganismů, které živiny vrací do oběhu (Hájková et Hájek 2003). S vyšším obsahem vody i živin pak roste i produkce biomasy, která se i přes vyšší aktivitu půdních bakterií může

hromadit a bez jejíhož odstraňování (např. kosením či pastvou) pak klesá počet druhů (např. Hájková et al. 2003, Koerner et al. 1997, Klimek et al. 2007).

Efekt klesající druhové diversity s rostoucí produktivitou stanoviště však nemusí tak docela platit na všech pozorovaných měřících. Např. Harrison et al. (2006) zjistila, že na lokálním měřítku (alfa diversity) tento trend platí, avšak mezi stanovišti (beta diversity) je trend opačný, tedy s rostoucí produktivitou a vlhkostí roste i diversity (viz také Cousins et al. 2001 na příkladu srovnání suchých a mezických trávníků ve Švédsku). Tilman et al. (1997) dokonce na základě výsledků z matematického modelu předpokládá, že vyšší diversity společně s vyšší rozdílností zastoupených druhů zpětně (a pozitivně) ovlivňuje produktivitu stanoviště z důvodu lepší retence živin v systému a lepšího využití dostupných zdrojů (také Tilman 1999). Velmi však záleží na tom, v jakém poměru jsou živiny v půdě zastoupeny, nadbytek dusíku ku uhlíku obvykle diversity skutečně snižuje (Wedin et al. 1996).

Druhá bohatost či chudost do značné míry závisí také na heterogenitě stanoviště, tedy na množství potenciálně obsaditelných nik (Bruun 2000, Motzkin et al. 1999). Tato heterogenita může být jak prostorová (mnoho odlišných mikrohabitátů, velký úsek gradientu), tak časová (dynamická mozaika různých sukcesních stádií, Collins et al. 1991). Doklad o vlivu heterogenity prostředí na druhovou diversity podává ve své práci také Brose (2001) na příkladu mokřadů v Německu. Zde je navíc tato heterogenita silně korelována s rozlohou stanoviště, což je logické, protože na větší ploše se bude pravděpodobně vyskytovat větší množství mikrohabitátů. Míra heterogenity bývá proto občas uváděna jako vysvětlení species-area závislosti (např. Palmer et al. 1994), při které s plochou roste počet druhů (Connor et al. 1979).

1.2.2. Šíření druhů, species pool a historické faktory

S velikostí areálu či stanoviště částečně souvisí i další soubor vzájemně propojených faktorů, který výrazně ovlivňuje jak druhovou diversity, tak především druhové složení. Je jím šíření druhů na vhodná stanoviště z určitého zdrojového místa. Podle úhlu pohledu (či měřítka) jím může být celé zdrojové společenstvo (species pool, Zobel 1997) či zdrojová populace, jedná-li se nám o konkrétní druh. Zaměřme se nyní na species pool (dále jen SP). V poslední době čím dál více studií poukazuje vedle abiotických faktorů na zásadní roli právě SP při formování a výsledném vzhledu nově vznikajících (i udržování vzhledu těch stávajících) rostlinných společenstev. Najdeme zde paralelu s teorií ostrovní biogeografie, roli hraje vzdálenost SP od cílového habitatu (např. Jongepierová et al. 2004, Peterken et al. 2004).

1984, Vandvik et Goldberg 2005), překážky stojící v cestě (např. Graae et Sunde 2000, Matlack 2005), druhové složení SP (např. Zobel 1997, Prach et al. 2001, Cousins et Eriksson 2001) a vlastnosti jeho jednotlivých druhů, především týkající se schopnosti šíření (např. Ehrlén et Eriksson 2000, Dupré et Ehrlén 2002).

Zobel (1997) rozlišuje u species pool tři hierarchické stupně.

- i) **Aktuální species pool** = soubor druhů na určité lokalitě, tedy vlastně v přítomném společenstvu.
- ii) **Lokální species pool** = soubor druhů v těsném okolí lokality schopných relativně rychle migrovat na danou lokalitu.
- iii) **Regionální species pool** = soubor druhů určitého regionu (který je charakterizován abiotickými podmínkami) schopných potenciálně na dané lokalitě růst.

Celkovou druhovou bohatost našich luk (potažmo luk celé střední Evropy) ovlivňuje regionální species pool, jehož složení je pak dáno především historií regionu. A tak se opět dostáváme na začátek úvodní kapitoly. Předpokládáme-li, že naše luční druhy se vyvinuly v rozsáhlých travnatých oblastech Asie a východní Evropy (Ložek 1974), musely někde přečkat období největšího zalesnění a při pozdějším rozvolnění porostu namigrovat zpátky. Zároveň lze předpokládat, že refugia, ve kterých luční druhy přežívaly, musela být poměrně velkoplošná a (nebo) dobře propojená, jinak by zřejmě řada druhů podlehla genetickému driftu (např. Ellstrand et Elam 1993, Young et al. 1996). Dalším příkladem může být studie, kterou vypracovali Ricklefs et Schuler (1993) ve Velké Británii. Britské trávníky na vápencovém podloží jsou druhově chudé (zatímco v kontinentální Evropě patří mezi druhově nejbohatší, Poschlod 1998), což je vysvětlováno izolovaností souostroví. To bylo roztátím ledovce a vznikem průlivu La Manche odděleno od zbytku pevniny, takže rostlinným druhům bylo zabráněno ve zpětné migraci. Předpokládá se, že z malých refugií přímo v Británii řada druhů právě kvůli genetickému driftu postupně vymizela. Přežívání v malých populacích bez dostatečného vzájemného kontaktu je pro některé druhy problémem i v kratším časovém horizontu např. několika desítek let (např. Cousins et Eriksson 2001, Cousins 2006), proto přílišná fragmentace může vést ke druhovému ochuzení i v moderní krajině.

1.3. Sukcese na opuštěných polích.

Jak bylo hned zkraje řečeno, opuštěné pole je velmi dobrým modelem pro studium sukcesní dynamiky a faktorů, které směr sukcese udávají. Některé z faktorů, které vstupují do hry jsou zmíněny v kapitolách výše. Jsou jimi abiotické podmínky stanoviště, biologické vlastnosti druhů, jako je jejich schopnost šířit se, kompetice a koexistence druhů již přítomných atd. Samotná sukcese je však směřována především časem, protože s plynoucí dobou se mění vše. Obsah jedné živiny v půdě klesá a obsah jiných zase roste, semena ze vzdálenějších zdrojových populací se postupně našíří na nová stanoviště, nové druhy vytlačí své předchůdce. Zarůstání opuštěného pole je tedy velice komplexní sled událostí, který popisuje ve své práci např. Osbornová (1990) a Prach et al. (2001).

Pole je před svým opuštěním uměle udržovaným systémem, který může fungovat jen za přispění člověka, který dodává pěstované plodině potřebné živiny a odstraňuje konkurenční druhy (plevelé). Po ponechání takového pole ladem je tedy půda obvykle díky hnojení poměrně bohatá na živiny (Krahulec 2006), především dusík a fosfor, a přítomno je minimum semen ostatních druhů. Semenná banka zvláště v případě dlouhodobého předchozího využívání, nehraje zřejmě při zarůstání až tak důležitou roli, neboť jednak s časem klesá klíčivost semen v půdě přítomných a jednak řada druhů ani není schopná dlouhodobou semennou banku vytvořit a obnovit z ní původní společenstvo (Handlová et Münzbergová 2006, Reiné et al. 2006). V polní půdě je tak přítomna maximálně přechodná semenná banka krátkověkých polních plevelů (např. Wagner et al. 2002, Albrecht et Pilgram 1997), což potvrdil i pilotní pokus z mé bakalářské práce (Procházka 2007).

Jako první se na opuštěném poli obvykle objevují pionýrské druhy, které dokáží rychle využívat nadbytečné živiny a navíc se běžně vyskytují v blízkosti využívaných polí. Tyto druhy také obvykle tvoří velké množství dobře šířitelných semen. Mezi tyto první kolonizátory opuštěných polí patří v našich podmínkách nejčastěji ruderalní jedno- až dvouleté plevelé, např. *Atriplex nitens*, *Arctium tomentosum*, *Carduus acanthoides*, *Melilotus alba*, *Sisymbrium loeselii* a další (Prach et al. 2001). Po nich následují ruderalní trvalky, jako jsou *Elytrigia repens*, *Artemisia vulgaris*, *Cirsium arvense*, *Tanacetum vulgare* a *Urtica dioica* (Prach et al. 2001). Přibližně po 8. roce se začínají ve vegetaci uplatňovat ve větším množství trávy, jako je *Arrhenaterum elatius*, *Dactylis glomerata*, *Festuca pratensis* a *F. rubra*. Po 10. roce se objevují první dřeviny (*Crataegus sp.*, *Prunus spinosa*, *Rosa sp.*), na vlhčích místech vrby, na sušších a chudších místech břízy, topoly či borovice (Prach 2006). Bez dalších zásahů by za mnoho let vznikl zapojený les se zastoupením dostupných dřevin.

Prací zabývajícími se sekundárními lesy vzniklými na zemědělské půdě existuje značné množství (např. Peterken et al. 1984, Koerner et al. 1997, Bellemare et al. 2002, Jacquemyn et al. 2003, Kopecký 2005). Jak ukazují tyto i další studie, sekundární lesy se od primárních lesů vždy poměrně výrazně odlišují v několika ohledech.

Tím nejvýraznějším rozdílem je druhové složení bylinného patra, kde často chybí typické lesní druhy. Na vině je obvykle špatná schopnost pravých lesních druhů šířit se na delší vzdálenosti (Petit et al. 2001) a překonávat překážky (např. nezalesněné úseky v kulturní krajině) např. z důvodu specializovaného šíření, jako je myrmekochorie (např. Graae et al. 2000, Matlack 2005).

Sekundární lesy se také často vyznačují vyšším obsahem živin v půdě, zvláště jedná-li se o lesy vzniklé na bývalé zemědělské půdě (např. Koerner et al. 1997). To by mohl být důvod, proč se v sekundárních lesích často vyskytují kompetičně silné nitrofilní druhy (např. Honnay et al. 1999, de Keersmaeker et al. 2004) ač některé studie rozdílů v obsahu živin mezi primárními a sekundárními lesy nepotvrdily (Graae et al. 2003). Celkově pak bývá uváděno, že primární lesy bývají druhově bohatší (např. Peterken et al. 1984, Whitney & Foster 1988, Matlack 1994, Lawesson et al. 1998 ad.), i když existují i studie, které zjistily, že sekundární lesy mohou být rovněž druhově bohaté (Motzkin et al. 1996), ale buďto hostí jiný sortiment druhů (např. Honnay et al. 1999), nebo záleží na stáří tohoto sekundárního lesa (Bellemare et al. 2002) a na vzdálenosti od nejbližšího primárního lesa (např. Jacquemyn et al. 2003, Graae et al. 2003).

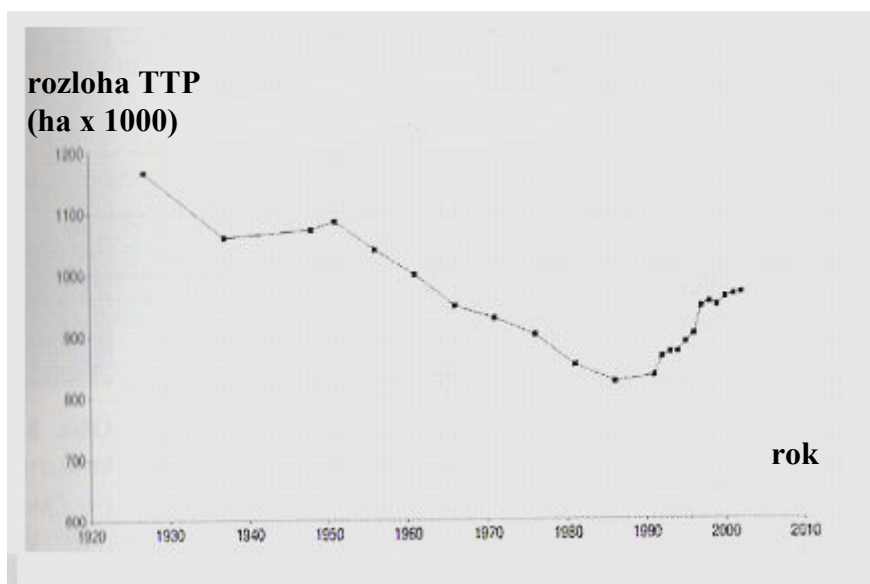
Pokud však na opuštěném poli nedochází k expanzi dřevin (např. je sekáno za účelem sklizně píce, nebo paseno, Doležal et al. 2006), vznikají zde sekundární (polopřirozené, Cousins et al. Eriksson 2002) travní porosty, na nichž se mohou vyskytovat bohatá společenstva lučních druhů. Faktory, které určují to, které druhy zde po opuštění porostou, nejsou v principu až tak odlišné od faktorů působících při vzniku sekundárních lesů.

Půda je opět značně obohacena o živiny a v počátečních fázích sukcese se zde proto poměrně dlouho drží ruderalní jednoletky i trvalky (např. Prach *et al.* 2001, Jongepierová et al. Klimeš 2004).

Poněkud rozdílné jsou vlastnosti druhů, které se na loukách vyskytují. Tyto druhy mají obvykle lehčí semena, která se mnohem lépe šíří na větší vzdálenosti (Soukupová 1984, Šerý et al. Šerá 2004) a tudíž by mohlo lučním druhům trvat kratší dobu se dostat do cílových společenstev. Nedá se však říci, že by zde podobně jako u lesů nehrála roli vzdálenost od zdroje diaspor, kterým může být v tomto případě např. kamenitý ostrůvek nezorané půdy, nebo jiný nenarušený kontinuální travní porost (Cousins et al. Eriksson 2001). V homogenní

zemědělské krajině je bez přítomnosti takovýchto refugií výrazně nižší druhová diversita (také Jongepierová et Klimeš 2004).

Většina studií zabývajících se sekundárními travními porosty na bývalé zemědělské půdě zkoumala spíše sušší trávníky (např. Osbornová et al. 1990, Soukupová 1994, Prach et al. 2001, Jongepierová et Klimeš 2004, Jongepierová et Poková 2006), jako jsou např. v Českém Krasu (např. Lepš 1987, Osbornová et al 1990, Soukupová 1994). Jen minimum studií se však zabývá mezofilními až vlhkými trávníky (částečně např. Osbornová et al 1990, Prach et al. 1993, Austrheim et al.1999), jako jsou právě ty ve Slavkovském lese. Pole zde totiž byla docela běžně zakládána na podmačené půdě (po předchozím odvodnění povrchovými strouhami, nebo skružovými melioracemi).



Graf 1. Vývoj rozlohy trvalých travních porostů na území ČR za posledních 90 let. (Hrázský 2006).

Ve studované oblasti došlo během posledních přibližně šedesáti let ke dvěma výraznějším vlnám opuštění zemědělské půdy (na grafu 1 se jeví jako nárůst v rozloze trvalých travních porostů). První vlnu lze pozorovat ve čtyřicátých a začátkem padesátých let a souvisí s odsunem sudetských Němců z pohraničí, kterým řada pozemků patřila (ve studované oblasti je řada vesnic původně německých, Krinke et al. 2005). Poté následuje éra komunismu, kdy bylo v rámci kolektivizace zemědělství množství pozemků opět přeměněno na pole. Od roku 1989 pak opět dochází k hromadnému opuštění polí, které pokračuje v podstatě dodnes (Hrázský 2006, Honsová 2006 in press).

2. Cíle práce

Práce zabývající se vegetací opuštěných polí se doposud zaměřovaly spíše na bývalá pole založená na sušší půdě. Vlhké sekundárními louky staré přibližně deset až padesát let, které se hojně vyskytují ve studované části Slavkovského lesa, jsou proto ideální pro doplnění znalostí o vegetaci takovýchto luk a o faktorech, které určují jejich druhové složení a druhovou diversitu. Získané výsledky by mohly přispět jak k lepšímu pochopení celé sukcesní problematiky, tak i k praktickým závěrům použitelným při managementu a ochraně těchto luk.

1) Jaké je druhové složení opuštěných polí ve Slavkovském lese?

Cílem je zjistit, jaké druhy mají potenciál vyskytovat se na opuštěných polích ve studované oblasti a jsou-li mezi těmito druhy i vzácnější druhy rostlin vyskytující se v okolních zachovalých biotopech.

2) Jak závisí druhové složení a druhová diversita opuštěných polí na stanovištních podmínkách?

Cílem je zjistit, jak je druhové složení a druhová diversita závislá na stanovištních podmínkách opuštěných polí a určit, které z těchto faktorů jsou pro výslednou podobu společenstva nejvýznamnější.

3) Jak závisí druhové složení a druhová diversita opuštěných polí na vzdálenosti od nejbližšího kontinuálního travního porostu?

Cílem je zjistit, zda hraje podobně jako u sekundárních lesů svou roli také vzdálenost bývalého pole od potenciálního zdroje diaspor.

4) Jak závisí druhové složení a druhová diversita opuštěných polí na historii?

Cílem je zjistit, jak stáří pole ovlivňuje druhové složení a diversitu a jaký je vztah historie k ostatním sledovaným faktorům.

5) Jaká je použitelnost Ellenbergových indikačních hodnot na opuštěných polích v oblasti Slavkovského lesa?

Cílem je zjistit, zda Ellenbergovy indikační hodnoty vypovídají o skutečném stavu půdy bývalých polí a zda jsou použitelné u různě starých pozemků.

3. Metodika

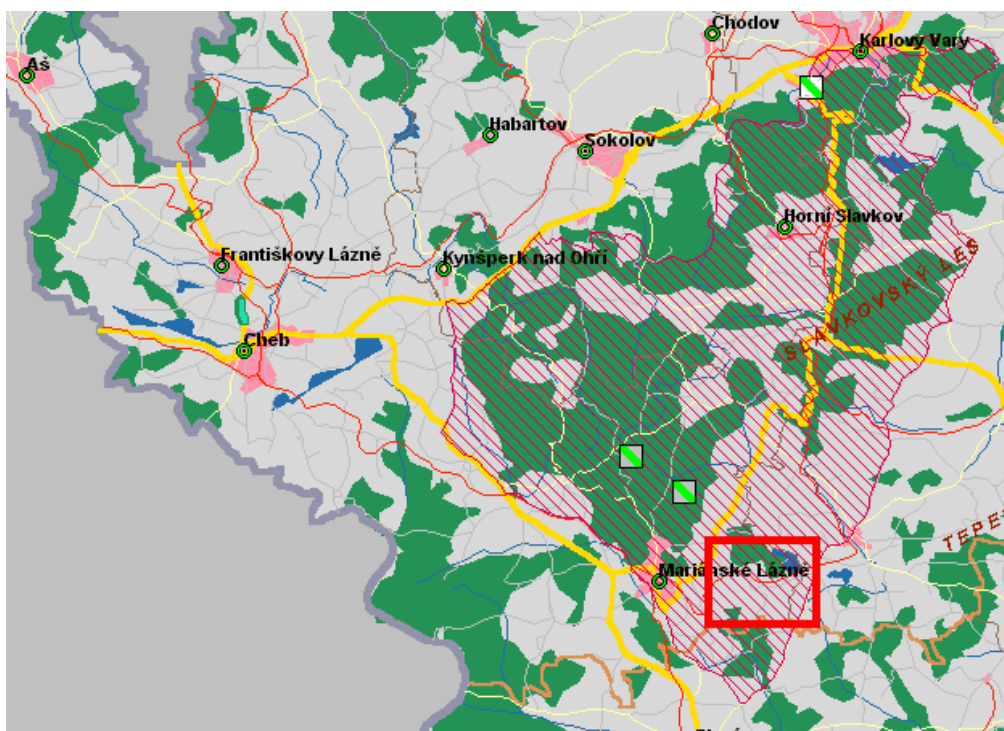
Poznámka ke členění metodiky:

V první části je popsáno studované území a jsou rozebrány postupy sběru dat (práce s mapami a samotný sběr dat v terénu), v druhé části je popsán způsob jejich zpracování. Kapitola Výsledky pak svým členěním odpovídá právě této druhé části metodiky, kapitoly se nazývají stejně. V průběhu metodiky jsou po odražení prázdným řádkem uvedeny dílčí diskuse k jednotlivým kapitolám.

3.1. Charakteristika studované oblasti

3.1.1. Geografie

Studované území se nachází v západních Čechách, na území Slavkovského lesa. Skládá se ze souvislého lesního masivu horského stupně Slavkovského lesa a na východě navazuje na okraj Tepelských vrchů.

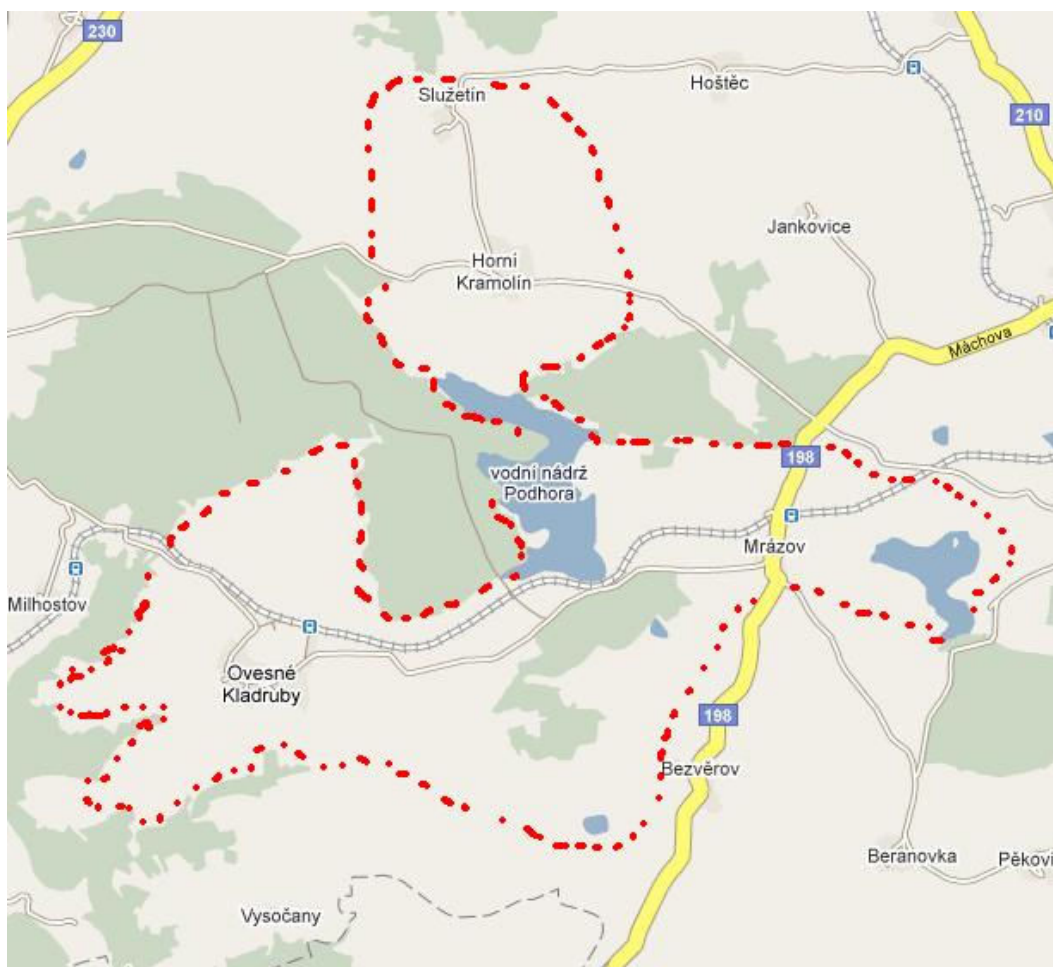


Obr.1. Červeně šrafovaná je oblast CHKO Slavkovský les, červený rámeček vyznačuje studovanou oblast okolí obce Ovesné Kladruby, modrá plocha v rámečku je vodní nádrž Podhora (zdroj: správa CHKO Slavkovský les, www.icpf.cas.cz).

3.1.2. Studované lokality

Centrem studované oblasti je obec Ovesné Kladruby a spadají do ní i okolní vesnice Horní Kramolín, Mrázov, Bezvěrov a Služetín. V okolí těchto sídel se nachází množství opuštěných polí v různém stádiu zarůstání.

Ve studovaném území se nacházejí v těsné blízkosti opuštěných polí četné slatinné až rašelinné louky (biotopy nevápnitých mechových slatinišť a přechodových rašelinišť), z nichž některé jsou ochránářsky významné (evropsky významná lokalita Horní Kramolín-Ovesné, prameniště řeky Teplé - Natura 2000) a vyskytuje se na nich několik chráněných druhů rostlin (např. *Pedicularis palustris*, *Carex davalliana*, *Carex pulicaris*, *Dactylorhiza majalis*, *Trollius europaeus*, *Pinguicula vulgaris*, *Carex appropinquata*, *Parnasia palustris* ad.) a živočichů (např. *Euphydrias aurinia*, *Galinago galinago*, *Zooteca vivipara*, *Vipera berus* ad.). Takovéto lokality by mohly sloužit jako zdroj diaspor při kolonizaci opuštěných polí.



Obr.2. Mapka studované oblasti, červeně je označeno území, na kterém byly pořízeny fytoecologické snímky. Zachovalá společenstva vlhkých luk se nacházejí především v okolí vodní nádrže Podhora a Betlémského rybníka (druhá největší vodní plocha na mapce, zdroj: www.googlemaps.com).

3.1.3. Geologie

Geologicky je oblast relativně uniformní, tvořena je metamorfovanými krystalickými horninami Karlovarského masivu, Slavkovského lesa a Tepelské vrchoviny. Oblast Slavkovského lesa je tvořena dvěma typy granitoidů – starší žuly (horský typ) a mladší žuly (krušnohorský typ). Oblast Tepelské vrchoviny tvoří tzv. mariánskolázeňský metabasický komplex s amfibolity, diority a gabry, směrem od Mariánských Lázní k Nové Vsi se táhne výrazný pruh hadců se specifickou květenou (*Cerastium alsinifolium*, *Asplenium cuneifolium*). Karlovarský masiv je tvořen žulami a směrem na severovýchod se už objevují neovulkanity Doupovských hor (web správy CHKO Slavkovský les).

Studované lokality mají všechny jednotný žulový podklad, místy jsou zde přítomny vývěry minerálně bohatých pramenů, v jejichž blízkosti se nacházejí přechodová rašeliniště s výskytem i takových druhů, jako je např. *Carex davalliana*.

3.1.4. Fytogeografie

Fytogeograficky se jedná o okres 28. Tepelské vrchy obvodu Českomoravského mezofytika (květena pahorkatin a vrchovin) a okres 86. Slavkovský les obvodu Českého oreofytika (obvod horské květeny, Chytrý *et al.* 2001).

Většina území je zalesněna kulturními porosty smrku a borovice (*Picea abies* a *Pinus sylvestris*) s přirozenými mokřadními olšinami v údolích a nivách vodních toků (svaz *Alnion glutinosae*), jen místy se můžeme stále setkat s fragmenty původních listnatých porostů. Jsou to bučiny a suťové lesy s *Fagus sylvatica*, *Acer pseudoplatanus*, *Fraxinus excelsior* (svaz *Fagion*) v teplejších oblastech květnatých bučin s bohatým podrostem hájové květeny (*Dentaria enneaphyllos*, *D. bulbifera*, *Mercurialis perennis*, *Galium odoratum*, *Paris quadrifolia*, *Festuca altissima*, *Millium effusum*, *Actaea spicata*, *Hepatica nobilis* – podsvaz *Eu-Fagenion*).

Na minerálně chudších půdách se místy zachovaly zbytky acidofilních bučin s podrostem *Avenella flexuosa*, *Prenanthes purpurea*, *Maianthemum bifolium*, *Oxalis acetosella*, *Polygonatum verticillatum*, *Senecio ovatus* a dalších (svaz *Luzulo-Fagion*).

Ve olšinách dominují zjara *Caltha palustris*, *Chrysosplenium alternifolium* (či vzácněji *Ch. oppositifolium*), *Cardamine amara*, *Primula elatior*, *Geum urbanum*, *Stellaria nemorum* či později *Aegopodium podagraria*, *Senecio ovatus*, *Urtica dioica*, *Impatiens noli-tangere*, *Stachys sylvatica*, *Galium aparine* a další.

Pokud jde o nelesní společenstva, která jsou především cílem této práce, nachází se ve studované oblasti různé typy luk a pobřežních porostů řek, potoků a rybníků. V nejteplejších oblastech se místy zachovaly kosené mezofilní ovsíkové louky (svaz *Arrhenatherion elatioris*). Z biotopů vázaných na vlhké prostředí se po celém území hojně vyskytují vlhké pcháčové louky s *Cirsium oleraceum* a *C. palustre* (svaz *Calthion palustris*), které díky zanedbávanému managementu postupně přechází ve vlhká tužebníková lada s poměrně jednotvárným porostem *Filipendula ulmaria* a *Lysimachia vulgaris* a mizí z nich rostliny, jako je např. *Bistorta major*, *Carex nigra*, *Valeriana dioica*, *Geum rivale*, *Dactylorhiza majalis* a *Epipactis palustris*. Na podmáčených stanovištích lze najít *Menyanthes trifoliata*, *Potentilla palustris*, *Caltha palustris* a další. Pastviny a okraje cest pak hostí druhy svazu *Cynosurion cristati* (Chytrý et al. 2001, Chytrý 2007).

Velkým problémem celé CHKO Slavkovský les je expandující invazní druh *Heracleum mantegazzianum*, tvořící místy jednolitě porosty, v jejichž podrostu dokáže přežít jen minimum původních druhů (Krinke et al. 2005, Nielsen et al. 2005) a kterým jsou nejvíce ohrožena vlhkomilná společenstva podél malých i větších vodních toků (vlastní pozorování).



Obr.3. Vlhká louka poblíž vodní nádrže Podhora u Ovesných Kladrub.

3.2. Mapové podklady

Digitalizované historické mapy dnes patří k základním pomůckám při studiu časových změn ve vegetaci (např. Cousins 2001, Cousins et Eriksson 2001, Bellemare et al. 2002), a proto první fází předcházející samotnému sběru dat v terénu byla právě práce s mapami.

Pro vytipování pozemků, které byly v minulosti obhospodařovány jako pole, byly využity Státní mapy odvozené (dále jen SMO) pořízené v padesátých (rozmezí dle mapového listu 1951–1953) letech 20. století (měřítko 1:5000). Polní pozemky jsou v těchto mapách rozpoznatelné podle toho, že nemají žádné označení. V těsném okolí obcí měla pole v té době obvykle protáhlý tvar a nacházelo se jich zde značné množství, dále od vesnice bývala pole velkoplošnější.



Obr. 4. Výřez ze SMO z roku 1951, list Tachov 4.0, pozemky v okolí Ovesných Kladrub, radiálně směrem od obce se rozvíjejí úzké polní pozemky.

Zájmovou oblast pokrývají listy Mariánské Lázně 2.9, 3.9, 4.9 a Tachov 2.0, 3.0, 4.0. SMO z padesátých let představují vlastně první časový řez, druhý a třetí řez představují SMO ze sedmdesátých (rozmezí dle mapového listu 1970–1975) a devadesátých (1987–1993). Posledním řezem jsou již digitalizované letecké ortofotografie oblasti, zobrazují v podstatě současný stav (2003) a jejich účelem je především vyloučit už předem pozemky, které svým současným managementem spadají mimo oblast mého zájmu, tedy nejsou to trvalé travní porosty (louky a pastviny). Mohou to být jak v minulosti chybně označené, tak v nedávné

době transformované pozemky (např. nový kemp u Betlémského rybníka či několik nově založených polí).

Kopie SMO poskytl Český ústav zeměměřičský a katastrální (dále jen ČÚZK) v Praze, ortofotografie a klad listů byly součástí balíčku ZABAGED (rovněž poskytl ČÚZK).

3.2.1. Zpracování map

Naskenované kopie SMO byly rektifikovány společně s ortofotografiemi do kladu listů ČR pro SMO (rovněž součást balíčku ZABAGED) v prostředí geografických informačních systémů pomocí programů ArcGIS 9.2. (ESRI 2006) a ArcGIS 9.3. (ESRI 2008), dále jen GIS). V tomto několikvrstevném mapovém modelu bylo posléze možné sledovat vývoj jednotlivých pozemků v čase.

Podle SMO z padesátých let byla vytvořena vrstva polygonů kopírující hranice jednotlivých parcel. V atributové tabulce každého takového polygonu byl číselně označen druh managementu (1-pole, 2-pastvina, 3-louka atd.) a identifikační číslo. Poté byly automaticky vybrány pozemky kategorie pole a v každém takovém polygonu byl vygenerován 1 náhodný bod, který tvořil střed budoucího fytoecologického snímku. Tato bodová vrstva byla transformována ze souřadného systému S-JTSK (souřadnicový systém jednotné trigonometrické sítě katastrální) do WGS 84 (World Geodetic System). Tyto nové souřadnice bodů byly exportovány z atributové tabulky a mohly být importovány do přístroje GPS (konkrétně GarminGeko 301).

Jak ve své diplomové práci popisuje už Chýlová (2005), vyskytly se i v tomto případě občasné nepřesnosti v označení parcel, u polí plynoucí pravděpodobně právě z jejich „neoznačení“. Zakreslovatel zjevně čas od času zapomněl do některé z parcel vepsat typ managementu a tyto pozemky pak mohou být chybně považovány za pole. V případě, že je takto opomenutým pozemkem rybník nebo věkovitý lesní porost, snadno se to i dnes v terénu pozná (osobní zkušenost ze sběru dat v roce 2007), v jiných případech už to tak jednoznačné být nemusí. Při existenci tohoto faktu mi nezbývalo než věřit, že takových chyb není v mapách příliš mnoho a že v dostatečně velkém datovém souboru se tyto chyby ztratí.

3.3. Sběr dat

3.3.1. Druhové složení

Data o druhovém složení byla sbírána v průběhu let 2007 a 2008 především v jarních a letních měsících (květen až září) formou fytoocenologických vegetačních snímků (dále jen snímky). Podle GPS byl v terénu nalezen bod, který sloužil jako střed budoucího snímku o velikosti 5×5 m. Velikost snímku 1×1 m (např. Chýlová 2005) mi přišla pro zachycení reprezentativního vzorku porostu jako nedostatečná, větší snímky (např. 20×20 pro lesní porosty, např. Koerner et al. 1997) by zde naopak byly zbytečné, ne-li nebezpečné z důvodu možného přesahu do jiných pozemků. V neposlední řadě bude v budoucnu možné srovnání se snímky Přemysla Tájka (pořízenými ve stejné oblasti, ale ne výlučně na bývalých polích), které jsou stejné velikosti.

Ve snímku byly zaznamenány všechny druhy vyšších cévnatých rostlin (názvosloví dle Kubát et al. 2002) a jejich pokryvnosti v rozšířené devítičlenné Braun-Blanquetově stupnici (R, +, 1, 2m, 2a, 2b, 3, 4, 5). Uvedené kódy odpovídají procentickým hodnotám 0.02, 0.1, 2.5, 5, 8.75, 18.75, 37.5, 62.5 a 87.5. Bylo-li to potřeba, rostliny byly determinovány za pomoci Klíče ke květeně ČR (Kubát et al. 2002).

Původně jsem měl v plánu sbírat na každém pozemku data typu presence/absence druhu ze škrtačního seznamu. Narazil jsem však hned na několik úskalí. Bývalých polí je na studovaném území velké množství, mají často relativně malou plochu a mnohdy jsou výrazně protáhlého tvaru. Dohledávání druhů na každém z těchto pozemků by pravděpodobně zabralo příliš mnoho času, nehledě k tomu, že by se velmi špatně hledaly hranice těchto pozemků. Tyto hranice často nejsou v současné krajině zřetelné a v mapách jsou často zkrácené, ať už je to způsobeno skladováním v archivu, kopírováním či skenováním nebo vznikne deformace až rektifikací (Chýlová 2005). Když se k tomu navíc přidá případná chyba při zaměření, bylo by takřka nemožné určit hranice nějak přesněji a sepsat ty „správné“ druhy. Proto jsem se rozhodl pro fytoocenologické snímky, u kterých je přeci jen menší pravděpodobnost, že padnou mimo požadovaný pozemek a budou tak obsahovat nějaké „špatné“ druhy. Při velikosti snímku 5×5 m zároveň předpokládám reprezentativnost zastoupených druhů pro celý pozemek.

Při sepisování fytoocenologických snímků jsem nezaznamenával mechy ani bezcévné rostliny. V relativně hodně zapojených trávnicích vzniklých na opuštěných polích ve studované oblasti se jich vyskytuje minimum (zcela výjimečně jsem se setkal s trávnikem Schreberovým (*Pleurozium schreberi*) a kostrbatcem zeleným (*Rhytidiadelphus squarrosus*).

3.3.2. Druhová diversita

Data o druhové diversitě byla získána po přepsání fytoocenologických snímků do tabulky v programu Excel, v němž byl následně vypočten počet druhů na snímek. Následně byl spočten Shannon-Wienerův index diversity pro každý snímek (vzorec viz kapitola Zpracování dat).

3.3.3. Rušivé proměnné

Doba sběru

Protože fytoocenologické snímky byly sbírány v průběhu poměrně dlouhého časového úseku (konec května až začátek září), bylo nutné s tímto faktem při dalších analýzách počítat a nějakým způsobem jej zohlednit (např. formou kovariáty). Záznam této proměnné je vcelku snadný, data jsou kódována binárně pro pět měsíců ve kterých byla data sbírána (květen, červen, červenec, srpen a září).

Poloha

Jak je patrné např. z obr. 3, nacházelo se v okolí sídel množství tenkých políček často neširších než 20–30 metrů. Snímky reprezentující tyto pozemky proto zákonitě leží blíže u sebe a dá se očekávat, že si budou vzájemně podobnější. Proto byly z mapového modelu vytvořeného v GIS vyexportovány souřadnice těchto snímků (v souřadném systému S-JTSK operujícího v metrech, ne ve stupních, jako např. WGS 84), které byly v dalších analýzách použity jako proměnná Poloha (detaily v kapitole Zpracování dat).

Dosev

Bývá relativně běžné, že je-li pole opuštěno a má být v budoucnu využíváno ke sklizni sena či k pastvě, bývá k urychlení sukcese či vyhnutí se plevelnému stádiu doseto některou z travních směsí (např. Jongepierová et Klimeš 2004, Jongepierová et Poková 2006, Prach et Pyšek 2001, Prach 2003). V případě studované oblasti to platí také, ale jedná se spíše o

novodobější praxi, tedy spíše bývají dosévána nedávno opuštěná pole. Je však poměrně těžké zjistit informaci o tom, který pozemek byl doset a který ne, někteří majitelé o tom mají přehled, jiní nikoli. Spíše vědí, kde se nedosévalo, trochu jednoznačnější pozitivní informaci jsem dostal pouze od jednoho místního obyvatele, který si pamatoval, že „nějaký Ital to tehdy koupil a něčím to doséval“. Situaci jsem se proto rozhodl řešit následovně. Jednoznačně nepůvodní a tudíž s nejvyšší pravděpodobností dosévané (ve velkém množství, vyskytující se na svědkem označených pozemcích) jsou na studovaném území dva druhy. Jsou jimi *Lolium multiflorum* a *Festuca arundinacea*. Přítomnost alespoň jednoho z těchto druhů na pozemku jsem proto považoval za známku dosevu. Že jsou to druhy k tomuto účelu běžně využívané píše ve svých skriptech i Šantrůček et al. (2001). Následně jsem v analýzách testoval vliv dosevu s tím, že jsem vyškrtl z dat o druhovém složení oba zmíněné druhy, abych se vyhnul kruhovému argumentu. V případě působení dosevu na druhovou diversitu mě zajímalo, zda dosetí směsi semen ve výsledku zvýší, nebo spíše sníží druhovou diversitu dosetého pozemku.

3.3.4. Půdní vlastnosti

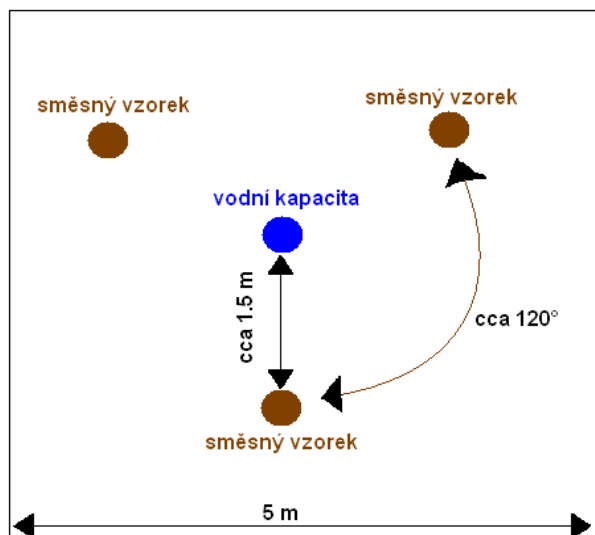
Existuje hned několik abiotických faktorů, které by mohly vysvětlovat rozdíly v druhovém složení a diversitě bývalých polí. Jsou jimi půdní vlhkost a reakce, obsah a poměry důležitých prvků v půdě (Wedin et Tilman 1996), podloží, radiace a případné další vlivy. První čtyři faktory mohou být více či méně důsledkem minulého hospodaření na tomto území (Koerner et al. 1997), ostatní už jsou dány geomorfologií studovaného území. Ty však nejsou přímo v popředí zájmu této práce, a budu se tedy snažit jejich možnému vlivu spíše vyhnout. Výrazně k tomu přispívá vzhled studovaného území, které se nachází víceméně v jednotné nadmořské výšce kolem 700 m.n.m., na jednotném žulovém podloží, a protože studovaná oblast má v podstatě charakter náhorní plošiny, ani efekt orientace svahu a s ním spojených vlivů, jako je např. radiace, není výrazný. Nicméně určité gradienty prostředí budou vždy přítomné, a tudíž s nimi bylo při vyhodnocování výsledků počítáno.

Přímá data vypovídající o půdní vlhkosti se při větším množství odběrových lokalit dost obtížně získávají. Aktuální obsah půdní vody se velmi mění v závislosti na srážkách a odparu, a proto stačí např. jeden deštivý den v průběhu sběru a data zcela ztratí svou výpovědní hodnotu. Proto jsem se rozhodl pro jinou vlastnost půdy, související s její schopností vodu zadržovat, a tou je její maximální vodní kapacita. Ta je větší či menší v závislosti na zrnitosti substrátu, na množství a průměru kapilár. (Kubíková 1971). Nicméně troufám si tvrdit, že je

do jisté míry použitelná i jako zástupná veličina za aktuální obsah půdní vody. Jednak v tom smyslu, že je-li půda schopná vodu dobře zadržovat, mají zde potenciál růst vlhkomilnější druhy, podobně jako na půdách např. kontinuálně sycených spodní vodou a jednak proto, že i na takových podmáčených místech se struktura půdy mění a mívá pak větší schopnost vodu zadržovat. To vyplynulo z vlastních pozorování a následných měření. Když jsem pak zkoumal vztah mezi vypočtenou vodní kapacitou a obsahem půdní vody spočteným pomocí Ellenbergových indikačních hodnot, ukázala se poměrně silná korelace mezi těmito dvěma veličinami (viz kapitola Výsledky).

3.3.4.1. Odběr půdních vzorků

Všechny zmíněné důležité faktory nějakým způsobem souvisí s půdou a proto bylo třeba odebrat půdní vzorky a podrobit je odpovídajícím analýzám. Odběr proběhl v průběhu září 2008 v podstatě podobným způsobem, jako byly pořizovány snímky. Pomocí GPS byl zaměřen bod (tentýž, který dříve sloužil jako střed snímku) a v tomto místě byly odebrány čtyři půdní vzorky podle následujícího schématu:



Obr. 5. Schéma odběru půdních vzorků



Obr. 6. Nástroje použité k odběru

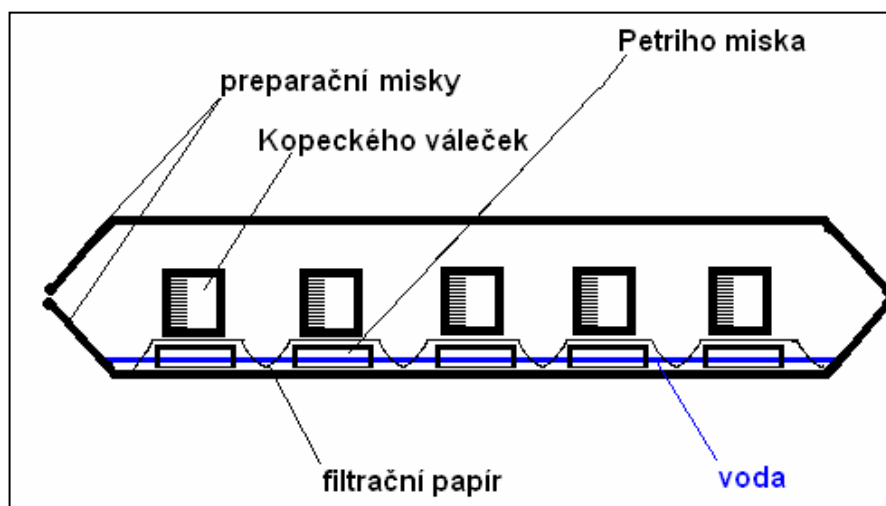
Vzorky byly odebírány z hloubky cca 10–15 cm (podle tloušťky drnu, který byl před odběrem odstraněn) za pomoci Kopeckého válečků, šroubovací lopatky a stanového kolíku. Pro výpočet maximální vodní kapacity substrátu byl odebrán jeden vzorek z přibližného středu snímku. Byl odebrán do Kopeckého válečku takovým způsobem, aby vyplňoval celý jeho objem a představoval neporušený blok půdního profilu. Pro transport byl zavíčkovaný a víčko fixováno gumičkou. Kód vyrytý na válečku byl zapsán do tabulky k číslu příslušného snímku. Pro analýzu základních prvků (N, P, K, poměr C/N) a pH byl sebrán vzorek smíšený z obsahů tří Kopeckého válečků (přibližně stejné objemy) a uzavřen do dvou mikrotenových sáčků. Označen byl číslem příslušného snímku napsaným na kousku papíru a vloženým mezi dvě vrstvy sáčků, aby se zabránilo znečištění.

3.3.4.2. Zpracování půdních vzorků

Maximální vodní kapacita

Jako veličina vypovídající o schopnosti půdy zadržovat vodu byla použita maximální vodní kapacita substrátu. Stanovení potřebných parametrů pro její výpočet proběhlo v geobotanické laboratoři následovně.

Odvíčkované Kopeckého válečky byly postaveny (stejným směrem, v jakém byl půdním profil odebrán) do velkých preparačních misek na Petriho misky překryté filtračním papírem (viz Obr. 6). Poté byla do velkých misek napuštěna voda (cca do poloviny výšky Petriho misek) a tyto misky byly překryty ještě jednou preparační miskou. Voda byla ponechána skrz filtrační papír vzlínat do substrátu uvnitř válečků, a to po dobu 24 hodin. Po této době byl spodek válečku krátce osušen filtračním papírem (druhou možností by bylo vysoušení několikrát přehnutým filtračním papírem po dobu 1 hodiny – vybral jsem si však první možnost) a válečky byly poprvé zváženy (s přesností na setinu gramu). Následně byly válečky umístěny na kovová víčka (aby se substrát nevysypal, až vyschne) a dána do sušárny. Zde byla půda nechána sušit do konstantní hmotnosti (cca 12 hodin při teplotě zvyšující se postupně ze 70 na cca 120°C). Po vychladnutí byly vzorky opět zváženy – jednou kompletně i s válečky a víčky, podruhé, po vyklepnutí půdy, byl zvážen samotný vyčištěný váleček a víčko. Po odečtení naměřených hodnot byla získána váha maximálně nasycené (Z_1) a zcela vyschlé (Z_2) půdy. Pro výpočet maximální vodní kapacity byl použit vzorec $(Z_1 - Z_2) / Z_2$



Obr. 7. Pokus pro stanovení maximální vodní kapacity substrátu

Obsah základních prvků a půdní reakce

Pro zjištění obsahu prvků, jako je N, P, K, poměr C/N a půdní reakce (pH) byl odebrán v terénu směsný vzorek. Sáčky se vzorky byly rozbaleny a ponechány na vzduchu při pokojové teplotě. Po jejich úplném vyschnutí bylo z každého vzorku připraveno cca 150 g jemnozeme o zrnitosti do 2 mm pro analýzu makroprvků C, N, K (vzorek byl homogenizován v porcelánové misce a přeset na patřičném sítu), ta byla poté uložena do papírového sáčku s číslem vzorku. Z této jemnozeme bylo posléze odebráno dalších cca 5 g, které byly homogenizovány v achátové misce a prosety sítem o velikosti ok 0,1 mm. Získaný cca 1 g této jemnozeme byl použit k elementární analýze C a N.

Veškeré analýzy byly provedeny Analytickou laboratoří AVČR v Průhonicích pod vedením RNDr. Marie Albrechtové.

Stanovení výměnných fosforečnanů

Vysušený vzorek umletý na velikost částic do 2 mm byl extrahován 1 M roztokem kyselého uhličitanu sodného při pH 8.5 s přidavkem aktivního uhlí pro eliminaci zabarvení, způsobeného uvolněním humínových kyselin. Stanovení bylo provedeno fotometrickou metodou podle Olsena založenou na reakci fosforečnanů s molybdenanem amonným při použití reakční směsi s kyselinou sírovou, kyselinou askorbovou a vinanem antimonylo-draselným (Olsen 1954). Absorbance vzniklého modrého zabarvení byla měřena UV-vis spektrometrem Unicam UV-400 při 630 nm. Výsledky byly přepočítány na 100 g půdy vysušené při 105°C (Olsen 1954, 1982, Murphy et Riley 1962).

Analýza živin (hořčíku, vápníku a draslíku) v půdním extraktu podle Mehlich II

Vzorky jemnozeme (velikost částic do 2 mm) byly extrahovány skupinovým extrakčním činidlem Mehlich II obsahujícím fluorid amonný, chlorid amonný (pro podporu desorpce draslíku, vápníku a hořčíku), kyselinu octovou a chlorovodíkovou (k nastavení kyselé reakce roztoku). Po extrakci na rotační třepačce byla půdní suspenze zfiltrována přes hustý filtrační papír a čirý roztok analyzován:

- Obsah vápníku a hořčíku byl stanoven metodou absorpční atomové spektrometrie v prostředí kyseliny sírové a chloridu lanthanitého pro eliminaci vlivu síranů a kovů v extraktu.
- Obsah draslíku byl stanoven metodou emisní atomové spektrometrie.
- K analýzám v oblasti atomové spektrometrie byl použit AAS Spektrometer 9200X Unicam (Moore et Chaoman 1986, Zbiral 1995).

Elementární analýzy C a N

Vysušený vzorek umletý na velikost částic do 0,1 mm byl navážen do cínových lodiček (navážka 10-30 mg) a automatickým dávkovačem aplikován do spalovací trubice analyzátoru CHN Carlo Erba NC 2500. Zde byl vzorek spálen v proudu čistého kyslíku při teplotě 1020°C a v přítomnosti oxidu chromitého jako katalyzátoru. Vzniklé oxidy uhlíku a dusíku byly po průchodu spalovací trubicí vedeny redukčními trubicemi (Cu, 650°C) do separačních kolon, kde se oddělila voda a oxid uhličitý. Jako nosný plyn bylo použito helium. Obsah separovaných plynů byl následně stanoven vodivostním detektorem, pro vyhodnocení signálu je použit software Eager 200 (CE Instruments). Výsledky byly přepočítány na 100 g půdy vysušené při 105°C (Monar 1972, Ehrenberg et Gorbach 1973).

Stanovení aktuálního a výměnného pH

Vzorek 2 mm jemnozeme (5–10 g) byl extrahován v rotační třepačce (WTW Multilab 540) pětinasobným množstvím vyluhovacího roztoku (pro aktuální pH převařené neionizované vody, pro výměnné pH 0,1M roztoku chloridu draselného, eventuelně 0,01M roztoku chloridu vápenatého). Po ustálení byla získaná suspenze měřena při stálém míchání kombinovanou pH elektrodou s teplotní korekcí (WTWSenTix 41) (Zbiral 1995).

3.3.5. Vzdálenost ke kontinuálnímu travnímu porostu

Protože druhové složení opuštěných polí může být ovlivněno přísunem diaspor z okolí (např. Zobel et Kalamees 2005, Cousins et Eriksson 2001), byl s pomocí programu ArcGIS pro každý snímek vypočten údaj o vzdálenosti k nejbližší kontinuální louce či pastvině.

Jako možný zdroj diaspor pro opuštěné pole jsem zvolil kontinuální travní porost (louka či pastvina). Takovýto pozemek byl definován hlavně tak, že ve vrstvě z padesátých let nebyl polem. Samozřejmě bylo potřeba ověřit, zda nebyl transformován na pole někdy v průběhu, v takovém případě byla změřena vzdálenost k dalšímu kontinuálnímu porostu. Meze, příkopy či jiná drobná mikrostaniště mohly také sloužit jako zdroj diaspor (stejně tak pole opuštěná v padesátých letech už mohla pro pole opuštěné později představovat zdroj semen), ale je těžko zjištělné, kdy přesně bylo které pole opuštěno (časové řezy po 20 letech) a určit, od kdy a zda vůbec by mohlo sloužit jako zdroj diaspor. Co se týče mezí a cest, vyplývá z map, že většina takovýchto útvarů byla během transformace zemědělství v sedmdesátých letech rozorána při spojování menších polí (velkoplošné lány, např. Hrázský 2006), tedy tyto mikrohabitaty nemají pravděpodobně ve studované oblasti dostatečně dlouhou kontinuitu nutnou k vytvoření refugia pro větší množství druhů (jak tomu bylo např. ve studii Cousins et Eriksson 2001). Omezil jsem se tedy skutečně pouze na louky a pastviny kontinuální od padesátých let do současnosti.

3.3.6. Historie

Ve vytvořeném několikavrstvém mapovém modelu zobrazujícím studované území bylo možné pozorovat, jak se v průběhu času měnil management jednotlivých pozemků. Tento druh informace byl zaznamenán binárně (0-neopuštěno, 1-opuštěno) jako stav pozemku (resp. bodu reprezentujícího střed snímku) v daném časovém řezu, tedy ve třech kolonkách – opuštěno 50., 70. a 90. Vzhledem k tomu, že mám k dispozici mapy zachycující oblast v přibližně dvacetiletých intervalech, je interpretace záznamu 1 v kolonce „opuštěno 50.“ ta, že pole bylo opuštěno mezi lety 1950 a 1970 a k tomuto údaji jsem dospěl náhledem do mapy z roku 1970, kde už byl daný pozemek opuštěn (resp. byla na něm značka pro louku či pastvinu).

Vzhledem ke zmíněným nepřesnostem map z různých období jsem představu o změně získal přímým pozorováním z mapového modelu, tedy náhledem do ArcMap (součást ArcGIS zobrazující přímo mapové vrstvy) a porovnáním jednotlivých časových řezů mezi sebou.

Automatické vyhodnocení změny managementu by bylo totiž možné jen v případě, že bych měl tři vrstvy lícujících polygonů, navíc bych musel vyřešit problém se změnami hranic typu slučování či rozdělování původních pozemků. Manuální přístup mi proto přišel jako nejrychlejší a nejjednodušší.

Původním záměrem bylo snímkovat ve studované oblasti pouze pozemky, které jsou v současnosti obhospodařovány jako kosená louka a případné pastviny buďto nesnímkovat, nebo odlišný management v následných analýzách zohlednit. Nicméně v praxi jsem narazil na problém, že nebylo možné tyto dvě kategorie jednoznačně odlišit. Na velké množství (odvážuji si tvrdit, že na většinu) takzvaných luk totiž bývá v průběhu sezóny nahnáno stádo dobytka, který se zde nějakou dobu pase a pak je přehánán někam jinam. Takováto louka je však zároveň i kosena (nedopasky po kravách, nebo v letech, kdy se nepase, standardně na seno). Stalo se mi, že louka, kterou jsem snímkoval v roce 2007 byla následujícího roku ohrazena a při sběru půdních vzorků na podzim roku 2008 už mi dělaly společnost jalovice. A bylo možné sledovat i opačný proces. Proto jsem v průběhu rezignoval na odlišování luk a pastvin.

3.3.7. Ellenbergovy indikační hodnoty

Z pořízených fytoecologických snímků byly vypočteny Ellenbergovy indikační hodnoty pro obsah dusíku (možná spíše živin či míry produktivity stanoviště, Shaffers et Sýkora 2000), vody a půdní reakce. Tyto vypočtené hodnoty byly později porovnány s přímými daty o abiotických podmínkách. Vypočtené Ellenbergovy hodnoty nebyly váženy pokryvností druhů, neboť jak píše např. Shaffers et Sýkora (2000), rozdíl ve výsledcích bývají zanedbatelné.

3.4. Zpracování dat

3.4.1. Druhové složení

Pro zjištění toho, které ze zmíněných faktorů jsou skutečně důležité pro vznik sekundárních travních porostů v pozorované podobě, byla data testována pomocí mnohorozměrných metod. Pomocí nich bylo možné testovat vliv všech faktorů na všechny druhy současně, což ušetřilo mnoho práce a celková chyba je v takovémto případě menší, než například u podobných analýz prováděných postupně na jednotlivých družicích (Chýlová 2005). Hlavním cílem těchto analýz bylo zjistit, jak velké procento variability v datech o druhovém složení vysvětlí ten který faktor. Všechny analýzy byly provedeny v programu CANOCO for Windows (Ter Braak et Šmilauer 1998).

Druhové složení opuštěných polí

V této části budou především informace o počtu zaznamenaných rostlinných druhů a budou zmíněny některé zajímavější nalezené druhy.

Pro analýzy zabývající se druhovým složením jsem použil jen druhy zaznamenané více než třikrát z důvodu, že vzácné druhy mají větší pravděpodobnost „trefit“ se zcela náhodou do jedné oblasti vysvětlujících dat (např. kategorie opuštěno 50.) a tím značně zkreslit výsledky. Samozřejmě se může stát, že těch pár zaznamenaných vzácných druhů skutečně vypovídá o tom, že je zde nějaká specifická míra určitého faktoru. Nicméně možnost, že je na vině náhoda, je v případě požadavku co nejpravdivější výpovědi příliš nebezpečná. Z těchto důvodů vypadly z výsledných analýz i vcelku zajímavé druhy, jako je např. *Dactylorhiza majalis* (2×), *Succisa pratensis* (3×), *Triglochin palustre* (1×) a další. Pro případné dohledání těchto rostlin v terénu je v kapitole Výsledky uvedena tabulka s číslem snímku, ve kterém se vyskytovaly a souřadnicemi tohoto snímku.

Délka gradientu

Než bylo přistoupeno k přímým mnohorozměrným analýzám bylo potřeba určit, jak velký úsek gradientu byl při sběru dat o prostředí zachycen a podle toho se rozhodnout, zda využít při dalších analýzách lineárních či unimodálních technik (Herben et Münzbergová 2003). K tomu byla použita analýza detrendovaná korespondenční analýza programu CANOCO (dále jen DCA) se sníženou váhou vzácných druhů.

Zachycené směry variability

Pro představu o tom, jaké možné směry variability se nacházejí v sebraných datech o druhovém složení, byla provedena také nepřímá analýza hlavních komponent programu CANOCO (dále jen PCA). Grafický výstup této analýzy ukázal druhy, které mají tendenci vyskytovat se společně a reagují tudíž na nějaký (zatím neznámý) faktor.

Vzájemné vztahy mezi pozorovaných faktory

Při relativně velkém počtu sledovaných parametrů (20) bylo zajímavé (či dokonce nezbytné) zjistit, které z nich jsou spolu nějak výrazněji korelované a na tomto základě se rozhodnout, zda je do dalších analýz zahrnout všechny. Použita byla analýza PCA, kde všechny proměnné prostředí fungovaly jako *species variables*. Použita byla standardizace a centrování přes druhy. Faktory, které by mohly ovlivňovat druhové složení bývalých polí, lze rozdělit přibližně do čtyř skupin:

- **Rušivé proměnné** – poloha, doba sběru (květen, červen, červenec, srpen, září), dosev
- **Půdní vlastnosti** – maximální vodní kapacita, obsah N, P, K, C, poměr C/N, pH(H₂O), pH(KCl)
- **Vzdálenost** – vzdálenost k nejbližšímu kontinuálnímu travnímu porostu
- **Historie** – opuštěno 50, 70, 90

V rámci těchto skupin byl dále zkoumán vliv jednotlivých faktorů na druhové složení.

3.4.1.1. Vliv rušivých proměnných na druhové složení

Doba sběru

Vliv rozdílné doby sběru na druhové složení předpokládám pouze na úrovni změny pokryvnosti jednotlivých druhů. Je pravděpodobné, že analýza odhalí nějaké rozdíly i ve druhovém složení, ale je možné, že tyto rozdíly budou spíše dány tím, že v rozdílných měsících jsem se pohyboval po pozemcích lišících se v některých dalších parametrech. Např. při doplňování dat o stáří pozemků se ukázalo, že v září jsem navštívil velké množství pozemků opuštěných až v devadesátých letech. Proto je velice diskutabilní, zda se má vliv doby sběru odstraňovat jako rušivá proměnná, neboť společně s ním by byla odstraněna značná část variability související s historií (nebo i s dalšími faktory). Problém je řešen následovně.

Z analýz jsou v první řadě vyloučeny druhy, které jsou výrazněji sezónní a mohli by tedy v pozdějším aspektu chybět. Ve výsledku se jedná v podstatě jen o *Ranunculus auricomus*, ostatní geofyty (např. *Dactylorhiza majalis*) či jarní efemery (např. *Erophila verna*) byly pro malý počet záznamů z analýz vyloučeny už dříve. Jsem přesvědčen, že ostatní rostliny jsem schopen v jakémkoli stavu najít a správně determinovat.

Pro potvrzení domněnky o pohybu po rozdílných pozemcích v rozdílnou dobu byly provedeny 2 srovnávací analýzy CCA. V první byla použita data o druhovém složení zohledňující pokryvnosti, zatímco v druhé byla použita data o druhovém složení obsahující pouze presenci/absenci druhu. Pokud by se ukázalo, že se výsledky těchto dvou analýz nijak výrazně neliší, může být případná průkaznost vlivu doby sběru definitivně přičtena některému jinému faktoru, který je s dobou sběru korelován. Pokud by se pokryvnosti druhů výrazně lišily, budou v dalších analýzách použita data obsahující pouze presenci/absenci druhu.

Posledním důkazem korelovanosti ostatních faktorů s dobou sběru je CCA vlivu doby sběru na druhové složení, kde všechny ostatní proměnné figurují jako kovariáty. Vliv doby sběru by měl po jejich odstranění vymizet.

Poloha

Možná podobnost snímků ležících blízko sebe byla zjišťována pomocí analýzy CCA. Jako údaj o poloze snímku byly k dispozici souřadnice (směry) x a y získané z GIS (v souřadném systému S-JTSK). Pro zjištění případného směrovaného trendu (jediná možnost ošetření prostorových autokorelací, kterou CANOCO umožňuje) byly dále nadefinovány a

postupným výběrem otestovány interakce x , y , $x*y$, x^2 a y^2 . Následně byl otestován vliv polohy s použitím kovariát, kterými byly nejdříve půdních vlastnosti, dosev a vzdálenost, poté byla ještě přidána historie. Protože ve všech případech vycházel vliv polohy průkazně, byl tento faktor použit v dalších analýzách jako kovariáta.

3.4.1.2. Vliv dosevu na druhové složení

Faktor dosevu má podobu záznamu o přítomnosti alespoň jednoho z diagnostických druhů (*Festuca arundinacea* a *Lolium multiflorum*) ve snímku. Vliv tohoto faktoru byl testován pomocí CCA a protože vyšel průkazně, byl v dalších analýzách odstraňován formou kovariáty.

Faktor dosevu je však nemusí být považován jen za rušivou proměnnou, ale je zajímavé i to, které druhy se přednostně vyskytují na dosévaných pozemcích. Jak ukázala úvodní analýza PCA, je faktor dosevu úzce korelován s opuštěním pozemku v 90. letech. Jedině v této kategorii je také vyrovnanější počet dosetých i nedosetých pozemků, proto byl analyzován vliv na druhové složení právě v této kategorii. Analýza byla provedena na datovém podsouboru charakterizovaném shodnou dobou opuštění v devadesátých letech, protože tak byla snadno oddělena všechna data týkající se pouze tohoto období. Tento datový soubor je zároveň sám osobě dostatečně velký a výpověď by proto neměla být nadhodnocená (jedná se o 80 fytoecologických snímků).

3.4.1.3. Vliv půdních vlastností na druhové složení

Protože byl ve skupině půdních vlastností analyzován poměrně velký počet proměnných, byly proměnné v této skupině otestovány pomocí kanonické korespondenční analýzy programu CANOCO (dále jen CCA), použit byl manuální výběr a do dalších analýz byly zahrnuty jen ty z proměnných, jejichž vliv vyšel průkazně ($p < 0,05$, Monte Carlo test, 499 permutací). Použití v dalších analýzách bylo zvaženo také u proměnných, které měly *inflation factor* vyšší než 10 (Herben et Münzbergová 2003).

Vliv historie na půdní vlastnosti

Jak ukázala úvodní analýza odhalující vztahy mezi pozorovanými parametry, je řada půdních vlastností poměrně těsně spjata s kategoriemi faktoru historie. Dá se tedy očekávat, že se půdní vlastnosti nějakým způsobem mění v závislosti na tom, kdy bylo určité pole opuštěno. Pro vizualizaci vztahů mezi jednotlivými kategoriemi opuštění a konkrétními

půdními vlastnostmi byla nejprve provedena analýza RDA, kde figurují proměnné prostředí jako *species variables* a kategorie historie jako vysvětlující faktor. Dále byly vytvořeny krabicové diagramy zobrazující rozdíly naměřených hodnot v závislosti na kategorii opuštění. Průkaznost rozdílů mezi jednotlivými kategoriemi byla poté otestována Tukeyho testem (S-plus).

3.4.1.4. Vliv vzdálenosti nejbližšího kontinuálního travního porostu na druhové složení

V této části byl testován vliv vzdálenosti snímku od nejbližší kontinuální louky na druhové složení. Použita byla opět přímá analýza CCA. V prvním kroku byl zjištěn vliv vzdálenosti bez použití kovariát a ve druhém kroku byly jako kovariáty použity rušivé proměnné a půdní vlastnosti. v posledním kroku byl odstraněn i vliv historie.

Dá se předpokládat, že vliv vzdálenosti na druhové složení bude také ovlivněn časem. Čím více času uplyne od opuštění pozemku, z tím větší vzdálenosti mají rostliny šanci domigrovat. Proto byla všechna data pro další analýzy rozdělena do tří skupin podle kategorie opuštění (50, 70, 90) a analyzována v každé skupině odděleně. Tento postup mi přišel správnější, než odstraňovat vliv historie jako kovariátu. Před vlastní analýzou byly vyškrtnuty druhy, které měli po rozdělení četnost dvě a menší (kvůli možnému nadhodnocení vlivu takovýchto vzácných druhů). Analyzován byl nejprve vliv vzdálenosti bez použití kovariát, poté byl odstraněn vliv rušivých proměnných a půdních vlastností.

3.4.1.5. Vliv historie na druhové složení

Podobně jako v předchozí části byla k vysvětlení vlivu historie na druhové složení použita analýza CCA. Historií je míněna v podstatě doba uplynulá od opuštění konkrétního pole a tato informace má podobu záznamu opuštěno 50 (mezi lety 50. a 70.), opuštěno 70 (mezi lety 70. a 90.) a opuštěno 90 (později). Nejprve byl otestován pouze vliv těchto tří kategorií na druhové složení dohromady. Ve druhém kroku byly použity rušivé proměnné (poloha a dosev) jako kovariáty a ve třetím kroku byly jako kovariáty použity všechny proměnné (rušivé proměnné, půdní vlastnosti a vzdálenost).

3.4.2. Druhová diversita

Druhová diversita je v následujících analýzách vyjádřena jednak Shannon-Wienerovým indexem druhové diversity zohledňujícím pokryvnost druhů a jednak počtem druhů na snímek. Vzorec pro výpočet Shannon-Wienerova indexu H' je zde:

$$H' = -\sum_{i=1}^S p_i \ln p_i,$$

S je počet druhů ve snímku a p_i je podíl pokryvnosti druhu i a celkové pokryvnosti všech druhů ve snímku.

3.4.2.1. Vliv rušivých proměnných na druhovou diversitu

Podobně jako u druhového složení byl i v případě druhové diversity testován vliv rušivých proměnných na druhovou diversitu. Testovány byly ty rušivé proměnné, které byly v předchozích analýzách CCA používány jako kovariáty, tedy poloha a dosev. Použita byla lineární regrese programu S-plus 2000 (MathSoft 1999, dále jen S-plus).

Při analýze vlivu polohy byl analyzován vliv souřadnic a jejich interakcí (x , y , $x*y$, x^2 a y^2) obdobně jako u druhového složení. Nejprve byl testován vliv polohy bez kovariát, poté byly jako kovariáty přidány na začátek modelu nejdříve půdní vlastnosti, poté ještě dosev a vzdálenost, a nakonec historie).

3.4.2.2. Vliv dosevu na druhovou diversitu

Dosev nebyl zkoumán pouze jako rušivá proměnná, ale také pro informaci o tom, jestli umělé došetí zvýší či sníží druhovou diversitu opuštěného pole. Toto zjištění je zajímavé zejména z hlediska rekultivace opuštěných polí, i když získaná informace je v tomto případě spíše orientační, protože u řady pozemků chybí dokumentace (a tím pádem data) o tom, zda byly dosévány či nikoliv.

Druhová diversita (počet druhů na snímek a Shannon-Wienerův index – dále jen H' index) byla testována pro dvě kategorie (doseto a nedoseto). Byla použita jednocestná ANOVA s Tukeyho testem pro nestejný počet případů, $p=0.05$ (S-plus). Protože faktor dosevu se ukázal v úvodní analýze PCA jako úzce korelovaný s historickou kategorií opuštěno 90, byl následně otestován vliv dosevu pouze na datech získaných z pozemků opuštěných v devadesátých letech.

3.4.2.3. Vliv půdních vlastností na druhovou diversitu

Vliv půdních vlastností byl testován pomocí mnohonásobné lineární regrese programu S-plus a protože data byla pro předchozí analýzy linearizována pomocí logaritmické transformace tak, aby měla normální rozložení, byl následně použit F-test.

Nejprve byl analyzován vliv jednotlivých půdních vlastností a posléze vliv všech půdních vlastností dohromady. Opět je zde však možnost, že ač některé z proměnných neprošli při analýze celého datového souboru jako signifikantní, mohly mít odlišný vliv v jednotlivých kategoriích doby opuštění. Proto byly v dalším kroku testovány půdní vlastnosti v závislosti na historii, nejprve pro všechny kategorie dohromady a poté pro každou ze tří kategorií (op. 50, 70 a 90) zvlášť, obdobně jako u analýz provedených na datech o druhovém složení (zadána interakce s faktorem doby opuštění). Výsledkem jsou tedy čtyři tabulky, tři pro každou z historických kategorií a jedna souhrnná pro celkový vliv historie na vztah mezi půdními vlastnostmi a druhovou diversitou.

3.4.2.4. Vliv vzdálenosti nejbližšího kontinuálního travního porostu na druhovou diversitu

Vliv vzdálenosti k nejbližšímu potenciálnímu zdroji diaspor na druhovou diversitu byl testován rovněž pomocí lineární regrese a v následném kroku byl tento možný vliv testován po odstranění vlivu historie (korelace s opuštěním v devadesátých letech viz úvodní PCA na str.45). Protože by se však vliv vzdálenosti mohl i v případě následné neprůkaznosti vlivu uplatnit v některé z kategorií opuštění, byl obdobně jako v analýze vlivu vzdálenosti na druhové složení (viz str. 36) podroben další lineární regresi, ale v součinnosti s historickým faktorem doby opuštění obdobně, jako v předchozí analýze vlivu půdních vlastností. Zkoumán byl opět nejprve vliv každé kategorie opuštění zvlášť a poté vliv všech kategorií dohromady.

3.4.2.5. Vliv historie na druhovou diversitu

Vliv doby opuštění byl testován pomocí lineární regrese. Nejdříve byl stanoven vliv historie bez použití kovariát, poté byly jako kovariáty použity ostatní proměnné (poloha, dosev, půdní vlastnosti, vzdálenost), které měli průkazný vliv na počet druhů/H' index.

Druhová diversita (počet druhů na snímek a H' index) byla dále testována pro 3 kategorie opuštění (opuštěno 50, 70, 90). Byla použita jednocestná ANOVA, metoda mnohonásobného porovnání s Tukeyho testem pro nestejný počet případů, $p=0.05$ (S-plus) a

zobrazeny byly krabicové diagramy ukazující, jak se liší počet druhů/H'index mezi jednotlivými kategoriemi opouštění.

Ve zmíněných třech kategoriích opouštění se nachází odlišné počty lokalit. Vyrovnané jsou kategorie opouštěno 50 a 90 (85 a 80), nejméně pozemků mám v kategorii opouštěno 70 (25). Je to však pravděpodobně logický výsledek, v této době (tedy přibližně mezi lety 1970 a 1990) procházelo zemědělství na území ČR obdobím největší transformace (v rámci kolektivizace) a pouze minimum polí bylo opouštěno (Hrázský 2006, viz též Graf 1). K zohlednění tohoto faktu byl použit právě Tukeyho test pro nestejný počet případů.

3.4.3. Ellenbergovy indikační hodnoty

Pomocí analýzy PCA a koeficientů korelace bylo zkoumáno, zda spočtené EIH pro snímky odpovídají reálně naměřeným hodnotám o prostředí a jaká je tudíž použitelnost EIH ve studované oblasti a v daném biotopu opouštěných polí.

Především mě zajímaly tyto dvojice:

EIH pro vlhkost - maximální vodní kapacita,

EIH pro dusík - reálný obsah dusíku, fosforu či dalších prvků v substrátu

(tato EIH totiž často vypovídá o obsahu všech živin či produktivitě stanoviště spíše, než přímo o obsahu dusíku, Shaffer et Sýkora 2000),

EIH pro pH - reálné hodnoty pH.

Pro přibližnou představu o tom, které EIH jsou korelovány se kterými půdními vlastnostmi, byla nejprve provedena analýza PCA, kde faktory prostředí a EIH vystupovaly jako *species variables*. Do této analýzy byly zahrnuty jen ty půdní faktory, které nebyly navzájem příliš korelované, tedy stejné, které byly použity pro předcházející analýzy CCA (N, P, K, C/N, kapacita a výměnné pH) .

V dalším kroku byla sestavena korelační matice porovnávací EIH a reálně naměřené hodnoty (S-plus), která poskytla informaci o tom, jaké jsou reálné vztahy mezi oběma typy proměnných.

4. Výsledky

Poznámka ke členění Výsledků:

Názvy jednotlivých kapitol odpovídají názvům kapitol druhé části Metodiky nazvané Zpracování dat. Pro přehlednost a zřetelnější logiku v návaznosti kapitol jsou v průběhu Výsledků uváděny dílčí diskuse či poznámky (především ke grafům). Tyto dílčí diskuse jsou odraženy od zbytku textu prázdným řádkem.

4.1. Druhové složení opuštěných polí

Na pozemcích bývalých polí bylo pro potřeby této práce pořízeno 190 fytoecologických snímků o velikosti 5×5 metrů. Zaznamenáno bylo 215 druhů vyšších cévnatých rostlin, z nichž pro analýzy vysvětlující druhové složení byly použity jen druhy pozorované více než třikrát, což činí 138 druhů. Pro analýzy vysvětlující druhovou diversitu bylo použito všech 215 druhů. Z těch zajímavějších je v následující tabulce uveden název druhu, číslo snímku a jeho poloha (souřadný systém S-JTSK).

Tab. 1. Zajímavé nalezené druhy. Souřadnice představují šířku a délku v souřadném systému S-JTSK). Kompletní seznam zaznamenaných druhů společně se zkratkami použitými v mnohorozměrných analýzách je v příloze na konci práce.

druh	číslo snímku	x	y
<i>Dactylorhiza majalis</i>	1548	-859361.52089100000	-1038392.42805000000
	1796	-861063.33881999900	-1039548.36452000000
<i>Succisa pratensis</i>	568	-858737.74030800000	-1039964.97615000000
	1004	-861014.74442999900	-1040367.43302000000
	1025	-861005.19061299900	-1040401.52005000000
<i>Triglochin palustre</i>	5277	-860103.43116100000	-1036663.89615000000



Obr. 8. Vlhká louka s *Dactylorhiza majalis*

Délka gradientu

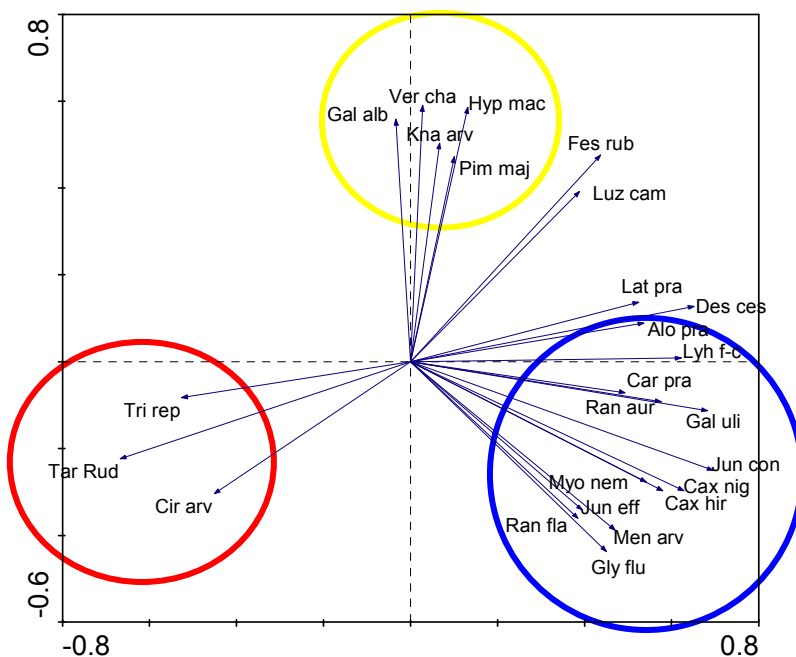
Pro volbu techniky u následných mnohorozměrných analýz (lineární nebo unimodální) byla na datech o druhovém složení nejprve provedena analýza DCA. Protože délka první osy je mezi hodnotami 3 a 4 (viz Tab. 2), byla zde možnost volby mezi oběma technikami. Protože však budou analyzována rovněž data o presenci/druhů, u kterých je nutné použití unimodálních technik a protože výsledky budou srovnávány s výsledky analýz dat zohledňujících rovněž pokryvnosti druhů, rozhodl jsem se pro použití unimodální techniky (především pak CCA) u všech analýz.

Tab. 2. DCA na datech o druhové složení, délky nalezených gradientů

osy	1	2	3	4
% vysvětlené variability kumulativně	12.0	17.3	21.2	24.2
délka gradientu	3.487	2.961	2.163	2.042

Zachycené směry variability

Pro představu o tom, jak jsou data o druhovém složení strukturována, tedy jsou-li zde patrné nějaké výrazné směry variability, byla provedena nepřímá analýza PCA. Jak je patrné z grafu 2, je v datech možné pozorovat hned několik výraznějších směrů variability (dobře znatelné minimálně 3, viz barevné kroužky).



Graf 2. PCA snímek; použita odmocninová transformace, centrování a standardizace přes druhy. První osa vysvětlila 7,8%, druhá 4,8% variability; zobrazeno 25 druhů (zkratky druhů viz příloha x).

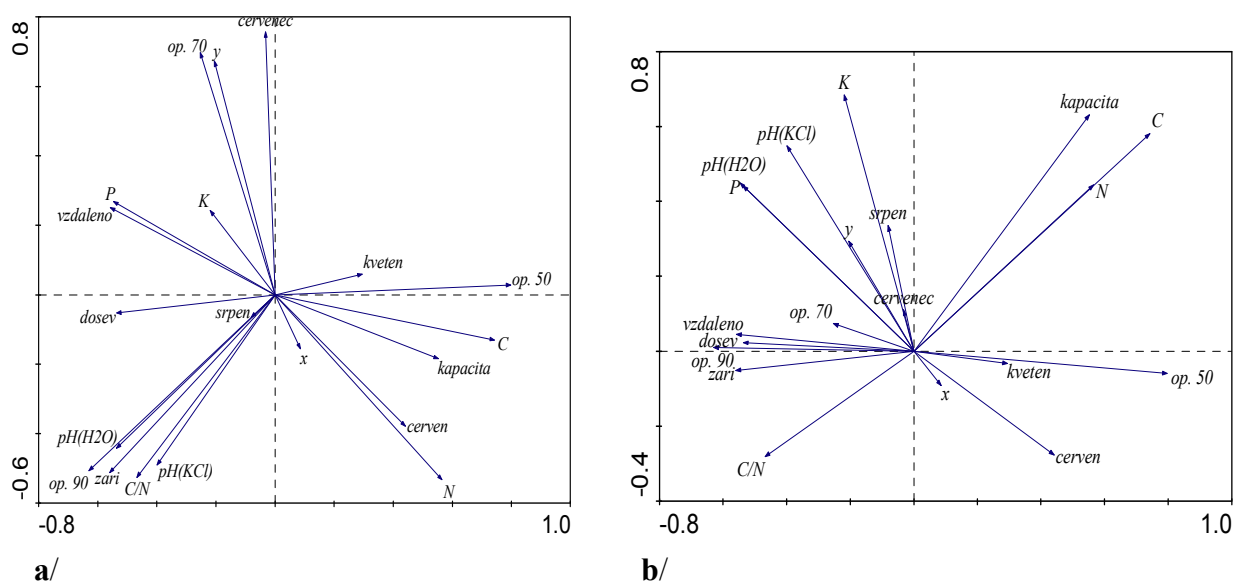
Druhy v červeném kroužku by se daly považovat za časnější kolonizátory opuštěných pozemků. Především *Cirsium arvense* a *Taraxacum* sect. *Ruderalia* lze podle mých vlastních pozorování často nalézt na nedávno opuštěných polích. Jedná se o vytrvalé plevele s lehkými semeny opatřenými chmýrem, které jsou na stanoviště schopné dolétnout i ze značné vzdálenosti a rychle se rozšířit po celé jeho ploše. Přítomnost jetele (*Trifolium repens*) je v tomto směru poněkud diskutabilní, jedná se totiž o druh čeledi *Fabaceae* vyznačující se poměrně velkými, těžkými a tudíž hůře šířitelnými semeny (Šerá et Šerý 2004). Tento druh (společně s *T. pratense*) se však na nedávno opuštěných polích vyskytuje poměrně často. Předpokládal jsem tedy, že oba druhy mohly být na pole po jejich opuštění dosety. To mi však vyvrátil p. Kožíšek, majitel značné části pozemků v okolí Ovesných Kladrub, podle nějž pole dosévána nebyla a jetel se tam objevil samovolně.

Druhy v modrém kroužku lze označit za vlhkomilné (např. *Juncus effusus*, *J. conglomeratus*, *Myosotis nemorosa* a další), tedy předpokládám, že tento směr variability by mohl být vysvětlen vyšším obsahem půdní vody, v tomto případě vyššími hodnotami maximální vodní kapacity.

O druzích ve žlutém kroužku lze říct, že se vyznačují klonálním růstem, ale na interpretaci tohoto jevu si prozatím netroufám.

Vzájemné vztahy mezi pozorovaných faktory

Pro zjištění toho, jak jsou spolu jednotlivé studované faktory korelovány, byla provedena analýza PCA, ve které tyto faktory figurovaly jako *species variables*.



Graf 3. PCA na proměnných prostředí jako *species variables*, **a/** zobrazena 1. a 2. osa, **b/** zobrazena 1. a 3. osa. Použita odmocninová transformace, standardizace a centrování přes druhy. X, Y – souřadnice snímků; N, P, K, C, C/N – obsahy půdních živin (dusík, výměnné fosforečnany, draslík, uhlík, poměr uhlíku k dusíku); pH(H₂O), pH(KCl) – aktuální a výměnná půdní reakce; kapacita – maximální vodní kapacita substrátu; op.50, op.70, op.90 – kategorie stáří opuštěného pole; kveten, červen, červenec, srpen, zari – kategorie doby pořízení fytoecologických snímků; vzdaleno – vzdálenost snímku od nejbližšího kontinuálního travního porostu; dosev – dosev pole travní směsí po jeho opuštění.

Jak je vidět z grafického výstupu analýzy na grafu 3, řada faktorů je poměrně výrazně korelována. Výrazně korelována se jeví skupina faktorů C, N a kapacita. Pravděpodobně se jedná o snímky z vlhkých míst, na kterých je v půdě vyšší obsah organického materiálu (C) a živin (N) z důvodu vyšší aktivity půdních mikroorganismů (Hájková et Hájek 2003). Korelovány jsou také hodnoty aktuálního a výměnného pH, což je poměrně pochopitelné, pro další analýzy tedy bude použita jen jedna z těchto dvou veličin. Další výrazně korelovanou skupinou faktorů je kategorie opuštěno 90., (rostoucí) vzdálenost od refugia, dosev a kategorie sběru dat v září. Interpretace tohoto faktu by mohla být ta, že v září byla snímkována opuštěná pole vzdálenější od luk či pastvin, opuštěná vesměs později a často dosévána. Skutečně jsem v září roku 2007 často snímkoval pole, která byla v době největší kolektivizace zemědělství velkoplošná a jejich okolí se nenacházely žádné nerozorané travnaté plochy. Tato pole byla opuštěna relativně nedávno a dosévání je také poměrně nedávno zavedenou praxí, tedy nalezené korelace jsou zákonité.

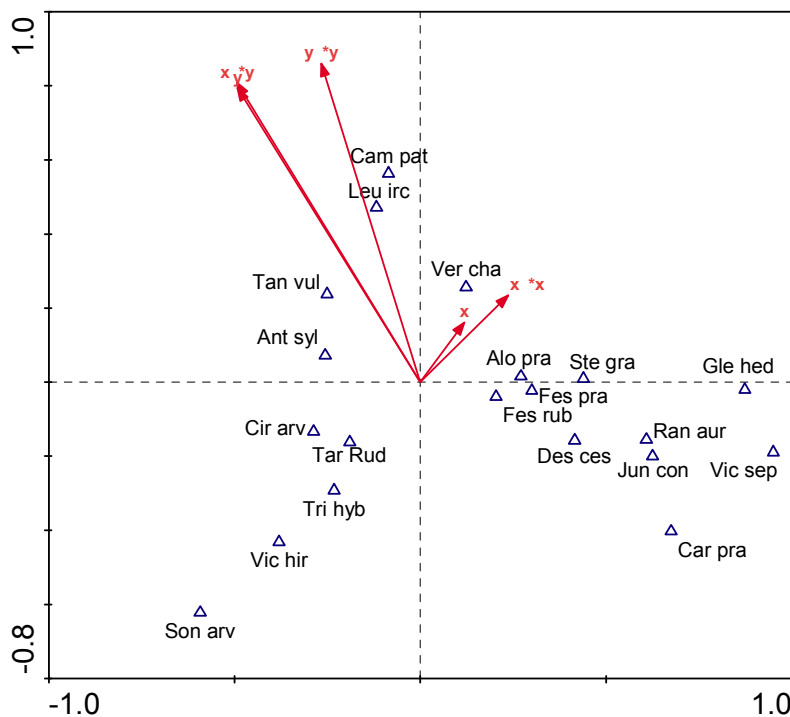
4.1.1. Vliv rušivých proměnných na druhové složení

Poloha

Poloha má průkazný vliv na druhové složení. Všechny souřadnice a jejich interakce (x , y , $x*y$, x^2 a y^2) mají průkazný vliv na druhové složení (otestováno manuálním výběrem). Tento faktor vysvětluje 9,2% celkové variability dat a i po odstranění vlivu ostatních proměnných (dosev, půdní vlastnosti, vzdálenost a historie) vysvětluje poloha stále 6,5% celkové variability.

Tab. 3. Test průkaznosti vlivu souřadnic a jejich interakcí postupným manuálním výběrem. Všechny z testovaných interakcí vyšly průkazně (červené označené p-hodnoty). V prvním řádku nejsou použity kovariáty (nic), v dalších řádcích jsou kovariátami vypsané proměnné. Uvedeno vždy procento variability vysvětlené každou interakcí zvlášť a dohromady (samostatné analýzy CCA).

kovariáty	nic	dosev+půdní vlastnosti+vzdálenost	dosev+půdní vlastnosti+ vzdálenost+historie
% vysvětlené variability	9,2	6,5	6,5
p-hodnota	0,002	0,002	0,002

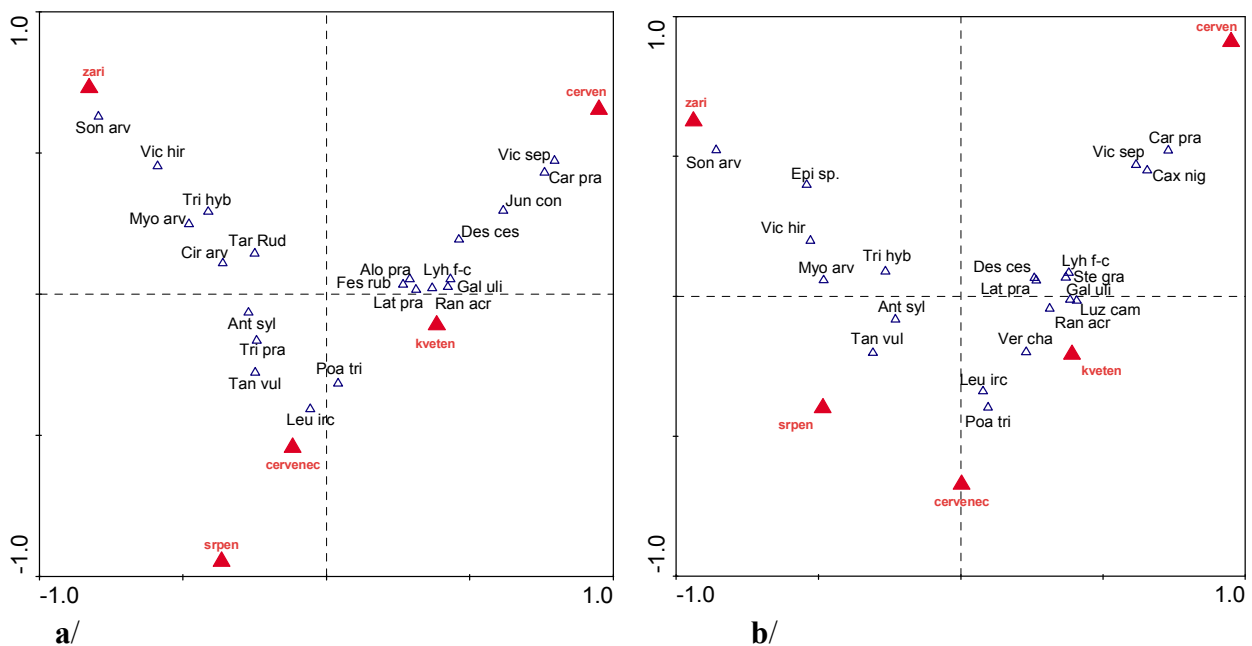


Graf 7. CCA vlivu polohy na druhové složení; zobrazen vliv souřadnic x , y a jejich interakcí $x*y$, x^2 a y^2 . 1. osa vysvětlila 4,1%, 2. osa vysvětlila 2,2% variability. Zobrazeno 20 druhů s nejsilnější „vazbou“ na faktor polohy.

Jak je vidět v Tab. 3, i po odstranění vlivu půdních vlastností, dozevu a vzdálenosti i po následném přidání kovariáty historie vycházel vliv polohy průkazně. Program CANOCO měl problém s testováním interakcí typu x^2y a s interakcemi vyššího než kvadratického řádu. Tyto interakce proto nebyly prověřeny, ani později použity jako kovariáty. Spoléhám proto, že většina variability vysvětlitelné polohou snímku byla postihnuta zobrazenými třemi interakcemi ($x*y$, x^2 a y^2).

Doba sběru

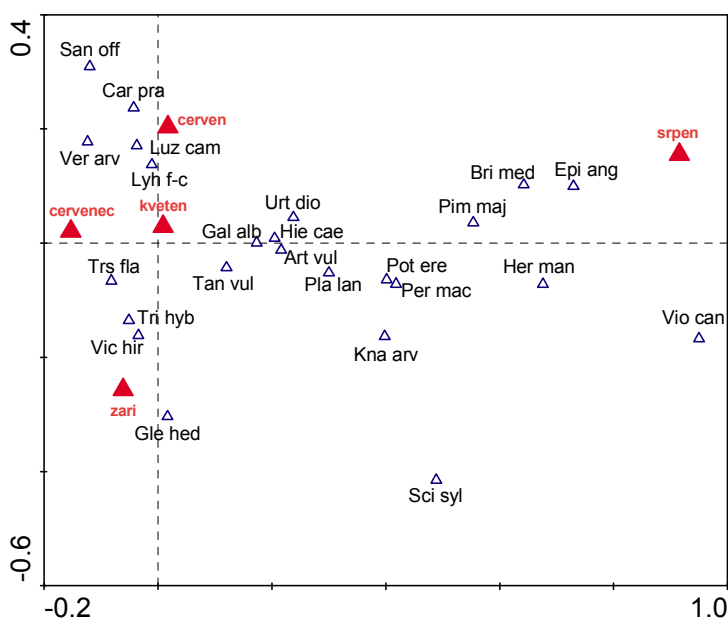
Rozdíly ve druhovém složení (a pokryvnosti), které by mohly být způsobeny odlišnou dobou sběru, byly testovány pomocí CCA pro 5 měsíců (květen, červen, červenec, srpen a září). Tento faktor vysvětluje 11% celkové variability (data zahrnující pokryvnost) resp. 12,2% celkové variability (data typu presence/absence). Po odstranění vlivu všech ostatních proměnných tento faktor vysvětluje stále 6,3% celkové variability ($p=0,002$).



Graf 8. CCA vlivu doby sběru ($p=0,005$, 499 permutací). **a/** všechny měsíce dohromady vysvětlily **11%** variability, z toho 1. osa vysvětlila 5,9% a 2. osa 2,5% variability, celková variabilita je 2,989, zobrazeno 21 druhů s nejsilnější vazbou na dobu sběru, **b/** stejná analýza CCA, u dat o druhovém složení jsou však zanedbány pokryvnosti, jedná se tedy pouze o presenci/absenci druhu ve snímku. Všechny měsíce dohromady vysvětlily **12,2%** variability, z toho 1. osa 6,9% a 2. osa 2,8% celkové variability, celková variabilita u dat typu presence/absence je 2,143, zobrazeno 20 druhů s nejsilnější vazbou na dobu sběru. Zkratky druhů viz příloha.

Analýzy překvapivě odhalily, že na data obsahující pouze presenci/absenci druhu má doba sběru větší vliv, než na data zohledňující pokryvnost. Z toho lze soudit, že pokryvnost nezpůsobuje větší variabilitu (datového souboru pokryvnost zahrnujícího), která by mohla být připsatelná faktoru doby sběru (to by muselo být procento vysvětlené variability nižší, nikoli vyšší). V dalších analýzách budou tudíž používána i nadále data pokryvnost zohledňující.

Nicméně vliv doby sběru na druhové složení je v obou případech dost silný. Pro zjištění toho, zda se nejedná o vliv jiných proměnných korelovaných s tímto faktorem (srov. graf 3) byla provedena následující analýza CCA, kde všechny ostatní proměnné figurují jako kovariáty. Výsledkem by měl být čistý vliv doby sběru.



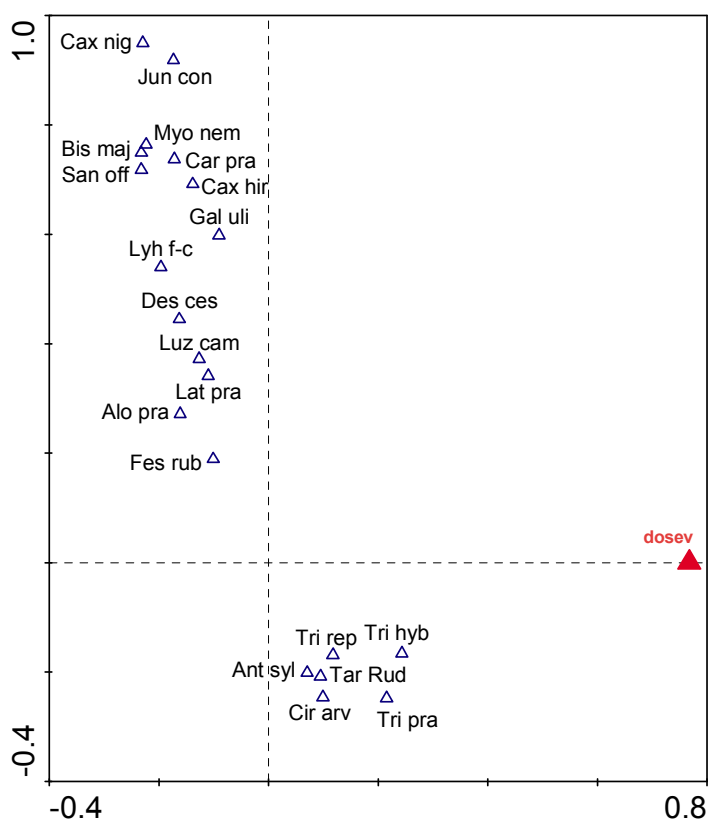
Graf 9. Závislost druhového složení na době sběru. CCA, kovariáty jsou všechny ostatní faktory. 1. osa vysvětluje 2,2% a 2. osa 1,9% variability. Celkem doba sběru po odečtení kovariát vysvětluje 6,3% celkové variability.

Analýza CCA ukázala, že i po odstranění variability způsobené ostatními proměnnými má doba sběru průkazný vliv na druhové složení. Tento faktor vysvětluje 6,3% celkové variability v datech o druhovém složení.

Při pohledu na druhy, které by měly mít k faktoru doby sběru (resp. jednotlivým měsícům) nejtěsnější vztah (viz graf 9), je však potřeba říci několik důležitých věcí. Tyto druhy nemají společného nic, co by je na první pohled umožňovalo rozdělit do nějakých skupinek (např. podle fenologie v průběhu roku) a každopádně se nejedná o druhy, které by v průběhu snímkování nebylo v nějakou dobu možné nalézt či určit. Většinu z nich jsem navíc zaznamenával v různých měsících celé snímkovací sezóny obou let 2007 i 2008. Na základě tohoto zjištění soudím, že důvodem poměrně vysokého procenta vysvětlené variability je vliv nějakých dalších neznámých faktorů korelovaných s dobou sběru a proto faktor doby sběru nebude v dalších analýzách odstraňován jako kovariáta.

4.1.2. Vliv dosevu na druhové složení

Analýza CCA ukázala, že dosev má na druhové složení opuštěných polí průkazný vliv. Tento faktor vysvětlil 2,7% variability. Po odstranění vlivu korelovaného faktoru opuštění v 90. letech činil podíl vysvětlené variability stále 2%. Po odstranění vlivu všech ostatních proměnných vysvětloval faktor dosevu 1 % celkové variability ($p=0,006$).

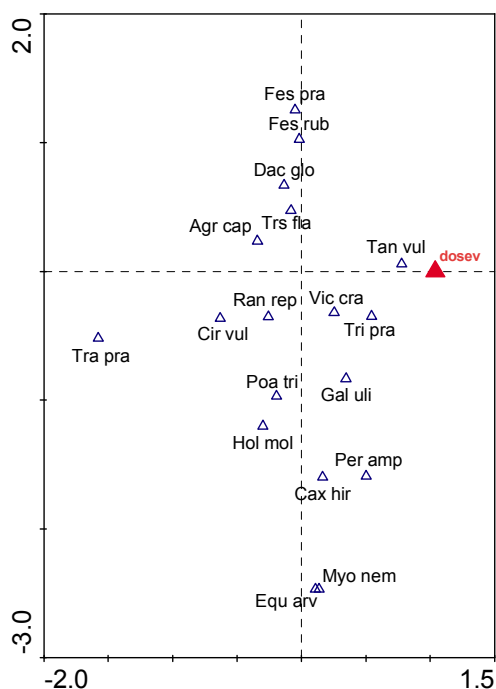


Graf 10. CCA vlivu dosevu na druhové složení. 1. osa vysvětlila 2,7% variability ($p=0,002$, 499 permutací). Zobrazeno 20 druhů s nejsilnější vazbou na dosev.

Zajímavý je pozitivní vliv dosevu na několik druhů, zejména se jedná o tři druhy rodu *Trifolium* (*T. hybridum*, *T. pratense* a *T. repens*) U těchto druhů mám tendenci se domnívat, že by mohly být rovněž součástí směsi dosévaných semen, kdyby se ovšem hojně nevyskytovaly i na pozemcích, které podle svědků dosévány nebyly (viz str. 43). Tedy můj závěr je ten, že ač by tyto druhy rodu *Trifolium* skutečně mohly být součástí výsevní směsi, pravděpodobně často zplaňují a dále se šíří (také Kubát et al. 2002), tudíž je nelze použít jako druhy indikující dosev, jako bylo učiněno s druhy *Festuca arundinacea* a *Lolium multiflorum*. Ostatní druhy, jevící jistou afinitu k dosevu, jsou již jednou zmiňované vytrvalé plevele. V tomto případě jde pravděpodobně o efekt korelovanosti faktoru dosev z faktorem opuštěno 90. (viz též graf 3 na str. 45). V dalších analýzách však bude faktor dosev používán jako

kovariáta proto, že jistá korelovanost je v tomto případě zákonitá (dosévání je poměrně nedávno zavedená praxe) a protože přímý vliv na druhové složení je v tomto případě téměř jistý.

Pokud však chceme zjistit, jaký má dosev reálný vliv na druhové složení, není správné odstraňovat vliv historie jako kovariátu, zvláště pokud víme, že v jedné z kategorií má pravděpodobně největší vliv (opuštěno 90). Proto byla provedena ještě jedna analýza na datech, jejichž společnou vlastností je právě to, že byla sebrána na pozemcích opuštěných v devadesátých letech (jako kovariáty použity všechny ostatní proměnné). Tato analýza poskytla lepší výsledky i proto, že v kategorii opuštění v 90. letech se nachází nejvíce dosévaných pozemků (viz tab. 10 na str. 64). Že má tato analýza smysl pak dokázaly další dvě analýzy, kdy byl testován vliv dosevu ve zbylých dvou kategoriích, tedy opuštěno 50 a 70, a ani jeden výsledek už nevyšel průkazně ($p=0,082$ pro 50. léta a $p=0,6$ pro 70. léta). Důvodem může být právě malý počet dosévaných pozemků v těchto kategoriích.



Graf 11. CCA vlivu dosevu na druhové složení v kategorii opuštěno 90, tento faktor vysvětlil 3,2% celkové variability ($p=0,004$). Kovariáty: rušivé proměnné, půdní vlastnosti a vzdálenost.

Jak je vidět na grafickém výstupu této analýzy CCA, reagují na faktor dosevu v devadesátých letech poněkud jiné druhy, než když byly analyzovány všechny kategorie opuštění dohromady. Z druhů, které s jistotou nebyly ve výsevních směsích, se na dosévaných pozemcích se vyskytují přednostně druhy jako je *Tanacetum vulgare*, *Vicia cracca*, *Persicaria amphibia* ad. Nedosévané pozemky preferují např. *Tragopogon pratensis*, *Cirsium vulgare*, *Agrostis capillaris*, *Ranunculus repens* ad. O těchto druzích by se nejspíš dalo soudit, že jsou slabšími kompetitory, než dosévané druhy.

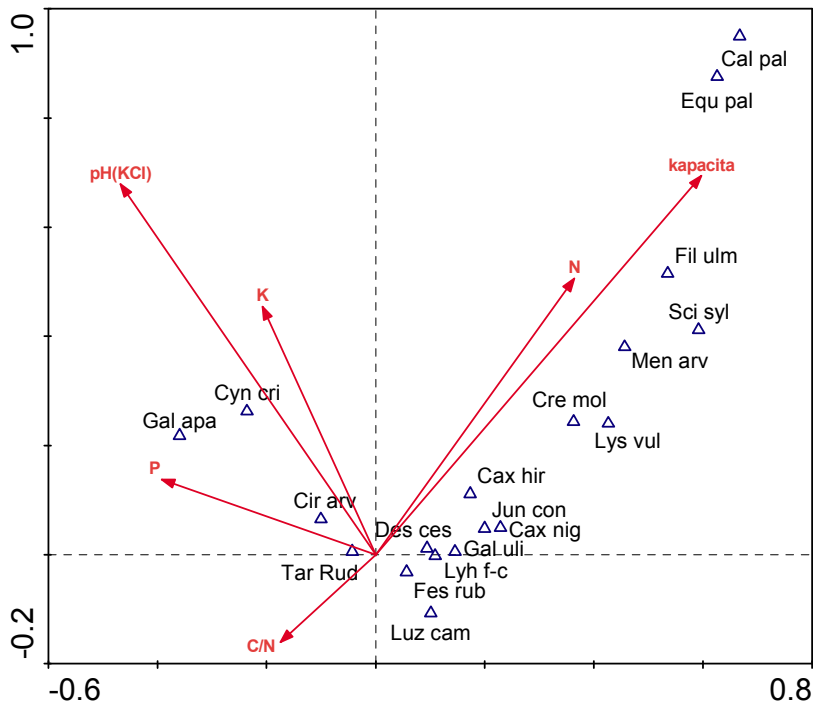
4.1.3. Vliv půdních vlastností na druhové složení

Všechny faktory související s půdními vlastnostmi měly v analýze CCA průkazný vliv na druhové složení (manuální výběr, $p=0,05$, Monte Carlo test, 499 permutací). Do další analýzy CCA byly zahrnuty jen půdní vlastnosti, které měly *inflation factor* nižší než 10, tzn. že vyloučen byl obsah uhlíku, který silně koreloval s obsahem dusíku. Poměrně silně korelované (*inflation factor* > 6) byly i hodnoty aktuálního pH(H₂O) s hodnotami výměnného pH(KCl), do dalších analýz bylo proto zahrnuto jen výměnné pH(KCl).

Tab. 4. CCA vlivu zbylých půdních vlastností na druhové složení. Nic – kovariáty nejsou použity. Dále jsou použity jako kovariáty: poloha, dosev, vzdálenost a historie. Vrchní číslo je % vysvětlené variability, spodní je p-hodnota. Červeně jsou vyznačeny hodnoty $p<0,05$.

kovariáty	N	P	K	C/N	kapacita	pH(KCl)
nic	3,4 0,002	3,4 0,002	2,4 0,002	2,2 0,002	3,2 0,002	3 0,002
poloha+dosev	2,3 0,002	2,2 0,002	1,4 0,002	0,9 0,02	2,9 0,002	2,5 0,002
poloha+dosev +historie	1,8 0,002	1,5 0,002	1,3 0,002	0,8 0,07	2,7 0,002	2,2 0,002
poloha+dosev +historie+vzdálenost	0,9 0,02	0,7 0,15	1,3 0,002	0,6 0,28	1,6 0,002	2,2 0,002

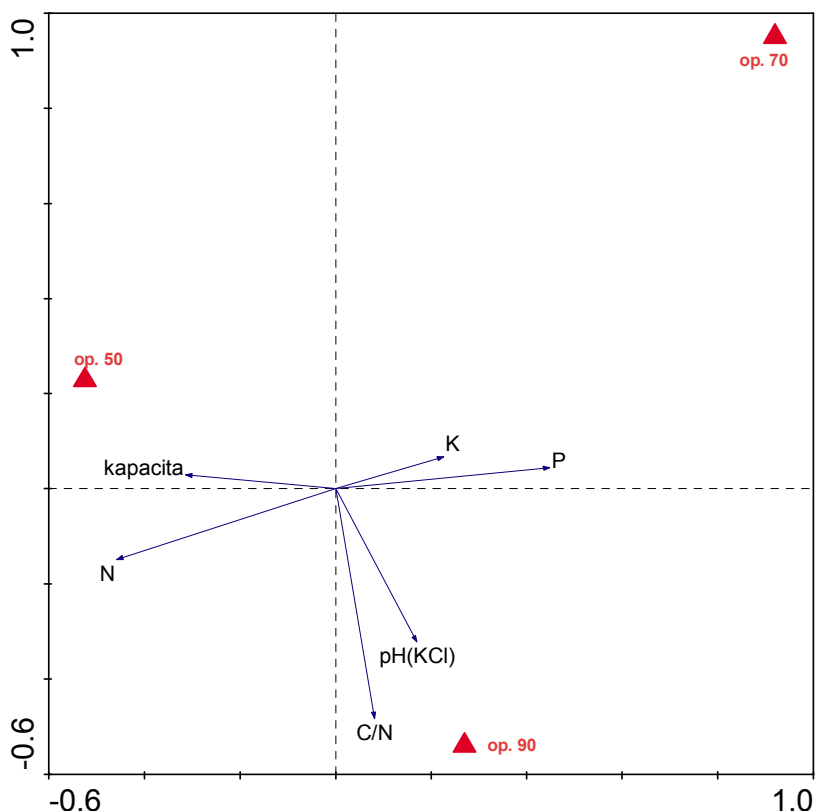
CCA vlivu zbylých půdních vlastností na druhové složení odhalila, že dohromady vysvětlují 13,3% zjištěné variability ($p=0,002$). Po odstranění vlivu všech ostatních proměnných (rušivé proměnné, historie a vzdálenost) vysvětlily půdní parametry 8,6% celkové variability ($p=0,002$).



Graf 4. CCA vlivu půdních vlastností na druhové složení. Celkem vysvětlily půdní parametry 8,6% variability. 1. osa vysvětlila 4%, 2. osa 1,9%. Kovariáty: rušivé proměnné, historie a vzdálenost. Zobrazeno 19 nejsilněji vázaných druhů.

Jak je patrné z grafu 4, na půdu s vysokými hodnotami maximální vodní kapacity jsou vázány vyloženě vlhkomilné druhy, jako je např. *Caltha palustris*, *Filipendula ulmaria*, *Equisetum palustre* a další. S faktorem vodní kapacity je do jisté míry pozitivně korelován i obsah dusíku. Na přibližně opačném konci gradientu vodní kapacity se vyskytují druhy, které v úvodní analýze PCA (viz graf 3) považují za ruderální. Tyto druhy zároveň projevují afinitu k vyšším hodnotám ostatních měřených živin, jako je draslík a fosfor a také k vyšším hodnotám pH.

4.1.3.1. Vliv historie na půdní vlastnosti



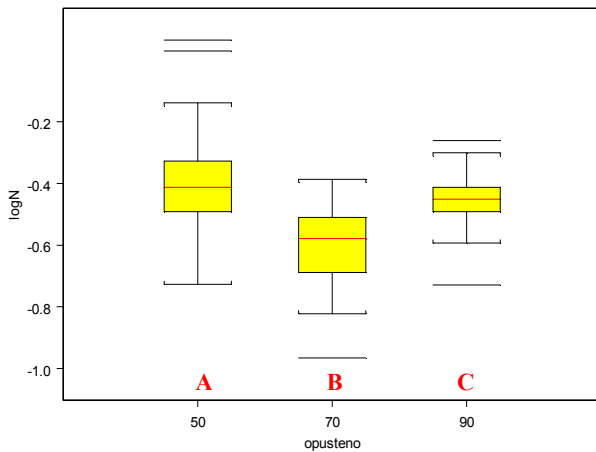
Graf 5. RDA vlivu historie na půdní vlastnosti. Použita standardizace a centrování přes druhy. Historie vysvětlila 16% variability v datech o půdě, $p=0,002$, 499 permutací.

Jak ukazuje grafický výstup analýzy RDA (graf 5), nedávno opuštěná pole mají vyšší pH a poměr C/N, zatímco pole opuštěná již v 50. letech se zdají mít vyšší obsah dusíku a jsou vlhčí (vyšší hodnoty maximální vodní kapacity). Obsah draslíku a fosforu se zdá být mírně vyšší u polí opuštěných v 70. letech, ale tento efekt není příliš silný (srov. graf 11).

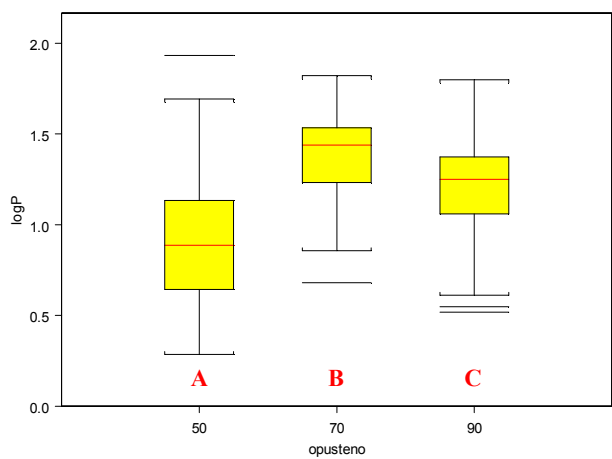
Z grafu 5 lze soudit, že jsou později opuštěná pole sušší, než ta opuštěná dříve. To může být způsobeno kolapsem melioračního systému u starších polí a následným vzrůstem hladiny spodní vody, je zde ale i možnost, že vlhčí pozemky byly opouštěny přednostně. Zjištění pravé příčiny však asi nebude možné. Jednou z možností bylo zjistit, jestli jsou vlhčí místa vázána např. na prohlubně v reliéfu, získat data z map a následně otestovat, zda se dříve opuštěná pole nacházejí v těchto prohlubních. Ve studované oblasti se však vyskytuje řada pramenišť a mokřích ok bez jakéhokoli výrazného vztahu k reliéfu (např. na kopečku či na mírném svahu, místo v očekávané prohlubni). Ani záznamem současných pramenišť a mokřin bychom se pravděpodobně nedočkali uspokojivých závěrů, protože nelze tvrdit, že takováto místa nemohla vzniknout i na později opuštěných polích.

Pro zjištění toho, jak se mění jednotlivé půdní vlastnosti v závislosti na čase a pro ověření průkaznosti rozdílů mezi jednotlivými časovými kategoriemi, byla provedena analýza variance (dále jen ANOVA) jednotlivých půdních vlastností pro tyto tři kategorie. Pro splnění požadavku normálního rozložení dat pro tuto analýzu byla data o půdních vlastnostech logaritmicky transformována (kromě poměru C/N, který měl normální rozložení).

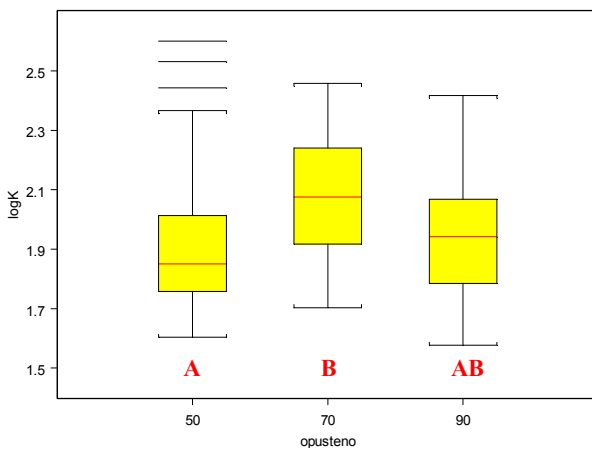
a/ dusík



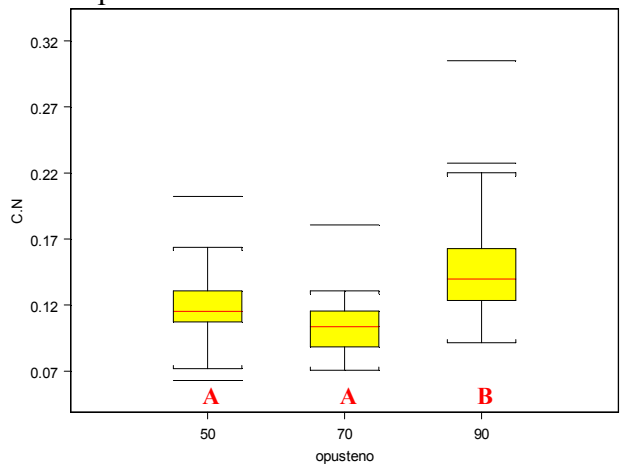
b/ fosfor



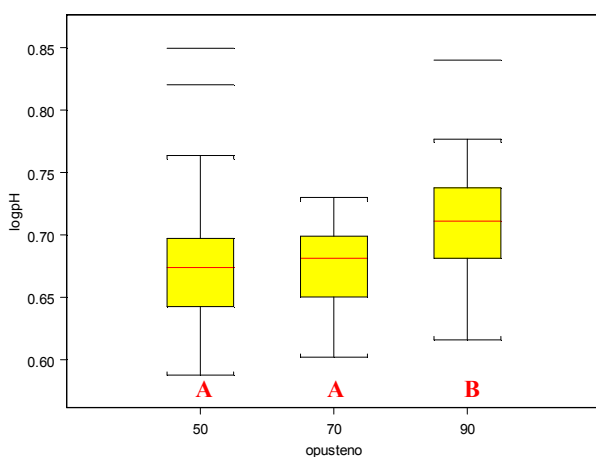
c/ draslík



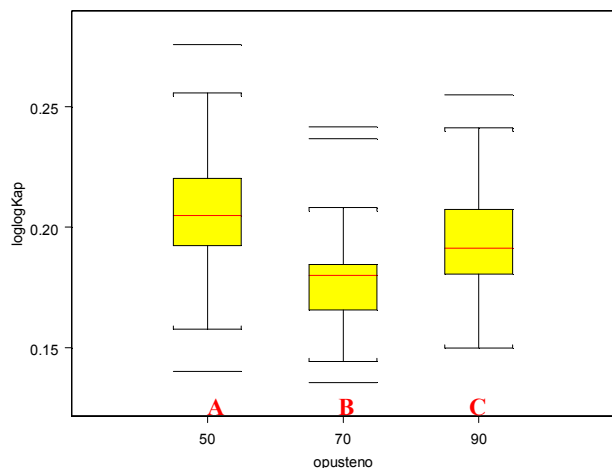
d/ poměr C/N

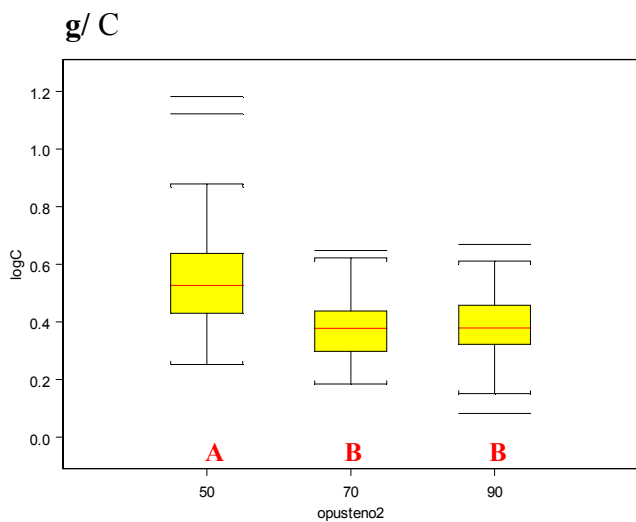


e/ pH



f/ kapacita





Grafy 6. a/-g/: jednocestná ANOVA půdních vlastností v kategoriích doby opuštění. Kategorie, které se průkazně neliší ($p=0,05$, Tukeyho test pro nestejný počet případů) jsou označeny stejnými písmeny. Grafy zobrazují medián, horní a dolní kvartil a odlehlé hodnoty (hodnoty mimo $1,5 \times$ mezikvartilové rozmezí). 50, 70, 90 – kategorie doby opuštění pozemku. Aritmetický průměr hodnot a směrodatné odchylky v jednotlivých kategoriích viz

Tab. 5. Popisná statistika půdních vlastností v rámci jednotlivých kategorií doby opuštění. Zobrazen aritmetický průměr a směrodatná odchylka.

Opuštěno	50. léta	70. léta	90. léta
Počet snímků	85	25	80
N (%)	$0,420 \pm 0,152$	$0,256 \pm 0,076$	$0,356 \pm 0,059$
P (mg/100g)	$11,96 \pm 12,90$	$29,06 \pm 16,14$	$18,48 \pm 10,80$
K (mg/100g)	$90,99 \pm 60,42$	$131,12 \pm 66,26$	$103,52 \pm 56,36$
C/N	$0,118 \pm 0,022$	$0,105 \pm 0,024$	$0,146 \pm 0,036$
kapacita (hmot.%)	$46,15 \pm 26,03$	$33,27 \pm 7,45$	$37,21 \pm 7,16$
Výměnné pH(KCl)	$4,75 \pm 0,52$	$4,76 \pm 0,36$	$5,13 \pm 0,48$
C (%)	$3,74 \pm 1,99$	$2,46 \pm 0,71$	$2,55 \pm 0,65$

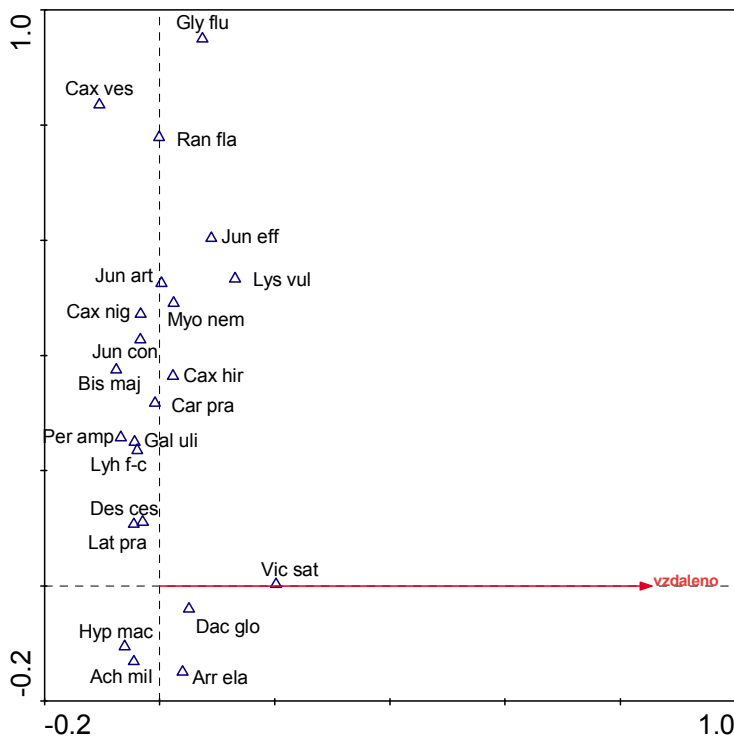
U každé ze sledovaných půdních vlastností se mezi sebou vždy alespoň dvě kategorie průkazně lišily ($p=0,05$). Nějaký obecný trend však lze sledovat pouze u výměnného pH(KCl), kdy jeho hodnota směrem od mladších ke starším pozemkům kontinuálně klesá. Nicméně se v tomto případě od ostatních liší průkazně jen nejmladší pozemky (opuštěné v 90. letech). Ty mají nejvyšší hodnoty pH. Pokud bychom sledovali trendy jen v rámci kategorií, které se lišily průkazně, dalo by se ještě říci, že obsah draslíku a poměr C/N směrem od mladších ke starším pozemkům klesá a obsah uhlíku roste. Nutno ještě podotknout, že v kategorii opuštění v 70. letech bylo pořízeno pouze 25 snímků, tedy výrazně méně než ve zbylých dvou kategoriích. S přihlédnutím k tomuto faktu bychom mohli také porovnat pouze kategorie opuštění v 50. a 90. letech, které vyšly průkazně. Potom by bylo možné ještě

doplnit, že obsah dusíku směrem od mladších ke starším pozemkům roste, kdežto obsah fosforu klesá a roste maximální vodní kapacita.

Souhrnně by se tedy dalo říci, že s přibývajícím lety se opuštěná pole stávají vlhčí a mají vyšší obsah dusíku (vzhledem k pH pravděpodobně v dusičnanové formě) a uhlíku. Na druhou stranu postupně klesá obsah ostatních prvků (jako je fosfor a draslík) půda se okyseluje a mění se poměr C/N ve prospěch dusíku. A v závislosti na těchto změnách lze očekávat i změny ve druhové skladbě.

4.1.4. Vliv vzdálenosti nejbližšího kontinuálního travního porostu na druhové složení

Vzdálenost pozemku k nejbližšímu kontinuálnímu travnímu porostu měla průkazný vliv na druhové složení. Tento faktor samostatně vysvětlil 3% celkové variability ($p=0,002$). Po odstranění vlivu ostatních proměnných (rušivé proměnné a půdní vlastnosti) tento faktor vysvětlil 1,3% celkové variability ($p=0,002$).



Graf 13. CCA vlivu vzdálenosti na druhové složení. Kovariátami jsou rušivé proměnné a půdní vlastnosti. Vzdálenost vysvětlila 1,3% celkové variability ($p=0,002$). Kovariáty: rušivé proměnné a půdní vlastnosti. Zobrazeno 22 nejtěsněji vázaných druhů. Vzdálenost ke kontinuálnímu travnímu porostu se pohybuje od 1 do 181 metrů, medián je 25 metrů.

Z grafického výstupu analýzy CCA (graf 13) je patrný poměrně překvapivý efekt rostoucí vzdálenosti na několik druhů. Např. druh *Vicia sativa* se vyskytuje navzdory svým těžkým semenům přednostně na bývalých polích vzdálenějších od potenciálního refugia. Stejně tak bych očekával spíše opačný efekt u druhů *Carex hirta* a *Myosotis nemorosa*, neboť oba tyto druhy mají rovněž relativně těžká semena. Na druhou stranu, jejich vztah k rostoucí vzdálenosti není na grafu příliš jednoznačný.

Zdá se, že pro většinu druhů jsou mnohem rozhodující jiné faktory, než je vzdálenost od potenciálního refugia. Procento variability vysvětlené tímto faktorem skutečně není. Nicméně je možné, že došlo k určitému podhodnocení vlivu vzdálenosti na druhové složení z důvodu smíchání kategorií doby opuštění. Proto byly provedeny další analýzy, a to pro každou ze tří kategorií opuštění zvlášť.

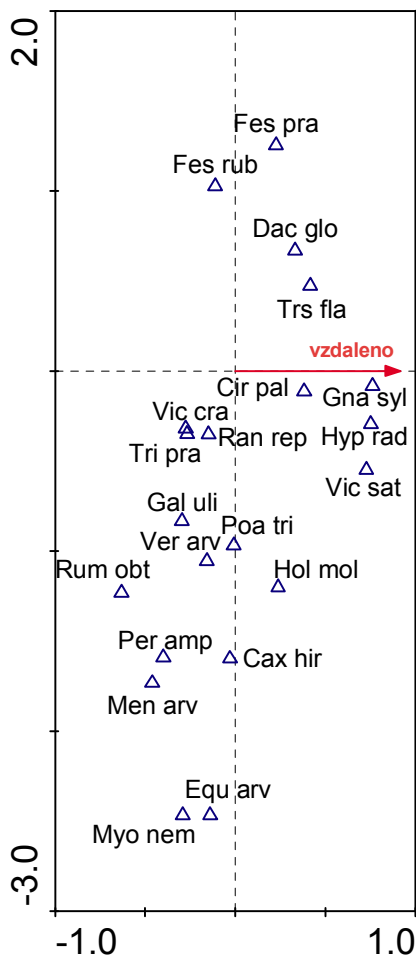
Tab. 6. Vliv vzdálenosti pole od nejbližšího kontinuálního travního porostu na druhové složení. CCA pro oddělené kategorie opuštění, porovnání dvou bloků analýz. V každém bloku byly provedeny analýzy bez použití ostatních proměnných jako kovariát (kovariáty ne) a s použitím kovariát (kovariáty ano). Červeně jsou označeny kombinace, při kterých vyšel vliv vzdálenosti na druhové složení průkazně. Kovariáty: poloha, dosev, půdní vlastnosti.

opuštěno	% vysvětlené variability	p-hodnota	
50	1,7	0,080	kovariáty ne
70	7,1	0,010	
90	1,9	0,038	
50	1,9	0,072	kovariáty ano
70	7,4	0,560	
90	2,5	0,016	

Jak ukazuje srovnání výsledků v Tab.6, po rozdělení dat se vliv vzdálenosti na druhové složení v jednotlivých kategoriích značně lišil.

Na nejstarší pole opuštěná již v 50. letech nemá vzdálenost prokazatelný vliv v žádné kombinaci. Na pole opuštěná v 70. letech má vzdálenost zdánlivě silný vliv (vysoké procento vysvětlené variability), ale tento vliv vychází průkazně pouze bez použití ostatních faktorů jako kovariát, po jejich odstranění už je velmi nesignifikantní. To může být dáno malým počtem snímků v této kategorii. Oproti tomu na nejmladší porosty opuštěné teprve v 90. letech má vzdálenost od potenciálního refugia prokazatelný vliv ve všech kombinacích.

Nabízí se vysvětlení, že na nejstarší pole z padesátých let již stihla většina druhů domigrovat a tudíž už vzdálenost od refugia nehraje roli. U polí opuštěných v sedmdesátých letech by nejspíš bylo možné jistý vliv pozorovat, ale tento vliv je už spíše slabý, navíc v tomto případě zkreslený malým počtem fytoecologických záznamů pro tuto kategorii. Naproti tomu pole opuštěná v devadesátých letech jsou pravděpodobně stále sycena druhy z okolí a některé druhy ještě na vzdálenější místa nestihly domigrovat.



Graf 14. CCA vlivu vzdálenosti od nejbližšího kontinuálního travního porostu na druhové složení v kategorii opuštěno 90. Tento faktor vysvětlil 2,5% celkové variability. Z dat o druhovém složení jsou vyloučeny vzácné druhy, kovariátami jsou poloha, půdní vlastnosti a dosev (viz Tab.6). Zobrazeno 21 nejtěsněji vázaných druhů.

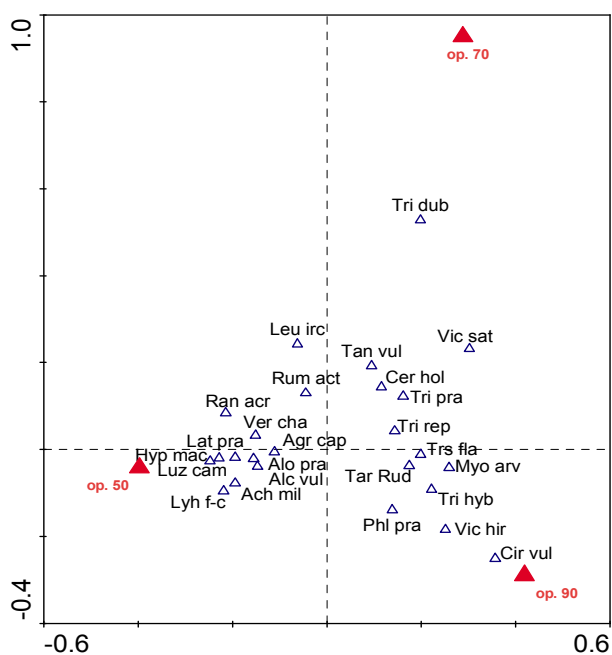
Na grafu 14 je možné pozorovat skupinu druhů (např. *Gnaphalium sylvaticum*, *Hypochaeris radicata*, *Cirsium palustre*, *Trisetum flavescens* ad.), o kterých by se dalo říct, že se vyskytují spíše na místech vzdálenějších od potenciálních refugií. Společné (a dle mého soudu pro výsledek této analýzy rozhodující) je těmto druhům to, že mají lehká semena (*Trisetum flavescens*, *Holcus mollis*), navíc často opatřená chmýrem (rostliny čeledi *Asteraceae*) a schopná šířit se relativně daleko díky větru. Druh *Vicia sativa* je permanentní záhadou, více viz diskuse. Druhy, které se vyskytují spíše blíž refugiím (jako je např. *Vicia cracca*, *Trifolium pratense*, *Ranunculus repens* ad.) jsou skutečně druhy, které mají větší a těžší semena, což by mohlo být důvodem, proč se na místech vzdálenějších od refugií nevyskytují.

4.1.5. Vliv historie na druhové složení

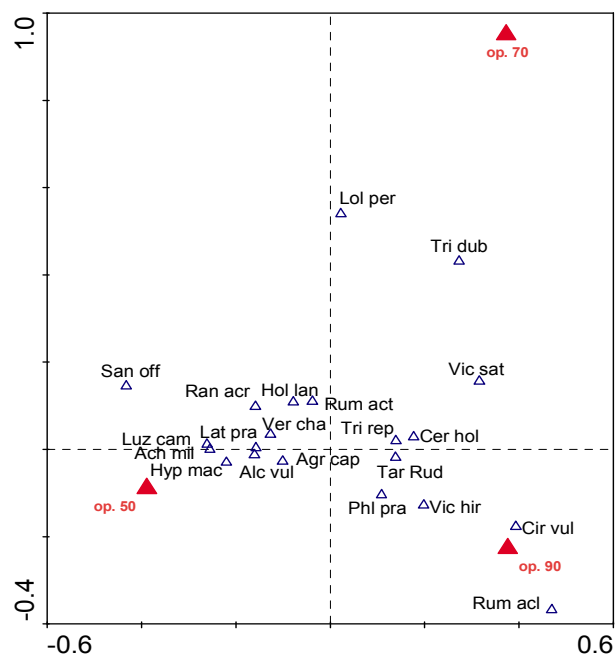
Nejprve byl testován vliv historie na druhové složení bez použití rušivých proměnných a ostatních faktorů jako kovariát. Faktor historie má průkazný vliv na druhové složení bývalých polí a vysvětluje 5,9% celkové variability. Po odstranění vlivu rušivých proměnných vysvětluje historie 3,8% celkové variability. Po odstranění vlivu všech ostatních proměnných vychází vliv historie stále průkazně, faktor vysvětluje v tomto případě 2,2% celkové variability.

Tab. 7. CCA vlivu doby opuštění na druhové složení. Červeně jsou vyznačeny průkazné výsledky. Analyzováno bez použití kovariát (nic), s rušivými proměnnými (dosev+poloha) a se všemi proměnnými, které měly průkazný vliv na druhové složení (dosev+poloha+půdní vlastnosti+vzdálenost).

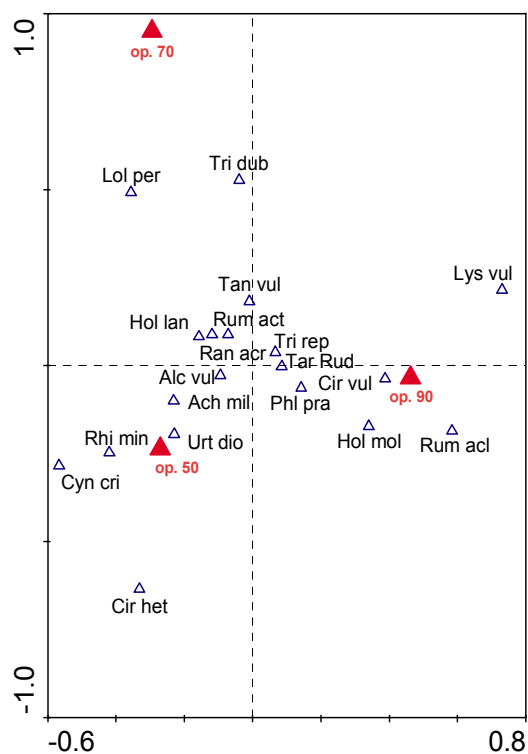
kovariáty	nic	dosev+poloha	dosev+poloha+půdní vlastnosti+vzdálenost
% vysvětlené variability	5,9	3,8	2,2
p-hodnota	0,002	0,002	0,002



a/



b/



c/

Graf 12. CCA vlivu historie na druhové složení ($p=0,002$, 499 permutací).

a/ historie bez použití kovariát vysvětlila 5,9% celkové variability, zobrazeno 25 nejsilněji vázaných druhů,

b/ při použití rušivých proměnných (poloha a dosev) jako kovariát vysvětlila historie 3,8% celkové variability, zobrazeno 21 nejsilněji vázaných druhů.

c/ při použití všech proměnných (rušivé proměnné, půdní vlastnosti, vzdálenost) jako kovariát vysvětlila historie 2,2% variability. Zobrazeno 19 nejsilněji vázaných druhů.

Op. 50, op. 70, op. 90 – kategorie doby opuštění pozemků.

Jak je vidět na grafu a/ (graf 12), ukázalo se, že řada druhů reaguje poměrně silně na odlišnou dobu opuštění pozemku. Na polích opuštěných v 90. letech se skutečně vyskytuje řada ruderalních druhů (srov. graf 2), jako je např. *Cirsium vulgare*, *Vicia hirsuta*, *Taraxacum sect. Ruderalia*, *Myosotis arvensis* a další. Často se jedná o vytrvalé plevely s lehkými semeny, nebo o jednoletky.

Po odstranění vlivu rušivých proměnných vztah některých druhů k faktoru doby opuštění zeslábl, ale tento graf (12-b/) považuji za nejlepší co se týče reálné výpovědi o vlivu času na druhové složení. Řada faktorů (především půdních vlastností) v této analýze stále hraje svou roli, nicméně tyto faktory jsou také ovlivněny časem (viz kapitola Vliv historie na půdní vlastnosti), proto považuji čas za nadřazenou veličinu, bez níž by se neměnily půdní vlastnosti ani druhové složení. Na nejpozději opuštěných polích se vyskytují výše zmíněné druhy, poněkud překvapivá je přítomnost druhu *Phleum pratense*, které nepatří (tak jako většina trav) k ranným kolonizátorům. Spíše se v tomto případě domnívám, by se mohlo jednat o uměle dosévaný druh. Afinitu druhů *Trifolium dubium* a *Lolium perenne* k opuštění v 70. letech si netroufám nijak interpretovat. Na nejdéle opuštěných pozemcích se nacházejí druhy, které už jsou v podstatě typicky luční (např. *Achillea millefolium*, *Alchemilla vulgaris*, *Hypericum maculatum*, *Agrostis capillaris* ad.). Domněnku o větší vlhkosti starších luk by podporoval i výskyt vlhkomilnějších druhů v této kategorii opuštění (např. druhu *Sanguisorba officinalis*).

Po odstranění vlivu i ostatních faktorů (půdní vlastnosti a vzdálenost – graf c/) by se měly na grafu objevit druhy, které reagují přímo na dobu opuštění (extrémní tvrzení o těchto druzích by bylo, že se dříve či později objeví úplně všude), tedy mělo by se vlastně jednat o druhy, které jsou vázány k jednotlivým kategoriím opuštění svou pozicí v sukcesní řadě (ve smyslu posloupnosti druhů, které se prostřednictvím kompetice postupně nahrazují). Zajímavé je chování druhu *Urtica dioica*, typické nitrofilní ruderalní rostliny, která však v tomto případě jeví afinitu k pozemkům, které jsou už delší dobu opuštěné, navíc poté, co byl odstraněn vliv obsahu dusíku i ostatních živin.

4.2. Druhov diversita

4.2.1. Vliv ruřivch proměnných na druhovou diversitu

Poloha

Poloha m prkazn vliv na druhovou diversitu i po odstranění vlivu ostatních faktorů (dosev, půdní vlastnosti, vzdálenost a historie), pouze v pripad počtu druhů vede zohlednění historie k neprůkaznosti vlivu polohy.

Tab. 8. Lineární regrese testující vliv polohy snímku na druhovou diversitu vyjádřenou počtem druh a H' indexem. R² – koeficient determinace modelu zahrnujícího všechny promnn, df – stupně volnosti. erven jsou vyznačeny hodnoty p<0,05.

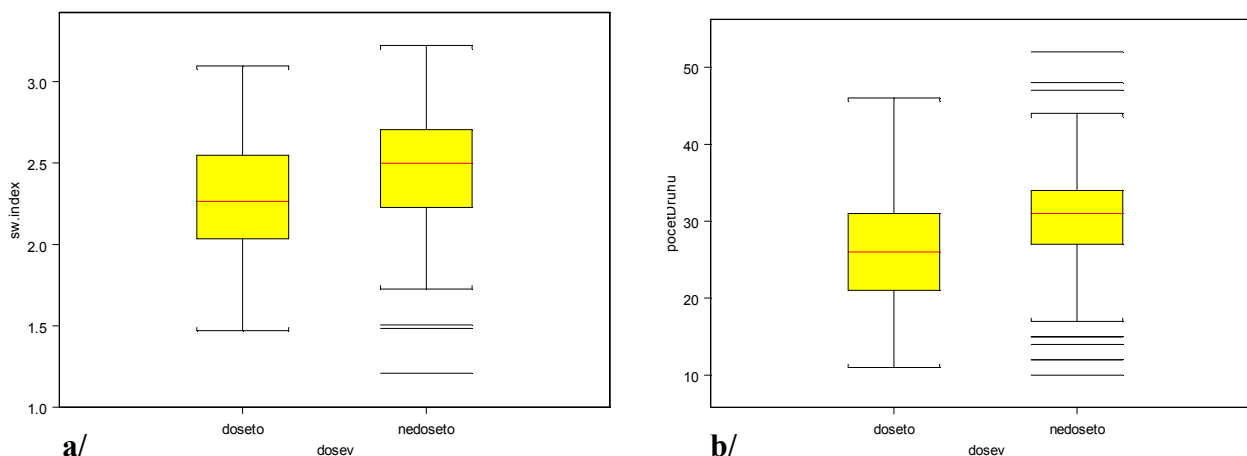
	kovariáty	nic	dosev+půdní vlastnosti+vzdálenost	dosev+půdní vlastnosti+vzdálenost+historie
počet druhů	p-hodnota	<0.001	0.026	0.144
	F-hodnota	6.913	2.627	1.671
	R ²	0.158	0.314	0.333
	df	184	175	173
H' index	p-hodnota	<0.001	0.004	0.013
	F-hodnota	7.893	3.663	2.99
	R ²	0.177	0.278	0.343
	df	184	175	173

4.2.2. Vliv dosevu na druhovou diversitu

Dosev měl průkazný vliv na druhovou diversitu (negativní), ale po odstranění vlivu kovariát už byl výsledek neprůkazný. Analýza provedená v jednotlivých časových úsecích odhalila, že v 70. letech má i po odstranění kovariát dosev průkazný (pozitivní) vliv na druhovou diversitu (počet druhů i H' index).

Tab. 9. Vliv dosevu na druhovou diversitu, mnohonásobná lineární regrese, analyzováno bez použití kovariát (nic), s kovariátami, které měly průkazný vliv na diversitu (vše průkazné). Vliv dosevu na diversitu v jednotlivých kategoriích opuštění – op.50, 70 a 90 (kovariáty rovněž použity). Kovariáty: poloha, půdní vlastnosti, vzdálenost. Znaménko +/- značí směr závislosti.

	kovariáty	nic	vše průkazné	op50	op70	op90
Počet druhů	p-hodnota	0.003 -	0.796	0.916	0.026 +	0.307
	F-hodnota	8.862	0.067	0.011	6.065	1.061
	R2	8.862	0.287	0.281	0.545	0.294
	df	8.862	179	75	15	68
H' index	p-hodnota	0.009 -	0.807	0.906	0.052 +	0.794
	F-hodnota	6.953	0.060	0.014	4.494	0.068
	R2	0.036	0.243	0.165	0.579	0.281
	df	0.036	180	75	14	67

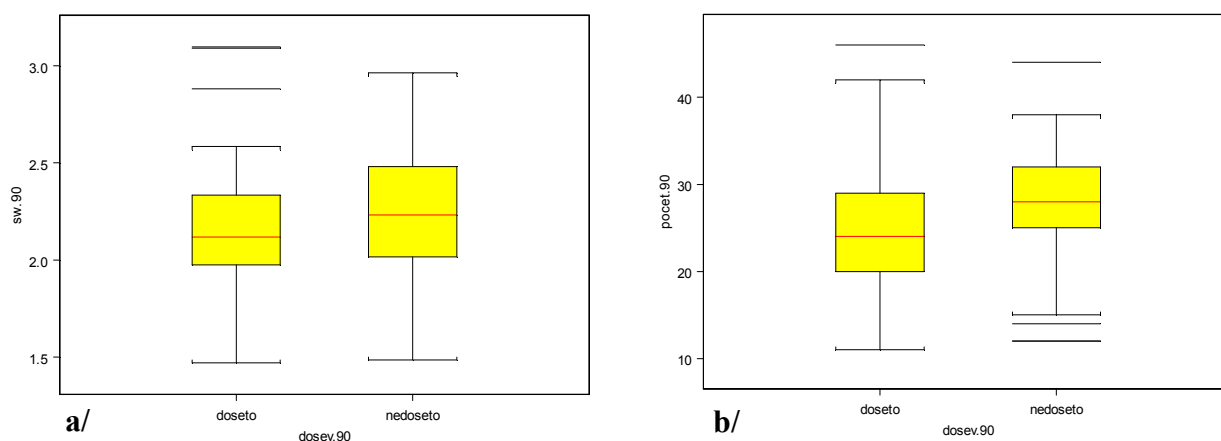


Graf 15. Jednocestná ANOVA dat o druhové diversitě pro dvě kategorie dosevu (dosev a nedosev) **a/** vliv dosevu na druhovou diversitu vyjádřenou H' indexem, kategorie se mezi sebou průkazně liší ($p=0,009$). **b/** vliv dosevu na počet druhů, kategorie se také liší průkazně ($p=0,003$). Kovariáty nejsou použity.

Dosev má průkazný vliv na druhovou diversitu (viz graf 15) a zdá se, že pole která byla dosévaná, mají nižší druhovou diversitu, než pole nedosévaná. Nicméně nedosévaných polí je v datovém souboru výrazně více (142), než dosévaných (48), navíc po odstranění kovariát už výsledek nebyl průkazný. Průkazný výsledek v kategorii opuštěno 70 (Tab. 9) je značně diskutabilní z důvodu malého počtu záznamů v této kategorii, nicméně zdá se, že dosev v tomto případě zvyšuje druhovou diversitu, což v protikladu z výsledkem první analýzy bez kovariát.

Tab. 10. Počet dosévaných a nedosévaných snímků v jednotlivých kategoriích opuštění. N prům.±sd. – průměrný počet druhů±směrodatná odchylka.

opuštěno	doseto	N prům.±sd	nedoseto	N prům.±sd
50. léta	6	32,67±10,13	79	32,72±6,80
70. léta	8	31,35±3,77	17	28,53±5,33
90. léta	34	24,79±7,85	46	27,41±6,70



Graf 16. Jednocestná ANOVA dat o druhové diversitě v kategorii opuštěno 90, kde je nejvyrovnanější počet dosetých i nedosetých pozemků a celkově vyšší počet záznamů. Kovariáty nejsou použity (výsledky z ostatních kategorií za použití kovariát viz Tab.10). **a/** vliv dosevu na druhovou diversitu vyjádřenou H' indexem, kategorie se mezi sebou průkazně neliší ($p=0,44$). **b/** vliv dosevu na počet druhů, ani v tomto případě se mezi sebou kategorie průkazně neliší ($p=0,112$). Doseto, nedoseto – kategorie dosevu.

4.2.3. Vliv půdních vlastností na druhovou diversitu

Tab. 11. Lineární regrese testující vliv půdních vlastností na druhovou diversitu vyjádřenou počtem druhů a H' indexem za použití F-testu. N, P, K ad. – půdní vlastnosti, R² - koeficient determinace modelu zahrnujícího všechny proměnné. Červeně jsou vyznačeny proměnné s průkazným vlivem na druhovou diversitu (p=0,05), df – stupně volnosti, znaménky +/- je vyjádřen směr závislosti. **a/** vliv jednotlivých půdních vlastností každé zvlášť, **b/** vliv všech půdních vlastností dohromady (mnohonásobná lineární regrese) **c/** vliv všech půdních vlastností dohromady po odstranění vlivu kovariát (mnohonásobná lineární regrese). Kovariáty: poloha, dosev, historie, vzdálenost.

a/	půdní vlastnost	N	P	K	C/N	kapacita	pH
počet druhů	p-hodnota	0.117	<0.001 -	<0.001 -	<0.001 -	0.429	<0.001 -
	F-hodnota	2.476	31.539	19.866	13.617	0.629	16.728
	df	188	187	188	188	188	188
	R ²	0.013	0.144	0.096	0.068	0.003	0.082
H' index	p-hodnota	<0.001 +	<0.001 -	0.001 -	<0.001 -	0.042 +	0.004 -
	F-hodnota	12.795	23.980	11.938	13.117	4.194	8.445
	df	188	187	188	188	188	188
	R ²	0.064	0.114	0.060	0.065	0.022	0.043

b/	půdní vlastnost	N	P	K	C/N	kapacita	pH	dohromady
počet druhů	p-hodnota	0.104	<0.001 -	0.021 -	<0.001 -	0.668	0.198 -	<0.001
	F-hodnota	2.668	32.518	5.394	18.633	0.185	1.671	13.969
	df			182				189
	R ²			0.251				
H' index	p-hodnota	<0.001 +	<0.001 -	0.033 -	0.009 -	0.781	0.278	<0.001
	F-hodnota	13.703	16.556	4.626	6.947	0.077	1.182	8.567
	df			182				189
	R ²			0.191				

c/	půdní vlastnost	N	P	K	C/N	kapacita	pH	dohromady
počet druhů	p-hodnota	0.098 +	0.005 -	0.297	0.002 -	0.816	0.983	0.001
	F-hodnota	2.771	8.181	1.093	9.853	0.054	<0.001	3.929
	df			173				173
	R ²			0.311				0.333
H' index	p-hodnota	0.429	0.480	0.043 -	0.117 -	0.503	0.806	0.272
	F-hodnota	0.628	0.500	4.147	2.482	0.451	0.060	1.262
	df			173				173
	R ²			0.341				0.343

V první analýze (Tab.11-a/) vyšel vliv téměř všech proměnných signifikantně (s výjimkou vlivu kapacity a dusíku na počet druhů). Dá se však očekávat, že řada půdních vlastností se ve svém vlivu překrývá, což je patrné z Tab.11-b/ (srov. též graf 3 na str. 44), kde už byl analyzován vliv všech půdních vlastností dohromady. Hodnoty p jsou zde v řadě případů nižší a např. kapacita a pH ztratily svou výpovědní hodnotu docela, byly tedy skutečně korelované s některou z ostatních proměnných (což potvrdila i postupná lineární regrese). Po odstranění vlivu kovariát (Tab.11-c/). Také lze říci, že diversita vyjádřená pomocí H' je oproti počtu druhů půdními vlastnostmi ovlivňována více. Obecným trendem vysledovatelným z tabulky je, že závislost druhové diversity na půdních parametrech je, až na závislost na dusíku, vždy negativní, tedy že s rostoucím obsahem prvků a poměru C/N klesá druhová diversita. Zmíněný pozitivní vliv obsahu dusíku na diverzitu vyjádřenou H' indexem zohledňujícím pokryvnost by mohl být interpretován tak, že dusík nemá vliv přímo na druhovou bohatost, ale ovlivňuje především pokryvnost určitých druhů.

Pro představu o tom, jestli se však neliší vliv jednotlivých půdních vlastností na diversitu v závislosti na historii (srov. grafy 6 na str. 53–54) byla dále provedena mnohonásobná lineární regrese pro každou kategorii opuštění zvlášť.

Tab. 12. Mnohonásobná lineární regrese testující vliv půdních vlastností na druhovou diversitu vyjádřenou počtem druhů a H' pro jednotlivé kategorie opuštění (50, 70, 90) a pro všechny kategorie dohromady (poslední kolonka vše). N, P, K atd. – půdní vlastnosti, R^2 – koeficient determinace, df – stupně volnosti. Červeně jsou vyznačeny hodnoty $p < 0,05$, modře jsou označeny hodnoty $p < 0,1$, znaménky +/- je vyjádřen směr závislosti.

	půdní vlastnost	N	P	K	C/N	kapacita	pH		
počet druhů	p-hodnota	0.257	0.534	0.245	0.412	0.08	-	0.903	
	F-hodnota	1.291	0.388	1.36	0.676	3.1		0.015	
	R^2				0.322				
	df				175				
H' index	p-hodnota	0.212	0.472	0.065	-	0.925	0.025	-	0.441
	F-hodnota	1.572	0.52	3.438		0.009	5.108		0.597
	R^2				0.313				
	df				175				
počet druhů	p-hodnota	0.777	0.207	0.965	0.155	0.468		0.257	
	F-hodnota	0.08	1.601	0.002	2.041	0.528		1.291	
	R^2				0.274				
	df				175				
H' index	p-hodnota	0.158	0.309	0.882	0.029	+	0.284		0.645
	F-hodnota	2.011	1.04	0.022	4.872		1.154		0.213
	R^2				0.233				
	df				175				
počet druhů	p-hodnota	0.207	0.298	0.298	0.622	0.004	+	0.171	
	F-hodnota	1.605	1.089	1.089	0.243	8.316		1.89	
	R^2				0.345				
	df				175				
H' index	p-hodnota	0.646	0.196	0.039	+	0.215	<0.001	+	0.391
	F-hodnota	0.212	1.682	4.328		1.55	14.774		0.738
	R^2				0.356				
	df				175				
počet druhů	p-hodnota	0.492	0.301	0.577	0.212	0.025		0.258	
	F-hodnota	0.713	1.209	0.551	1.564	3.788		1.365	
	R^2				0.369				
	df				168				
H' index	p-hodnota	0.534	0.239	0.138	0.048	0.001		0.647	
	F-hodnota	0.630	1.444	2.004	3.093	7.108		0.437	
	R^2				0.388				
	df				168				

Ukázalo se, že vliv jednotlivých půdních vlastností se mezi různých kategoriemi opuštění značně liší.

- 1) V padesátých letech má průkazný vliv na diverzitu i na počet druhů pouze kapacita (průkazně jen u H'), a to negativní.
- 2) V sedmdesátých letech vyšel průkazně pozitivní vliv poměru C/N , ale pouze u H' indexu, což by mohlo svědčit o vlivu především na pokryvnost.
- 3) V devadesátých letech ovlivňuje diversitu na obou úrovních maximální vodní kapacita, tentokrát ovšem pozitivně. Pouze na počet druhů má pozitivní vliv obsah draslíku.
- 4) Při zohlednění všech historických kategorií zároveň vynikne především vliv maximální vodní kapacity.

V devadesátých letech vykazuje druhová diverzita jednoznačně nejvýraznější reakci na půdní vlastnosti, což může být dáno právě stářím (resp. mládím) těchto pozemků, na kterých se teprve utváří nové společenstvo a druhy se tu chovají velice dynamicky. Zajímavostí je diametrální změna ve směru závislosti druhové diversity na maximální vodní kapacitě mezi poli opuštěnými v padesátých a devadesátých letech. Na nedávno opuštěných polích patrně s rostoucí vlhkostí roste počet druhů, který však postupně s plynoucím časem zase klesá. Proto se zdá, že v Tab. 11 vodní kapacita vliv na diversitu nemá a byla vyloučena i postupnou lineární regresí, kterou jsem se právě z tohoto důvodu rozhodl dále neaplikovat.

4.2.4. Vliv vzdálenosti nejbližšího kontinuálního travního porostu na druhovou diversitu

Vliv vzdálenosti na diversitu vyšel v první analýze průkazně (s rostoucí vzdáleností klesá počet druhů i diversita), ale po odstranění vlivu historie ani po otestování vlivu v jednotlivých kategoriích opuštění už nebyl výsledek signifikantní.

Tab. 13. Lineární regrese testující vliv vzdálenosti od potenciálního refugia na druhovou diversitu vyjádřenou počtem druhů a H' indexem, vzd – vliv vzdálenosti nezohledňující dobu opuštění, vzd-historie – vliv vzdálenosti po odečtení vlivu historie, vzd50, 90, 70– vliv vzdálenosti v jednotlivých kategoriích opuštění. V posledním sloupci analyzovány všechny kategorie opuštění dohromady (sloupec vzd/vše). R^2 – koeficient determinace, df – stupně volnosti. Znaménky +/- je vyjádřen směr závislosti. Červeně jsou označeny hodnoty $p < 0,05$, modře $p < 0,1$.

		vzd	vzd - historie	vzd - ostatní	vzd50	vzd70	vzd90	vzd/vše
počet druhů	p-hodnota	0.001 -	0,243	0.403	0.506	0.085 +	0.877	0.537 -
	F-hodnota	10.875	1,371	0.702	0.443	2.995	0.024	0.624
	R^2	0.055	0,167	0.333	0,148	0,075	0.159	0.172
	df	188	186	173	186	186	186	184
H'	p-hodnota	0.001 -	0,48	0.727	0.37	0.098 -	0.366	0.647 -
	F-hodnota	12.383	0,51	0.122	0.808	2.765	0.821	0.437
	R^2	0.062	0,232	0.3427	0.217	0.078	0.213	0.236
	df	188	186	173	186	186	186	184

Jak je patrné z tabulky 13, vycházel vliv vzdálenosti průkazně vždy do té doby, než byl v analýze odstraněn vliv historie. Průkazně faktor vzdálenosti vycházel zřejmě právě kvůli korelovanosti s dobou opuštění a po odstranění tohoto vlivu efekt vymizel. Vzdálenost zároveň nemá vliv v žádné kategorii opuštění. Tedy závěrem lze říct, že vzdálenost od nejbližšího kontinuálního travního porostu nemá průkazný vliv na druhovou diversitu (ale má vliv na druhové složení).

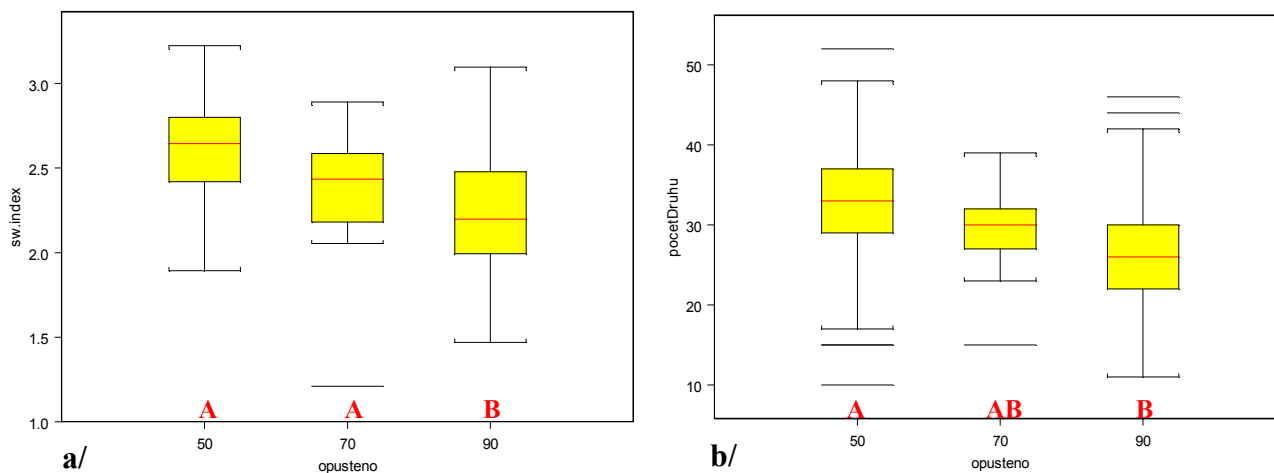
4.2.5. Vliv historie na druhovou diversitu

Historie prokazatelně ovlivňuje druhovou diversitu opuštěných polí vyjádřenou počtem druhů i H' indexem.

Tab. 14. Vliv doby opuštění na druhovou diversitu, lineární regrese, analyzováno bez použití kovariát (nic), s kovariátami, které měly průkazný vliv na diversitu (vše průkazné). Kovariáty: dosev, poloha, půdní vlastnosti, vzdálenost.

	kovariáty	nic	vše průkazné
Počet druhů	p-hodnota	<0.001	0.009
	F-hodnota	17.854	4.837
	R2	0.160	0.301
	df	187.000	177.000
H'	p-hodnota	<0.001	<0.001
	F-hodnota	27.965	8.928
	R2	0.230	0.301
	df	187.000	177.000

Graf 17. Jednocestná ANOVA dat o druhové diversitě pro tři kategorie (opuštěno 50, 70 a 90). Kategorie, které se mezi sebou průkazně neliší jsou označeny stejným písmenem. **a/** vliv historie na druhovou diversitu vyjádřenou H' indexem, **b/** vliv historie na počet druhů.

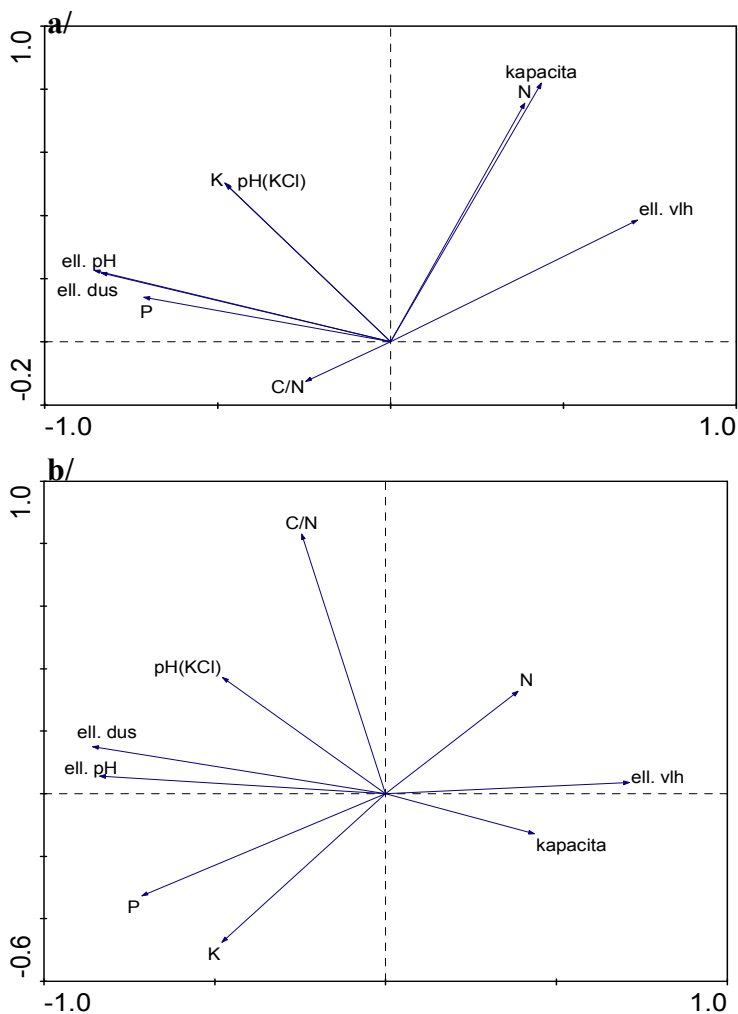


Jak je vidět na grafu 17, druhová diversita s přibývajícím lety vzrůstá. Tento nárůst je patrný jak pro počet druhů, tak pro H' index. V obou případech se mezi sebou průkazně liší pozemky opuštěné v padesátých a v devadesátých letech, H' index je v tomto případě citlivější a signifikantně se v něm liší i pole opuštěná v sedmdesátých letech od polí z devadesátých let.

Tab. 15. Srovnání vlivu faktorů určujících druhové složení a druhovou diversitu (reprezentovanou počtem druhů) na opuštěných polích ve Slavkovském lese. U mnohorozměrných analýz (druhové složení) uvedeno procento vysvětlené variability a p-hodnota, u jednorozměrných analýz (druhová diversita) uvedena p-hodnota. U obou je vždy zaznamenán vliv bez použití kovariát (kov ne), s použitím kovariát (kov ano), případně vliv v závislosti na stáří pozemku (op50 atd.). Červeně jsou vyznačeny průkazné vlivy, znaménkem +/- směr závislosti.

proměnná		druhové složení					diversita					kovariáty
		kov ne	kov ano	op50	op70	op90	kov ne	kov ano	op50	op70	op90	
poloha		9,2 0,002	6,5 0,002				<0,001	0,144				dosev, půdní vlastnosti, vzdálenost, historie
dosev		2,7 0,002	1 0,006	>0,05	>0,05	3,2 0,004	<0,05-	>0,05	>0,05	0,026+	>0,05	poloha, půdní vlastnosti, vzdálenost
půdní vlastnosti	N	3,4 0,002	0,9 0,02				0,117	0,098				poloha, dosev, vzdálenost, historie
	P	3,4 0,002	>0,05				<0,001-	0,005-				
	K	2,4 0,002	1,3 0,002				<0,001-	0,297				
	C/N	2,2 0,002	>0,05				<0,001-	0,002-				
	kapacita	3,2 0,002	1,6 0,002				0,429	0,816				
	pH(KCl)	3 0,002	2,2 0,002				<0,001-	0,983				
	dohromady	13,3 0,002	8,6 0,002				<0,001	0,001				
vzdálenost		3 0,002	1,3 0,002	>0,05	>0,05	2,5 0,016	0,001-	>0,05	>0,05	>0,05	>0,05	poloha, dosev, půdní vlastnosti
historie		5,9 0,002	2,2 0,002				<0,001	0,009				poloha, dosev, půdní vlastnosti, vzdálenost

4.3. Ellenbergovy indikační hodnoty



Graf 18. PCA na půdních vlastnostech a Ellenbergových hodnotách pro některé z těchto vlastností, které byly vypočteny ze snímků. Zobrazena **a/** 1. a 2. osa, **b/** 1. a 3. osa.

Při pohledu na graf 18 zjistíme, že nejtěsněji korelovány se zdají být Ellenbergovy indikační hodnoty (EIH) pro obsah dusíku a reálné hodnoty obsahu fosforu. To je na jednu stranu trochu zarážející, ale na druhou stranu bývá zmiňováno, že EIH pro dusík často vypovídají spíše o produktivitě stanoviště a v té hrají fosfor také důležitou roli. O něco slaběji korelované se zdají být rovněž EIH pro vlhkost a maximální vodní kapacita a EIH pro pH s výměnným pH(KCl). Úzce korelovány jsou také vypočtené EIH pro dusík a EIH pro pH, což bude třeba zohlednit při další interpretaci toho, které reálné hodnoty půdních vlastností jsou korelované se kterými EIH.

Tab. 16. Korelační matice pro EIH a půdní vlastnosti. V okrovém rámečku jsou korelační koeficienty (kk) vztahu jednotlivých typů EIH k jednotlivým půdním vlastnostem, červeně jsou vyznačeny kk, které mají v rámci dané EIH nejvyšší hodnotu kk ve vztahu k některé z půdních vlastností. Mimo rámeček jsou pak kk mezi jednotlivými EIH navzájem a kk mezi jednotlivými půdními vlastnostmi navzájem. Modře jsou zde vyznačeny kk vyšší, než 0,4.

	ell.pH	ell.N	ell.vlh	kapacita	N	K	P	C/N	pH(KCl)
ell.pH	1.0000								
ell.N	0.8179	1.0000							
ell.vlh	-0.4755	-0.4491	1.0000						
Kapacita	-0.2110	-0.2488	0.5570	1.0000					
N	-0.2375	-0.2406	0.4823	0.7569	1.0000				
K	0.4241	0.3969	-0.2147	0.1140	0.0766	1.0000			
P	0.4961	0.5403	-0.4222	-0.2811	-0.3280	0.4701	1.0000		
C/N	0.1795	0.2446	-0.1848	-0.2871	-0.5417	-0.1169	0.0980	1.0000	
pH(KCl)	0.4178	0.4984	-0.0869	0.0776	0.0274	0.1523	0.3522	0.2220	1.0000

V situaci, kdy máme zhodnotit použitelnost EIH pro stanovení reálných hodnot půdních parametrů, se dá Tab. 16 interpretovat takto.

- 1) EIH pro obsah vody v půdě skutečně nejlépe vypovídá o reálných hodnotách půdní vlhkosti, resp. maximální vodní kapacity. Zároveň zde však existuje poměrně silná korelace mezi touto EIH a obsahem dusíku a fosforu. Závislost fosforu je v tomto případě negativní, tedy s rostoucími hodnotami této EIH klesá v půdě obsah fosforu.
- 2) EIH pro obsah dusíku v půdě reálně vypovídá v tomto případě spíše o obsahu fosforu. na vině může být už zmiňovaný fakt, že EIH pro dusík ve skutečnosti odpovídá spíše hodnotám produktivity stanoviště, ve které fosfor hraje důležitou roli. Zajímavé je, že závislost mezi touto EIH a reálným obsahem dusíku je ve skutečnosti dokonce negativní, což je přesný opak očekávaného.
- 3) EIH pro pH opět vypovídá spíše o obsahu fosforu, než o vlastním pH, když se však podíváme na kk mezi EIH pro pH a EIH pro dusík, zjistíme, že jsou velice silně pozitivně korelovány (viz též graf 18), tedy výpovědní hodnota této EIH je značně omezená.

Biotop opuštěného pole je specifický v tom, že vztahy mezi druhovým složením a půdními vlastnostmi vždy nemusí být ustálené. Jak je patrné z předchozích analýz, druhové složení zde neovlivňuje pouze půdní vlastnosti, ale do tohoto vztahu vstupují i další faktory, jako je např. čas, který může druhové složení a půdní vlastnosti ovlivňovat rozdílným způsobem. Proto by nemusely EIH vypočtené z druhového složení plně odrážet aktuální půdní podmínky a za pokus by stálo analyzovat výpovědní hodnotu EIH v jednotlivých časových úsecích, tedy v tomto případě v kategoriích opuštěno 50, 70 a 90.

Tab. 17. Korelační matice pro EIH a půdní vlastnosti v závislosti na době opuštění. Popisky viz Tab. 16.

a/ 50. léta	ell.pH	ell.N	ell.vlh	kapacita	N	K	P	C/N	pH(KCl)
ell.pH	1.0000								
ell.N	0.8492	1.0000							
ell.vlh	-0.4123	-0.4154	1.0000						
kapacita	-0.0962	-0.1990	0.5627	1.0000					
N	0.0249	-0.0787	0.4005	0.7966	1.0000				
K	0.3832	0.3940	-0.1204	-0.3093	0.3504	1.0000			
P	0.3984	0.4851	-0.3125	0.1841	-0.1285	0.3393	1.0000		
C/N	-0.1207	0.0669	-0.1890	0.3582	-0.5784	-0.3103	0.0111	1.0000	
pH(KCl)	0.3972	0.4306	0.0559	0.3028	0.3358	0.2463	0.2626	-0.0346	1.0000

b/ 70. léta	ell.pH	ell.N	ell.vlh	kapacita	N	K	P	C/N	pH(KCl)
ell.pH	1.0000								
ell.N	0.6511	1.0000							
ell.vlh	-0.1172	0.0295	1.0000						
kapacita	0.0666	0.2783	0.6337	1.0000					
N	0.1460	0.4218	0.5356	0.6368	1.0000				
K	0.2978	0.2537	-0.1260	0.0816	0.1215	1.0000			
P	0.3199	-0.0233	-0.4729	-0.2210	-0.3920	0.5607	1.0000		
C/N	0.0674	-0.1845	0.0613	-0.2027	-0.1854	-0.1990	0.1645	1.0000	
pH(KCl)	0.2326	0.4193	0.1633	0.0715	0.3911	-0.1503	0.0266	-0.0667	1.0000

c/ 90. léta	ell.pH	ell.N	ell.vlh	kapacita	N	K	P	C/N	pH(KCl)
ell.pH	1.0000								
ell.N	0.7731	1.0000							
ell.vlh	-0.5146	-0.4747	1.0000						
kapacita	-0.1489	-0.1768	0.4097	1.0000					
N	-0.2947	-0.2280	0.5171	0.5598	1.0000				
K	0.4122	0.3747	-0.2519	0.1530	0.0228	1.0000			
P	0.4417	0.5687	-0.4396	0.0391	-0.0504	0.4899	1.0000		
C/N	0.2978	0.3121	-0.2618	-0.3528	-0.7303	0.0190	0.0750	1.0000	
pH(KCl)	0.3775	0.4640	-0.2542	-0.0752	-0.1279	0.1079	0.4858	0.1713	1.0000

- 1) EIH pro obsah vody v půdě skutečně nejlépe vystihují skutečný obsah vody v půdě, resp. maximální vodní kapacitu. Pouze u nejmladších polí tento vztah nefunguje, v tomto případě tato EIH vypovídá spíše o obsahu dusíku (který je ovšem s kapacitou silně korelován).
- 2) EIH pro obsah dusíku opět vypovídá spíše o obsahu fosforu, pouze v sedmdesátých letech je nejlépe korelován s reálným obsahem dusíku, což je poněkud překvapivé vzhledem k tomu, že v ostatních kategoriích je tato závislost slabě negativní. Na vině může být opět relativně malý počet pozorování v této kategorii.
- 3) EIH pro pH opět vypovídá spíše o obsahu fosforu, i když u nejstarších pozemků opuštěných v 50. letech je téměř shodně silná korelace s reálným výměnným pH.

Souhrnně lze tedy říct, že základní struktura pozorovatelná v Tab. 17 se nijak zásadně nezměnila, na starších pozemcích je výpovědní hodnota některých EIH lepší (pH) a na nejmladších pozemcích naopak horší (EIH pro kapacitu).

5. Diskuse

Poznámka ke členění diskuse:

Řada dílčích problémů již byla diskutována v průběhu kapitoly Výsledky, tato závěrečná diskuse se proto snaží nahlížet na celou problematiku komplexně, tedy propojit jednotlivé nabyté poznatky a zasadit je do kontextu již existujících prací. Svým členěním přibližně odpovídá Diskuse kapitole Výsledky.

Zhodnotit to, které z faktorů nejvíce ovlivňují druhové složení a druhovou diversitu na opuštěných polích není příliš jednoduchý úkol. První problém je ten, že působících faktorů je velké množství a je pravděpodobné, že ne všechny jsou v této práci zohledněny. Druhý problém je, že řada z těch zde zkoumaných faktorů je na sobě nějakým způsobem závislá a je spíše otázkou názoru, který budeme považovat za primárně důležitý a který za odvozený.

5.1. Druhové složení

Pole na území Slavkovského lesa byla často zakládána na primárně podmáčené půdě, tedy mezi druhy, které by se zde potenciálně měli po opuštění objevit, by měli být především druhy mezofilní až vlhkomilné. Pokud ovšem mají opuštěná pole v této oblasti tendenci navracet se ke svému původnímu vzhledu.

Vyloženě vlhkomilné druhy (např. *Caltha palustris*, *Filipendula ulmaria*, *Scirpus sylvaticus* ad.) se vyskytovaly na místech hodně podmáčených, např. v okolí melioračních skruží, v okolí potoků a rybníků či v místech vývěru pramene (tzv. mokrá oka). Existence těchto stanovišť je pravděpodobně podmíněná delší dobou neobhospodařování pozemku a následným zanesením melioračního systému, protože na takto vlhkých místech by nebylo možné pěstovat žádnou z u nás běžných plodin.

Na grafu 11-f/ (str. 53) je skutečně vidět, že pole opuštěná v devadesátých letech jsou celkově sušší, než pole opuštěná v padesátých letech. Již jednou zmiňovanou možností, že by byly vlhčí pozemky opuštěny přednostně (tedy třeba již v padesátých letech) nelze zcela vyloučit, nicméně tato možnost není až tak pravděpodobná vzhledem k tomu, že opouštění polí koncem čtyřicátých let bylo spojeno s odsunem sudetských Němců z oblasti. Dá se tedy předpokládat, že bylo ladem ponecháno široké spektrum polí bez jakéhokoli výběru (Perlín 2003). Proto mi přijde pravděpodobnější, že se postupem času bývalá pole stávají vlhčí, což by mohlo být dobrým výchozím stavem pro návrat původních vlhkomilnějších druhů.

Jedním z cílů této práce bylo zjistit, zda mají i vzácnější druhy rostlin, které se vyskytují na nedalekých ochranných významných lokalitách (např. Horní Kramolín – Ovesné, Natura 2000), potenciál se objevovat na opuštěných polích. Několik takovýchto druhů jsem na opuštěných polích skutečně zaznamenal. Jednalo se např. o druhy *Dactylorhiza majalis* (C2), *Triglochin palustre* (C1) a *Trifolium spadiceum*.

Výskyt druhu *Dactylorhiza majalis* se omezoval pouze na dvě lokality, které byly polem před více než padesáti lety a byly výrazně vlhké (poblíž meliorační skruže). Tento druh má podobně jako ostatní zástupci čeledi *Orchideaceae* poměrně složitý životní cyklus, kdy klíčení semen je závislé na přítomnosti mykorrhizního symbionta. Navíc květoschopného stáří rostlina někdy dosahuje až po 16. roce od vyklíčení (Rasmussen 2008). Proto nemusí být řada opuštěných polí ani po 50 letech vhodným stanovištěm. Dokonce i nalezené dvě lokality mohou být specifické právě tím, že se nacházejí u melioračních skruží, kde ani v průběhu obhospodařování nemusely být rostliny ohroženy orbou a mohly zde pouze přežít (nikoliv se sem zpětně našířít).

Druhy *Triglochin palustre* a *Trifolium spadiceum* mají společnou tu vlastnost, že se vyskytují spíše na narušovaných stanovištích, která jsou poměrně vlhká, ale kde není tak silná konkurence ostatních druhů (Kubát et al. 2002). Proto by jim mohly vyhovovat pozemky, kde se při každoroční sklizni píce pohybuje těžká technika, zanechávající po sobě v podmáčené půdě vyjeté kolejnice. Jak píše ve své práci Jensen (2004), vytváří druh *Triglochin palustre* a některé další vlhkomilné druhy, (jako např. *Lychnis flos-cuculi*, *Juncus filiformis* ad.) poměrně persistentní semennou banku, ze které v případě např. vyschnutí mohou znovu regenerovat. Otázkou je, zda by semena přežila předchozí delší nepříznivé období orby, což se nedomnívám (srov. Luzuriaga et al. 2005, Smith et al. 2002).

I když se tedy zřejmě mají vzácnější (především vlhkomilné) druhy potenciál na opuštěných polích znovu objevit, trvá poměrně dlouho, než jsou stanovištní podmínky pro tyto druhy vhodné. Obecnější závěry bych však na základě poměrně malého počtu záznamů těchto vzácnějších druhů raději nečinil.

5.2. Půdní vlastnosti

Ukázalo se, že druhové složení i diversitu nejsilněji ovlivňují půdní vlastnosti stanoviště, jmenovitě pak obsah dusíku, fosforu a maximální vodní kapacita. Nutno však podotknout, že obsah dusíku a maximální vodní kapacita jsou spolu jednak navzájem korelované (a to jak reálně naměřené hodnoty, tak Ellenbergovy indikační hodnoty vypočtené ze druhového složení), jednak jsou korelovány i s dalšími studovanými faktory (jako je např. historie).

Vyšší hodnoty téměř všech měřených půdních vlastností měly téměř ve všech případech negativní vliv na druhovou diversitu. Na půdách s vysokým obsahem fosforu a draslíku, vyššími hodnotami pH a vyšším poměrem C/N rostlo méně druhů. Naproti tomu obsah dusíku a maximální vodní kapacita na druhovou diversitu neměly průkazný vliv vůbec, lze tedy říci, že na základě těchto půdních parametrů se sice výrazně mění druhové složení, ale diversita zůstává ve většině případů stejná.

5.2.1. Dusík a maximální vodní kapacita

Vzájemná korelace obsahu dusíku s maximální vodní kapacitou není nikterak překvapivá a potvrzuje zjištění, která učinili Hájková et Hájek (2003). Vyšší obsah vody v půdě podle autorů prospívá půdním bakteriím, které mineralizací a nitrifikací zvyšují obsah dusíku v půdě, a houbám, které pomáhají s dekompozicí organického materiálu (také Johnson et al. 1991). Obsah dusíku (a celková produktivita stanoviště) následně roste (srov. Koerner et al. 1997, Klimek et al. 2007). Podíváme-li se pak na graf 4 (str. 51), zjistíme, že na vlhkých a dusíkem bohatých stanovištích se vyskytují druhy jako je např. *Filipendula ulmaria*, *Scirpus sylvaticus* ad. Jedná se o konkurenčně zdatné druhy (např. *F. ulmaria* je schopná tvořit takřka monokultury, v rámci kterých obstojí jen málokterý další druh, Oomes et Mooi 1981). Ty se pak mohou na produktivních stanovištích ve větší míře uplatňovat, zvláště nejsou-li omezovány např. sečí nebo pastvou (srov. Koerner et al. 1997, Cousins et Eriksson 2001).

Proto by tato stanoviště mohla mít nižší druhovou diversitu, tak jako to na několika vlhkých opuštěných polích v Čechách a v Maďarsku zjistili Szabó et Prach (2009). V mém případě nebyl vliv vodní kapacity ani obsahu dusíku na druhovou diversitu průkazný, avšak po zohlednění doby opuštění se ukázalo, že zde jistý vztah existuje, a to s maximální vodní kapacitou nejmladších polí (pozitivní) a nejstarších polí (negativní) (viz Tab.12 na str. 66).

To je poněkud v rozporu s výsledky zmíněné práce (Szabó et Prach 2009), kdy byla zkoumána pole stará 1–15 let, tedy přibližně stejně stará, jako má pole opuštěná

v devadesátých letech. Opuštěná pole ve Slavkovském lese se tedy zřejmě chovají specificky, a to tak, že druhová diversita v závislosti na vlhkosti s plynoucím časem nejdříve roste a později opět klesá.

5.2.2. Fosfor a dusík

Ukázalo se, že vyšší hodnoty fosforu se vyskytují spíše na stanovištích, která jsou sušší a konec jejich obhospodařování spadá do poměrně nedávné minulosti devadesátých let. Když se podíváme na Grafy 6-a/ a b/ zobrazující závislost obsahu fosforu a dusíku na čase, tak zjistíme, že na plynoucí léta reagují antagonisticky. S rostoucím stářím pole roste obsah dusíku (především srovnáme-li pole z padesátých a devadesátých let) a zároveň skutečně klesá obsah fosforu. Proč tomu tak je?

Pole opuštěná v devadesátých letech prošla érou umělého hnojení přípravky s vyšším obsahem fosforu (např. hojně používaný Superfosfát, srov. Haynes et Williams 1992), který pravděpodobně i po letech zůstává v půdě ve větším množství přítomen. Jak navíc uvádí např. Odum (1969) nebo Vitousek et Reiners (1975), v rannějších fázích sukcese dochází k větší retenci fosforu v systému z důvodu rychlého nárůstu biomasy, kdežto v pozdějších fázích již dochází spíše ke ztrátám.

Pole byla však často hnojena také takzvanými NPK hnojivy obsahujícími i značné množství dusíku. Proto je trochu překvapivé, že ho v půdách mladších polí není rovněž výrazně zvýšené množství. Možné vysvětlení nabízí Pastor et al. (1987).

Tento tým zjistil, že v půdě opuštěných polí roste obsah dusíku v závislosti na čase. Tento jev přičítají autoři mineralizaci a nitrifikaci dusíku půdními bakteriemi (stejně jako Hájková et Hájek 2003). Některá pole z jejich studie byla v minulosti rovněž hnojena dusíkatými hnojivy, ale efekt na výsledný obsah dusíku pozorován nebyl. Autoři se domnívají, že je tomu tak proto, že dusík z hnojiv je velice rychle využit rostlinami, případně vyplaven ze substrátu. Rovněž podle Ballarda (1979) a Petersona (1982) nevydrží uměle dodaný dusík v půdě příliš dlouho, autoři uvádí 5–10 let. V tomto světle se dá interpretovat Graf 6-a/ na str. 53 tak, že mírně vyšší obsah dusíku na nejmladších polích z devadesátých let má na svědomí nedávné hnojení a výrazný pokles v půdě polí ze sedmdesátých let pak svědčí o vyčerpání tohoto uměle dodaného dusíku. Opětný nárůst u nejstarších polí už je zapříčiněn právě zmiňovanou mineralizací a nitrifikací.

Druhy, které pozitivně reagují na vyšší obsah fosforu v půdě lze označit za ruderální plevele (jedná se např. o *Galium aparine*, *Cirsium arvense* a *Taraxacum* sect. *Ruderalia*) a

společenstva takovýchto druhů jsou, jak ukazují mé výsledky, druhově chudší, než společenstva na půdě s nižším obsahem fosforu. Fosfor tedy v případě opuštěných polí zaujímá spíše pozici dusíku, protože na něj reagují druhy často považované za nitrofilní (i Ellenbergovy indikační hodnoty pro obsah dusíku korelují v tomto případě s reálným obsahem fosforu – diskutováno níže). Johnson et al. (1991) nabízejí vysvětlení, jak může fosfor ovlivňovat posun sukcesní řady právě na příkladu opuštěných polí.

Při sukcesi na opuštěných polích podle nich hrají velice důležitou roli symbiotické houby (především ty s vesikulo-arbuskulární mykorhizou), které však nesnášejí vyšší obsah fosforu v půdě (také Janssens et 1998). Jestliže mají mladší pole vyšší obsah fosforu, mohly by se zde primárně vyskytovat druhy, které se bez symbiotických hub obejdou (což je známo např. o čeledi *Chenopodiaceae*, jejíž zástupci jsou klasickými prvními kolonizátory opuštěných polí, srov. Allen et al. 1989, Prach et al. 2001). Symbiotické houby často rostlinám zprostředkovávají právě fosfor, který by bez nich rostliny nedovedly z půdy (či podloží) získat (Bolan 1991). Je tedy možné, že druhové složení se mění v závislosti na fosforu také tím způsobem, že v ranných fázích sukcese se na opuštěných polích vyskytují nemykorhitické druhy rostlin čerpající dostupný fosfor a poté, co ho vyčerpají (nebo z dalších důvodů výrazně klesne jeho obsah v půdě), nastupují druhy mykorhitické, schopné fosfor čerpat s pomocí hyf hub, např. rodů *Glomus* a *Gigaspora* (Boddington et Dodd 1999).

5.2.3. Ostatní půdní vlastnosti

S hnojením v minulosti obvykle souvisí i vyšší pH (např. Koerner et al. 1997, Verheyen et al. 1999), vyšší obsah draslíku (hnojení tzv. draselnou solí) a nižší poměr C/N, který je obvykle vyšší u déle opuštěných pozemků, v jejichž půdě se již stihl nahromadit dostatek organického uhlíku z odumřelé biomasy (také Compton et Boone 2000, Jussy et al. 2002).

Proto je trochu překvapivé, že poměr C/N je v mém případě vyšší naopak u mladších polí. Vysvětlením může být fakt, že obsah dusíku roste rychleji, než obsah uhlíku. (srov. Graf 6-a/ a g/). Obsah uhlíku je zde pravděpodobně snižován také každoroční sklizní sena (jedná se o kosené louky).

Samozřejmě nelze vyloučit, že druhová diversita reaguje v tomto případě na nějaký jiný faktor korelovaný s některou z půdních vlastností. Proto byly obdobně jako u mnohorozměrných analýz použity ostatní proměnné jako kovariáty. Po tomto kroku dodatečně vymizel efekt draslíku a pH, nicméně fosfor a poměr C/N měly stále silně průkazný negativní vliv na druhovou diversitu.

Z předchozích úvah je zřejmé, že jedním z důležitých faktorů působících na druhové složení a diversitu by mohla být doba uplynulá od opuštění pozemku. Ta totiž ovlivňuje v podstatě všechny ostatní zjišťované parametry. V závislosti na stáří se půdní vlastnosti mění, některé látky jsou postupem času vymyty či vyčerpány rostlinami (fosfor, Odum 1969, Vitousek et Reiners 1975), nebo se naopak v půdě jejich obsah s časem zvyšuje (uhlík a dusík, např. Zak et al. 1990, Post et Kwon 2000).

5.3. Vzdálenost ke kontinuálnímu travnímu porostu

Čas relativizuje také roli vzdálenosti pozemku od kontinuálního travního porostu, protože opomeneme-li skutečně nepřekonatelné překážky (které v studované oblasti studovaný typ rostlin v podstatě nemá), je vždy jen otázkou času, kdy se rostlina někam dostane, má-li potenciál zde růst. To dokazují i mé výsledky.

Ukázalo se totiž, že když byla analyzována data z polí se shodnou dobou opuštění, tak původně průkazný efekt vzdálenosti na druhové složení v podstatě vymizel. Pokud byl přítomen, tak pouze u nejmladších pozemků opuštěných v 90. letech. Lze tedy soudit, že v případě Slavkovského lesa dochází k rekolonizaci opuštěných polí poměrně rychle (nejčastější vzdálenost od refugia je 25 metrů, což není mnoho) a že rozdíly ve druhovém složení připisatelné právě vzdálenosti od refugia jsou patrné jen krátkou dobu po opuštění.

Velice zvláště se v této analýze choval druh *Vicia sativa*, který jako by se přednostně vyskytoval na pozemcích spíše vzdálenějších od refugia. Tento druh je poměrně konkurenčně slabý (Szentesi et Jermy 2003), proto by mohl preferovat vzdálenější pole, kde ještě není tolik ostatních druhů. Zároveň má však poměrně těžká semena (Šerá et Šerý 2004), takže můj předpoklad byl, že musel být tento druh na dotyčné lokality v minulosti doset. *Vicia sativa* je však zároveň typická tím, že je schopna svá semena puknutím lusku vymršťovat až do vzdálenosti neuvěřitelných 9 metrů (medián jsou cca 4 metry, Garrison et al. 2000), což by jí mohlo umožnit překonání poměrně velkých vzdáleností v krátkém čase.

Na polích vzdálenějších od refugia byla prokazatelně nižší druhová diversita, což by byl poměrně očekávatelný výsledek, avšak po zohlednění vlivu ostatních proměnných tento vliv zcela vymizel. To je sice v rozporu s výsledky prací zabývajících se sekundárními lesy (např. Jacquemyn et al. 2003, Graae et al. 2003), ale jak už bylo řečeno, lesní druhy se obecně šíří výrazně pomaleji.

Studie zabývající se rolí vzdálenosti nejbližšího kontinuálního travního porostu při rekolonizaci opuštěných polí přímo lučními druhy v podstatě neexistují, vliv přítomnosti

refugia (nikoli vzdálenosti) na druhovou diversitu sekundárních trávníků však potvrdili např. Cousins et Eriksson (2001). Naprostý nedostatek prací se rovněž zabývá vlivem vzdálenosti na druhové složení jako celek. Luční společenstva v tomto ohledu nezkoumal nikdo, negativních výsledků se ve studii na lesních společenstvech dobrali např. de Keersmaecker et al. (2004), pozitivních např. Kopecký (2005).

5.4. Historie

Historie oproštěná od korelovaných faktorů rovněž vysvětlila rozdíly ve druhovém složení (2,2% celkové variability) a měla průkazný vliv na druhovou diversitu (rostoucí počet druhů od mladších ke starším polím). Co nám však tento výsledek říká? Pravděpodobně to, že zde existují ještě nějaké další faktory ovlivňované časem, na které až následně reagují rostliny. Vliv historie pod sebou vlastně skrývá změny všech předchozích (a případně dalších, nezohledněných) faktorů a je od nich dle mého soudu neoddelitelný, resp. nemá sám o sobě smysl, je vlastně pouze měřítkem probíhajících změn.

5.5. Dosev

Vliv dosevu komerční travní směsí měl průkazný vliv jak na druhové složení, tak na diversitu. Na dosévaných pozemcích se nacházelo méně druhů, než na nedosévaných. Dosev několikadruhovou komerční travní směsí bývá v poslední době poměrně častou praktikou, neboť takto dosetý pozemek poskytuje rychleji žádanou píci, tedy v podstatě se tím obejde iniciální plevelové stádium následující bezprostředně po opuštění (např. Jongepierová et Poková 2006, Prach 2006). Bohužel obvykle není v popředí zájmu zachování druhové bohatosti (která by ovšem i výrazně zvýšila kvalitu sklizeného sena), proto nebývají tak často k dosevu používány druhově bohaté regionální směsi, jaké byly využity např. při obnově bělokarpatských luk (Jongepierová et Poková 2006). Ve studované oblasti byly pravděpodobně (více viz str. 23) použity směsi se druhy *Lolium multiflorum* a *Festuca arundinacea*, které tvořili na svých stanovištích zapojený porost s minimem dalších druhů. V případě studované oblasti by tedy asi bývalo lepší ponechat opuštěné pozemky samovolné sukcesi (srov. Ruprecht 2006, Jongepierová et Klimeš), ač nemám k dispozici např. srovnání výnosů z komerčně doseté a nedoseté louky ve studované oblasti.

5.6. Ellenbergovy indikační hodnoty

Podle snímků z opuštěných polí ve Slavkovském lese byly spočteny EIH pro obsah dusíku, vlhkost a pH, protože pro tyto půdní vlastnosti jsem měl k dispozici reálně naměřené hodnoty. Zajímalo mě především, jestli mohou EIH posloužit ve studované oblasti jako alespoň orientační ukazatel stavu půdy. Ukázalo se, že ze spočtených EIH vypovídá o skutečném stavu půdy v podstatě pouze EIH pro půdní vlhkost. K velice podobným výsledkům došli ve své studii také Shaffers et Sýkora (2000). Nejlépe vypovídající o realitě byly rovněž EIH pro půdní vlhkost, kdežto EIH pro obsah dusíku byly korelovány s reálným obsahem jen velmi slabě a EIH pro pH téměř vůbec, stejně jako v mém případě.

Poněkud překvapivé je, že EIH pro obsah dusíku nejlépe vypovídá o reálném obsahu fosforu. Jak však uvádí Hill et Carey (1997) a Shaffers et Sýkora (2000), tato EIH vypovídá spíše o produktivitě stanoviště (a často je tedy pozitivně korelována s množstvím biomasy), než o obsahu dusíku. V mém případě jsem sice za stanoviště s vysokou produktivitou považoval vlhká a právě dusíkem bohatá bývalá pole, nicméně neměřil jsem biomasu a je tedy dobře možné, že vysoce produktivní byla i stanoviště sušší s vyšším obsahem fosforu. Tyto dva typy stanovišť se sice výrazně lišily jak ve druhovém složení, tak v druhové diversitě (což je obvykle stavělo vůči sobě do kontrastu), ale nedá se vyloučit, že byly obě vysoce produktivní (a fosfor jednoznačně má pozitivní vliv na množství biomasy, v některých případech dokonce větší, než dusík, jak píše např. Grier et al. 1989).

Když byl pak zkoumán vztah mezi EIH a půdními vlastnostmi v závislosti na době opuštění, ukázalo se, že nejlépe vypovídají EIH o reálném stavu půdy u nejstarších polí z padesátých let. Je tomu tak pravděpodobně proto, že na těchto pozemcích jsou již vztahy mezi půdními podmínkami a rostlinami stabilizované, tedy jsou zde např. všechny druhy, které zde potenciálně být mohou (srov. pozitivní vliv vzdálenosti od kontinuálního travního porostu na druhové složení u nejmladších pozemků).

6. Závěr

Cíle, které jsem si stanovil v úvodu práce, byly splněny takto:

1) Jaké je druhové složení opuštěných polí ve Slavkovském lese?

- Na opuštěných polích ve Slavkovském lese jsem zaznamenal 215 druhů vyšších rostlin (ze 190 fytoecologických snímků), mezi nimiž bylo i několik vzácných druhů.

2) Jak závisí druhové složení a druhová diversita opuštěných polí na stanovištních podmínkách?

- Druhové složení je nejvíce ovlivňováno půdními podmínkami, především pak obsahem fosforu a dusíku a maximální vodní kapacitou půdy.
- Druhovou diversitu nejvíce ovlivňuje obsah fosforu a poměr C/N, a to negativně.

3) Jak závisí druhové složení a druhová diversita opuštěných polí na vzdálenosti od nejbližšího kontinuálního travního porostu?

- Vzdálenost od potenciálního zdroje diaspor má průkazný vliv na druhové složení polí opuštěných v devadesátých letech.
- Vzdálenost má jen slabě negativní vliv na druhovou diversitu.

4) Jak závisí druhové složení a druhová diversita opuštěných polí na historii?

- Téměř všechny faktory ovlivňující druhové složení a diversitu opuštěných polí ve Slavkovském lese jsou závislé na době uplynulé od opuštění pole. Použijeme-li čas jako měřítko probíhajících změn, pak lze říct, že postupem času se prokazatelně mění druhové složení a roste druhová diversita.

5) Jaká je použitelnost Ellenbergových indikačních hodnot na opuštěných polích v oblasti Slavkovského lesa?

- Ellenbergovy indikační hodnoty mají v případě různě starých polí jen omezenou použitelnost. Čím je pole starší, tím je výpovědní hodnota lepší. Nejlépe vypovídá o reálných půdních podmínkách Ellenbergova indikační hodnota pro půdní vlhkost.

7. Použitá literatura

- Albrecht H. et Pilgram M. (1997): The weed seed bank of soils in a landscape segment in southern Bavaria. *Plant Ecology* 131: 31–43.
- Allen M.F., Allen E.B. et Friese C.F. (1989): Responses of the non-mycotrophic plant *Salsola kali* to invasion by vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi. *New Phytologist* 111(1): 45–49.
- Archer S., Boutton T.W. et Hibbard K.A. (2001): Trees in grasslands: biogeochemical consequences of woody plant expansion. In: Schulze E.-D., Heimann M., Harrison S., Holland E., Lloyd J., Prentice I. et Schimel D. [eds.] (2001): Global biogeochemical cycles in the climate system (ed. 115–138. Academic Press, San Diego, CA.
- Austrheim G., Gunilla E., Olsson A. et Grøntvedt E. (1999): Land-use impact on plant communities in semi-natural sub-alpine grasslands of Budalen, central Norway. *Biological Conservation* 87: 369–379.
- Ballard R. (1979): Use of fertilizers to maintain productivity of intensively managed forest plantations. 321–342. In: Proceedings, Impact of intense harvesting on forest nutrient cycling. State University of New York, College of Environmental Science and Forestry.
- Begon M., Harper J. L., Townsend C. R. (1986): Ecology: individuals, populations and communities. Blackwell Scientific Publications
- Bellemare J., Motzkin G. et Foster D.R. (2002): Legacies of the agricultural past in the forested present: an assessment of historical land-use effects on rich mesic forests. *Journal of Biogeography*, 29: 1401–1420.
- Boddington C.L. et Dodd J.C. (1999): Evidence that Differences in Phosphate Metabolism in Mycorrhizas Formed by Species of *Glomus* and *Gigaspora* might be Related to Their Life-Cycle Strategies. *New Phytologist* 142(3): 531–538.
- Bolan N. S. (1991): A critical review on the role of mycorrhizal fungi in the uptake of phosphorus by plants. *Plant and Soil* 134(2): 189–207.
- Brose U. (2001): Relative importance of isolation, area and habitat heterogeneity for vascular plant species richness of temporary wetlands in east-German farmland. *Ecography* 24: 722–730.
- Bruun H. H. (2000): Patterns of species richness in dry grassland patches in an agricultural landscape. *Ecography* 23: 641–650.
- Carson W.P. et Peterson C.J. (1990): The role of litter in an old-field community: Impact of litter quantity in different seasons on plant species richness and abundance. *Oecologia* 85(1): 8–13.
- Collins S.L. et Glenn S.M. (1991): Importance of Spatial and Temporal Dynamics in Species Regional Abundance and Distribution. *Ecology* 72 (2): 654–664.
- Compton J.E. et Boone R.D. (2000): Long-term impacts of agriculture on soil carbon and nitrogen in New England forests. *Ecology* 81: 2314–2330.
- Connor E.F. et McCoy E.D. (1979): The Statistics and Biology of the Species-Area Relationship. *The American Naturalist* 113 (6): 791–833.
- Cousins S.A.O. (2001): Analysis of land-cover transitions based on 17th and 18th century cadastral maps and aerial photographs. *Landscape Ecology* 16(1): 41–54.
- Cousins S.A.O. (2006): Plant species richness in midfield islets and road verges – The effect of landscape fragmentation. *Biological Conservation* 127(4): 500–509.
- Cousins S.A.O. et Eriksson O. (2001): Plant species occurrence in a rural hemiboreal landscape: effects of remnant habitats, site history, topography and soil. *Ecography* 24: 461–469.

- Cousins S.A.O. et Eriksson O. (2002): The influence of management history and habitat on plant species richness in a rural hemiboreal landscape, Sweden. *Landscape Ecology*, 17: 517–529.
- Danner B.T. et Knapp A.K. (2003): Abiotic constraints on the establishment of *Quercus* seedlings in grassland. *Global Change Biology* 9(2): 266–275.
- de Keersmaeker L.D., Martens L., Verheyen K., Hermy M., De Schrijver A. et Lust N. (2004): Impact of soil fertility and insolation on diversity of herbaceous woodland species colonizing afforestations in Muizen forest (Belgium). *Forest Ecology and Management* 188: 291–304.
- Doležal J., Šmilauerová M. et Lepš J. (2006): Obnova druhově bohatých společenstev na opuštěných polích – evropské projekty CLUE a TLinks. *Zprávy České Botanické Společnosti*, 41(21): 199–207.
- Dunne K.A. et Willmott C.J. (1996): Global distribution of plant-extractable water capacity of soil. *International Journal of Climatology* 16 (8): 841–859.
- Ehrenberger F., Gorbach S. (1973): Methoden der organischen Elementar- und Spurenanalyse. Verlag Chemie, Weinheim.
- Ehrlén J. et Eriksson O. (2000): Dispersal limitation and patch occupancy in forest herbs. *Ecology* 81 (6): 1667–1674.
- Ellenberg H., Weber H. E., Düll R., Wirth V., Werner W., Paulißen D. (1991): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. *Scripta Geobotanica* 18: 1–248.
- Ellstrand N.C. et Elam D.R. (1993): Population genetic consequences of small population size: Implications for plant conservation. *Annual Review of Ecology and Systematics* 24: 217–242.
- ESRI (2006): ArcGis 9.2. Environmental Systems Research Institute. Redlands.
- ESRI (2008): ArcGis 9.3. Environmental Systems Research Institute. Redlands.
- Foster L.B. (2001): Constraints on colonization and species richness along a grassland productivity gradient: the role of propagule availability. *Ecology Letters* 4: 530–535.
- Fowler N. (1986): The role of competition in plant communities in arid and semiarid regions. *Annual review of ecology and systematics* 17: 89–110.
- Garrison W.J., Miller G.L. et Raspert R. (2000): Ballistic seed projection in two herbaceous species. *American Journal of Botany* 87(9): 1257–1264.
- Geertsema W., Opdam P. et Kropff M.J. (2002): Plant strategies and agricultural landscapes: survival in spatially and temporally fragmented habitat. *Landscape ecology* 17: 263–279.
- Graae B.J. et Sunde P.B. (2000): The impact of forest continuity and management on forest floor vegetation evaluated by species traits. *Ecography* 23: 720–731.
- Graae B.J., Sunde P.B. et Fritzboøger B. (2003): Vegetation and soil differences in ancient opposed to new forests. *Forest Ecology and Management* 177: 179–190.
- Grier C.C., Lee K.M., Nadkarni N.M. (1989): Productivity of forests of the United States and its relation to soil and site factors and management practices: a review. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-222. Portland, OR: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station.
- Grime J.P. (1977): Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. *The American Naturalist* 111(982): 1169–1194.
- Hájková P. et Hájek M. (2003): Species richness and above-ground biomass of poor and calcareous spring fens in the flysch West Carpathians and their relationships to water and soil chemistry. *Preslia* 75: 271–287.
- Handlová V. et Münzbergová Z. (2006): Seed banks of managed and degraded grasslands in the Krkonoše Mts., Czech Republic. *Folia Geobotanica* 41: 275–288.

- Harrison S., Davies K.F., Safford H.D. et Viers J.H. (2006): Beta diversity and the scale-dependence of the productivity-diversity relationship: a test in the Californian serpentine flora. *Journal of Ecology*: 110–117.
- Haynes R.J. et Williams P.H. (1992): Long-term effect of superphosphate on accumulation of soil phosphorus and exchangeable cations on a grazed, irrigated pasture site. *Plant and Soil* 142: 123–133.
- Herben T. et Münzbergová Z. (2003): Zpracování geobotanických dat v příkladech. Část I. Data o druhovém složení. Praha.
- Higgins S.I. et Richardson D.M. (1999): Predicting plant migration rates in a changing world: The role of long-distance dispersal. *American Naturalist* 153:464–475.
- Hill M.O. et Carey P.D. (1997): Prediction of yield in the Rothamsted Park: Grass experiment by Ellenberg indicator values. *Journal of Vegetation Science* 8(4): 579–586.
- Honnay O., Hermy M. et Coppin P. (1999): Impact of habitat quality on forest plant species colonization. *Forest Ecology and Management* 115: 157–170.
- Honsová D., Hejman M., Klaudivová M., Pavlů V., Kocourková D. et Hakl J. (2007): Species composition of an alluvial meadow after 40 years of applying nitrogen, phosphorus and potassium fertilizer. *Preslia* 79: 245–258.
- Hrázský Z. (2006). In: Jongepierová I. et Poková H.[eds.] (2006): Obnova travních porostů regionální směsí. ZO ČSOP Bílé Karpaty, Veselí nad Lužnicí.
- Chýlová T. (2005): Vliv způsobu využití půdy v minulosti na současné rozšíření druhů suchých trávníků. Diplomová práce. Ms. Depon. in Knih. Kat. Bot. PřF UK. Praha.
- Chytrý M. [ed.]: 2007: Vegetace České republiky 1: Travinná a keříčková vegetace. Academia, Praha.
- Chytrý M., Kučera T. a Kočí M. [eds.] (2001): Katalog biotopů České republiky AOPK ČR.
- Jacquemyn H., Butaye J. et Hermy M. (2003): Impacts of restored patch density and distance from natural forests on colonization success. *Restoration Ecology* 11: 417–423.
- Janssens F., Peeters A., Tallowin J.R.B., Bakker J.P., Bekker R.M., Fillat F. et Oomes M.J.M (1998): Relationship between soil chemical factors and grassland diversity. *Plant and Soil* 202(1): 69–78.
- Jensen K. (2004): Dormancy patterns, germination ecology and seed-bank types of twenty temperate grassland species. *Wetlands* 24(1): 152–166.
- Johnson N.C., Zak D.R., Tilman D. et Pfleger F.L. (1991): Dynamics of vesicular-arbuscular mycorrhizae during old field succession. *Oecologia* 86(3): 349–358.
- Jongepierová I. et Klimeš L. (2004): Restoring grasslands on arable land: an example of a fast spontaneous succession without weed-dominated stages. *Preslia* 76: 361–369.
- Jongepierová I. et Poková H. (2006): Praktické a organizační aspekty při realizaci projektů obnovy druhově bohatých travních porostů (na příkladu Bílých Karpat). *Zprávy České Botanické Společnosti* 41(21) 73–86.
- Jussy J.H., Koerner W., Dambrine E., Dupouey J.L. et Benoit M. (2002): Influence of former agricultural land use on net nitrate production in forest soils. *European Journal of Soil Science* 53: 367–374.
- Klimek S., Richter A., Hofmann M. et Isselstein J. (2007): Plant species richness and composition in managed grasslands: The relative importance of field management and environmental factors. *Biological Conservation* 134: 559–550.
- Koerner W., Dupouey J.L., Dambrine E. et Benoit M. (1997): Influence of past land use on vegetation and soils of present day forest in the Voges mountains, France. *Journal of Ecology* 85: 351–358.
- Krahulec F. (2006). In: Jongepierová I. et Poková H.[eds.] (2006): Obnova travních porostů regionální směsí. ZO ČSOP Bílé Karpaty, Veselí nad Lužnicí.

- Kubát K., Hrouda L., Chrtek J. jun., Kaplan Z., Kirschner J., Štěpánek J. [eds.] (2002): Klíč ke květeně ČR. Academia. Praha.
- Kopecký M. (2005): Vegetace sekundárních lesů v Doupovských horách. Diplomová práce. Ms. Depon. in Knih. Kat. Bot. PřF UK. Praha.
- Krinke, L., Moravcová, L., Pyšek, P., Jarošík, V., Pergl, J. & Perglová, I. (2005): Seed bank of an invasive alien, *Heracleum mantegazzianum* and its seasonal dynamics. *Seed Science Research* 15: 239–248.
- Kubíková J. (1971): Geobotanické praktikum. Učební texty vysokých škol, PřF UK v Praze. SPN Praha.
- Kull K. et Zobel M. (1991): High species richness in an Estonian wooded meadow. *Journal of Vegetation Science* 2 (5): 715–718.
- Lawesson J.E., de Blust G., Grashof C., Firbank L., Honnay O., Hermy M., Hobitz P. et Jensen L.M. (1998): Species diversity and area-relationships in Danish beech forests. *Forest Ecology and Management* 106: 235–245.
- Lepš J. (1987): Vegetation dynamics in early old field succession: a quantitative approach. *Plant Ecology* 72(2): 95–102.
- Ložek, V. (1973): Příroda ve čtvrtohorách: 258–262, Academia.
- MathSoft, Inc. (1999): S-plus 2000 Professional Release 2. Data Analysis Products Division. MathSoft. Seattle.
- Matlack G.R. (1994): Plant species migration in a mixed-history forest landscape in eastern North America. *Ecology* 75: 1491–1502.
- Matlack G.R. (2005): Slow plants in a fast forest: local dispersal as a predictor of species frequencies in a dynamic landscape. *Journal of Ecology* 93: 50–59.
- Mládek J., Pavlů V., Hejman M., Gaisler J. (2006): Pastva jako prostředek údržby trvalých travních porostů v chráněných územích (Grazing as a management of grasslands in protected areas). VÚRV Praha.
- Moore P.D. et Chaoman S.B. [eds.] 1986): *Methods in Plant Ecology*. Operator manual AAS Spectrometer Unicam. Oxford.
- Monar I. (1972): Analyseautomat zur simultanen Mikrobestimmung von C, H und N. Instalation Manual NA 2500 Elemental Analyzers CE Instruments. *Mikrochimica Acta*: p.784.
- Motzkin G., Foster D.R., Allen A., Harrod J. et Boone R. (1996): Controlling site to evaluate history: vegetation patterns of a New England sand plain. *Ecological Monographs* 66: 345–365.
- Motzkin G., Wilson P., Foster D.R. et Allen A. (1999): Vegetation patterns in heterogeneous landscapes: the importance of history and environment. *Journal of Vegetation Science* 10: 903–920.
- Murphy J., Riley J.P. (1962): A modified single solution method the determination of phosphate. *Analytica chimica Acta* 27(1): 31–36.
- Nielsen C., Ravn H.P. Nentwig W. et Wade M. [eds] (2005): Bolševník velkolepý: Praktická příručka o biologii a kontrole invazního druhu. *Forest and Landscape*. Hoersholm, Denmark.
- Odum, EP (1969): The strategy of ecosystem development, *Science* 164(3877): 262–270.
- Vitousek P.M. et Reiners W.A. (1975): Ecosystem succession and nutrient retention: A hypothesis. *BioScience*, 25(6): 376–381.
- Olsen R.S. (1954): Estimation of available phosphorus in soils by extraction with sodium bicarbonate. U.S.Dept.Agric.Stat. No.939.
- Olsen R.S. (1982): Phosphorus In: Page A.L et al. [ed]: *Methods in Soil Analysis*, Part 2: 403–430. Agronomy series 9, ASA, Madison, Wisconsin.

- Oomes M.J.M et Mooi H. (1981): The effect of cutting and fertilizing on the floristic composition and production of an Arrhenatherion elatioris grassland. *Plant Ecology* 46–47(1): 233–239.
- Osbornová J., Kovářová M., Lepš J. et Prach K. [eds.] (1990): Succession in Abandoned Fields. Studies in Central Bohemia, Czechoslovakia. Kluwer. Dordrecht.
- Palmer M.W. et White P.S. (1994): Scale Dependence and the Species-Area Relationship The American Naturalist 144(5): 717–740.
- Pastor J., Stillwell M.A. et Tilman D. (1987): Nitrogen mineralization and nitrification in four Minnesota old fields. *Oecologia* 71(4): 481–485.
- Patterson R.T., Dalby A., Kumar A., Henderson L.A. et Boudreau R.E.A. (2002): Arcellaceans (thecamoebians) as indicators of land-use change: settlement history of the Swan Lake area, Ontario as a case study. *Journal of Paleolimnology* 28: 297–316.
- Pavlu I. (2005): Neolitizace střední Evropy. In: Bartošková A., Bartelheim M., Blažek J., Doležel J. et Jiráň L. [eds.] (2005): Archeologické rozhledy 57(2): 293–302.
- Perlín R. (2003): Typologie venkova (Typology of the countryside) In: Majerová et al. (2003): Český venkov 2003 – Situace před vstupem do EU. 113–120. PEF ČZU a crEDiT, Praha.
- Peterken G.F., Game M. (1984): Historical Factors Affecting the Number and Distribution of Vascular Plant Species in the Woodlands of Central Lincolnshire. *The Journal of Ecology* 72(1): 155–182.
- Peterson C. (1982): Regional growth and response analysis for unthinned Douglas-fir. In: Regional Forest Nutrition Research. Project biennial report 1980–1982. Institute of Forest Resources Cont. 46. Seattle: University of Washington.
- Petit R.J., Brewer S., Bordacs S., Burg K., Cheddadi R., Coart E., Cottrell J., Csaikl U.M., van Dam B., Deans J.D., Espinel S., Fineschi S., Finkeldey R., Glaz I., Goicoechea P.G., Jensen J.S., König A.O., Lowe A.J., Madsen S.F., Matyas G., Munro R.C., Popescu F., Slade D., Tabbener H., de Vries S.G.M., Ziegenhagen B., de Beaulieu J.-L. et Kremer A. (2002): Identification of refugia and post-glacial colonisation routes of European white oaks based on chloroplast DNA and fossil pollen evidence. *Forest Ecology and Management* 156(1): 49–74.
- Pokorný, P. (2005): Role of man in the development of Holocene vegetation in Central Bohemia. *Preslia* 77(11): 113–128.
- Poschold P., Kiefer S., Trankle U., Fischer S. et Bonn S. (1998): Plant species richness in calcareous grasslands as affected by dispersability in space and time. *Applied Vegetation Science* 1(1):75–90.
- Post W.M. et Kwon K.C. (2000): Soil carbon sequestration and land-use change: Processes and potential global change. *Biology* 6: 317–328.
- Prach K. (2003): Spontaneous vegetation succession in central European human-made habitats: what scientific knowledge can be used in restoration practice? *Applied Vegetation Science* 6: 125–129.
- Prach K. et Pyšek P. (2001): Using spontaneous succession for restoration of human-disturbed habitats: Experience from Central Europe. *Ecological Engineering* 17: 55–62.
- Prach K., Pyšek P. et Bastl M. (2001): Spontaneous vegetation succession in human-disturbed habitats: A pattern across seres. *Applied Vegetation Science* 4: 83–88.
- Prach K., Pyšek P. et Šmilauer P. (1993): On the rate of succession. *Oikos* 66(2): 343–346.
- Procházka T. (2007): Faktory určující druhovou diversitu a druhové složení bývalých polí ve Slavkovském lese. Bakalářská práce, Praha.
- Rasmussen H.N. (2008): Terrestrial Orchids: From Seed to Mycotrophic Plant: 295–303. Cambridge University Press.

- Reiné R., Chocarro C. et Fillat F. (2006): Spatial patterns in seed bank and vegetation of semi-natural mountain meadows. *Plant Ecology* 186: 151–160.
- Ricklefs R.E. et Schulter D. [eds] (1993): Species diversity: Historical and geographical patterns. University of Chicago Press.
- Sádlo J., Pokorný P., Hájek P., Dreslerová D. et Cílek V. (2005): Krajina a revoluce. Významné přelomy ve vývoji kulturní krajiny českých zemí. Malá Skála. Praha.
- Soukupová L. (1984): Změny ve struktuře vegetace na opuštěných polích Českého krasu. Československá Akademie Věd.
- Schaffers A.P. et Sýkora K.V. (2000): Reliability of Ellenberg indicator values for moisture, nitrogen and soil reaction: a comparison with field measurements. *Journal of Vegetation Science* 11: 225–244.
- Szabó R. et Prach K. (2009): Old-field succession related to soil nitrogen and moisture, and the importance of plant species traits. *Community ecology* 10(1): 65–73.
- Szentesi Á. et Jermy T. (2003): Pre-dispersal seed predation and seed limitation in an annual legume. *Basic and Applied Ecology* 4: 207–218.
- Šantrůček J., Mrkvička J., Svobodová M., Veselá M. et Vrzal J. (2001): Pícninářství. Česká zemědělská universita Praha.
- Šerá B. et Šerý M. (2004): Number and weight of seeds and reproductive strategies of herbaceous plants. *Folia Geobotanica* 39: 27–40.
- Ter Braak C. J. F., Šmilauer P. (2002): CANOCO Reference Manual and CANODRAW for Windows User's Guide. Software for Canonical Community Ordination, version 4.5. Microcomputer Power. Ithaca. New York.
- Tilman D. (1999): Diversity and Production in European Grasslands. *Science* 286(5442): 1099–1100.
- Tilman D., Lehman C.L. et Thomson K.T. (1997): Plant diversity and ecosystem productivity: Theoretical considerations. *Ecology* 78: 1857–1861.
- Vera F.W.M. (2000): Grazing ecology and forest history. CABI Publ., Wallingford, UK.
- Verheyen K., Bossuyt B., Hermy M. et Tack G. (1999): The land use history (1278–1990) of a mixed hardwood forest in western Belgium and its relationship with chemical soil characteristics. *Journal of Biogeography* 26: 1115–1128.
- Vojta J. (2007): Relative importance of historical and natural factors influencing vegetation of secondary forests in abandoned villages. *Preslia* 79: 223–244.
- Web 1: Melichar V. Významné lokality Natura 2000, Horní Kramolín – Ovesné (únor 2007): http://priroda-kv.cz/lokality/horni_kramolin_ovesne/index.php.
- Web 2: Honsová D. (2006): Pícninářsky nevyužívané travní porosty: aktuální problémy v České republice. (<http://www.priroda.cz/clanky.php?detail=795>).
- Web 3: Rejmánek M. et van Katwyk K.P. (2004): Old-field succession: A bibliographic review (1901–1991). <http://botanika.bf.jcu.cz/suspa/> 11. 2006).
- Whitney G.C. et Foster D.R. (1988): Overstorey composition and age as determinants of the understorey flora of woods in central New England. *Journal of Ecology* 76: 867–876.
- Young A., Boyle T. et Brown T. (1996): The population genetic consequences of habitat fragmentation for plants. *Trends in Ecology & Evolution* 11(10): 413–418.
- Zak D.R., Grigall D.F., Gleeson S. et Tilman D. (1990): Carbon and nitrogen cycling during old-field succession: Constraints on plant and microbial biomass. *Biogeochemistry* 11(2): 111–129.
- Zbírál J. (1995): Analýza půd I. Jednotné pracovní postupy. SKZÚZ Brno.
- Zbírál J. (1995): Soil quality – Determination of pH. International Organization for Standardization (Analýza půd, jednotné analytické postupy, SKZÚZ, Brno).

- Zobel M. (1997): The relative role of species pools in determining plant species richness: an alternative explanation of species coexistence? *TREE* 12: 266–269.
- Zobel M. et Kalamees R. (2005): Diversity and dispersal – can the link be approached experimentally? *Folia Geobotanica* 40: 3–11.

8. Příloha

1) Seznam nalezených druhů a jejich zkratk používaných v mnohorozměrných analýzách.

Aeg pod	<i>Aegopodium podagraria</i>	Cer hol	<i>Cerastium holosteoides</i> subsp. <i>trivialis</i>
Agr can	<i>Agrostis canina</i>	Cir arv	<i>Cirsium arvense</i>
Agr cap	<i>Agrostis capillaris</i>	Cir het	<i>Cirsium heterophyllum</i>
Agr gig	<i>Agrostis gigantea</i>	Cir ole	<i>Cirsium oleraceum</i>
Agr sto	<i>Agrostis stolonifera</i>	Cir pal	<i>Cirsium palustre</i>
Ach mil	<i>Achillea millefolium</i>	Cir vul	<i>Cirsium vulgare</i>
Alc pta	<i>Achillea ptarmica</i>	Cre bie	<i>Crepis biennis</i>
Aju rep	<i>Ajuga reptans</i>	Cre mol	<i>Crepis mollis</i>
Alc vul	<i>Alchemilla</i> aff. <i>vulgaris</i>	Cre sp.	<i>Crepis capillaris</i>
Alo gen	<i>Alopecurus geniculatus</i>	Cyn cri	<i>Cynosurus cristatus</i>
Alo pra	<i>Alopecurus pratensis</i>	Dac glo	<i>Dactylis glomerata</i>
Ang syl	<i>Angelica sylvestris</i>	Dac maj	<i>Dactylorhiza majalis</i>
Ant arv	<i>Anthemis arvensis</i>	Des cae	<i>Deschampsia caespitosa</i>
Ant odo	<i>Anthoxanthum odoratum</i>	Ely rep	<i>Elytrigia repens</i>
Ant syl	<i>Anthriscus sylvestris</i>	Epi ang	<i>Epilobium angustifolium</i>
Arc tom	<i>Arctium tomentosum</i>	Epi hir	<i>Epilobium hirsutum</i>
Arr ela	<i>Arrhenatherum elatius</i>	Epi mon	<i>Epilobium montanum</i>
Art vul	<i>Artemisia vulgaris</i>	Epi pal	<i>Epilobium palustre</i>
Ast gly	<i>Astragalus glycyphyllos</i>	Epi sp	<i>Epilobium</i> sp. (aff. <i>obscurum</i>)
Ave pub	<i>Avenula pubescens</i>	Equ arv	<i>Equisetum arvense</i>
Bis maj	<i>Bistorta major</i>	Equ flu	<i>Equisetum fluviatile</i>
Bri med	<i>Briza media</i>	Equ pal	<i>Equisetum palustre</i>
Bro mol	<i>Bromus mollis</i>	Equ pra	<i>Equisetum pratense</i>
Cal pal	<i>Caltha palustris</i>	Ero ver	<i>Erophila verna</i>
Cam pat	<i>Campanula patula</i>	Ery acr	<i>Erygeron acris</i>
Cap bur	<i>Capsella bursa-pastoris</i>	Eup esu	<i>Euphorbia esula</i>
Car pra	<i>Cardamine pratensis</i>	Eup hel	<i>Euphorbia helioscopia</i>
Cax acu	<i>Carex acuta</i>	Fal con	<i>Fallopia convolvulus</i>
Cax con	<i>Carex contigua</i>	Fes aru	<i>Festuca arundinacea</i>
Cax ech	<i>Carex echinata</i>	Fes gig	<i>Festuca gigantea</i>
Cax hir	<i>Carex hirta</i>	Fes pra	<i>Festuca pratensis</i>
Cax lep	<i>Carex leporina</i>	Fes rub	<i>Festuca rubra</i>
Cax nig	<i>Carex nigra</i>	Fil ulm	<i>Filipendula ulmaria</i>
Cax pal	<i>Carex pallescens</i>	Fra ves	<i>Fragaria vesca</i>
Cax pan	<i>Carex panicea</i>	Gal tet	<i>Galeopsis</i> × <i>tetrahit</i>
Cax pil	<i>Carex pilulifera</i>	Gal alb	<i>Gallium album</i>
Cax ros	<i>Carex rostrata</i>	Gal apa	<i>Gallium aparine</i>
Cax ves	<i>Carex vesicaria</i>	Gal uli	<i>Gallium uliginosum</i>
Cax vul	<i>Carex vulpina</i>	Ger pus	<i>Geranium pussillum</i>
Cen jac	<i>Centaurea jacea</i>	Ger pyr	<i>Geranium pyrenaicum</i>

Cer arv	<i>Cerastium arvense</i> subsp. <i>arvense</i>	Geu riv	<i>Geum rivale</i>
Geu urb	<i>Geum urbanum</i>	Nar str	<i>Nardus stricta</i>
Gle hed	<i>Glechoma hederacea</i>	Pas sat	<i>Pastinaca sativa</i>
Gly dec	<i>Glyceria declinata</i>	Per amp	<i>Persicaria amphibia</i>
Gly flu	<i>Glyceria fluitans</i>	Per mac	<i>Persicaria maculosa</i>
Gna syl	<i>Gnaphalium sylvaticum</i>	Pha aru	<i>Phalaris arundinacea</i>
Her man	<i>Heracleum mantegazzianum</i>	Phl pra	<i>Phleum pratense</i>
Her sph	<i>Heracleum sphondylium</i>	Pim maj	<i>Pimpinella major</i>
Hie aur	<i>Hieracium aurantiacum</i>	Pla lan	<i>Plantago lanceolata</i>
Hie cae	<i>Hieracium caespitosum</i>	Pla maj	<i>Plantago major</i>
Hie lae	<i>Hieracium laevigatum</i>	Poa pal	<i>Poa palustris</i>
Hie pil	<i>Hieracium</i> subg. <i>Pilosella</i>	Poa pra	<i>Poa pratensis</i>
Hol lan	<i>Holcus lanatus</i>	Poa tri	<i>Poa trivialis</i>
Hol mol	<i>Holcus mollis</i>	Pol avi	<i>Polygonum aviculare</i>
Hyp mac	<i>Hypericum maculatum</i>	Pot ans	<i>Potentilla anserina</i>
Hyp per	<i>Hypericum perforatum</i>	Pot arg	<i>Potentilla argentea</i>
Hyp rad	<i>Hypochaeris radicata</i>	Pot pal	<i>Potentilla palustris</i>
Cha aro	<i>Chaerophyllum aromaticum</i>	Pot rec	<i>Potentilla erecta</i>
Cha aur	<i>Chaerophyllum aureum</i>	Pru vul	<i>Prunella vulgaris</i>
Cha hir	<i>Chaerophyllum hirsutum</i>	Ran acr	<i>Ranunculus acris</i>
Cha tem	<i>Chaerophyllum temulum</i>	Ran aur	<i>Ranunculus auricomus</i>
Jun art	<i>Juncus articulatus</i>	Ran fla	<i>Ranunculus flammula</i>
Jun buf	<i>Juncus bufonius</i> agg.	Ran lan	<i>Ranunculus lanuginosus</i>
Jun con	<i>Juncus conglomeratus</i>	Ran rep	<i>Ranunculus repens</i>
Jun eff	<i>Juncus effusus</i>	Rhi ele	<i>Rhinanthus electorolophus</i>
Jun fil	<i>Juncus filiformis</i>	Rhi min	<i>Rhinanthus minor</i>
Kna arv	<i>Knautia arvensis</i>	Ror syl	<i>Rorippa sylvestris</i>
Lam alb	<i>Lamium album</i>	Ros can	<i>Rosa canina</i>
Lam pur	<i>Lamium purpureum</i>	Rub cae	<i>Rubus caesius</i> agg.
Lap com	<i>Lapsana communis</i>	Rub ida	<i>Rubus idaeus</i>
Lat pra	<i>Lathyrus pratensis</i>	Rum act	<i>Rumex acetosa</i>
Lat syl	<i>Lathyrus sylvestris</i>	Rum acl	<i>Rumex acetosella</i>
Leo aut	<i>Leontodon autumnalis</i>	Rum aqu	<i>Rumex aquaticus</i>
Leo his	<i>Leontodon hispidus</i>	Rum cri	<i>Rumex crispus</i>
Leu irc	<i>Leucanthemum ircutianum</i>	Rum obt	<i>Rumex obtusifolius</i>
Lin vul	<i>Linaria vulgaris</i>	Sag pro	<i>Sagina procumbens</i>
Lol per	<i>Lolium perenne</i>	Sal cap	<i>Salix caprea</i> juv.
Lol mul	<i>Lolium multiflorum</i>	San off	<i>Sanguisorba officinalis</i>
Lot cor	<i>Lotus corniculatus</i>	Sax gra	<i>Saxifraga granulata</i>
Luz cam	<i>Luzula campestris</i>	Sci syl	<i>Scirpus sylvaticus</i>
Luz mul	<i>Luzula multiflora</i>	Scr nod	<i>Scrophularia nodosa</i>
Lyc arv	<i>Lycopsis arvensis</i>	Scu gal	<i>Scutellaria galericulata</i>
Lyu eur	<i>Lycopus europaeus</i>	Sen jac	<i>Senecio jacobae</i>
Lyh f-c	<i>Lychnis flos-cuculi</i>	Sen ova	<i>Senecio ovatus</i>
Lys vul	<i>Lysimachia vulgaris</i>	Son arv	<i>Sonchus arvensis</i>
Mal mos	<i>Malva moschata</i>	Son ole	<i>Sonchus oleraceus</i>
Mat dis	<i>Matricaria discoidea</i>	Sta pal	<i>Stachys palustris</i>
Min aqu	<i>Mentha arvensis</i>	Ste als	<i>Stellaria alsine</i>
Myo nem	<i>Myosotis nemorosa</i>	Ste gra	<i>Stellaria graminea</i>

Myo arv	<i>Myosotis arvensis</i>	Ste sp.	<i>Stellaria media</i> agg.
Myo aqu	<i>Myosoton aquatilis</i>	Suc pra	<i>Succisa pratensis</i>
Sym off	<i>Symphytum officinale</i>	Tus far	<i>Tussilago farfara</i>
Tan vul	<i>Tanacetum vulgare</i>	Urt dio	<i>Urtica dioica</i>
Tar Rud	<i>Taraxacum</i> sect. <i>Ruderalia</i>	Ver arv	<i>Veronica arvensis</i>
Thl arv	<i>Thlaspi arvense</i>	Ver cha	<i>Veronica chamaedris</i>
Thy pul	<i>Thymus pulegioides</i>	Ver off	<i>Veronica officinalis</i>
Tra pra	<i>Tragopogon pratensis</i>	Ver per	<i>Veronica persica</i>
Tri arv	<i>Trifolium arvense</i>	Ver scu	<i>Veronica scutellata</i>
Tri dub	<i>Trifolium dubium</i>	Ver ser	<i>Veronica serpyllifolia</i>
Tri hyb	<i>Trifolium hybridum</i>	Vic cra	<i>Vicia cracca</i>
Tri med	<i>Trifolium medium</i>	Vic hir	<i>Vicia hirsuta</i>
Tri pra	<i>Trifolium pratense</i>	Vic sat	<i>Vicia sativa</i> agg.
Tri rep	<i>Trifolium repens</i>	Vic sep	<i>Vicia sepium</i>
Tri spa	<i>Trifolium spadiceum</i>	Vic ter	<i>Vicia tertrasperma</i>
Trg pal	<i>Triglochin palustre</i>	Vio arv	<i>Viola arvensis</i>
Trp ino	<i>Tripleurospermum inodorum</i>	Vio can	<i>Viola canina</i>
Trs fla	<i>Trisetum flavescens</i>		

2) Primární data a diplomová práce ve formátu pdf.

K diplomové práci přikládám cd se souborem Primarni_data.xls, který obsahuje listy:

- nepromaz_bb se všemi zaznamenanými fytoocenologickými snímky s pokryvností vyjádřenou Braun-Blanquetovou stupnicí pokryvnosti.
- promaz_%, kde jsou už jen druhy zaznamenané více než třikrát a pokryvnost je vyjádřena procentuálně
- faktory, kde jsou hodnoty všech pozorovaných faktorů (dp_prochazka.pdf).

Dále je na cd přiložena také celá diplomová práce ve formátu pdf.